

**Travail de fin d'études en sciences et technologies de l'environnement :
Évaluation et cartographie d'un bouquet de services écosystémiques
d'infrastructures agroécologiques comme levier de résilience hydrologique -
application au bassin versant de Manihant-Ourcy.**

Auteur : Bercy, Maël

Promoteur(s) : Degré, Aurore

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : sciences et technologies de l'environnement, à finalité spécialisée

Année académique : 2025-2026

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/26180>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.



ULIEGE – FACULTÉ DES SCIENCES – DÉPARTEMENT DE SCIENCE ET GESTION DE L'ENVIRONNEMENT - GEMBOUX AGRO-BIO TECH (BXABT)

ÉVALUATION ET CARTOGRAPHIE D'UN BOUQUET DE SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES D'INFRASTRUCTURES AGROÉCOLOGIQUE COMME LEVIER DE RÉSILIENCE HYDROLOGIQUE – APPLICATION AU BASSIN VERSANT DE MANAIHANT-OURCY

BERCY MAEL

TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE MASTER : BIOINGENIEUR EN SCIENCES ET TECHNOLOGIES DE L'ENVIRONNEMENT, À FINALITÉ SPÉCIALISÉE

ANNÉE ACADÉMIQUE 2025-2026

RÉDIGÉ SOUS LA DIRECTION DU PR. AURORE DEGRÉ

© Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur.

Résumé

L'objectif de ce mémoire est d'évaluer la capacité d'infrastructures agroécologiques (IA) à fournir un bouquet de services écosystémiques (SES) dans un contexte d'aménagement du territoire rural et urbain face aux inondations. Un second objectif de ce travail est d'établir une méthodologie simple permettant aux parties prenantes d'évaluer rapidement la capacité du parcellaire cadastral à fournir un bouquet de services écosystémiques en fonction de la proportion d'éléments semi-naturels sur ces unités spatiales. Le site d'étude est un bassin versant (BV) agricole de 2,28 km² sur la commune de Herve, principalement recouvert de prairies intensives permanentes. Les éléments semi-naturels étudiés sont les haies, les bosquets, les arbres alignés, les arbres proches, les arbres isolés, les arbres fruitiers, les noues, les fossés, les mares et les zone d'immersion temporaire (ZIT). Les services écosystémiques évalués sont le service de régulation hydrologique, le service de régulation de l'érosion, le service de pollinisation et le service de nutriment. Deux scénarios d'éléments semi-naturels sont étudiés, l'un représentant la situation actuelle du bassin versant et l'autre le plan d'aménagements paysagers initié par le projet ModRec. Chaque service est étudié individuellement, d'abord par une modélisation biophysique avec l'outil *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs* (**InVEST®**) de la Natural Capital Alliance et ensuite à travers une évaluation matricielle. Les résultats ont montré que le bassin versant de Manihant-Ourcy, dans sa composition paysagère actuelle, offre déjà un ensemble de services écosystémiques. Le plan ModRec génère une amélioration marginale des services étudiés à travers la modélisation InVEST. Néanmoins, ce résultat semble davantage interpeller sur les limites d'InVEST pour de faibles changements d'occupation du sol que sur la réelle capacité de services des éléments semi-naturels étudiés. Les résultats de l'évaluation matricielle offrent un aperçu spatial efficace des parcelles limitées en infrastructure agroécologique. Finalement, la modélisation biophysique a permis de répondre au premier objectif et l'évaluation matricielle au second, dont chacune offre des compétences complémentaires dans l'évaluation paysagère des services écosystémiques.

Abstract

The aim of this study is to assess the capacity of agroecological infrastructure (AI) to provide a range of ecosystem services within the context of rural and urban land-use planning in response to flooding. A second objective of this work is to establish a simple methodology enabling stakeholders to rapidly assess the capacity of cadastral parcels to provide a range of ecosystem services based on the proportion of semi-natural features within these spatial units. The study site is a 2.28 km² agricultural catchment area in the municipality of Herve, mainly covered by permanent intensive grassland. The semi-natural features studied are hedges, copses, rows of trees, nearby trees, isolated trees, fruit trees, swales, ditches, ponds and temporary immersion zones (TFI). The ecosystem services assessed are hydrological regulation, erosion control, pollination and nutrient cycling. Two scenarios involving semi-natural features are studied: one representing the current state of the catchment and the other the landscape management plan initiated by the ModRec project. Each service is assessed individually, first through biophysical modelling using the Natural Capital Alliance's Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (InVEST®) tool, and then via a matrix-based assessment. The results showed that the Manihant-Ourcy catchment, in its current landscape configuration, already provides a range of ecosystem services. The ModRec plan generates a marginal improvement in the services studied via the InVEST modelling. Nevertheless, this result seems to raise more questions about the limitations of InVEST for small changes in land use than about the actual service capacity of the semi-natural elements studied. The results of the matrix assessment provide an effective spatial overview of the plots lacking in agroecological infrastructure. Finally, biophysical modelling met the first objective and the matrix assessment the second, each offering complementary strengths in the landscape-level assessment of ecosystem services.

Remerciement

Ces six années passées dans les murs de Gembloux ont été d'une richesse incomparable, tout aussi bien sur le plan de la vie en général que sur les enseignements académiques. Ce mémoire est le résultat d'un long processus d'apprentissage et du soutien indéfectible de ma famille, envers qui je suis infiniment reconnaissant. Je tiens à remercier particulièrement mes parents qui m'ont permis de réaliser une année supplémentaire pour terminer mon Master, me permettant de prendre un recul indispensable sur mes objectifs.

Je remercie Madame Aurore DEGRÉ pour sa patience, son écoute et toutes les réflexions partagées durant ce travail. Votre sens de la pédagogie est l'un des meilleurs apprentissages que je souhaite conserver de ce travail et de mes études.

Je souhaite remercier les membres du Topo et tout particulièrement Vanessa P., pour son partage de connaissances et ses suggestions qui m'ont débloqué à de nombreuses reprises. Je remercie également Camille W. qui a donné de son temps sans compter pour la réussite de ce projet, Adrien M. qui sait trouver les mots justes pour nous motiver et Anne-K. pour tes propositions récurrentes d'after-work.

Je remercie mes amis, avec qui j'ai pu partager ces précieuses années. J'espère que nos amitiés perdureront et que nous pourrions revenir nostalgiques tous ensemble dans ces vieux murs.

Je remercie le bar pour ses enseignements sur l'école de la vie et les compétences brassicoles que j'ai pu y acquérir.

Je remercie mes collègues de bureau, qui m'ont permis de réaliser ce travail de fin d'étude dans un cadre convivial.

Finalement, je remercie le Kot, la chier des Glands, qui malheureusement termine son histoire cette année. Je suis fier d'avoir partagé cette dernière année avec vous et d'avoir fait partie des dernières Chieurs de Gembloux.

Table des matières

TABLE DES FIGURES	9
LISTE DES TABLEAUX	11
GLOSSAIRE	12
INTRODUCTION	15
1. ÉTAT DE L'ART	17
1.1. CLASSIFICATION ET CADRE D'ÉVALUATION DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES	17
1.2. DÉFINITIONS DES ÉLÉMENTS STRUCTURANT LE PAYSAGE DANS LA PAC	21
1.3. FONCTION ÉCOLOGIQUE DES ÉLÉMENTS STRUCTURANT LE PAYSAGE	23
1.4. LA CONVENTION MODREC	28
2. OBJECTIF DE L'ÉTUDE	29
3. MATÉRIEL ET MÉTHODE	30
3.1. SITE D'ÉTUDE	30
3.2. CHOIX DE LA MÉTHODE	31
3.3. SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES SÉLECTIONNÉS	33
3.4. ÉVALUATION INVEST	33
3.4.1. Description générale du modèle InVEST	33
3.4.2. Service de régulation hydrologique	34
3.4.3. Service de régulation de l'érosion hydrique	37
3.4.4. Service de régulation des nutriments	39
3.4.5. Service de pollinisation	40
3.4.6. Scénarios modélisés	40
3.4.7. Traitement statistique et présentation des résultats	42
3.5. ÉVALUATION MATRICIELLE	43
3.5.1. Les raisons de la méthode	43
3.5.2. Genèse de la méthode	47
3.5.3. Matrice des capacités	49
3.5.4. Score écosystémique parcellaire (SEP)	52
4. RÉSULTAT	57
4.1. RÉSULTATS DE MODÉLISATION INVEST	57
4.1.1. Résultat absolu et relatif par service	57

4.1.2.	<i>Distribution spatiale par services</i>	60
4.1.3.	<i>Performance du modèle pour InVEST-SWY</i>	62
4.1.4.	<i>Analyse de sensibilité pour InVEST-SWY</i>	64
4.1.5.	<i>Distribution spatiale des variables hydrologiques</i>	66
4.2.	RÉSULTAT DE L'ÉVALUATION MATRICIELLE	67
4.2.1.	<i>Distribution de classe des parcelles</i>	67
4.2.2.	<i>Distribution spatiale des score écosystémiques parcellaire</i>	68
4.2.3.	<i>Comparaison du score écosystémique à la modélisation InVEST</i>	70
5.	DISCUSSION	71
5.1.	INVEST ET MATRICE DES CAPACITÉ, DEUX OUTILS COMPLÉMENTAIRES	71
5.2.	CE QU'INVEST RÉVÈLE À L'ÉCHELLE DU BASSIN VERSANT	73
5.3.	CE QUE RÉVÈLE LA MATRICE À L'ÉCHELLE DE LA PARCELLE	74
5.4.	PERFORMANCE ET LIMITES DE LA MODÉLISATION INVEST-SWY	76
5.5.	LIMITES DE L'ÉTUDE	78
6.	CONCLUSION	80
	DESCRIPTION DE LA CONTRIBUTION PERSONNELLE	81
	BIBLIOGRAPHIE	83

Table des figures

Figure 1. Le modèle en cascade des services écosystémiques (Haines-Young et Potschin, 2011).	18
Figure 2. Image d'éléments linéaires arborés rencontrés en Wallonie. Photo prise par Maël Bercy	25
Figure 3. Systèmes agroforestiers étudiés dans l'étude d'Image et al. (2023). Les systèmes sont respectivement de gauche à droite : plantation de haies, plantation d'arbres alignés fruitiers ou non et une prairie boisée.	26
Figure 4. Image d'éléments linéaires de type fossé rencontrés en Wallonie. Photo prise par Maël Bercy	27
Figure 5. Image de mare et zone d'immersion temporaire rencontré en Wallonie. Photo prise par Maël Bercy.....	28
Figure 6. Occupation du sol du bassin versant de Manihant-Ourcy (SPW, 2023).	31
Figure 7. Arbre de décision méthodologique pour une évaluation biophysique des services écosystémiques (Harrison et al., 2017).	32
Figure 8. Grandes catégories de méthodes d'évaluation et leurs interrelations, colorées selon les types de valeurs qu'elles englobent (Harrison et al., 2017).	32
Figure 9. Bilan hydrique des pixels calculé par le modèle SWY d'InVEST. Le modèle détermine la contribution de chaque pixels au « baseflow » et « quickflow » en fonction des précipitations et de l'évapotranspiration locale.	37
Figure 10. Modèle conceptuel du service de régulation de l'érosion hydrique utilisé par InVEST.....	38
Figure 11. Représentation conceptuelle du modèle de régulation des nutriments.	39
Figure 12. Cartographie des différentes couvertures de sol pour la situation actuelle d'après le LifeWatch 2022 (Source : SPW).	41

Figure 13. Cartographie des différents éléments paysagés pour la planification ModRec.	42
Figure 14. Comparaison du lifewatch de 2022 (en haut) et des ESP identifiés par le SPW (en bas).	45
Figure 15. Zoom de Comparaison du lifewatch de 2022 et des ESP identifiés par le SPW pour quelques parcelles du bassin versant de Manihant-Ourcy.	46
Figure 16. Schéma de la méthodologie d'évaluation des services écosystémiques par matrice des capacités (B. Burkhard et Maes, 2017).	48
Figure 17. Modèle conceptuel des services écosystémiques (SES) matricielle développés sur base du concept de fonction écologique (FE).	49
Figure 18. Matrice des principales fonctions écologique identifiés dans la littérature pour chaque élément structurant le paysage.	51
Figure 19. Diagrammes radar (à gauche) et en batonnet (à droite) comparant les résultats moyens absolus de chaque service écosystémique modélisé, pour la situation actuelle et la planification ModRec, sur le bassin versant de Manihant-Ourcy.	58
Figure 20. Diagrammes radar (à gauche) et en batonnet (à droite) comparant les résultats moyens relatifs de chaque service écosystémique modélisé, pour la situation actuelle et la planification ModRec, sur le bassin versant de Manihant-Ourcy.	59
Figure 21. Répartition surfacique des parcelles cadastrales du bassin versant par classe de services écosystémiques.	60
Figure 22. Distribution spatiale des parcelles cadastrales par classe de service écosystémiques.	61
Figure 23. Graphiques de régression linéaire entre les sorties du modèle InVEST-SWY et les sorties du modèle MIKE-SHE à l'échelle des parcelles cadastrales, pour les scénarios BAU 2021 et SCN 2021.	63
Figure 24. Diagramme radar de l'analyse de sensibilité pour les paramètres de calibrations $\alpha[1/3 ; 1/12]$ et $\beta [0 ; 1]$, ainsi que pour $\pm 10\%CN$	65

Figure 25. Cartes des différences de résultats moyen annuels pour les variables hydrologiques par parcelles cadastrale pour le bassin versant de Manaihan-Oury. ...	67
Figure 26. Histogramme de fréquence des parcelles par classe de service.	68
Figure 27. Distribution spatiale du score écosystémique moyen pour le parcellaire cadastrale.	69
Figure 29. Différences de score parcellaire entre le ruissellement évité (MIKE-SHE : 1- Ruiss. Normalisé [0-100]) et le SEP.	71

Liste des tableaux

Tableau 1. Résultats InVEST moyen normalisé [0 ; 100] pour la situation actuelle et la planification ModRec, sur l'ensemble du bassin versant de Manaihan-Oury, avec μ et σ respectivement la moyenne et l'écart-type des pixels sur l'ensemble du bassin versant.	57
Tableau 2. Résultats des paramètres de la qualité d'ajustement du modèle de régression.	62
Tableau 3. Différence fonctionnelle entre MIKE-SHE et InVEST-SWY dans l'approche de modélisation des variables hydrologiques.....	76

Glossaire

Intercepter	Processus par lequel une partie des précipitations est captée et retenue par la végétation puis évaporée sans avoir atteint la surface du sol » (Musy, 2005, chap. 1).
Freiner	Ralentir un corps en mouvement jusqu'à en arrêter éventuellement le mouvement (Larousse, s.d.). Le freinage dans ce contexte représente la capacité d'un élément paysagé à ralentir l'écoulement de surface de l'eau passant à travers lui (Rey et al., 2004).
Infiltrer	L'infiltration est définie comme le « mouvement de l'eau pénétrant dans un milieu poreux depuis la surface du sol » (Musy, 2005, chap. 1).
Stocker	Le stockage est défini comme le « volume d'eau nécessaire pour remplir les petites dépressions du sol jusqu'à leur niveau de déversement (Musy, 2005, chap. 1).
Évapotranspirer	Processus d'émission de vapeur d'eau évaporation de l'eau du sol et transpiration de la végétation. (eaufrance, s.d.).

Intercepter	Processus par lequel une partie des précipitations est captée et retenue par la végétation puis évaporée sans avoir atteint la surface du sol (Musy, 2005, chap. 1).
Piéger (les sédiments)	Capacité de la végétation à retenir les sédiments en réduisant l'énergie de ruissellement (Rey et al., 2004).
Structurer	Capacité de la végétation à maintenir le sol (Rey et al., 2004).
Sédimenter	Processus de dépôt de particules en suspension par gravité (Rey et al., 2004)
Sorption	Processus d'immobilisation des nutriments dissous dans l'eau de transfert en les stockant dans le sol (adsorption) ou la biomasse (absorption). (Walton et al., 2020)
Transformer	Processus facilitant l'exportation de nutriments spécifiques des eaux entrantes vers l'atmosphère tel que la dénitrification ou l'oxydation du fer ferreux. (Walton et al., 2020)
Prélever	Processus d'assimilation des nutriments dissous dans l'eau par la végétation en les

	intégrant dans leur biomasse vivante. (Walton et al., 2020)
Décanter	Processus de sédimentation des nutriments fixé sur des particules de sol (Walton et al., 2020).
Sorption	Processus d'immobilisation des nutriments dissous dans l'eau de transfert en les stockant dans le sol (adsorption) ou la biomasse (absorption). (Walton et al., 2020)
Rétention	Processus d'immobilisation des nutriments dissous dans l'eau de transfert en les stockant dans le sol ou la biomasse (Walton et al., 2020).

Introduction

Les infrastructures agroécologiques ou éléments structurants le paysage (ESP) tel que les haies, les mares, les bosquets, alignements d'arbres et bien d'autres ont la capacité de rendre de nombreux services écosystémiques (SES), plus célébrèrent exprimés comme la contribution des écosystèmes au bien être humain (MEA, 2005). L'intérêt scientifique pour les services écosystémiques (SES) a connu une croissance importante au cours des vingt-cinq dernières années, passant de moins de 100 publications en 2000 à plus de 700 en 2020 (Gangahagedara et al., 2021). Cette dynamique reflète une évolution profonde de la manière dont les sociétés humaines appréhendent et valorisent les écosystèmes. Ce changement a été rendu possible par une succession de rapports fondateurs qui ont progressivement structuré ce champ d'étude. En 2005, le rapport de l'Évaluation des Écosystèmes pour le Millénaire (MEA), conduit sous l'égide des Nations Unies, proposait une conception des services écosystémiques centrée sur les avantages que les écosystèmes procurent aux populations. Le rapport du MEA a permis de populariser le concept de services écosystémiques et d'évaluer scientifiquement la dégradation mondiale des écosystèmes¹. En 2010, le rapport sur L'Économie des Écosystèmes et de la Biodiversité (TEEB) définis les services écosystémiques comme « les contributions directes et indirectes des écosystèmes au bien-être humain ». Cette initiative internationale intègre alors la valeur économique au cœur des analyses environnementales. Plus spécifiquement, la définition suit globalement celle du MAE, à ceci près qu'elle établit une distinction plus fine entre services et avantages et reconnaît explicitement que les services peuvent être bénéfiques aux personnes de multiples manières et de manières indirectes (De Groot et al., 2010). En 2012 est lancé par l'ONU La plate-forme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) qui a pour

¹ Biodiversité en Wallonie, « Emergence du concept de service écosystémique », consulté le 17 mars 2026, <https://biodiversite.wallonie.be/home/evaluation-biologique/services-ecosystemiques/plateforme-wal-es-1/le-concept-des-se.html>

mission de constituer une interface entre la communauté scientifique et les gouvernants². L'IPBES publie depuis 2019 une série de rapport sur la perte mondiale de biodiversité et la valeur de la nature. Son rôle d'expertise scientifique à destination des décideurs le vaut le surnom de « GIEC de la biodiversité ». Cette série de rapports fondateurs et d'organe internationale a permis de mettre les services écosystémiques au centre des préoccupations des décideurs gouvernementale en évaluant les avantages que les écosystèmes procurent au bien être humain et les coûts de l'inaction politique. Finalement, les Nations Unis définisse les en 2023 les services écosystémiques comme « la contribution des écosystèmes aux avantages utilisés dans l'activité économique et les autres activités humaines »³. Aujourd'hui, la PAC identifie la préservation et la restauration des services écosystémiques parmi ses priorités de développement rural (Maes et al., 2012). La stratégie de l'UE en faveur de la biodiversité à l'horizon 2020 a formalisé cet objectif en demandant aux États membres, dont la Belgique, de cartographier et d'évaluer l'état des écosystèmes et de leurs services sur leur territoire national⁴. Cependant, encore peu de pays ont montré une utilisation de l'approche par des systèmes d'information géographique pour des études fournissant des services écosystémiques (Shikha Anand et Stutee Gupta, 2020). Néanmoins, En 2019, un projet de cartographie des services écosystémiques à l'échelle de la Wallonie a été lancé, reposant sur une approche matricielle des capacités fondée sur une évaluation d'experts. Cette démarche, développée par Dufrêne & Pairon (2023), s'inscrit dans la continuité de l'objectif 2 de la stratégie européenne de 2011 intitulée « préserver et rétablir les écosystèmes et leurs services ». Financée par une subvention du Service Public de Wallonie (SPW) dans le cadre d'une convention avec l'ULiège Gembloux Agro-Bio Tech, cette cartographie a permis d'évaluer la capacité des différentes occupations du sol à fournir un ensemble de services

² Vie Publique, « Qu'est-ce que l'IPBES, la plateforme sur la biodiversité ? », consulté le 17 mars 2026, <https://www.vie-publique.fr/fiches/274837-quest-ce-que-la-plateforme-sur-la-biodiversite-ipbes>

³ United Nations, *SEEA EA Glossary. Unofficial Translation : English – Spanish – French – Russian*, version mai 2023, <https://seea.un.org/ecosystem-accounting>

⁴ Commission européenne, La biodiversité, notre assurance-vie et notre capital naturel : stratégie de l'UE à l'horizon 2020, COM(2011) 244 final, 3 mai 2011, cible 2, action 5.

écosystémiques. Si elle offre une lecture rapide de cette capacité par type d'occupation du sol à l'échelle du territoire wallon, cette cartographie n'évalue pas directement la valeur écosystémique des éléments semi-naturels à l'échelle locale, bien que ceux-ci ont la capacité de rendre de nombreux services écosystémiques. En effet, la part des terres arables dédiée aux éléments semi-naturels font l'objet d'indicateur de biodiversité tel qu'énoncé dans le règlement européen sur la restauration de la nature⁵ qui vise à renforcer la biodiversité des écosystèmes. Plus précisément, la norme de conditionnalité n°8 relatives aux bonnes conditions agricoles et environnementales des terres (BCAE 8) prévues dans la nouvelle politique agricole commune (PAC), exige que les bénéficiaires d'aides de la PAC consacrent au moins 4% de leurs terres arables à des zones et éléments non-productifs tel que les éléments topographiques afin d'aider les états membres à augmenter progressivement leur part d'éléments paysagés dans les terres agricoles. Dans ce contexte, il n'existe pas à ce jour de méthode d'évaluation de la capacité des parcelles agricoles à fournir différents services écosystémiques en fonctions des éléments semi-naturels qui la compose.

1. État de l'art

1.1. Classification et cadre d'évaluation des services écosystémiques

Afin de structurer la classification des différents services écosystémiques, Le Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) a proposé une classification internationale des services écosystémiques, élaborée pour le département statistique des Nations Unies et l'Agence européenne pour l'environnement. Ils définissent la hiérarchie de classification suivante : section, division, groupe et classe. La section regroupe le niveau le plus élevé et différencie les services de production, de régulation et culturel tandis que la classe, le niveau le plus précis, exprime les services finaux tel que le

⁵ Règlement (UE) 2024/1991 du Parlement européen et du Conseil du 24 juin 2024 relatif à la restauration de la nature. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=OJ:L_202401991

contrôle de l'érosion hydrique, la régulation des pics de crues, etc. La version actuelle du CICES est la version 5.2 qui est une révision de la version 5.1 publiée en 2018.

L'analyse des relations entre les écosystèmes et le bien-être humain est quant à elle encadré par le modèle en cascade des services écosystémiques proposé par Haines-Young et Potschin dès 2010, dont une version révisée a été publiée en 2011 (Potschin & Haines-Young, 2011), après une modification proposée par de Groot et al. (2010). Ce cadre conceptuel organise le lien entre les structures biophysique et le bien-être humain selon une logique en « chaîne de production » en articulant cinq composantes interdépendantes : les structures biophysiques, les fonctions écologiques, les services, les avantages et la valeur. En distinguant explicitement ces différentes étapes, du fonctionnement de l'écosystème jusqu'à la valeur perçue par les sociétés humaines, ce modèle constitue un outil central dans l'évaluation des services écosystémiques (voir Figure 1).

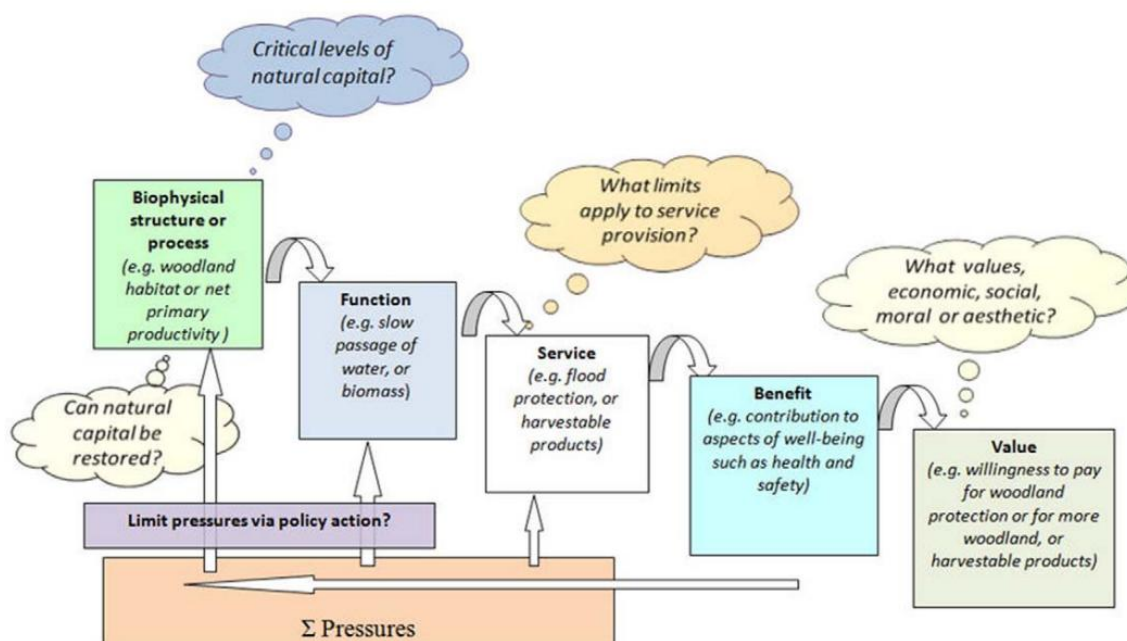


Figure 1. Le modèle en cascade des services écosystémiques (Haines-Young et Potschin, 2011).

Dans le cadre de cette étude, les **structures biophysiques** représentent tous les éléments structurant les paysages présents sur le bassin versant à savoir les haies, les mares, les noues, les fossés, les arbres isolés, les arbres fruitiers, et les zones d'immersion temporaire (ZIT). Ces éléments paysagés sont reliés à leurs services écosystémiques à travers les fonctions écologiques (voir Figure 1).

Les fonctions écologiques représentent le potentiel des écosystèmes à fournir un service qui dépend lui-même de leur structure et de leurs **processus écologiques** (De Groot et al., 2010). Le TEEB les définissent à leur tour comme « un sous-ensemble des interactions entre la structure et les processus de l'écosystème qui sous-tendent sa capacité à fournir des biens et des services ». Comme le rappelle Haines-Young et Potschin (2010) Les relations entre les structures biophysiques et les SES rendus dépendent de mécanismes complexes qui rendent difficile la différenciation entre ces mécanismes qui génèrent les services et les services eux même. C'est pourquoi il est indispensable de définir quelles sont les fonctions écologiques que peuvent fournir les particularités topographiques afin de les relier aux services adéquats. De Groot et al. (2010) et Haines-Young et Potschin (2010) donnent l'exemple de la forêt qui, à travers son potentiel de ralentir l'écoulement de l'eau (**sa fonction écologique**), fournit un service de régulation hydrique (**son service écosystémique**) si des bénéficiaires sont en mesure d'en profiter. Haines-Young et Potschin (2010) précisent dans le même exemple que cette capacité est quelque chose d'utile à l'humain et non une propriété fondamentale de l'écosystème. Cette fonction est donc traduite en service écosystémique lorsque l'être-humain y trouve de l'utilité et qu'il en tire des avantages. C'est pourquoi il est important de distinguer les fonctions écologiques des services écosystémiques, car **la dimension « utile » d'une fonction peut varier selon les situations, les populations et les époques, tandis que la fonction écologique elle-même demeure inchangée**. En reprenant l'exemple de la forêt, les conditions climatiques illustrent bien cette distinction : en période de crue, la capacité de la forêt à ralentir l'écoulement de l'eau se traduit par un service de régulation hydrologique du pic de crue, tandis qu'en période de sécheresse, cette même fonction fournit un service de régulation de la disponibilité en eau en retardant l'écoulement vers l'exutoire du bassin versant. Ainsi, bien que la fonction écologique « freiner l'écoulement » reste identique, le service qu'elle rend à l'être humain varie selon le contexte, ce qui permet de distinguer plus aisément une fonction biophysique des services qu'elle est susceptible de générer.

Les avantages correspondent aux gains de bien-être générés par les écosystèmes (Potschin & Haines-Young, 2011). On distingue les avantages directs, consciemment perçus par l'être humain, des avantages indirects, dont il profite sans nécessairement en avoir conscience. Les avantages tirés des services écosystémiques sont multiples. De Groot et al. (2010) rappellent qu'ils ne se limitent pas aux dimensions productives ou de

régulation et peuvent également revêtir une dimension culturelle ou constituer un élément d'identité sociale. Si ces avantages représentent des gains de bien-être générés par les écosystèmes, différents groupes peuvent les valoriser de manière distincte selon les époques et les lieux (Fisher et al., 2009, cité dans Potschin & Haines-Young, 2011). C'est pourquoi l'être humain échoue généralement à attribuer la valeur réelle des services écosystémiques du fait de ces avantages indirects.

La valeur représente la valeur économique des avantages que l'être humain tire des écosystèmes pour son bien-être. Le MAE définit la valeur comme « la contribution d'une action ou d'un objet au but, objectifs ou conditions spécifiés par l'utilisation » (cité dans De Groot et al., 2010). En économie, la valeur est toujours associée à une transaction. C'est-à-dire que nous sommes prêts à renoncer à quelque chose pour l'obtenir ou en profiter. L'évaluation la plus courante de la valeur des services écosystémiques est l'évaluation monétaire mais De Groot et al. (2010) rappelle que celle-ci a souvent échoué dans ce cadre. Néanmoins, il existe d'autres méthodes d'évaluation de la valeur des services écosystémiques tel que l'évaluation des moyens de subsistance et les évaluations de la vulnérabilité. Bien que les évaluations économiques de la valeur des écosystèmes au bien-être humain échouent à évaluer pleinement leur contribution, celles-ci contribuent tout de même à internaliser les externalités dans la comptabilité économique, permettant d'influencer les prises de décisions (Pandeya et al., 2016).

La description des différents éléments qui constituent le modèle en cascade présentée ci-dessus illustre la complexité des mécanismes pouvant exister entre les structures biophysiques et les avantages que l'être humain peut en tirer. C'est pourquoi il est essentiel, dans l'évaluation des services écosystémiques des aménagements, de distinguer clairement les capacités de ces derniers (fonctions), leur contribution directe ou indirecte au bien-être humain (services écosystémiques) et les gains qu'ils génèrent (avantages), afin d'éviter les problèmes de double comptage pouvant survenir lorsqu'un même service est identifié dans différents éléments du paysage (De Groot et al., 2010 ; Potschin & Haines-Young, 2011). Enfin, la valeur économique des écosystèmes n'est jamais exacte mais elle permet d'insérer dans les processus de comptabilité économique les externalités des écosystèmes et ainsi influencer les décisions à différents niveaux d'échelles. Néanmoins, chaque étape du modèle en cascade requiert une quantité importante de données et d'analyse. C'est pourquoi cette étude se concentre sur l'évaluation des

services écosystémiques jusqu'aux avantages que ceux-ci peuvent fournir à la population sans y intégrer l'évaluation monétaire de ces avantages au bien-être humain.

1.2. Définitions des éléments structurant le paysage dans la PAC

L'arrêté wallon du 23 février 2023 relative aux notions communes aux interventions et aides de la politique agricole commune et à la conditionnalité inclus dans **les particularités topographiques** : les haies et arbres alignés, les arbres isolés, les arbres proches, les bosquets, les fossés, les talus et les mares. Les noues et les zone d'immersion temporaire (ZIT) ne sont pas explicitement reprises dans la terminologie de « particularité topographique ». Elles ne font donc pas l'objet d'une définition précise dans l'arrêté wallon. Néanmoins, ces éléments paysagés figurent comme investissement éligible aux aides dans le plan stratégique de la PAC pour la Wallonie adopté en 2023 dans la section « Aides aux investissements non productifs dans les exploitations agricoles ».

1.2.1. *Les éléments linéaires : Les haies, les arbres alignés, les fossés et les noues*

Les haies et arbres alignés sont définis dans l'arrêté wallon⁶ comme « les ensembles d'arbres ou d'arbustes implantés à faible distance les uns des autres de façon à constituer des cordons arbustifs denses présentant les caractéristiques suivantes :

- a) Ils sont constitués d'arbres ou d'arbustes d'essences indigènes.
- b) Ils ont une longueur continue de minimum dix mètres en ce qui concerne les haies et de minimum cinq mètres en ce qui concerne les arbres alignés
- c) Ils ont une largeur maximale de dix mètres entre les pieds extérieurs⁷.

⁶ Arrêté du 23 février 2023 du Gouvernement wallon relatif aux notions communes aux interventions et aides de la politique agricole commune et à la conditionnalité, modification du 15 janvier 2026.

⁷ Le largeur n'étant pas imposé, les haies sont modélisées avec une largeur arbitraire de 3m.

Le fossé est défini dans l'arrêté wallon comme « les dépressions naturelles ou artificielles d'une largeur maximale de deux mètres entre les points de rupture de pente, destinées à l'écoulement d'eau de ruissellement ou de drainage, à l'exclusion des éléments dont la structure est en béton ».

La noue ne fait pas l'objet d'une définition dans l'arrêté wallon de 2023. Elle est généralement considérée une dépression végétalisée peu profonde et large, dont les berges sont réalisées en pente douce, généralement comprise entre 15 et 25 % (Portail de l'agriculture wallonne, s.d.). Elles sont dimensionnées selon une pluie de projet, généralement décennale. L'octroi des aides de la PAC impose une largeur minimale de 3,5 m et une profondeur supérieure ou égale à 50 cm, avec une pente 2/1 (Portail de l'agriculture wallonne, s.d.).

1.2.2. Les éléments ponctuels : les arbres isolés et proches.

Les arbres isolés comprennent les éléments suivants :

- Les arbres remarquables ;
- Les arbres d'essences indigènes dont la couronne est située à plus de cinq mètres de tout autre arbre, arbuste ou buisson, dont la circonférence du tronc, mesurée à un mètre et demi de hauteur, est d'au moins quarante centimètres et dont **la couronne mesure au moins quatre mètres de diamètre**, sauf en cas de taille.

Les arbres proches sont définis comme « les arbres présentant les caractéristiques suivantes :

- a) Leur couronne mesure au moins quatre mètres de diamètre, sauf en cas de taille ;
- b) leur couronne se situe à cinq mètres ou moins de tout autre arbre, arbuste ou buisson et à plus de cinq mètres d'une haie ;
- c) leur couronne ne joint pas la couronne d'un autre arbre, arbuste ou buisson ;
- d) ils ne se trouvent pas dans la continuité d'arbres alignés ;
- (e) la circonférence de leur tronc, mesurée à un mètre et demi de hauteur, est d'au moins quarante centimètres.

1.2.3. Les éléments surfaciques : les bosquets, les mares et les zones d'immersion temporaire

Les bosquets sont définis comme « les ensembles d'arbres ou d'arbustes implantés à faible distance les uns des autres de façon à constituer des couverts arbustifs denses présentant les caractéristiques suivantes :

- a) ils sont majoritairement constitués d'arbres ou d'arbustes d'essences indigènes
- b) ils ont une superficie inférieure ou égale à trente ares ;
- c) ils ont une largeur minimale de dix mètres entre les pieds extérieurs ;
- d) la distance maximale entre les couronnes des arbres ou des arbustes est de cinq mètres ;
- e) ils sont composés d'au moins trois arbres ou arbustes non-alignés ».

Les mares sont définies comme « les surfaces d'eau stagnante d'une superficie minimale de vingt-cinq mètres carrés entre le 1 novembre et le 31 mai et d'une superficie maximale de trente ares ».

La zone d'immersion temporaire quant à elle représente généralement un espace naturel destiné à recueillir les eaux de ruissellement et ne font pas l'objet d'une définition précise dans l'arrêté wallon du 23 février 2023.

1.3. Fonction écologique des éléments structurant le paysage

Les éléments linéaires arborés (voir Figure 2), arbres isolés, arbres proches, haies et bosquets répondent à de nombreuses de fonctions écologiques capable de fournir un ensemble de service écosystémiques. **Concernant le service de régulation hydrologique**, les arbres assurent premièrement **la fonction d'interception**. Anys et al. (2023) ont étudié deux espèces communes d'Europe centrale en contexte urbain, le tilleul à feuilles en cœur (*Tilia cordata*) et l'érable plane (*Acer platanoides*), et montrent que l'efficacité de l'interception est principalement gouvernée par l'indice de surface foliaire (LAI) et la surface de couronne (PAI). L'interception dépasse 40% des précipitations pour des événements inférieurs à 5 mm, mais tombe en moyenne à 25% pour des précipitations supérieures à 10 mm, l'efficacité diminuant de manière logarithmique avec

l'intensité de la pluie. Rahman et al. (2023), dans une méta-analyse portant sur 92 études relatives au bilan hydrique de différentes occupations du sol, confirment que les couverts forestiers présentent des valeurs de conductivité hydraulique à saturation (K_s) nettement supérieures à celles des prairies et des surfaces agricoles, traduisant une meilleure **capacité d'infiltration**. Les systèmes sylvopastoraux sont par ailleurs reconnus pour leur capacité à améliorer la **rétenction en eau** du sol, bien que le prélèvement racinaire profond des arbres puisse, dans certaines conditions, accentuer les déficits hydriques en période de sécheresse (Mitrová et al., 2025). **Concernant l'érosion hydrique**, Rey et al. (2004) montrent que la végétation agit simultanément sur ces quatre mécanismes : elle protège le sol contre les facteurs érosifs en interceptant les gouttes de pluie et en augmentant l'infiltration, ce qui réduit le volume, la concentration et la vitesse des flux. Elle assure également une protection mécanique en dissipant l'énergie cinétique des précipitations et un effet de splash, et fixe le sol par son système racinaire. Rey et al. (2004) soulignent par ailleurs le rôle de **piège à sédiments** de la végétation : les flux traversant les barrières végétales déposent leurs sédiments en proportion de la réduction de leur énergie de transport. De grandes quantités de sédiments érodés à l'intérieur des bassins versants sont ainsi retenues avant d'atteindre l'exutoire. L'efficacité de cette protection varie selon la structure et la densité du couvert végétal, sans qu'une relation strictement linéaire puisse être établie entre le taux de couverture végétale et la réduction de l'érosion à l'échelle du bassin versant (Rey et al., 2004). Si la forêt est souvent citée comme la meilleure protection contre l'érosion, les auteurs rappellent que les arbustes et la végétation herbacée dense peuvent offrir une protection comparable à celle des arbres, et que le rôle des couverts herbacés est souvent sous-estimé. Pour un même type de structure végétale, l'efficacité dépend également des caractéristiques morphologiques et dynamiques des espèces considérées. **Concernant la régulation des nutriments**, les systèmes agroforestiers, incluant haies et arbres alignés, réduisent les concentrations en azote exportées par ruissellement par lessivage grâce à la capacité des racines profondes des arbres à **prélever les nutriments** dans des horizons que les cultures ne peuvent atteindre, réduisant ainsi le lessivage vers la nappe (Zhu et al., 2019). **Concernant la pollinisation**, les haies constituent un habitat de nidification au sol pour les pollinisateurs, mais leur contribution aux ressources florales est généralement limitée par la composition en essences ligneuses qui les composent. Albrecht et al. (2021), dans une synthèse de 17 études sur la pollinisation en contexte agricole, concluent que les haies seules ne suffisent pas à soutenir une abondance

satisfaisante de pollinisateurs et recommandent de les accompagner d'une bande tampon fleurie pour maximiser le service rendu. Leur étude montre par ailleurs que le service de pollinisation augmente avec la richesse florale et le temps d'établissement de l'aménagement, mais présente un phénomène de saturation au-delà d'un certain seuil, et décroît de manière exponentielle avec la distance à la ressource florale. Garratt et al. (2017), dans une étude portant sur 16 parcelles dans le sud de l'Angleterre, confirment que l'abondance totale de pollinisateurs décroît à mesure que l'on s'éloigne des haies, soulignant l'importance de la distribution spatiale des éléments paysagers dans le paysage agricole. Les arbres matures jouent quant à eux un rôle complémentaire en fournissant des cavités naturelles adaptées aux pollinisateurs nichant hors sol. Image et al. (2023), dans une étude en Angleterre comparant différents systèmes agroforestiers (voir figure 3) pour l'abondance des pollinisateurs, montrent que les pollinisateurs nichant au sol sont généralement plus abondants à proximité des haies, tandis que ceux nichant hors sol sont plus abondants autour des arbres matures, dont les rameaux plus épais fournissent des cavités que les haies ne peuvent offrir. Les systèmes agroforestiers présentent dans l'ensemble une abondance de pollinisateurs significativement supérieure à celle des systèmes sans éléments semi-naturels, particulièrement en début de printemps et pour les plantations à densité élevée.



Figure 2. Image d'éléments linéaires arborés rencontrés en Wallonie. Photo prise par Maël Bercy.



Figure 3. Systèmes agroforestiers étudiés dans l'étude d'Image et al. (2023). Les systèmes sont respectivement de gauche à droite : plantation de haies, plantation d'arbres alignés fruitiers ou non et une prairie boisée.

Les éléments linéaires herbacés (voir Figure 4) et creusés artificiellement tels que **les fossés et les noues** assurent quant à eux principalement les fonctions de freinage et d'infiltration du ruissellement. **La capacité d'infiltration** des fossés est fortement dépendante de la densité du couvert végétal des berges et de la porosité du sol (Dollinger et al., 2015). Saraçoğlu et al. (2023) ont comparé différentes morphologies de noues artificielles et concluent que la noue végétalisée avec une faible pente dans un rapport côté-pente de 1:3 permet la plus grande réduction du pic de crue, soulignant l'importance des caractéristiques morphologiques dans l'efficacité de ces aménagements. Les fossés contribuent également au **piégeage des sédiments**, avec des capacités de rétention estimées entre 8,6 et 107,2 kg de sédiments par mètre et par an (Dollinger et al., 2015). Cette rétention est principalement assurée par la végétation des berges et est efficace pour des particules de texture supérieure à 40–60 μm (sables fins à limons moyens), les particules fines restant en suspension et étant transportées vers l'aval. La densité du couvert végétal, la porosité du sol et la faiblesse de la pente de drainage sont les facteurs déterminants de cette efficacité. Les noues assurent également des fonctions de régulation de l'érosion similaire au fossé mais elles sont principalement étudiées pour leur fonction hydrologique (Bhat et al., 2024). Les fossés présentent une capacité de **rétention des nutriments** particulièrement variable, allant de 3 à 92% selon leurs caractéristiques morphologiques et les conditions biochimiques du sol (Dollinger et al., 2015). **Les processus de sorption** sont fortement influencés par la composition minéralogique du sol : la rétention du phosphore dépend notamment de la proportion en hydroxydes de fer et d'aluminium. La végétation des fossés ne contribue qu'à hauteur de 5% environ à l'assimilation des flux de nutriments, et ce prélèvement est fortement saisonnier, les nutriments pouvant être relâchés lors de la sénescence

végétale. Les fossés et les noues, bien que non identifiés spécifiquement dans la littérature pour leur contribution directe à la pollinisation, peuvent accueillir au fil du temps une végétation diversifiée constituant une ressource florale supplémentaire pour les pollinisateurs (Biggs et al., 2016). Cette contribution reste néanmoins difficile à quantifier et fortement dépendante des conditions locales de gestion.



Figure 4. Image d'éléments linéaires de type fossé rencontrés en Wallonie. Photo prise par Maël Bercy

Les petites étendues d'eau (voir Figure 5) telles que les mares et les zones d'immersion temporaire remplissent principalement une fonction de **stockage** que les éléments linéaires et arborés ne peuvent assurer seuls. Ces éléments surfaciques permettent de retenir temporairement les eaux de ruissellement, réduisant ainsi le volume et la vitesse des flux vers l'exutoire du bassin versant. Les mares et zones d'immersion temporaire contribuent à la **régulation de l'érosion** également par leur fonction de stockage, qui réduit la vitesse et le volume des flux de surface atteignant le réseau hydrographique. Biggs et al. (2016) soulignent que pratiquement tous les services écosystémiques liés à l'eau sont initialement régulés par ces petites étendues d'eau, dont la connectivité au réseau hydrologique conditionne directement l'efficacité de régulation. Leur rôle spécifique dans la **rétenion des sédiments** demeure néanmoins peu documenté dans la littérature, constituant une des lacunes identifiées par Biggs et al. (2016) dans la compréhension du fonctionnement hydrologique et géochimique des petites étendues d'eau. Les zones humides de type mares et zones d'immersion temporaire constituent également des barrières efficaces pour la rétention des nutriments en contexte agricole. Walton et al. (2020), dans une méta-analyse comparant différentes morphologies de zones humides tampon en climat tempéré continental, rapportent des taux de rétention des nitrates de 50% pour les sols minéraux et 53% pour les sols organiques,

sans différence statistiquement significative entre les deux types. La variance de la charge en nutriments entrants exerce une influence plus forte sur la rétention que le type de sol. Walton et al., (2020) identifient quatre processus de rétention : la **dénitrification, le prélèvement végétal, la sorption et la sédimentation**. La dénitrification est le processus dominant pour l'élimination de l'azote, étant dix fois plus élevée dans les sols organiques que dans les sols minéraux, ce processus est limité dans les sols dont la teneur en carbone est inférieure à 3%. Les efficacités de rétention sont par ailleurs les plus élevées pour les eaux souterraines ($76 \pm 25\%$) et les plus faibles pour les eaux de rivière ($35 \pm 24\%$).



Figure 5. Image de mare et zone d'immersion temporaire rencontré en Wallonie. Photo prise par Maël Bercy.

1.4. La convention ModRec

En juillet 2021, la Wallonie a été frappée par des inondations d'une ampleur exceptionnelle, dont les conséquences resteront gravées dans la mémoire collective pour des décennies. Face à ce traumatisme, de nombreux acteurs se sont mobilisés pour mieux appréhender le risque hydrologique et réfléchir aux moyens de renforcer la résilience de leurs territoires face aux crues. C'est dans ce contexte qu'est publié, en mai 2023, le Schéma Stratégique multidisciplinaire du bassin versant de la Vesdre (SSV), dont l'ambition est de fédérer communes, habitants, associations et institutions régionales autour d'un objectif commun : la résilience et la solidarité du bassin versant de la Vesdre. Le SSV a ainsi permis de définir les objectifs de résilience territoriale et les méthodologies nécessaires pour les atteindre, parmi lesquelles la modélisation hydrologique occupe une place centrale en tant qu'outil d'évaluation de la vulnérabilité du territoire à l'inondation.

C'est précisément dans cette optique que s'inscrit la convention ModRec-Vesdre, conclue entre l'ULiège et le Service Public de Wallonie (SPW), avec pour objectif de produire une modélisation hydrologique du bassin versant de la Vesdre (Benjamin, 2024 ; Degré A. et al, 2024). Cette convention a permis d'évaluer les bénéfices hydrologiques associés à la restauration de différents scénarios d'utilisation du sol sur trois sous-bassins versants, dans le prolongement des orientations du SSV. Elle a ensuite ouvert la voie au projet ModRec 2, qui ambitionne de créer de véritables territoires d'innovation hydrologique sur le bassin versant de la Vesdre.

L'un de ces territoires est le bassin versant de Manihant-Ourcy, situé au sud-est de la commune de Herve, où l'Université de Liège - Gembloux Agro-Bio-Tech, le Contrat Rivière Vesdre (CRV), les riverains et les agriculteurs collaborent pour renforcer la résilience locale. Les résultats de la modélisation issus de ModRec 1 ont servi de socle aux concertations entre parties prenantes, aboutissant à l'élaboration d'un plan d'aménagement d'éléments paysagers dont la capacité à fournir de nombreux services écosystémiques répond directement aux objectifs du SSV.

2. Objectif de l'étude

L'objectif principale de ce mémoire est d'évaluer, dans une approche cartographique, la qualité des éléments structurant le paysage déjà présent sur le bassin versant de Manihant-Ourcy et ceux proposés dans le plan d'aménagement du projet ModRec 2 comme source de services écosystémiques, élargis au-delà des services de régulations hydrologiques modélisé lors de la convention ModRec-Vesdre, dans le but d'adapter les prises de décisions locales. Un second Objectif est de développer une méthodologie permettant d'identifier au sein du bassin versant, les zones qui nécessite un besoin en éléments paysagés, afin d'aider les parties prenantes à sélectionner rapidement les zones du bassin versant qui nécessite de nouveaux éléments structurant le paysage.

Les services écosystémiques étudiés sont le service de régulation hydrologique, le service de protection contre l'érosion hydrique, le service de pollinisation et le service de régulation des nutriments, suivant la sélection proposée par Lang et al. (2023) qui évalue l'influence des éléments linéaires semi-naturels sur ces quatre services dans le paysage agricole allemand. Ce choix est également conforté par le Règlement (UE) 2024/1991

relatif à la restauration de la nature, qui reconnaît que les éléments topographiques « offrent de l'espace à la faune et à la flore sauvages, notamment aux pollinisateurs, préviennent l'érosion et l'appauvrissement des sols, filtrent l'air et l'eau, soutiennent l'atténuation du changement climatique et l'adaptation à celui-ci, ainsi que la productivité agricole des cultures tributaires des pollinisateurs »⁸.

Les résultats sont présentés en deux temps. Premièrement à travers l'évaluation INVEST rendant compte de la valeur qualitative des services rendus à l'échelle globale du bassin et secondement à travers une évaluation matricielle à l'échelle du parcellaire cadastral afin de localiser rapidement les zones du bassin versant dont la fourniture en service écosystémiques par des éléments structurant le paysage est limitée ou manquante, selon les exigences de la PAC. Une attention particulière est faite pour les quantifications des services de régulation hydrologique au sein des modèles utilisés afin de préserver l'orientation principale du projet qui cherche à améliorer la résilience du territoire face aux inondations.

3. Matériel et méthode

3.1. Site d'étude

Le site d'étude est un bassin versant agricole de 2,28 km² situé au Sud-Est de la commune de Herve en Belgique, désigné comme le BV de Manéchant-Ourcy (voir Figure 6). Les températures moyennes annuelles sont de 10,2°C et les précipitations annuelles cumulées atteignent 970,6 mm pour la commune de Herve (IRM, s.d.). Le bassin versant de Manéchant-Ourcy est majoritairement couvert par des prairies permanentes à l'exception de quelques cultures. Cette surface agricole compte 11 exploitants dont 51,07% est détenu par 1 seul exploitant (Heymans, 2025). Le reste des surfaces sont couvertes à 10% par des surfaces imperméables (routes, bâtiment et parking), 9% par des surfaces forestières et moins de 1% par les eaux de surfaces et le bocage. Enfin, le BV a la

⁸ Règlement (UE) 2024/1991, considérant 57.

particularité d'être traversé par l'autoroute E42 créant un étranglement dans la partie Nord.

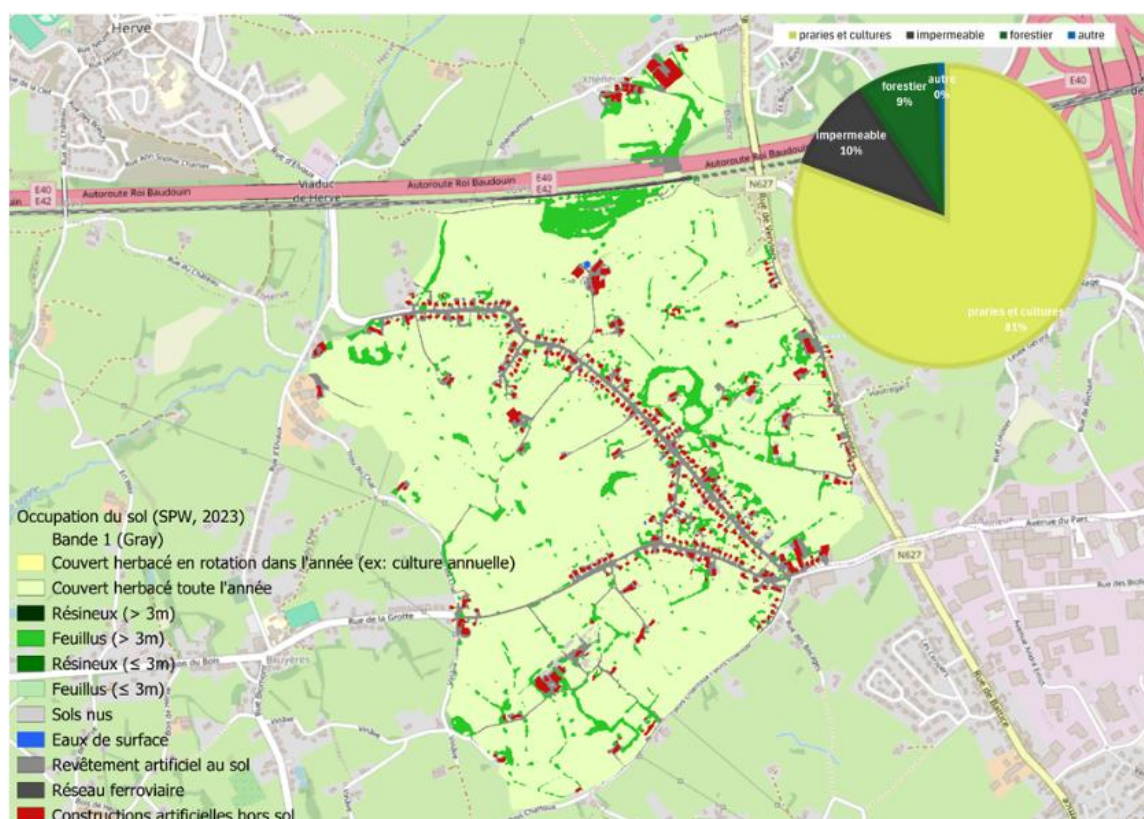


Figure 6. Occupation du sol du bassin versant de Manihant-Ourcy (SPW, 2023).

3.2. Choix de la méthode

Le choix méthodologique pour l'évaluation des services écosystémiques a été guidé par l'arbre décisionnel proposé par Harrison et al. (2017) (voir Figure 7). Dans un premier temps, l'arbre décisionnel a orienté l'étude vers une évaluation par la méthode des matrices complexes. Cependant, bien que cet outil soit adapté à la cartographie des SES, il demeure dépendant de l'évaluation d'experts, dont l'objectivité des résultats est difficilement justifiable. C'est pourquoi l'étude s'est aussi tournée vers une méthodologie par modèle physiquement basé.

L'objectif étant de cartographie des services écosystémiques, l'outil InVEST s'est avéré correspondre au mieux aux conditions de l'étude. La Figure 8 confirme d'ailleurs qu'il existe un lien entre la cartographie des services écosystémiques et les modèles tels

qu'InVEST. Ce lien n'apparaît cependant pas dans l'arbre décisionnel de Harrison et al. (2017) (Figure 7), qui n'établit pas de connexion explicite entre la cartographie des services écosystémiques et l'outil InVEST, bien que celui-ci soit tout à fait compétent pour cette tâche. En effet, InVEST est reconnu comme un modèle performant pour la quantification et la cartographie d'une large gamme de services écosystémiques (Maes et al., 2012 ; Pandeya et al., 2016).

(a) Biophysical methods decision tree:

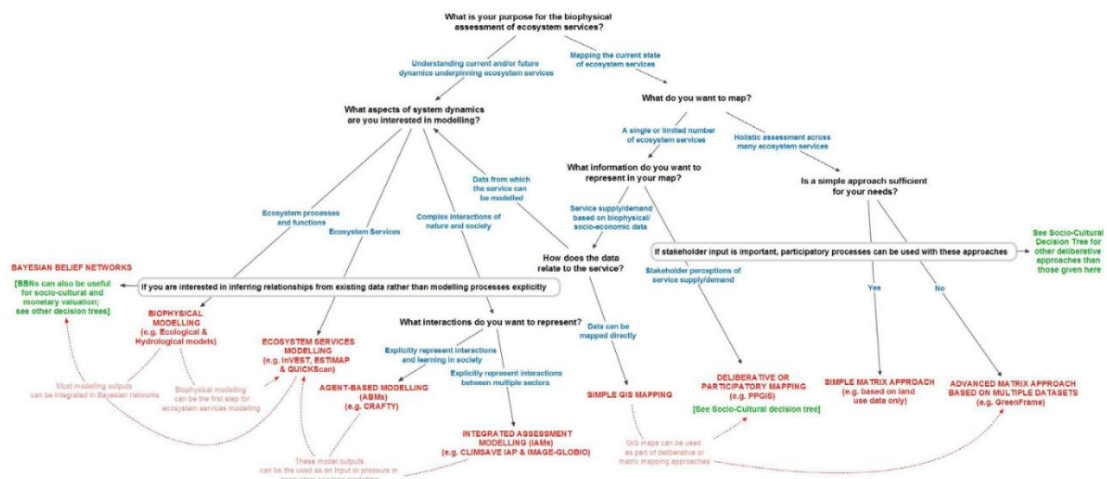


Figure 7. Arbre de décision méthodologique pour une évaluation biophysique des services écosystémiques (Harrison et al., 2017).

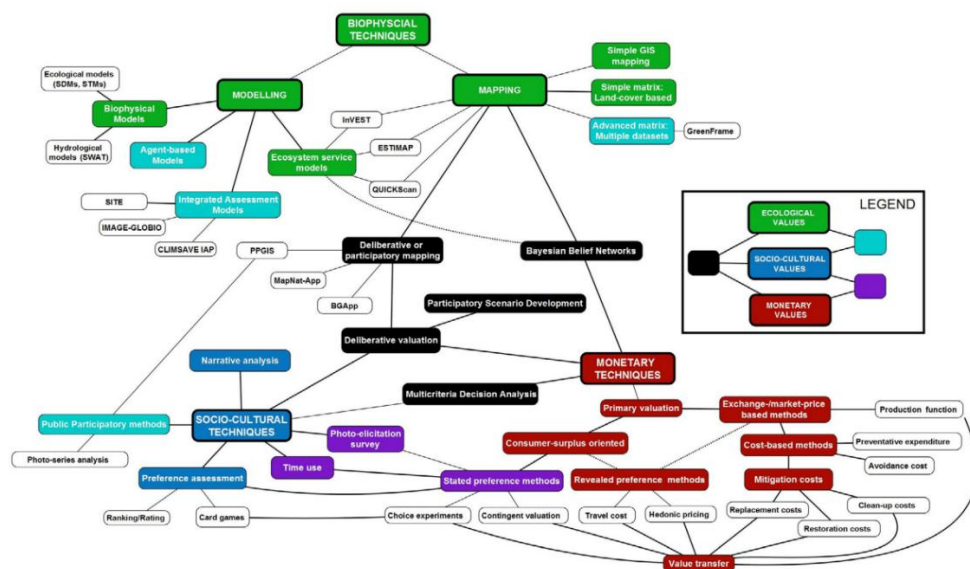


Figure 8. Grandes catégories de méthodes d'évaluation et leurs interrelations, colorées selon les types de valeurs qu'elles englobent (Harrison et al., 2017).

3.3. Services écosystémiques sélectionnés

Les résultats d'évaluation des services écosystémiques dépendent fortement du choix des services qui en est fait. Pour cette étude, Le choix des services est basé sur une étude qui a également cherché à quantifier les éléments linéaires semi-naturels du paysage au moyen d'InVEST (Lange S. et al., 2023). Les services écosystémiques sélectionnés et les services InVEST correspondant sont :

- La régulation hydrologique → 'Seasonal Water Yield' (SWY) ;
- La régulation de l'érosion. → 'Sediment Delivery Ratio' (SDR) ; et
- La régulation des nutriments → 'Nutrient Delivery Ratio' (NDR).
- La pollinisation → 'Pollinator Abundance: Crop Pollination' (CP) ;

Les différents services écosystémiques correspondant pour la classification CICES et IPBES sont repris en annexe 1.

3.4. Evaluation InVEST

3.4.1. Description générale du modèle InVEST

InVEST est un modèle open-source développé par la Natural Capital Project de l'université de Stanford, utilisé à de multiples échelles et sur plusieurs continents. Son utilisation est largement répandue dans la communauté scientifique : selon la base de données de l'université de Stanford, le nombre de publications y ayant recours dépasse les deux mille études depuis 2008. Le modèle est spatialement explicite, c'est-à-dire qu'il utilise des cartes en entrée pour produire des cartes en sortie. Les résultats peuvent ensuite être visualisés et analysés dans des logiciels de gestion cartographique open-source tels que QGIS, rendant l'ensemble de la démarche d'évaluation librement accessible. Néanmoins, les valeurs absolues du modèle ne peuvent être utilisées à des fins d'interprétation et seul les différences relatives entre chaque pixel peuvent servir d'interprétation.

La modélisation de chaque service écosystémique nécessite de nombreuses couches géoréférencées et une paramétrisation importante. L'ensemble des couches et

paramètres utilisés ainsi que leur référence pour chacun des services modélisés sont synthétisés en annexe 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 afin de ne pas alourdir le contenu du document. La section suivante présente la méthodologie de représentation de chacun des services écosystémiques sélectionnés.

3.4.2. Service de régulation hydrologique

Le modèle InVEST-SWY vise à fournir des indications spatiales concernant la contribution des parcelles de terrain à la génération d'écoulement de surface « *quickflow* » (QF) et d'écoulement souterrain « *baseflow* » (B) (voir Figure 9). La conception du modèle InVEST-SWY est décrite de façon plus approfondie que les autres services afin de pouvoir déterminer par la suite les avantages et inconvénients de la méthode de modélisation par rapport au modèle MIKE-SHE, utilisé dans le cadre du projet ModRec.

Le guide d'utilisateur d'InVEST exprime le *Quickflow* comme : « Le débit rapide (QF) calculé à l'aide d'une méthode qui combine la méthode du SCS-CN (Curve Number) du Service de conservation des ressources naturelles avec une distribution exponentielle des hauteurs de précipitations mensuelles ». Les propriétés du sol et du couvert végétal déterminent la proportion d'eau qui ruisselle rapidement en surface par rapport à celle qui s'infiltre dans le sol. Le Curve Number (CN) permet de quantifier simplement ces propriétés : plus le CN est élevé, plus le potentiel de ruissellement est important, tandis que plus il est faible, plus l'infiltration est probable. Le QF est calculé de la manière suivante :

$$Q_{F,i,m} = n_m \left[(a_{i,m} - S_i) \exp \left(\frac{0.2 S_i}{a_{i,m}} \right) + \frac{S_i^2}{a_{i,m}} \exp \left(\frac{0.8 S_i}{a_{i,m}} \right) E_1 \left(\frac{S_i}{a_{i,m}} \right) \right] \times 25.4$$

Où :

- n_m : nombre d'événement pluvieux pour le mois m, soit le nombre total de jour par mois avec au moins 0.1 mm de précipitation (IRM, s.d.).
- $a_{i,m}$: est la hauteur moyenne de pluie un jour de pluie au pixel i pour le mois m [in], construit comme le rapport entre les précipitations mensuelles au mois m ($P_{i,m}$) et le nombre d'événement pluvieux pour ce même mois tel que $a_{i,m} = \frac{P_{i,m}}{n_m}$

- S_i : Potentiel de rétention maximal, $\frac{100}{CN} - 10$ [in]⁹
- CN_i : le curve number pour un pixel i. [in⁻¹]
- E_1 est l'intégrale de la fonction : $E_1(x) = \int_x^{+\infty} \frac{e^{-t}}{t} dt$
- 25.4 est la conversion des [pouces] en [mm].

La première chose que cette équation montre est que pour $S_i = 0$, E_1 tend vers l'infini et $QF_i,m = 0$ mm. InVEST corrige cette instabilité numérique et arrondi QF à 0 lorsque $\frac{S_i}{a_{i,m}} > 100$. Finalement, le QF annuel pour chaque pixel est déterminé par la somme par mois :

$$QF_i = \sum_{m=1}^{12} QF_{i,m}$$

Ensuite, le *baseflow* est construit dans InVEST comme la contribution relative de la recharge locale L_i , elle-même résidu du bilan hydrique après déduction du QF calculé par la méthode SCS-CN :

$$L_i = P_i - QF_i - AET_i$$

$$B_i = \max\left(B_{\text{sum},i} \cdot \frac{L_i}{L_{\text{sum},i}}, 0\right)$$

Où :

- L_i : la recharge cumulée en amont du pixel i.
- B_i : la recharge au pixel i.
- P_i : la précipitation sur le pixel i.
- QF_i : le *Quickflow* sur le pixel i.
- AET_i : évapotranspiration annuelle sur le pixel i

⁹ Un « in » ou « pouces » est une unité de mesure anglophone. 1 in = 25.4 mm.

- $L_{sum,i}$: la recharge cumulée en amont du pixel i
- $B_{sum,i}$: la recharge cumulée sur le pixel i.

L'objectif est donc de déterminer la contribution relative de chaque parcelle au ruissellement de surface et souterrain en fonction de l'utilisation du sol. Le « baseflow index¹⁰» (BFI), est un indicateur qui permet de répondre à cette question. Il est construit de la manière suivante :

$$BFI = \frac{B}{B + QF}$$

Où :

- QF représente la part des précipitations qui s'écoule rapidement à la surface de la parcelle ($\text{mm}\cdot\text{an}^{-1}$)
- B représente la proportion des précipitations qui s'infiltre, s'écoule lentement à travers le sol et contribue potentiellement à la recharge de la nappe ($\text{mm}\cdot\text{an}^{-1}$).

Le BFI représente la proportion d'écoulement souterrain à l'écoulement total du pixel (Voir figure 9). Une valeur de 1 signifie que 100% de l'eau s'échappe du pixel par voie souterraine. En agrégeant chaque valeur de BFI pour l'ensemble des pixels d'une parcelles, il est possible de déterminer la contribution relative de la parcelle favorisant les écoulements retournant aux cours d'eau par voie souterraine.

¹⁰ Le « BFI » est inspiré de l'étude de Brogna et al. (2016) mais n'est en aucun cas équivalent au « BFI » à proprement parlé dans leurs travaux et la citation ici ne fait référence qu'à la source d'inspiration pour la construction de l'index.

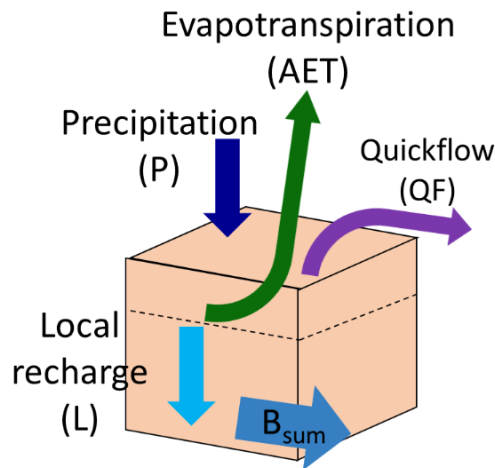


Figure 9. Bilan hydrique des pixels calculé par le modèle SWY d'InVEST. Le modèle détermine la contribution de chaque pixel au « baseflow » et « quickflow » en fonction des précipitations et de l'évapotranspiration locales.

3.4.3. Service de régulation de l'érosion hydrique

L'objectif du modèle InVEST-SDR est de quantifier et cartographier la production et le transport des sédiments terrestres vers le cours d'eau. Le modèle InVEST-SDR se concentre uniquement sur l'érosion de surface. Pour chaque pixel, le modèle calcule d'abord la quantité de perte de sol annuelle de ce pixel, puis calcule le taux de transport des sédiments (SDR), qui est la proportion de perte de sol atteignant réellement le cours d'eau (voir Figure 10).

InVEST propose plusieurs indicateurs de service écosystémique pour représenter l'érosion hydrique. L'indicateur « érosion évitée » est utilisé dans le cadre de cette étude car il est décrit comme un indicateur des pertes de sols locales. Cet indicateur représente la contribution de la végétation à la réduction de l'érosion d'un pixel en tonne par hectare et par an. Autrement dit, on valorise la végétation pour sa capacité à prévenir l'érosion localement.

$$Erosion\ évitée = RKLS - USLE$$

Où :

- RKLS représente le potentiel d'érosion du pixel sans végétation ($t \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$).
- USLE ou RKLSCP représente l'érosion réelle du pixel en fonction de l'occupation du sol ($t \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$).

Etant donné que les résultats absolus de modélisation ne sont pas fiables pour les valeurs quantitatives mais permet d'identifier les différences existantes entre différentes occupations de sol, l'indicateur est adimensionnalisé de la manière suivante :

$$SDR_{index} = \frac{RKLS - USLE}{RKLS}$$

Le SDR_index représente la fraction de l'érosion potentiel évité. En d'autres termes, cet indice représente la capacité de la végétation à éviter l'érosion hydrique par rapport au sol nu. Un SDR_index de 0,5 signifie que 50% de l'érosion annuel du pixel sur sol nu est évité grâce à l'occupation de sol du pixel.

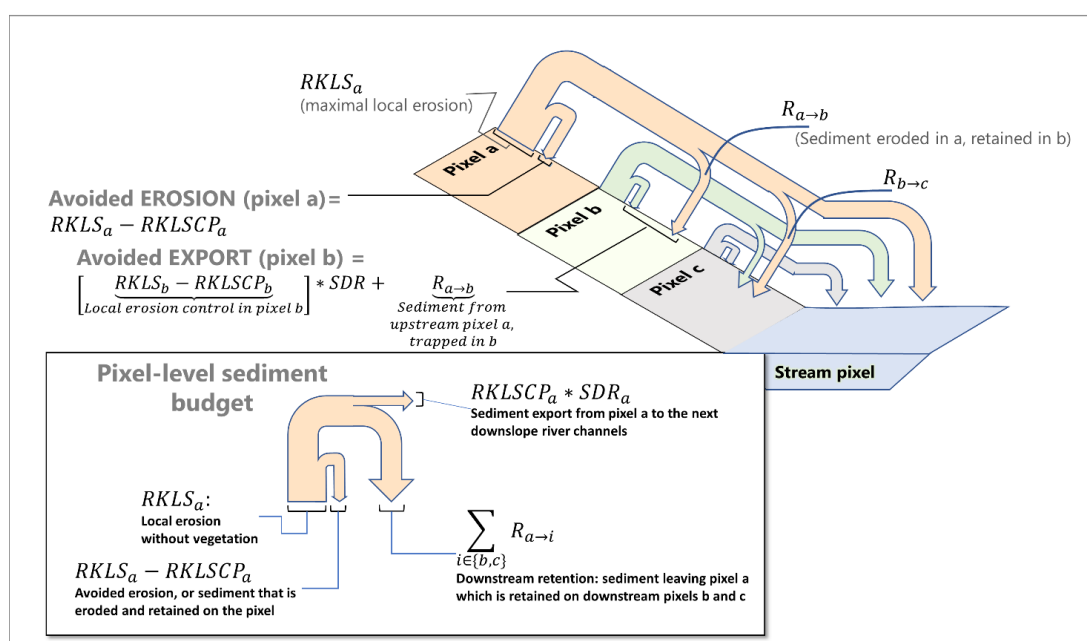


Figure 10. Modèle conceptuel du service de régulation de l'érosion hydrique utilisé par InVEST.

3.4.4. Service de régulation des nutriments

L'objectif du modèle InVEST-NDR est de cartographier les sources de nutriments provenant du bassin versant et leur transport jusqu'au cours d'eau. Le modèle utilise une approche simple de bilan massique, en soustrayant les pertes de nutriments des sources totales de nutriments, décrivant le mouvement d'une masse de nutriments dans l'espace (voir Figure 11). Ces informations spatiales peuvent être utilisées pour évaluer la capacité de rétention des nutriments assuré par la végétation naturelle. La modélisation est représentée pour l'azote uniquement. Le NDR représente la capacité des pixels situés en aval à transporter des nutriments sans rétention. Afin de passer d'un disservice à un service, l'indice écosystémique NDR est représenté de la manière suivante :

$$NDR_{index} = 1 - ndr_n$$

Cet indice représente la capacité des pixels à éviter un transport des nutriments par écoulement de surface. Une valeur de 0 signifie que l'ensemble de la charge en azote est transporté en aval par ruissellement tandis qu'une valeur de 1 indique que l'ensemble de la charge en azoté est retenu sur le pixel avant de rejoindre la nappe par infiltration.

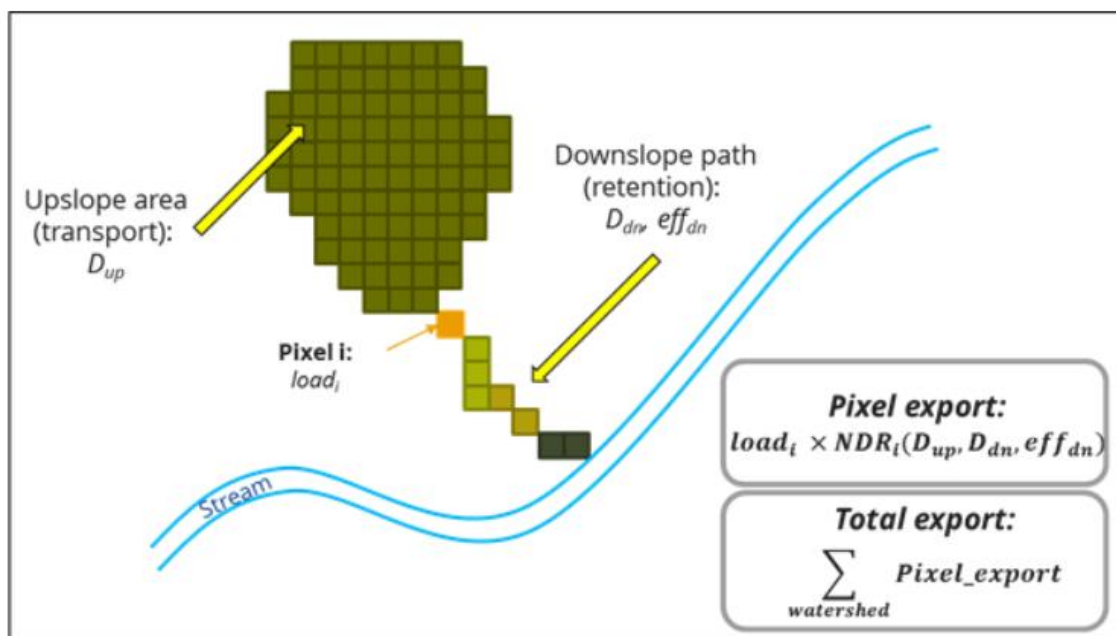


Figure 11. Modèle conceptuelle du modèle de régulation des nutriments.

3.4.5. Service de pollinisation

L'objectif du modèle InVEST-CP est de fournir une cartographie basée sur un **indice d'abondance des pollinisateurs (POLL_index)** sur le site d'étude pour chaque pixel. Cet indice est évalué principalement à partir de la disponibilité en structures de nidification et en ressources nutritives, selon l'occupation du sol et les comportements propres à chaque espèce de pollinisateur considérée (Wentling et al., 2021). En effet, les pollinisateurs ont besoin de deux éléments essentiels : un habitat adapté et une ressource florale abondante. C'est la diversité et l'abondance de ces deux facteurs qui conditionnent la richesse et la densité des pollinisateurs dans un milieu donné. Ensuite, le modèle requière les paramètres comportementaux des espèces de pollinisateurs, incluant leurs préférences en matière de sites de nidification et de ressources florales, leur prévalence relative, ainsi que leurs zones de butinage. L'indice d'abondance de pollinisateur par pixel est agrégé à la parcelle pour représenter la contribution relative entre chaque parcelle à l'abondance de pollinisateur dans le paysage.

Dans le cadre de cette étude, le pollinisateur retenu est l'abeille, du taxon Hymenoptera : Anthophila, considéré comme le plus efficient en agriculture dans les climats tempérés. Plusieurs inventaires réalisés en contextes agricole (Noël et al., 2021), urbain (Noël et al., 2022) et industriel (Fiordaliso et al., 2022) identifient les familles d'abeilles sauvages les plus abondantes en Belgique : les Andrenidae, Apidae, Colletidae, Halictidae, Megachilidae et Melittidae. La proportion des différentes familles diffère selon le contexte de prélèvement des espèces. Pour le modèle InVEST, les cinq espèces les plus fréquemment observées dans au moins deux des études citées (Noël et al., 2021 ; Noël et al., 2022 ; Fiordaliso et al., 2022) et figurant dans l'étude pour la **distance maximale de recherche en nourriture** de Zurbuchen et al. (2010), ont été retenues. Les différentes espèces sont intégrées au modèle dans les proportions observées dans la littérature, chaque espèce possédant une distance de vol propre (Zurbuchen et al., 2010)

3.4.6. Scénarios modélisés

Deux scénarios ont été modélisés. Le scénario 1 « **situation actuelle** » (BAU) est fondé sur la carte d'occupation du sol issue du LifeWatch 2022, soit le plus récent disponible au moment de l'étude. Le scénario 2 « **planification ModRec** » (**ModRec**) intègre

cette même base cartographique à laquelle sont ajoutés les éléments paysagers retenus dans le cadre du projet ModRec 2 (voir Figure 12) : des haies, des fossés, des noues agricoles, des noues urbaines à redents, des mares et des zones d'immersion temporaire (ZIT) (voir Figure 13). Chacun de ces deux scénarios a été modélisé pour l'ensemble des services écosystémiques considérés.

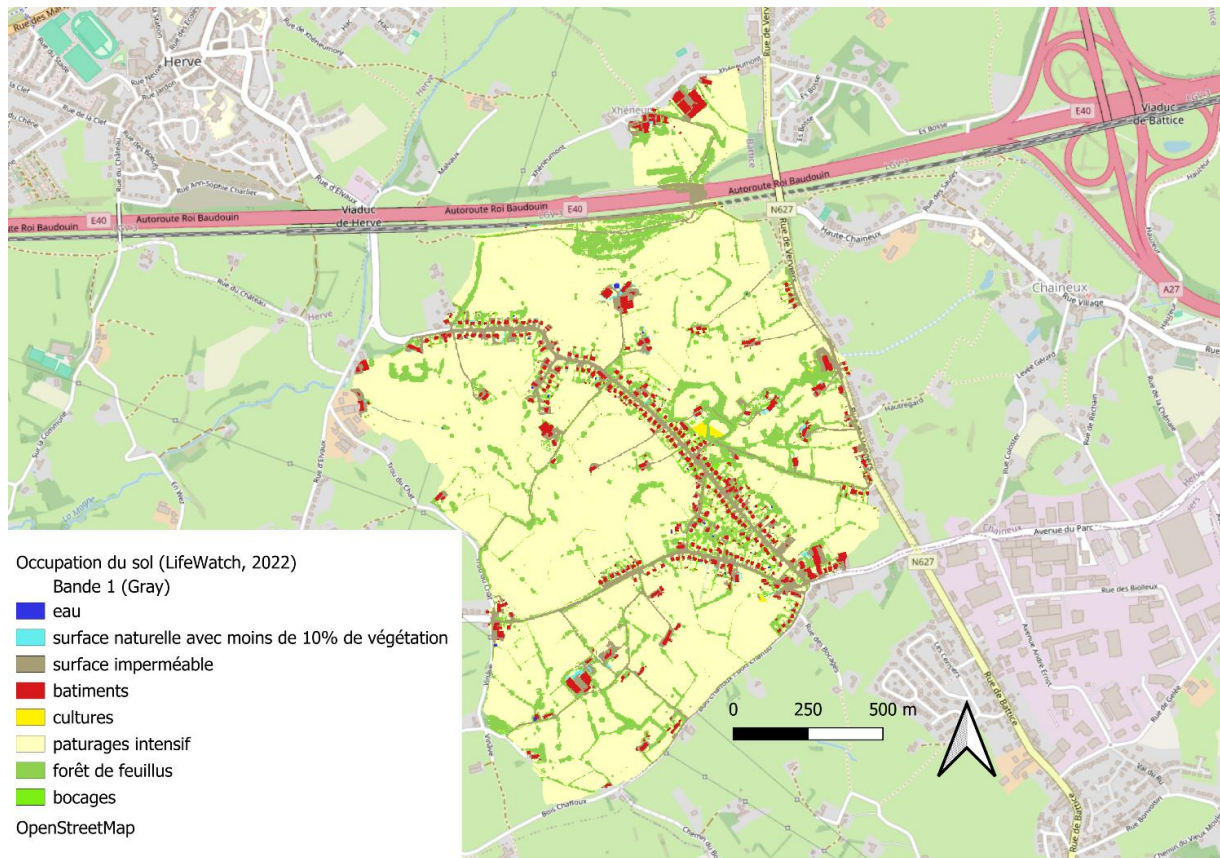


Figure 12. Cartographie des différentes couvertures de sol pour la situation actuelle d'après le LifeWatch 2022 (Source : SPW).

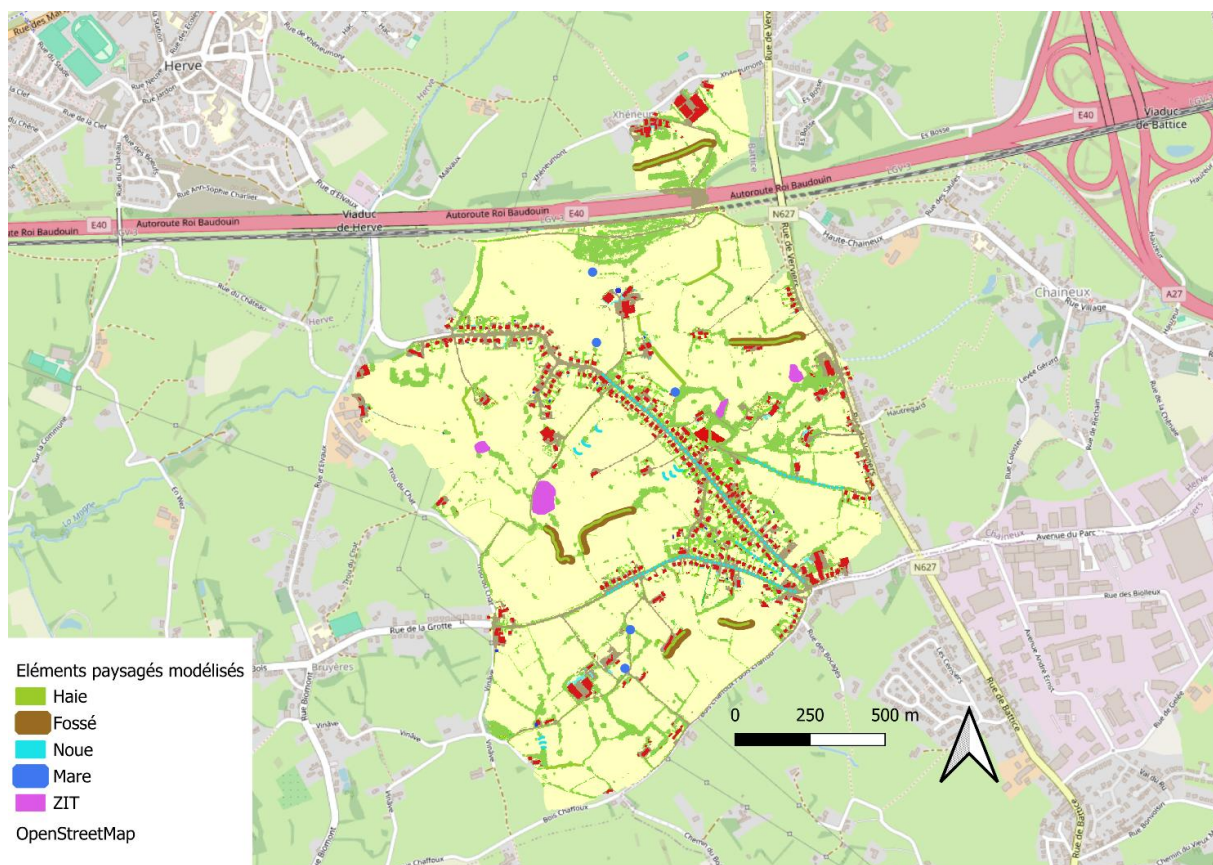


Figure 13. Cartographie des différents éléments paysagés pour la planification ModRec.

3.4.7. Traitement statistique et présentation des résultats

Les résultats de modélisation InVEST pour les services SWY, SDR, NDR et CP sont traités et présentés avec R version 2025.09.0. Afin d'écarter les valeurs aberrantes, un filtre statistique a été appliqué en ne conservant que les observations comprises dans l'intervalle $[\mu - 3\sigma ; \mu + 3\sigma]$, avec μ la moyenne et σ l'écart-type sur l'ensemble du bassin versant. Afin de pouvoir comparer les différents services sur une même échelle, une normalisation min-max a été réalisée sur les résultats de modélisation. Chaque résultat est présenté par une valeur normalisée entre 0 et 100%, indiquant la capacité de l'occupation du sol à répondre aux services écosystémiques modélisés. La normalisation est définie de la manière suivante :

$$x_{norm,i} = \frac{x_i - x_{min}}{x_{max} - x_{min}} \times 100$$

Où :

$x_{\{norm\}}$: valeur normalisée du service pour la parcelle i

x : valeur moyenne brute du service pour la parcelle i (BFI, SDR_index, NDR_index, POLL_index).

$x_{\{min\}}$: valeur moyenne minimale du service parmi toutes les parcelles (scénarios 1 et 2 confondus)

$x_{\{max\}}$: valeur moyenne maximale du service parmi toutes les parcelles (scénarios 1 et 2 confondus)

Une validation des résultats de modélisation InVEST-SWY est effectuée avec les résultats de modélisation réalisés sur MIKE-SHE lors du projet ModRec. La comparaison est effectuée par régression linéaire simple pour lesquels l'existence d'une relation pour chacun des couples de variables a préalablement été testée par un test de Fisher. La qualité de l'ajustement est testée à travers le coefficient de détermination (R^2), le coefficient de Nash-Sutcliffe (NSE) et le biais (PBIAS). Une valeur de R^2 et de NSE supérieure à 0,5 et une valeur de PBIAS inférieure à 25% sont généralement considérées comme acceptables (Moriassi et al., 2007). La comparaison présentée est inspirée de l'étude de Hamel et al. (2020) qui compare le service SWY d'InVEST avec le modèle hydrologique SWAT. Les variables d'intérêt pour InVEST/MIKE-SHE sont la recharge des eaux souterraines (base-flow/Recharge) et l'écoulement de surface (quickflow/Ruissellement). Chaque couple de variables est comparé pour le scénario 1 de la situation actuelle (BAU) et le scénario 2 du plan d'aménagement ModRec (ModRec) pour les précipitations de l'année 2021. Enfin, les variables sont agrégées au parcellaire cadastral bien que ce découpage ne représente pas un découpage hydrologique.

3.5. Evaluation Matricielle

3.5.1. Les raisons de la méthode

La modélisation des services écosystémiques par InVEST repose essentiellement sur la diversité et la représentativité des occupations du sol en entrée du modèle. Or, les données cartographiques disponibles à l'échelle wallonne, et notamment le référentiel

LifeWatch, ne permettent pas encore de distinguer avec suffisamment de précision les différents éléments structurants identifiés dans la réglementation PAC.

La Géoportail de la Wallonie identifie sur le territoire wallon les différents éléments structurant le paysage (ESP) à travers différentes cartes vectoriels (voir Figure 14). Ces ESP sont identifiés sur l'ensemble du bassin versant et comparé à l'occupation de sol LifeWatch 2022. La figure 15 montre que la majorité des ESP sont regroupés sous la même occupation de sol dans le code LifeWatch.

Cette agrégation fonctionnelle réduit considérablement la capacité du modèle à différencier les contributions propres à chaque type d'élément paysager, et donc à évaluer finement la multifonctionnalité du paysage étudié. C'est pourquoi l'étude c'est également tournée vers une méthode matricielle comme il avait été recommandé par l'arbre de décision (voir Figure 7) de Harrison et al. (2017).

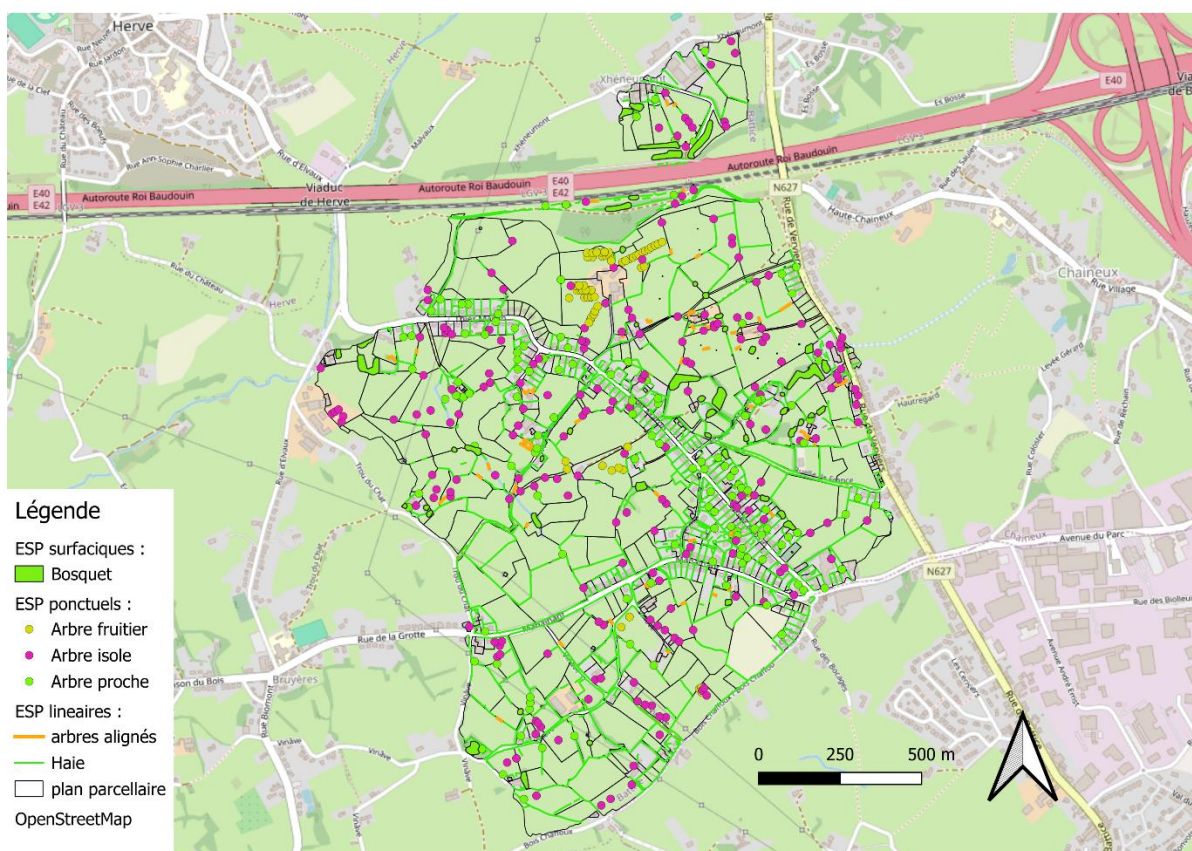
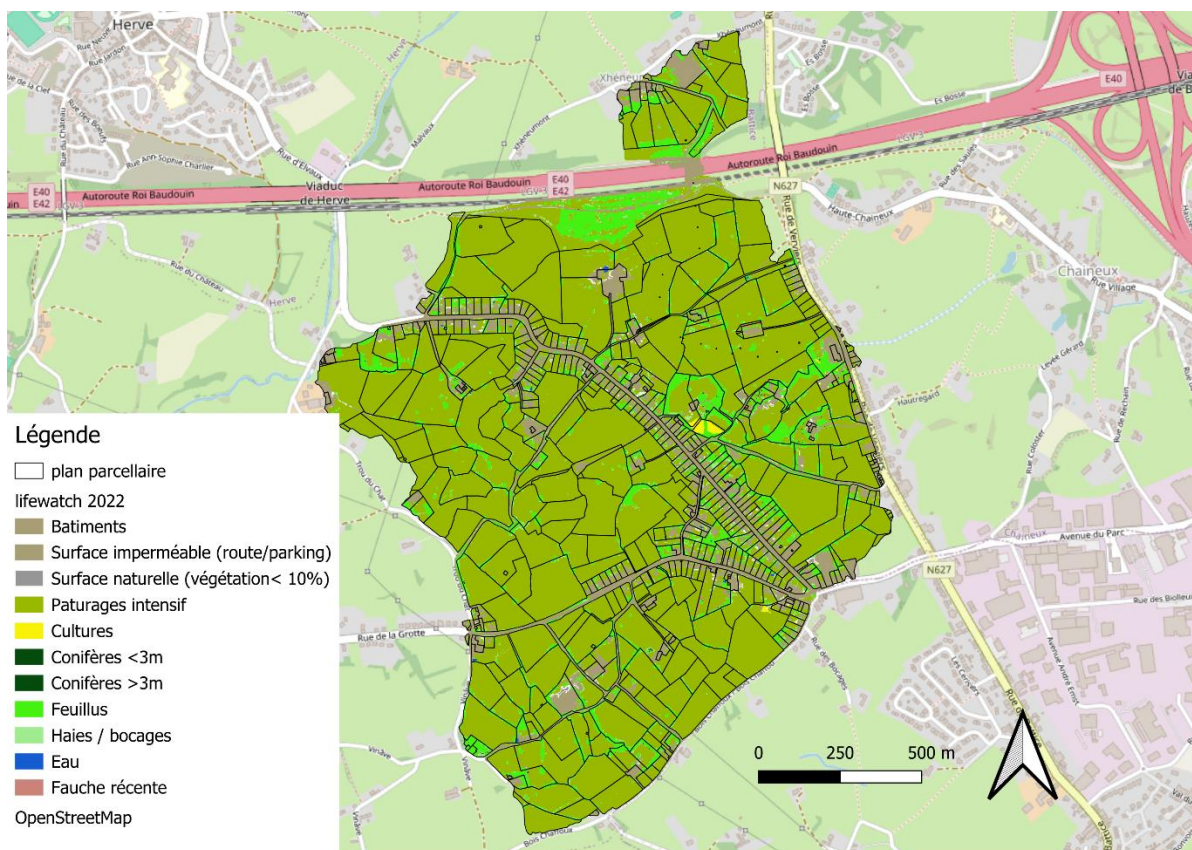


Figure 14. Comparaison du lifewatch de 2022 (en haut) et des ESP identifiés par le SPW (en bas).

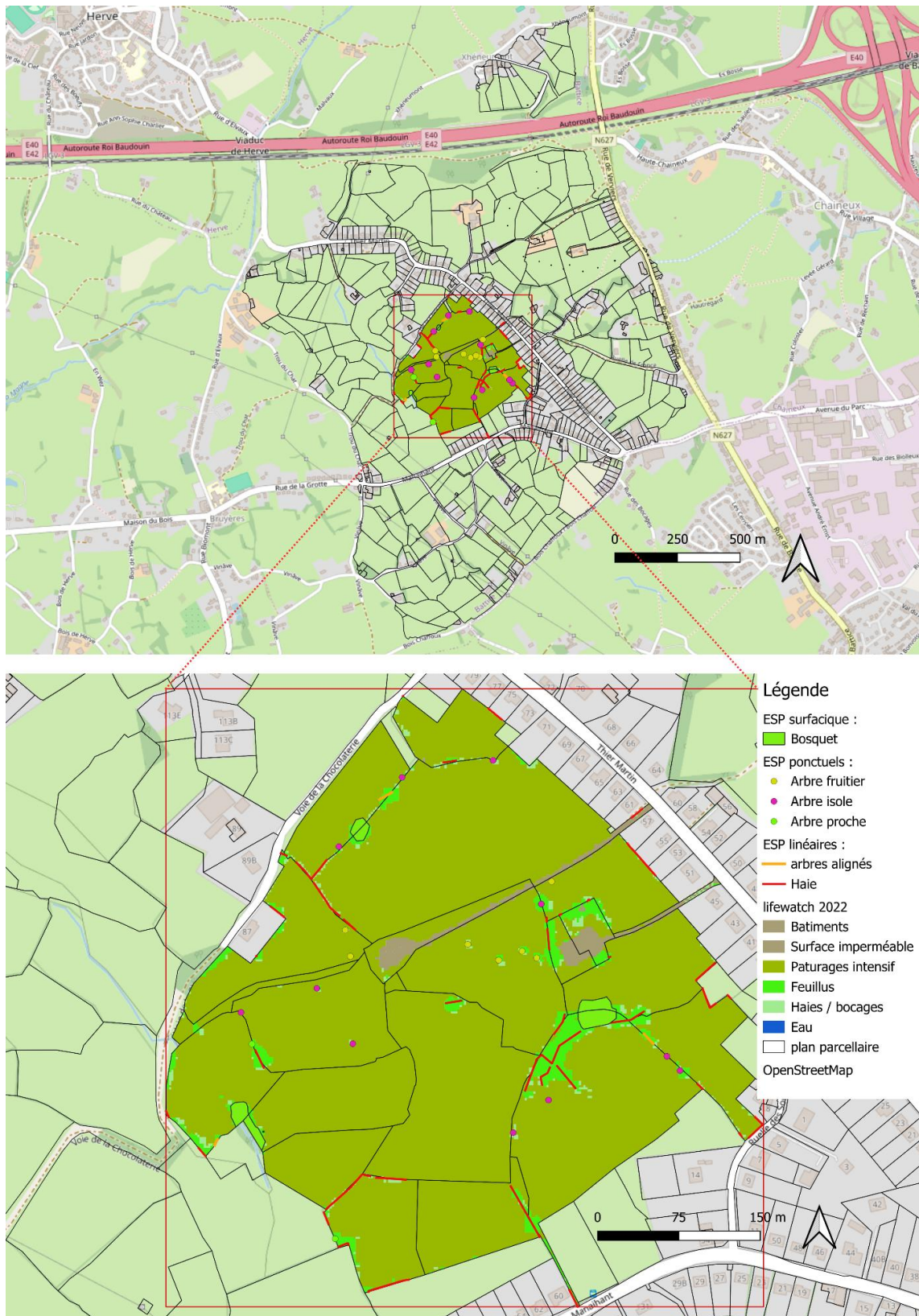


Figure 15. Zoom de Comparaison du lifewatch de 2022 et des ESP identifiés par le SPW pour quelques parcelles du bassin versant de Manihant-Ourcy.

3.5.2. Genèse de la méthode

La méthodologie proposée vise à attribuer à chaque parcelle cadastrale un score écosystémique parcellaire (SEP). Ce score traduit la capacité de la parcelle à fournir un bouquet de services écosystémiques en fonction de deux dimensions : la proportion surfacique qu'elle consacre aux éléments semi-naturels, et la capacité de ces éléments à remplir les fonctions écologiques associées aux services étudiés.

Elle repose sur deux piliers conceptuels : les exigences de la BCAE8, qui impose aux bénéficiaires des aides de la PAC de consacrer au minimum 4 % de leurs terres arables à des zones et éléments non productifs, tels que les éléments topographiques et la matrice des capacités, qui relie les occupations du sol au services écosystémiques par un score de capacité à fournir ces différents services.

Premièrement, La méthodologie retient le seuil de 4 % d'éléments non productifs fixé par la BCAE8 comme proportion surfacique de référence : plus une parcelle s'approche de ce seuil, plus son score est élevé, jusqu'à atteindre un maximum de 100 %. Cependant, tous les éléments paysagers ne contribuent pas de manière équivalente à l'ensemble des services. La proportion surfacique des éléments paysagés ne suffit donc pas à elle seule à rendre compte de la capacité d'une parcelle à fournir différents services. Une haie et une mare peuvent occuper une même surface tout en contribuant très différemment aux services de régulation hydrologique, d'érosion, de nutriments ou de pollinisation. Cette distinction est opérée à travers une matrice des capacités (voir Figure 16), qui croise les types d'éléments paysagers avec les services écosystémiques en leur attribuant un score de capacité. Dans sa forme classique, cette matrice est renseignée par un panel d'experts à qui il est demandé d'attribuer un score de 0 à 5 selon la capacité perçue d'un type d'occupation du sol à fournir un service donné (Campagne et al., 2020). L'étude de Dufrêne et Paireon (2023) constitue une référence wallonne en la matière.

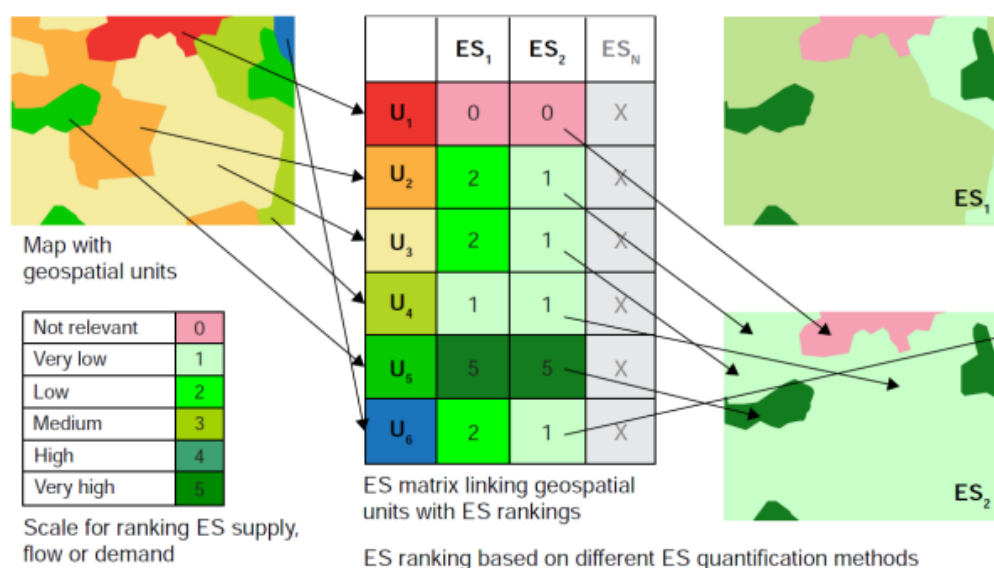


Figure 16. Schéma de la méthodologie d'évaluation des services écosystémiques par matrice des capacités (B. Burkhard et Maes, 2017).

Cependant, la méthodologie choisie diffère légèrement des matrices des capacités généralement présentées. En effet, l'évaluation matricielle étant dépendante dans sa conception d'une évaluation d'un ensemble d'expert, il a fallu repenser le mode de conception de la matrice des capacités. C'est pour cela que la matrice présentée dans cette étude repose sur la notion de fonction écologiques, tel que défini par le modèle en cascade de Potschin & Haines-Young (2011), qui conceptualise la relation entre fonctions écologiques et services écosystémiques. Ainsi, chaque colonne de la matrice (voir Figure 16) est divisée en sub-colonne (voir Figure 17) représenté par l'ensemble des fonctions écologiques auxquelles doivent répondre les éléments structurants le paysages afin de maximiser le service.

L'objectif de cette approche est de se détacher de l'évaluation d'expert ou du moins de la rendre moins dépendante. Les éléments structurant le paysage se voient attribué une valeur booléenne en fonction de leur capacité à fournir la fonction écologique. Une valeur de 1 est donnée lorsque l'ESP est capable de répondre à la fonction écologique et 0 sinon. Ce choix binaire se justifie par la nature des fonctions écologiques retenues : celles-ci correspondent à des processus physiques ou biologiques dont la présence ou l'absence peut être établie d'après la littérature, indépendamment de leur intensité. Attribuer un score gradué aurait nécessité une quantification de l'intensité de chaque processus pour chaque élément paysager, ce qui dépasse les données disponibles à l'échelle

de ce bassin versant et réintroduirait une part importante de subjectivité. Cette approche constitue donc un compromis entre rigueur scientifique et applicabilité opérationnelle.

SES	SES 1					Score	SES 1					Score
FE	FE 1	FE 2	FE 3	FE 4	FE 5	SES 1	FE 1	FE 2	FE 3	FE 4	SES 2	
ESP 1	1	1	0	1	1	4/5	0	1	1	0	3/4	
ESP2	1	1	1	1	0	4/5	1	1	0	0	3/4	
ESP3	1	0	1	1	1	4/5	1	1	1	0	3/4	
ESP4	1	1	0	1	0	3/5	1	0	0	0	1/4	
ESP5	1	1	1	0	1	4/5	0	1	1	1	3/4	

Figure 17. Modèle conceptuel des services écosystémiques (SES) matricielle développés sur base du concept de fonction écologique.

Une fois le score de capacité déterminé pour chaque ESP et chaque service, il est intégré à la proportion surfacique que cet ESP occupe au sein de la parcelle. Ce produit est ensuite agrégé et normalisé par rapport au seuil de 4 % de la BCAE8, de façon à produire un score écosystémique parcellaire (SEP) compris entre 0 et 100 %. Les équations détaillées de ce calcul sont présentées à la section 3.5.4.

3.5.3. Matrice des capacités

Les fonctions écologiques reliant la végétation aux services de régulation hydrologique, d'érosion hydrique, de nutriments et de pollinisation sont déterminées respectivement à partir des processus recensés dans la littérature sont les suivantes :

Concernant le service de régulation **hydrologique**, sont identifiés l'**interception** des précipitations, le **freinage** du ruissellement, l'**infiltration** et le **stockage** de l'eau auxquelles vient s'ajouter la **structuration** du sol par le système racinaire et le **piégeage** des sédiments le service de régulation de l'**érosion** hydrique. Chaque élément

paysager répond différemment à ces fonctions selon sa morphologie, sa composition végétale et sa position dans le paysage.

Concernant la régulation des **nutriments**, les fonctions écologiques identifiées reposent sur des processus biogéochimiques complexes : la **sorption**, la **transformation** (notamment la dénitrification), le **prélèvement** par la végétation et la **sédimentation**. La variabilité de ces processus selon les conditions locales rend difficile l'attribution d'une capacité uniforme à chaque élément paysager.

Enfin, la fourniture du service de **pollinisation** par les éléments structurants du paysage repose sur deux composantes essentielles : la disponibilité en **ressources florales** et la présence de **sites de nidification** adaptés aux différents pollinisateurs. Ces deux composantes dépendent fortement de la nature, de l'âge et de la gestion des éléments paysagers.

Cependant, la capacité des éléments semi-naturels à répondre aux différentes fonctions écologiques n'est pas toujours triviale. Celle-ci varie selon les éléments paysagers considérés, dont les capacités diffèrent en fonction de leur structure, de leur composition végétale et de leur position dans le paysage. C'est pourquoi, **en vert** sont identifiés les processus pour lesquels **la littérature est assez riche pour s'assurer que l'occupation du sol est capable de remplir cette fonction** ; **En orange** sont les processus pour lesquels **la littérature n'est pas assez riche ou divergente**, car trop dépendant des conditions locales et ne permet pas d'identifier pleinement la capacité de l'occupation du sol à remplir la fonction ; **En rouge** sont les processus pour lesquels **la littérature n'identifie pas ces processus pour l'occupation de sol**, selon la définition donnée.

La matrice des capacités est présentée à la figure 18. Les différences ressources utilisées pour l'identification des fonctions écologiques sont reprises dans l'annexe 12.

Services	Régulation hydrologique (H)					Sc.	régulation de l'érosion hyfrique (E)					Sc.	régulation des nutriments (N)					Sc.	pollinisation (P)			Sc.	Resources
fonctions écologiques	intercepter	freiner	infiltrer	évapotranspirer	stocker	H	intercepter	piéger	structurer	sédimenter	E	sorption	transformer	prélever	décanter	N	mil. sol	cavité	Res. florale	P			
Halle	1	1	1	1	0	4/5	1	1	1	0	3/4	1	0	1	0	3/4	1	0	1	2/3	13, 16, 17, 19		
bosquet	1	1	1	1	0	4/5	1	1	1	0	3/4	1	0	1	0	2/4	1	0	1	2/3	13, 16, 17, 19		
Arbres alignés	1	1	1	1	0	4/5	1	1	1	0	2/4	1	0	1	0	2/4	1	1	0	2/3	13, 17, 18, 19		
Arbre proche	1	1	1	1	0	4/5	1	0	1	0	2/4	1	0	1	0	2/4	1	1	0	2/3	13, 17, 18, 19		
Arbre isolé	1	0	1	1	0	3/5	1	0	1	0	2/4	1	0	1	0	2/4	0	1	0	1/3	13, 17, 18, 19		
Arbre fruitier	1	0	1	1	0	3/5	1	0	1	0	2/4	1	0	1	0	2/4	0	1	1	2/3	13, 17, 18, 19		
Fossé	0	1	0	1	0	2/5	0	1	1	1	3/4	1	1	0	1	3/4	1	0	1	2/3	18, 19		
Neuve	0	1	1	1	0	4/5	0	1	1	1	3/4	1	1	0	1	3/4	1	0	1	2/3	13, 14, 17		
Mare	0	1	0	0	1	2/5	0	1	0	1	2/4	1	1	0	1	3/4	1	0	1	2/3	14, 16		
ZIT	1	1	1	1	1	5/5	1	1	1	1	4/4	1	1	1	1	4/4	0	1	1	2/3	13, 16		

Figure 18. Matrice des principales fonctions écologique identifiés dans la littérature pour chaque élément structurant le paysage.

3.5.4. Score écosystémique parcellaire (SEP)

Les parcelles reçoivent un score déterminé par la surface relative des éléments structurant le paysages (ESP) au sein de chaque parcelle cadastrale et la capacité de ces éléments semi-naturels à répondre aux différentes fonctions écologiques identifiés pour le service.

Tout d’abord, le score d’un ESP pour un service écosystémique est calculé à partir d’une matrice booléenne reliant les éléments semi-naturels au service par leur fonction écologique. Un aménagement se voit attribuer la valeur 1 s’il assure une fonction écologique du service, 0 sinon. Finalement, le score SES est définis selon l’équation suivant :

Équation 1.

$$Score_{SES} = \frac{\sum_{i=1}^n f_i}{n}$$

Où

- $f_i \in \{0,1\}$ est la valeur booléenne de la fonction écologique ;
- n est le nombre total de fonctions écologiques associées au service.

Ensuite, le $score_{SES}$ de l’ESP est intégré à sa proportion surfacique sur la parcelle.

Équation 2.

$$Score_{parcelle,j} = Score_{SES,j} \times \frac{S_{ESP,j}}{S_{parcelle}}$$

Où :

- $Score_{SES,j}$ est le score de l’ESP j calculé à l’équation 1 pour le service écosystémique étudié ;
- $S_{ESP,j}$ est la surface de l’ESP j en m^2 ;
- $S_{parcelle}$ est la surface de la parcelle en m^2 .

Chaque parcelle peut contenir un ou plusieurs ESP. Pour chaque parcelle, le score est agrégé en sommant les scores de tous les ESP qu'elle contient :

Équation 3.

$$Score_{parcelle} = \sum_{j=1}^m Score_{parcelle,j}$$

Où :

- m est le nombre d'ESP présents dans la parcelle ;
- $Score_{parcelle,j}$ est le score parcellaire de l'ESP j calculé à l'équation 2.

Ensuite, le score est normalisé aux exigences de la BCAE8 qui oblige les bénéficiaires d'aide de la PAC de consacrer 4% de leur surface agricole à des zones et éléments non-productifs tel que les particularités topographiques.

Équation 4.

$$Score_{parcelle,BCAE8} = \frac{Score_{parcelle}}{0.04} \times 100$$

Où :

- $Score_{parcelle,BCAE8}$ est le score parcellaire normalisé aux exigences de la BCAE8 ;
- $Score_{parcelle}$ est le score de la parcelle calculé à l'équation 3.

Finalement, l'équation générale s'écrit :

Équation 5.

$$Score_{finale} = \frac{\sum_{j=1}^m (Score_{SE,j} \times S_{ESP,j})}{S_{parcelle} \times 0.04} \times 100$$

Où :

- m est le nombre d'ESP présents dans la parcelle ;

- $Score_{SE,j}$ est le score écosystémique de l'ESP j pour le service étudié ;
- $S_{ESP,j}$ est la surface de l'ESP ;
- $S_{parcelle}$ est la surface de la parcelle.
- $Min()$ plafonne le score à 100.

Néanmoins, Un dernier élément peut être ajouté à l'équation. Il s'agit de mettre en lumière la complémentarité des éléments entre eux. En effet, on peut observer dans la figure 18 que certains ESP répondent à certaines fonctions auxquels d'autre éléments n'en sont pas capables. À titre d'exemple, la mare répond à la fonction de stockage dont les éléments arborés en sont incapables. La mare est donc fonctionnellement complémentaire avec des éléments paysagés arborés qui n'ont pas la capacité de stocker, selon la définition du stockage. C'est pourquoi un score de complémentarité entre éléments paysagés a été envisagé afin de représenter cette complémentarité fonctionnelle au sein du paysage et de renforcer le score pour des parcelles contribuant à la diversité fonctionnelle des aménagements. Ce score s'établi de la manière suivante :

Équation 6.

$$C = \frac{Union - Score_{max}}{m \times n}$$

Où :

- $Union$: nombre total de fonctions écologique couverte par au moins un ESP présent sur la parcelle.
- $Score_{max}$: nombre de fonctions couvertes par l'ESP le plus polyvalent.
- m : nombre d'ESP différents présents sur la parcelle
- n : nombre total de fonctions écologiques associées au service

Finalement, Le score de complémentarité C mesure le gain fonctionnel collectif apporté par la combinaison des aménagements présents sur une parcelle, au-delà de ce que le meilleur aménagement individuel peut offrir seul.

Le score de complémentarité est ensuite intégré au score parcellaire :

Équation 7.

$$Score_{finale,C} = Score_{parcelle} * (1 + C),$$

Où :

- C : score complémentarité.
- $Score_{parcelle}$: score parcellaire de l'équation 5.

En résumé, au plus les éléments structurant les paysages sont nombreux, diversifié et en capacité de répondre au service étudié, au plus le score attribué à la parcelle est élevé.

Pour mieux comprendre le fonctionnement du score, voici un exemple :

Imaginons une parcelle agricole de 1 hectares contient une haie d'une longueur de 100 m et d'une largeur de 2m le long d'un coté de ses limites parcellaires.

Le score de la parcellaire est calculé :

$$Score_{parcelle} = 0.8 \times \frac{100 \times 2}{10000 \times 0.04} \times 100$$

Le score parcellaire est alors de 40. En effet, la surface d'éléments structurant le paysage sur la parcelle ne représente ici que 2% de la surface et la haie ne répond pas à toutes les fonctions écologiques du service de régulation hydrologique. Le score parcellaire est donc faible.

À présent, l'agriculteur souhaite installer une mare en aval de sa parcelle pour récupérer les eaux. Il souhaite en profiter pour obtenir les aides de la PAC et décide donc de réaliser une mare de surface minimal de 25m², comme l'exige la PAC. Si l'on reprend l'équation 5, le score parcellaire devient :

$$Score_{parcelle} = 0.8 \times \frac{100 \times 2}{10000 \times 0.04} \times 100 + 0.4 \times \frac{25}{10000 \times 0.04} \times 100$$

Le score parcellaire est alors de 42,50. Cependant, si l'on tient compte de la complémentarité des deux éléments paysagés :

$$C = \frac{\text{Union} - \text{Score}_{\max}}{m \times n}$$

$$C = \frac{5 - 4}{2 \times 5}$$

Ensemble, la haie et la mare coche les 5 fonctions écologiques du service de régulation hydrologique, l'union est donc de 5. La haie est l'ESP la plus polyvalente de la parcelle et coche 4 fonctions écologiques, le $\text{score}_{\max}$ vaut 4. Le nombre d'ESP est de 2 donc m vaut 2 et le nombre de fonctions écologiques pour le service étudié est de 5 donc n vaut 5. Le score de complémentarité est alors de 0,10.

En tenant compte de la complémentarité des éléments paysagés, le score parcellaire devient :

$$\text{Score}_{\text{parcelle},C} = \min(39 * (1 + 0,10), 100)$$

Le score passe de 42,50 à 46,75 et la surface relative des deux éléments représente 2,25% de la parcelle dans ce cas. Toutes les cartographies d'entrée utilisés pour le calcul du score qualitatif sont reprises en annexe 9.

4. Résultat

4.1. Résultats de modélisation InVEST

4.1.1. Résultat absolu et relatif par service

Tableau 1. Résultats InVEST moyen normalisé [0 ; 100] pour la situation actuelle et la planification ModRec, sur l'ensemble du bassin versant de Manihant-Ourcy, avec μ et σ respectivement la moyenne et l'écart-type des pixels sur l'ensemble du bassin versant.

SES	Scénario 1 ($\mu \pm \sigma$)	Scénario 2 ($\mu \pm \sigma$)
SWY	84.3 $\pm$ 33.3	84.6 $\pm$ 33
SDR	89.2 $\pm$ 6.1	89.3 $\pm$ 6.2
NDR	79.7 $\pm$ 13.6	80.1 $\pm$ 13.2
CP	34.6 $\pm$ 24.1	35.8 $\pm$ 25.4

La tableau 1 montre les résultats moyens normalisé sur l'ensemble du bassin versant de Manihant-Ourcy pour les services écosystémiques modélisés, accompagné de leur écart-type σ . Le résultat moyen normalisé μ représente la valeur moyenne des pixels sur l'ensemble du bassin versant pour le service. L'écart-type σ représente la variation intra-bassin versant du service. Le résultat moyen normalisé augmente à mesure que les occupations du sol sont en mesure de répondre au service écosystémique. Tandis qu'un écart-type plus élevé signifie une plus grande hétérogénéité de la capacité des différentes occupations du sol à fournir le service écosystémique. Ces résultats sont également présentés sous un diagramme radar afin de donner un aperçu visuel direct des résultats pour les différents services (Voir Figure 19). La différence absolue des résultats moyen normalisés entre les deux scénarios étant imperceptible sur le diagramme radar, un diagramme en bâtonnet et aussi présenté (voir Figure 19).

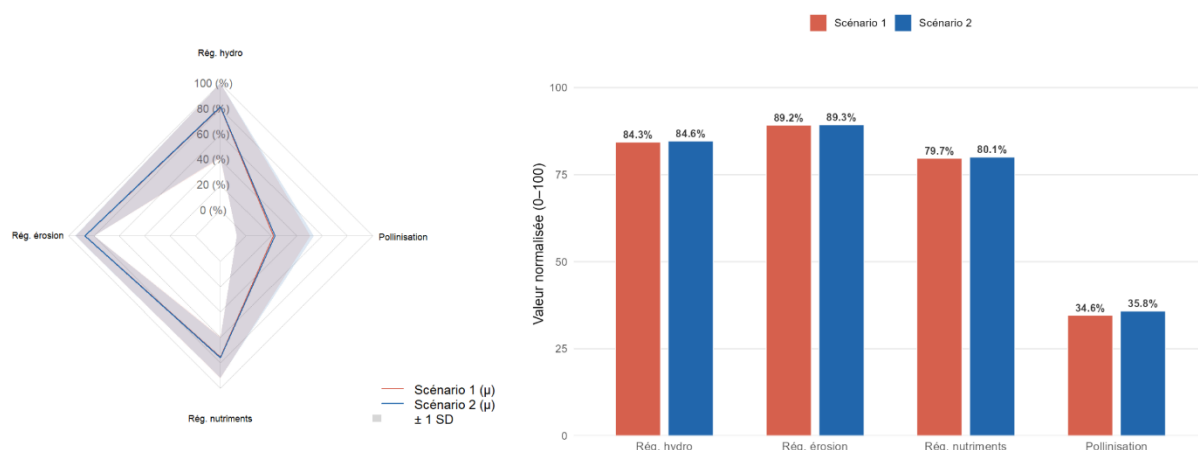


Figure 19. Diagrammes radar (à gauche) et en bâtonnet (à droite) comparant les résultats moyens absolus de chaque service écosystémique modélisé, pour la situation actuelle et la planification ModRec, sur le bassin versant de Manihant-Ourcy.

La Figure 19 montre des résultats plus élevés et homogènes pour les services de régulation du ruissellement (84,3% $\pm$ 33,3%), de limitation de l'érosion hydrique (89,2% $\pm$ 6,1%) et de rétention des nutriments (79,7% $\pm$ 10,4%) que le service de pollinisation qui se distingue par un niveau de représentation inférieur (36,4% $\pm$ 12,5%). Cependant, ces résultats n'indiquent pas nécessairement que le bassin versant de Manihant-Ourcy est en sous-capacité pour le service de pollinisation comme il n'indique pas que le bassin versant accompli de manière satisfaisante les services de régulation hydrologique, de l'érosion hydrique et des nutriments.

Pour le service de régulation hydrologique, les résultats indiquent qu'à la situation actuelle, 84,3% des précipitations non évapotranspirées ont rejoint la rivière par écoulement souterrain. Pour le service de régulation de l'érosion hydrique, le résultat absolu montre qu'en moyenne les occupations actuelles du bassin versant ont permis d'éviter 89,2% de l'érosion hydrique par rapport à un sol nu. Pour le service de régulation des nutriments, le résultat absolu indique que les occupations actuelles de sol permettent d'éviter 79,7% de transport de la charge azotée initiale par ruissellement de surface.

La figure 19 montre également la variation d'écart-type entre services. Le service de régulation hydrologique présente l'écart-type le plus élevé ($\pm$ 33,3%), indiquant une grande variabilité au sein des différentes occupation du sol à répondre au service de régulation hydrologique. Au contraire, le service de régulation de l'érosion hydrique

présente l'écart-type le plus faible ($\pm 6,1\%$) indiquant que les différentes occupations du sol répondent de façon plus homogène au service de régulation de l'érosion hydrique.

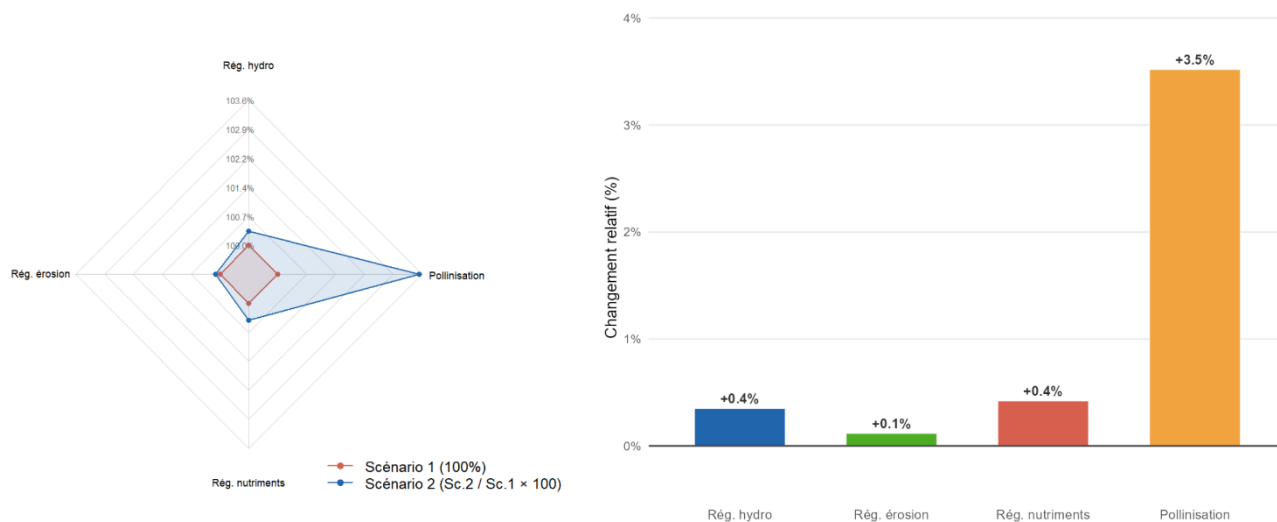


Figure 20. Diagrammes radar (à gauche) et en bâtonnet (à droite) comparant les résultats moyens relatifs de chaque service écosystémique modélisé, pour la situation actuelle et la planification ModRec, sur le bassin versant de Manihant-Ourcy.

La figure 20 montrent des variations relatives positives pour l'ensemble des services. Le service de pollinisation est le service dont l'augmentation relative est la plus forte (+3,5%), suivi du service de régulation des nutriments (+0,4%), de régulation hydrologique (+0,4%) et de régulation de l'érosion hydrique respectivement (+0,1%).

Finalement, les résultats sont montrés à travers une répartition de classe des parcelles cadastrales.

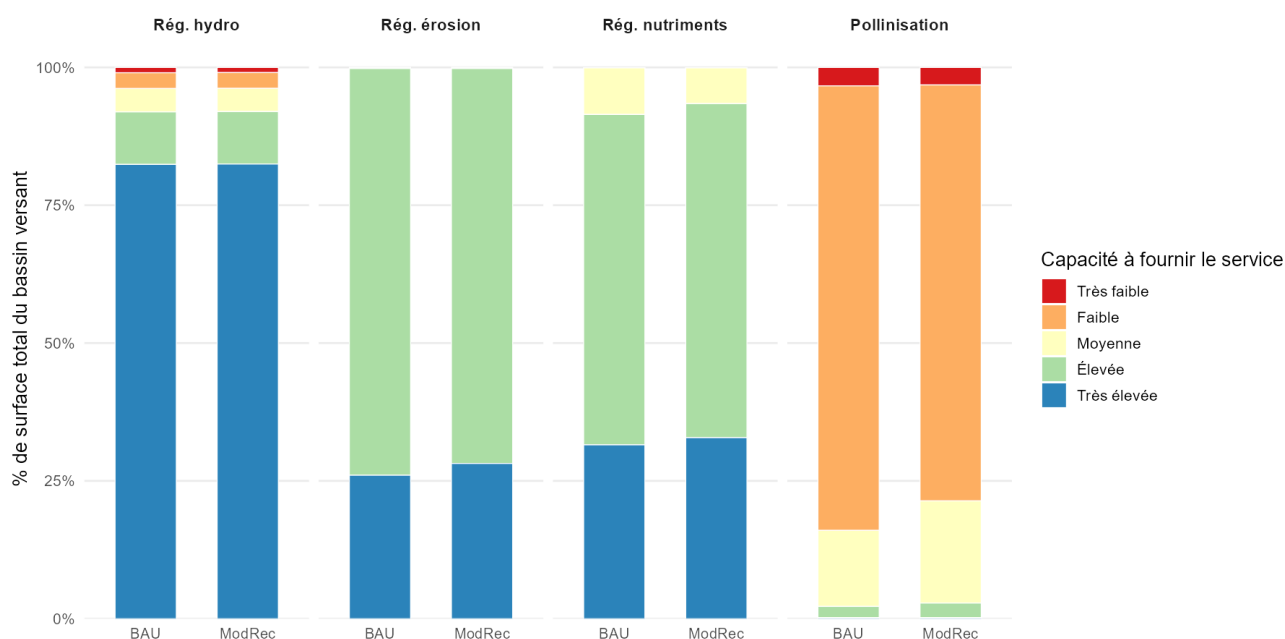


Figure 21. Répartition surfacique des parcelles cadastrales du bassin versant par classe de services écosystémiques.

Globalement, pour les services SWY, SDR et NDR, plus de 75% des parcelles sont classés comme élevé à très élevé (voir Figure 21). Quant au service de pollinisation, le bassin versant présente une capacité nettement moins satisfaisante avec plus de 75% des parcelles classés de très faible à faible.

4.1.2. Distribution spatiale par services

Les résultats absolus de modélisation ne peuvent être utilisés à des fins d'interprétation, comme le recommande InVEST. C'est pourquoi les résultats de modélisation ont été répartis en 5 classes qualitatives tel que réalisé dans Lange et al. (2023). Les résultats normalisés permettent de comparer la distribution spatiale de classe pour l'ensemble des parcelles cadastrales du bassin versant entre les différents services écosystémiques. Pour la description de la normalisation des résultats, veuillez-vous référer à la section 3.4.7.

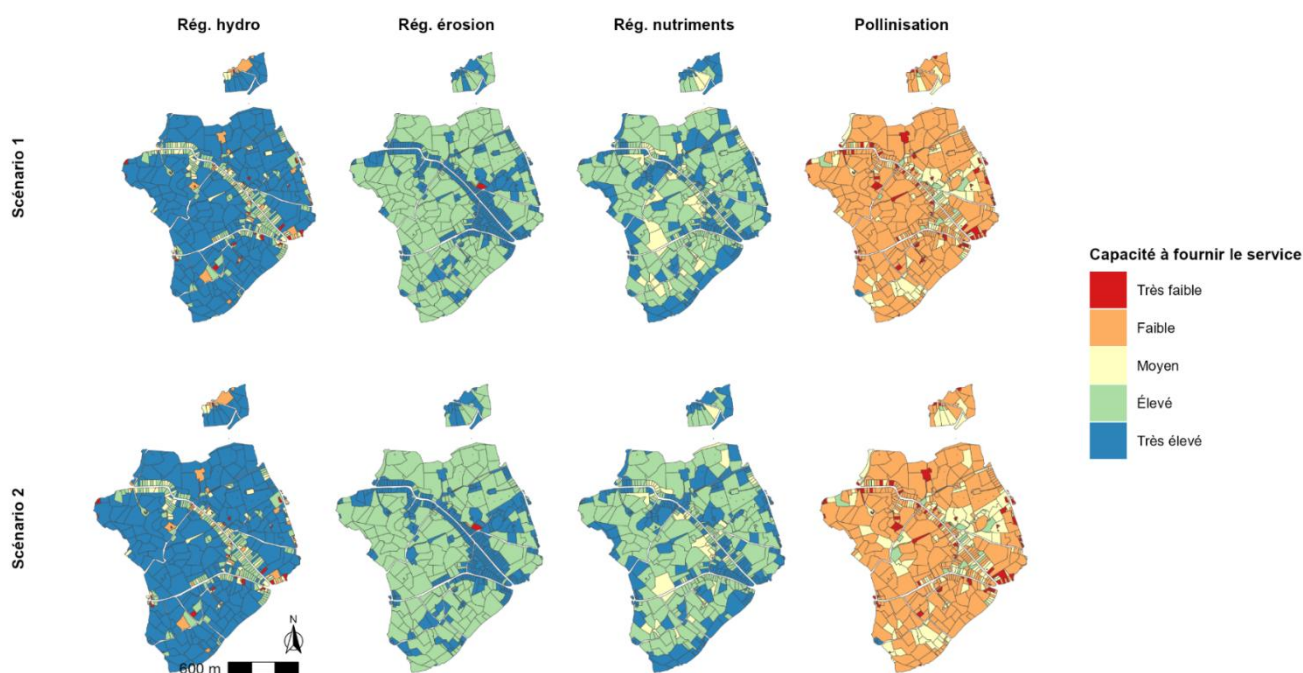


Figure 22. Distribution spatiale des parcelles cadastrales par classe de service écosystémique.

Concernant le service de régulation hydrologique (SWY), la figure 22 montre que le bassin versant de Manihant-Ourcy présente une meilleure capacité de régulation hydrologique en zone agricole qu'en zone urbaine. Pour le service de régulation de l'érosion hydrique (SDR), le résultat est inverse : le bassin versant de Manihant-Ourcy présente une capacité élevée principalement pour les parcelles en prairies permanente et une capacité très élevée pour les zones urbaines. S'agissant du service de régulation des nutriments, la distribution spatiale de classe n'est pas aussi nette entre les zones urbaines et agricoles. Néanmoins, le bassin versant présente capacité satisfaisante pour le service NDR. Concernant le service de pollinisation, le bassin versant de Manihant-Ourcy présente une capacité nettement inférieure aux autres services pour l'ensemble des parcelles du bassin versant et les résultats semble plus hétérogène pour les cadastres urbains.

les changements d'occupation du sol entre les scénarios 1 et 2 montre quelques améliorations de classe pour un ensemble de parcelle, sans que celle-ci ne change globalement le résultat général du bassin versant pour ces services (voir Figure 22).

4.1.3. Performance du modèle pour InVEST-SWY

L'objectif de la comparaison avec le modèle MIKE-SHE est d'effectuer une validation de la qualité d'ajustement du modèle hydrologique d'InVEST-SWY à un modèle nettement plus complexe et plus performant afin de déterminer la capacité du modèle InVEST-SWY à reproduire la distribution spatiale des indicateurs hydrologique à l'échelle du bassin. Les modèles sont comparés d'après leur bilan hydrique annuel, agrégé aux parcellaires cadastrales.

Tableau 2. Résultats des paramètres de la qualité d'ajustement du modèle de régression.

Comparaison	Scénario	p-value	R ²	NSE	PBIAS	N parcelles
Baseflow vs Recharge	BAU 2021	< 0.001	0.078	-1.768	-51.9%	679
Quickflow vs Ruiss.	BAU 2021	< 0.001	0.814	0.496	+19.0%	679
Baseflow vs Recharge	ModRec 2021	< 0.001	0.098	-1.616	-53.6%	677
Quickflow vs Ruiss.	ModRec 2021	< 0.001	0.786	0.345	+23.8%	677

Le R² représente la proportion de variance expliqué par le modèle de régression. En d'autres mots, le R² représente la force de la relation entre les deux variables. Le NSE quant à lui détermine l'efficacité de performance du modèle à s'approcher des données observées (ici les données observées sont les résultats de MIKE-SHE) par rapport à la moyenne des observations. En d'autres mots, le NSE est un critère qui mesure à quel point un modèle fait mieux que la moyenne des observations pour la prédiction de variables. Le NSE présente l'avantage de pénaliser également le biais, comparativement au R² qui ne pénalise que la dispersion. Le PBIAS évalue la déviation du modèle étudié par rapport aux données observés, exprimé en pourcentage.

Le tableau 2 montre une performance satisfaisante du QF pour la représentation hydrologique du ruissellement et une performance insatisfaisante du B pour la représentation hydrologique de la recharge.

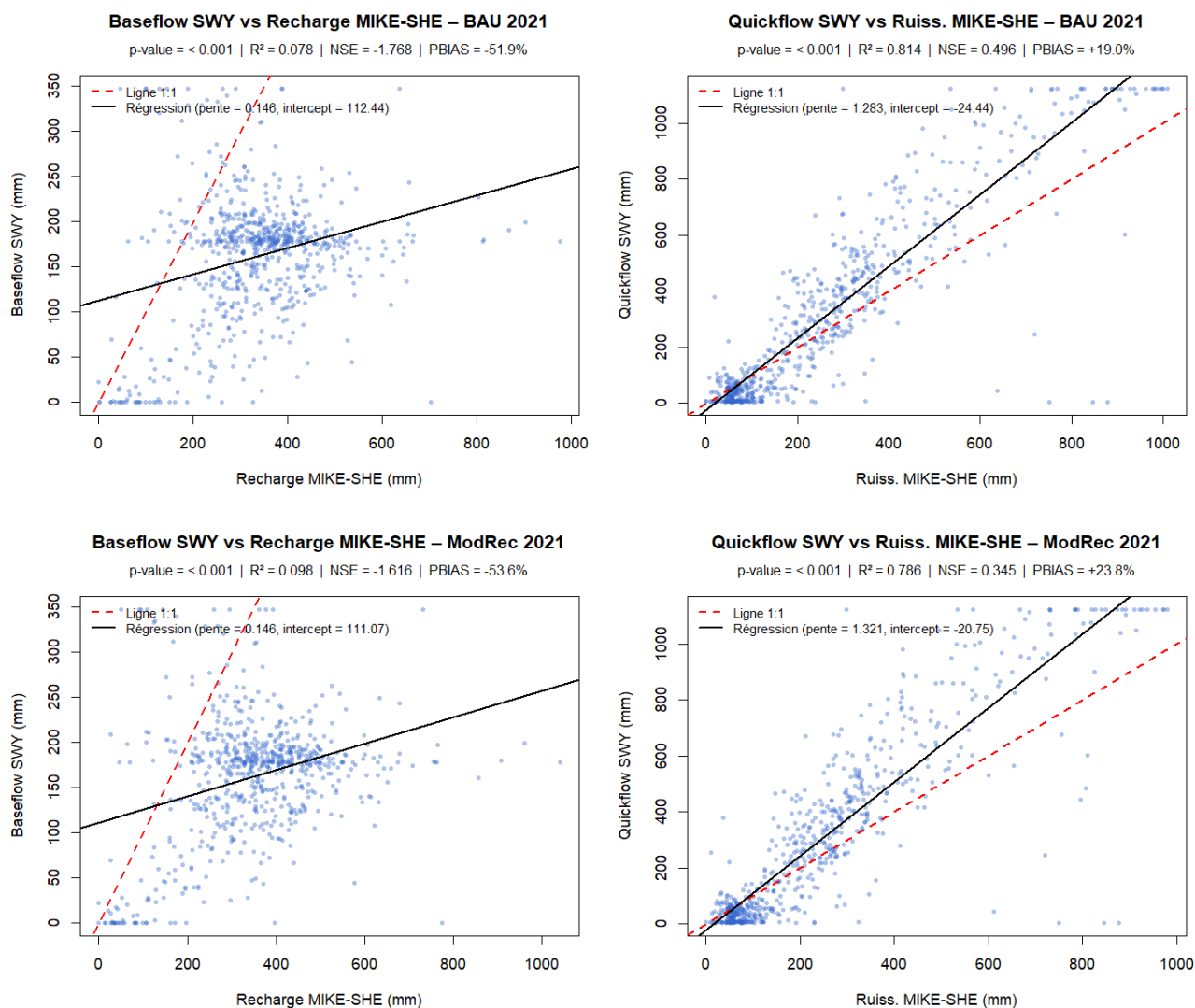


Figure 23. Graphiques de régression linéaire entre les sorties du modèle InVEST-SWY et les sorties du modèle MIKE-SHE à l'échelle des parcelles cadastrales, pour les scénarios BAU 2021 et SCN 2021.

S'agissant de la recharge de la nappe (voir Figure 23, à gauche), le test de Fisher met en évidence l'existence d'une relation entre le *baseflow* d'InVEST et la recharge de MIKE-SHE ($p\text{-value} < 0.001$). Néanmoins, le $R^2 < 0,1$ indique que la variation du *baseflow* n'est que très partiellement expliquée par celle de MIKE-SHE. Le *baseflow* présente pour les deux scénarios un biais systématique d'environ -50 %, indiquant que le *baseflow* sous-estime à plus de 50% la recharge de MIKE-SHE. Associé à un critère de Nash-Sutcliffe (NSE) d'environ -1,5, signifiant que les résultats de modélisation d'InVEST et sont en moyenne plus de 1,5 fois plus éloignée du résultat de MIKE-SHE que la moyenne sur l'ensemble des résultats de MIKE-SHE. Ces valeurs traduisent une performance insuffisante du modèle pour la reproduction de cette composante du bilan hydrique.

La comparaison du ruissellement de surface (voir Figure 23, à droite) révèle en revanche des résultats nettement plus satisfaisants. La régression linéaire met en évidence une relation hautement significative entre les deux modèles ($p < 0,001$), avec un coefficient de détermination supérieur à 0,75 pour les deux scénarios. Le biais systématique, inférieur à 25%, indique qu'InVEST tend à légèrement surestimer le ruissellement de surface par rapport à ModRec. Le critère de Nash-Sutcliffe dans les deux scénarios ($NSE > 0$), confirme cette performance : le modèle InVEST reproduit le ruissellement de surface de manière significativement plus fidèle que ne le ferait une simple prédiction par la moyenne, ce qui témoigne d'une bonne capacité du modèle à restituer la dynamique de cette variable hydrologique. Néanmoins, le NSE reste inférieur à la limite d'acceptabilité de performance du modèle dans les deux scénarios ($NSE < 0,5$), indiquant qu'une calibration plus avancée est nécessaire pour reproduire fidèlement cette variable hydrologique.

4.1.4. Analyse de sensibilité pour InVEST-SWY

Afin de déterminer le ou les paramètres du modèle hydrologique InVEST -SWY qui requièrent le plus d'attention pour l'ajustement au modèle hydrologique MIKE-SHE, une analyse de sensibilité est effectuée pour le modèle InVEST-SWY afin de déterminer la sensibilité des variables hydrologiques aux paramètres de calibration (α et β) tels que proposés par Hamel et al. (2020), ainsi qu'au Curve Number (CN).

α et β représentent « la fraction de la recharge annuelle provenant des pixels situés en amont et disponible pour l'évapotranspiration d'un pixel situé en aval au cours d'un mois donné » (guide d'utilisateur InVEST). En d'autres termes, α est fonction de la saisonnalité des précipitations et β est fonction de la topographie et des sols. Une valeur de 1/12 pour α correspond à l'hypothèse qu'un douzième de la recharge annuelle est potentiellement disponible en aval au cours d'un mois donné. En d'autres mots, la recharge est considérée comme répartie uniformément sur les douze mois de l'année. Au contraire, une valeur de 1/3 pour α suppose une forte saisonnalité de la recharge en considérant que la recharge est concentrée sur 4 mois de l'année. Une valeur de 0 pour β signifie qu'il n'y a pas de contribution des pixels en amont pour l'évapotranspiration en aval, tandis qu'une valeur de 1 signifie que la totalité de la contribution des pixels en amont est disponible (Hamel et al., 2020). En d'autres termes, β est la proportion de la

contribution des pixels en amont qui est effectivement disponible pour l'évapotranspiration des pixels en aval. L'analyse est conduite en deux étapes. Dans un premier temps, avec la valeur par défaut de α (1/12), β a varié de 0 à 1. Dans un second temps, avec la valeur par défaut de β (1), α a varié de 1/12 à 1/3.

L'analyse de sensibilité sur le Curve Number (CN) a été réalisée pour une variation de $\pm 10\%$, telle que recommandée par le manuel d'InVEST. Le Curve Number représente le potentiel de ruissellement d'une surface, sur une échelle de 0 à 100 : une valeur de 100 correspond à une surface ruisselante totalement, tandis qu'une valeur de 0 correspond à une surface infiltrante totalement.

Les résultats de l'analyse de sensibilité sont présentés à travers des diagrammes radars représentant la variation relative des variables hydrologiques en sorties par modifications des paramètres d'entrée modifiés (CN, α et β).

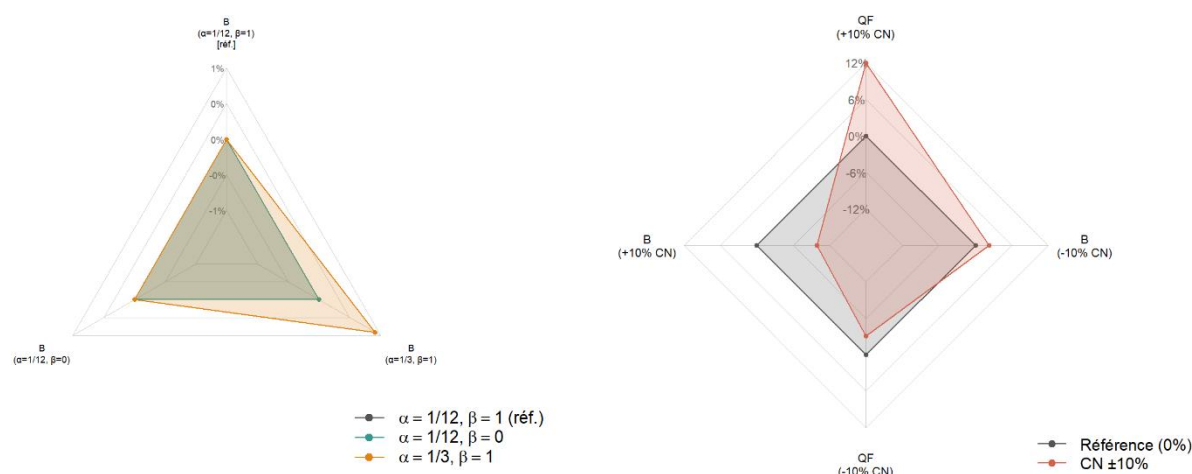


Figure 24. Diagramme radar de l'analyse de sensibilité pour les paramètres de calibrations α [1/3 ; 1/12] et β [0 ; 1], ainsi que pour $\pm 10\% \text{CN}$.

La figure 24 montrent que les variables hydrologiques sont plus sensibles aux variations de CN qu'aux paramètres α que de β et semble insensible à la variation de β .

Quant aux variations de CN, l'analyse de sensibilité (voir Figure 24, à droite) montre que les variables hydrologiques sont relativement plus sensibles à une augmentation du CN qu'à une diminution de ce dernier. Une augmentation de 10% du CN

augmente QF de 11,6% et diminue B de 9,5% tandis qu'une diminution de 10% du CN diminue QF de 2,9% et augmente B de 2,1%. Les résultats montrent également que QF est relativement plus sensible aux variations de CN que B avec une variation moyenne de 7,2% pour QF comparé à 5,8% pour B.

Finalement, l'analyse de sensibilité montre l'importance de l'ajustement des paramètres de calibration, et spécifiquement pour le CN qui montre les variations les plus importante par rapport aux paramètres α et β . Il convient donc d'être prudent quant à la détermination du CN pour les différentes occupations du sol étudiés, surtout pour les occupations où la distinction peut être plus difficile.

4.1.5. Distribution spatiale des variables hydrologiques

L'objectif de cette section est de comparer la distribution spatiale des variables hydrologiques entre la modélisation InVEST-SWY et MIKE-SHE au sein du bassin versant de Manihant-Ourcy.

La figure 25 permet d'affiner la comparaison entre le modèle InVEST-SWY et MIKE-SHE. Les résultats montrent que globalement, le *baseflow* sous-estime la recharge annuelle des parcelles sur l'ensemble des parcelles du bassin versant, excepté une région au sud. Néanmoins, l'approche cartographique permet de distinguer une divergence de tendance pour l'évaluation du ruissellement entre les deux modèles. En effet, le *quickflow* a tendance à surestimer le ruissellement de surface dans les zones urbaines et à le sous-estimer sur les parcelles agricoles, bien que le PBIAS soit positif pour l'ensemble du bassin versant (Voir Figure 25). De plus, la différence absolue entre le *quickflow* et le ruissellement MIKE-SHE pour les parcelles agricoles est nettement plus réduite, ce qui témoigne une fois de plus d'une meilleure représentation de cette variable hydrologique du modèle InVEST-SWY, comparé au *baseflow*.

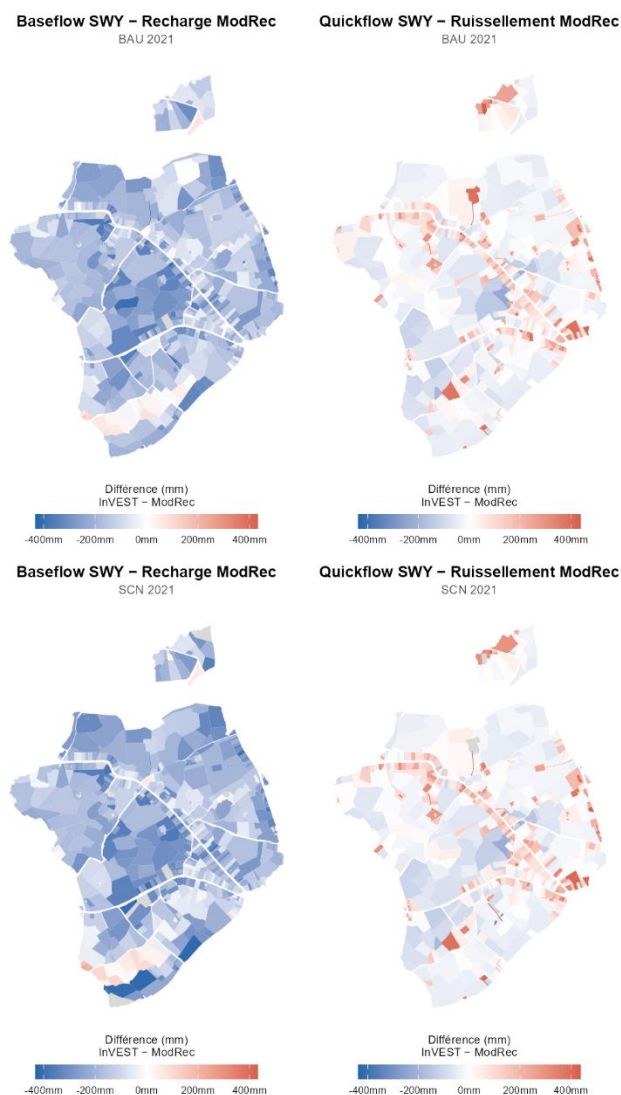


Figure 25. Cartes des différences de résultats moyen annuels pour les variables hydrologiques par parcelles cadastrales pour le bassin versant de Manihant-Ourcy.

4.2. Résultat de l'évaluation Matricielle

4.2.1. Distribution de classe des parcelles

Il existe différentes façons de représenter une évaluation matricielle des services écosystémiques. L'une d'elles consiste à représenter la distribution des surfaces parcellaires selon des classes de capacité à fournir le service écosystémique. La figure 26 montre cette distribution pour chaque service étudié au sein du bassin versant de Manihant-Ourcy, réparties en cinq classes égales de score de service écosystémique entre 0 et 100.

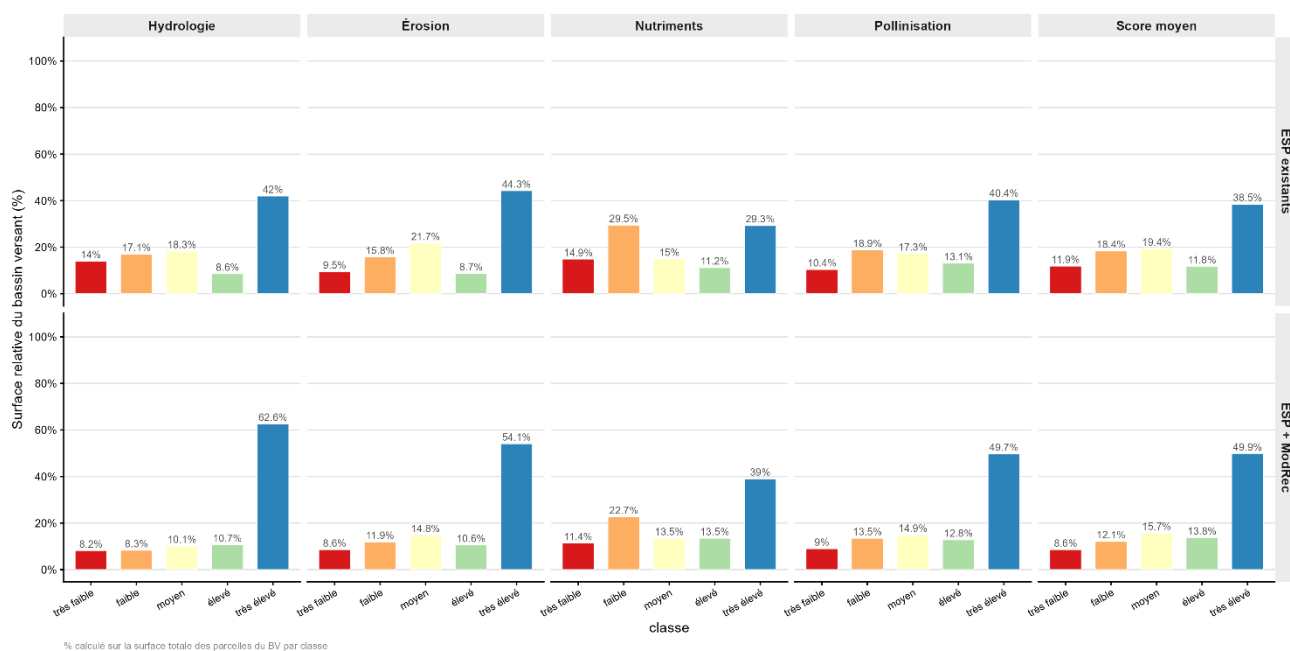


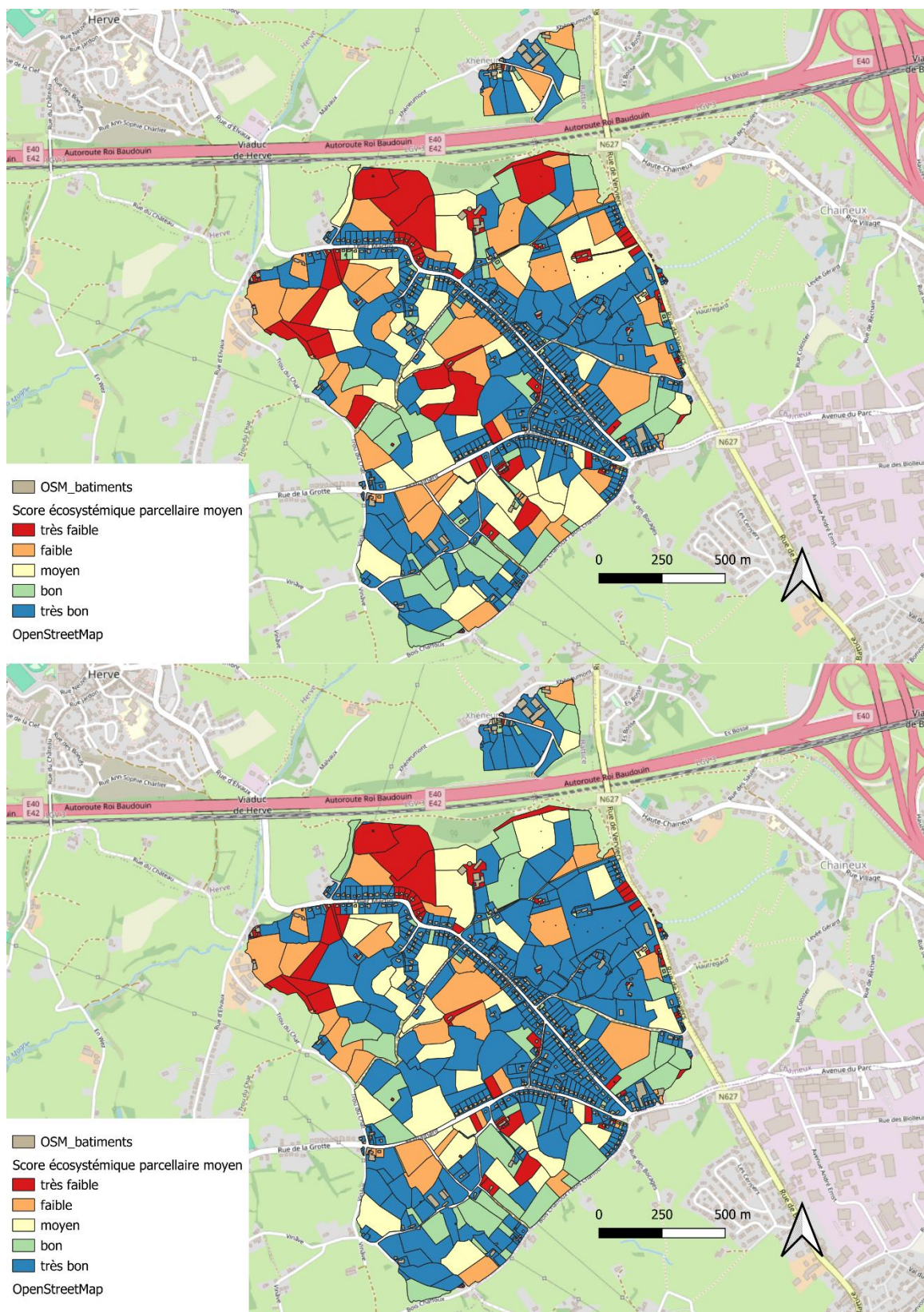
Figure 26. Histogramme de fréquence des parcelles par classe de service.

Cette représentation permet d'identifier la proportion de surface parcellaire du bassin versant qui répondent correctement au différent service en fonction des éléments structurant le paysage présent sur ces parcelles.

Les résultats (voir Figure 26) montre qu'en moyenne, il existe une grande variabilité de capacité à fournir les différents services écosystémiques entre les parcelles agricoles du bassin versant de Manahant-Ourcy. La figure 26 montre que le plan d'aménagement ModRec permet d'améliorer une proportion importante de parcelle à améliorer leur capacité à fournir les différents services écosystémiques, selon les exigences de la PAC.

4.2.2. Distribution spatiale des score écosystémiques parcellaire

L'objectif de cette section est de montrer au sein du bassin versant la distribution des parcelles cadastrales qui sont en mesure de répondre aux différents services écosystémiques, selon leur proportion et leur diversité en éléments semi-naturels, d'après les exigences des 4% de surface en éléments paysagés de la BCAE8.



La Figure 27 révèle une forte hétérogénéité intra-bassin versant dans la capacité des parcelles agricoles à fournir les services écosystémiques étudiés. Cette figure montre une amélioration de classe pour un ensemble de parcelle cadastrale entre le scénario 1 et 2. Cependant, la figure 27 montre un résultat de classe supérieur pour les cadastres urbains par rapport au parcellaire agricole (parcelle sans bâtiment), ce résultat allant à l'encontre de la tendance perçue par la modélisation InVEST.

Finalement, la distribution spatiale du score SEP montre la capacité de l'évaluation matricielle à identifier au sein du bassin versant, les disparités inter-parcellaires à fournir le bouquet de service écosystémique et les zones prioritaires du bassin versant dans la planification d'aménagements semi-naturels.

4.2.3. Comparaison du score écosystémique à la modélisation InVEST

La comparaison est effectuée entre le score écosystémique parcellaire (SEP) et le QF, au regard de la validité du modèle InVEST-SWY pour cette variable hydrologique. Le QF est transformé d'un disservice en service par $1 - QF$, représentant le ruissellement de surface évité. Le score de *QF évité* représente donc la capacité de la parcelle à produire peu de ruissellement, au plus son score est élevé. Le SEP représente la capacité de la parcelle à répondre à l'exigence de la BCAE8 en fonctions de la capacité des éléments paysagés à répondre aux fonctions écologiques, pour le service de régulation hydrologique.

L'objectif de cette section est d'établir une comparaison de la représentation de ces deux scores, fondamentalement différents dans leur construction, pour représenter la capacité parcellaire à répondre à un service écosystémique. Les deux scores sont normalisés entre 0 et 100, ils sont donc sans dimensions.

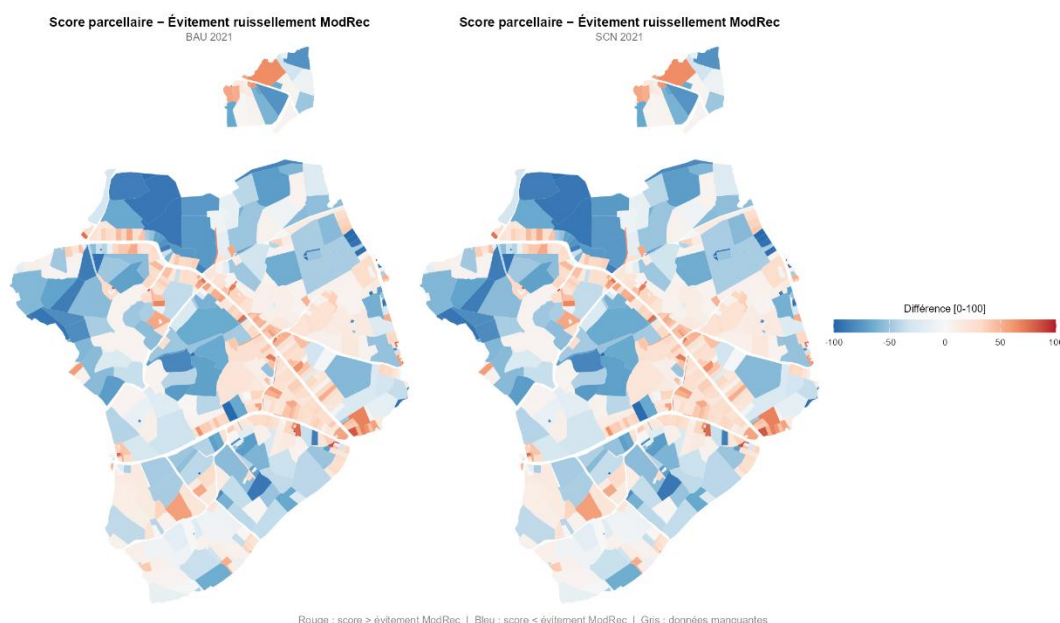


Figure 28. Différences de score parcellaire entre le ruissellement évité (MIKE-SHE : 1-Ruiss. Normalisé [0-100]) et le SEP.

La figure 29 montre que le score écosystémique parcellaire par une méthode matricielle tend à surestimer la capacité des cadastres urbains et à sous-estimer la capacité des parcelles agricole à éviter le ruissellement par une méthodologie physiquement basée.

5. Discussion

5.1. InVEST et matrice des capacité, deux outils complémentaires

Les résultats ont montré que l'outil InVEST et la matrice des capacités sont deux outils complémentaires, non-substituables. Burkhard & Maes (2017) rappellent qu'il est crucial de différencier les approches cartographiques de flux qui simulent les processus biophysiques des approches cartographiques de capacité qui produisent un indice du potentiel de l'écosystème à fournir un service. Cette différence s'est révélée à travers les résultats obtenus par les deux approches. D'un côté, InVEST réponds à la question : « quelle est la capacité biophysique du bassin versant à fournir des services ? », tandis que de l'autre, la matrice répond à la question : « quelles parcelles satisfont les exigences de la PAC en termes de proportion et de diversité fonctionnel d'éléments semi-

naturels ? ». Ces deux approches seront discutées à travers leur profil de compétence leur implication direct dans le projet ModRec.

Premièrement, L'outil InVEST de la Natural Capital Alliance a montré ses compétences pour la modélisation des processus biophysique et la production de carte spatialement explicites. InVEST simule explicitement chacun des services écosystémiques en distinguant les processus physiques et biologique indispensable à la compréhension des services. Son approche cartographique utilisable par des systèmes d'information géographique (GIS) la rend particulièrement appréciable dans la compréhension des changements d'occupation du sol dans la fourniture de service écosystémique. Cependant, ses résultats absolus ne sont pas interprétables sans validation et la comparaison avec MIKE-SHE à confirmer la nécessité d'une paramétrisation plus rigoureuse pour représenter les processus modélisés avec plus de précision. C'est pourquoi les résultats ont été normalisés et présentés de manière qualitative en classe de service entre 0 et 5, permettant ainsi la comparaison inter-service, à l'échelle du bassin versant. Son implication dans ModRec se traduit concrètement dans la lecture globale du bassin versant. Les résultats d'InVEST montre auprès des parties prenantes l'intérêt de préserver les occupations de sol dominante tels que les prairies permanente qui fournisse déjà un ensemble de service et justifie l'intérêt du plan d'aménagements ModRec dans la performance du bassin versant dans les services de régulation.

Si La méthodologie matricielle n'est pas compétente dans l'évaluation des processus physique qui régit la fourniture en service écosystémiques par les différentes occupations de sol, elle offre au contraire un aperçu rapide de la capacité des parcelles cadastrales du bassin versant qui nécessite un besoin en éléments structurant le paysage, selon les exigences de la PAC. Cette méthodologie exclusivement basée sur une approche des capacités (B. Burkhard et Maes 2017) permet d'illustrer autrement l'évaluation cartographique des services écosystémiques rendus par les éléments semi-naturels, en les distinguant fonctionnellement à l'échelle cadastrale. L'approche matricielle offre ainsi une représentation spatialisée de la capacité des parcelles à répondre à des objectifs politiques. Le recours au parcellaire cadastral comme unité spatiale se justifie d'autant plus que Burkhard & Maes (2017) précisent que les unités administratives sont appropriées lorsque les services de régulation répondent à une demande de la population ce qui est précisément le cas dans ModRec, où chaque exploitant agricole est partie

prenante de la régulation des flux hydrologiques du bassin versant de la Vesdre. Son implication dans le projet ModRec est directe : le score écosystémique parcellaire (SEP) constitue un outil de priorisation spatiale immédiatement utilisable par le Contrat Rivière Vesdre et les agriculteurs pour cibler les interventions d'aménagement. De plus, la méthode est directement transférable dans d'autre bassin versant dont la seule ressource nécessaire est un inventaire spatial des ESP. Finalement, cette approche répond à des objectifs distincts de ceux de la modélisation biophysique, ce qui confirme son intérêt propre et appuie l'engouement croissant d'indicateurs simple dans leur conception et leur utilisation (Campagne et al., 2020).

5.2. Ce qu'InVEST révèle à l'échelle du bassin versant

Les résultats de modélisations d'InVEST ont montrés une progression marginale de capacités du bassin versant à fournir les différents services écosystémiques. Ce résultat s'explique par la proportion relative de changement d'occupation du sol entre la situation actuelle et le plan d'aménagement ModRec. En effet, la part de surface dédiée aux aménagements ModRec représente seulement 0.35% de changement d'occupation du sol. A titre de comparaison, les éléments paysagés dans l'étude de Lange et al.(2023) représente 5% des surfaces totale du bassin versant pour des variations relatives entre 5 et 30%. Il ne semble donc pas étonnant d'observer des changements relatifs de cette nature. Ensuite, les services de régulation hydrologique, de l'érosion et des nutriments pourraient avoir déjà atteint un niveau de saturation fonctionnelle pour les occupations du sol dominantes du bassin versant. En effet, les prairies permanentes assurent déjà efficacement la protection contre le ruissellement, l'érosion et la rétention des nutriments, de sorte que l'ajout d'éléments semi-naturels supplémentaires n'engendre qu'une amélioration marginale de ces services. À l'inverse, le bassin versant semble structurellement plus limité à répondre au service de pollinisation. En effet, la gestion intensive de prairies permanente sont généralement identifiées comme n'offrant pas les ressources florales et les sites de nidifications suffisante à l'abondance des pollinisateurs (Langlois et al., 2020).

Plus précisément, la différence marquée du service de pollinisation s'explique par la nature des processus qui le régissent. Contrairement aux services SWY, SDR et NDR, fortement liés entre eux par les processus de transport de l'eau, des sédiments et des

nutriments, le service de pollinisation dépend de la disponibilité en ressources florales et en sites de nidification dans un rayon de butinage propre à chaque espèce, indépendants de la topographie. Il convient cependant d'interpréter ce résultat avec précaution : l'indice CP d'InVEST est un indicateur spatial relatif d'abondance, qui indique où les pollinisateurs sont les plus actifs dans le paysage, et non si le bassin versant présente globalement une capacité satisfaisante ou insuffisante. Une lecture spatialisée de cet indice est donc préférable à un score global unique (Garratt et al., 2017).

Dans le cadre de ModRec, ces résultats orientent directement les priorités futures : le bassin versant de Manihant-Ourcy doit davantage intégrer les modalités de gestions des prairies, dont l'intérêt dans la fourniture de service de régulation présente un attrait croissant (Zhu et al., 2023). En effet, ces prairies intensives peuvent jouer un rôle capital dans les processus de régulation et d'abondance de ressource florale à travers des modes de gestion plus extensif.

5.3. Ce que révèle la matrice à l'échelle de la parcelle

Les résultats de l'évaluation matricielle permettent de révéler l'hétérogénéité fonctionnelle intra-bassin versant que la modélisation InVEST ne perçoit pas. Alors que les résultats d'InVEST estiment des capacités égales par catégorie d'occupation du sol, des parcelles relevant de la même classe InVEST peuvent obtenir des scores parcellaires très différents selon la proportion et la diversité des éléments semi-naturels qui les composent. Cette capacité à distinguer fonctionnellement les parcelles à l'échelle cadastrale constitue l'apport méthodologique central de cette approche : elle produit une information directement exploitable par les acteurs du projet ModRec pour cibler spatialement les interventions prioritaires, là où les modèles biophysiques offrent une lecture globale du bassin versant. C'est dans ce cadre que les limites et perspectives d'amélioration de la méthode sont discutés.

Tout d'abord, le choix méthodologique d'attribuer 0 ou 1 à chaque fonction écologique est une simplification forte, bien que le choix du binaire se justifie méthodologiquement (Mouchet et al., 2023). Ce choix méthodologique est apprécié car il nécessite peu de donnée et offre une lecture rapide des capacités des structures biophysiques à fournir un bouquet de services écosystémiques. Ce type d'approche sont généralement

réalisé par un ensemble d'experts dont les choix doivent être accompagnés par leur niveau de confiance (Campagne et al., 2020).

Cependant, l'évaluation binaire a été réalisée de façon individuelle. Ce choix constitue la principale source d'incertitude de la méthodologie que le code couleur tente de répondre de manière transparente, en distinguant les fonctions pour lesquelles la littérature est convergente de celles pour lesquelles elle reste divergente. Pour corriger cette faiblesse, une évaluation participative avec les acteurs de terrain constituerait une amélioration de la démarche. En demandant aux experts de déterminer d'abord les fonctions écologiques qu'ils associent à chaque service avant d'attribuer un score de capacité, l'approche proposée ici pourrait structurer et expliciter leur raisonnement, atténuant ainsi les difficultés d'évaluation documentées par Dufrêne & Pairen (2023) et Campagne et al. (2020). Dans le cadre de ModRec, cette démarche participative présente un intérêt supplémentaire : elle intégrerait directement les agriculteurs et le Contrat Rivière Vesdre dans la construction du diagnostic, renforçant l'appropriation locale des résultats.

De plus, dans une perspective évolutive de la PAC, l'exigence des 4% d'éléments non-productifs pour les parcelles agricoles pourrait évoluer vers des proportions plus importantes. Par exemple, la stratégie en faveur de la biodiversité prévoyait en 2020 d'atteindre à l'horizon de 2030 10% de surfaces agricoles en particularités topographiques à haute diversité (Commission européenne, 2020). Bien que cet objectif n'ait pas fait l'objet d'une réglementation, elle témoigne que les 4% imposé aujourd'hui est un choix politique. La méthode matricielle présentée permet de s'ajuster rapidement à une politique agricole en constante évolution en fonction des objectifs souhaités.

Finalement, L'évaluation matricielle est un outil de diagnostic parcellaire opérationnel dont la principale faiblesse, la dépendance à l'évaluation individuelle, peut être corrigée par une démarche participative intégrant les acteurs de terrain. La simplicité et l'ajustabilité sont deux atouts de la méthode qui en fait un complément fort aux modèles biophysiques pour la planification locale. La matrice pourrait servir de diagnostic de terrain pour identifier les forces et pistes d'amélioration des éléments paysagés déjà en place, en observant la diversité fonctionnelle des ESP présents sur chaque parcelle. Elle répond ainsi directement au second objectif de ce mémoire : identifier au sein du bassin versant les zones nécessitant un renforcement en éléments structurants du paysage, et

fournir aux parties prenantes un outil de lecture rapide, ajustable aux évolutions futures des exigences réglementaires.

5.4. Performance et limites de la modélisation InVEST-SWY

La comparaison entre les sorties du modèle InVEST-SWY et celles du modèle MIKE-SHE révèle une différence marquée de performance selon la variable hydrologique considérée. InVEST reproduit de manière acceptable les dynamiques de ruissellement de surface, avec un coefficient de détermination supérieur à 0,75 et un biais systématique inférieur à 25% pour les deux scénarios. En revanche, la modélisation du baseflow présente des résultats nettement moins satisfaisants, avec un R^2 inférieur à 0,1 et un biais systématique d'environ -50%, indiquant une sous-estimation structurelle de la recharge souterraine par rapport au modèle MIKE-SHE. Pour comprendre cette différence, il convient d'analyser les processus de détermination des variables hydrologiques. Néanmoins, d'autres études ont montré de meilleure performance statistique pour le *baseflow* du modèle InVEST-SWY (Hamel et al., 2020), indiquant que ces variables hydrologiques peuvent être correctement représentés par InVEST-SWY avec une paramétrisation plus rigoureuse.

Tableau 3. Différence fonctionnelle entre MIKE-SHE et InVEST-SWY dans l'approche de modélisation des variables hydrologiques

Aspect	MIKE-SHE	InVEST-SWY
Approche	Physique	Empirique (CN)
Ruissellement	Bilan de masse	Formule empirique
Recharge	Flux simulé	Résidu de bilan
Temporalité	Horaire/journalier	Mensuel/annuel

Le tableau 3 résume les différences méthodologiques des approches MIKE-SHE et INVEST-SWY. Ces différences de performance s'expliquent par la nature fondamentalement différente des processus modélisés. Le ruissellement de surface (*quickflow*) d'InVEST-SWY est calculé à partir d'une formule empirique dérivée de la méthode SCS-CN, ne dépendant que de trois paramètres principaux : le nombre d'événements pluvieux mensuels, la hauteur de pluie moyenne par jour de pluie et le Curve Number. Cette simplicité paramétrique lui confère une certaine robustesse pour reproduire les dynamiques de ruissellement de surface, directement gouvernées par les propriétés du couvert végétal et du sol. La recharge souterraine (*baseflow*), quant à elle, est calculé comme le résidu du bilan hydrique après déduction du ruissellement (*quickflow*) et de l'évapotranspiration, ce qui le rend structurellement dépendant de ces variables et susceptible d'accumuler les erreurs de modélisation. À l'inverse, dans MIKE-SHE, la recharge souterraine est un flux physique explicitement simulé entre la zone non saturée et la zone saturée, intégrant la dynamique temporelle des nappes et les échanges entre compartiments hydrologiques. Cette différence conceptuelle donne des pistes d'explication de l'incapacité d'InVEST à reproduire fidèlement les processus de recharge, qui dépendent de mécanismes bien plus complexes que ceux intégrés dans son bilan hydrique simplifié.

L'analyse de sensibilité complète ce constat en montrant que les variables hydrologiques d'InVEST-SWY sont nettement plus sensibles aux variations du Curve Number qu'aux paramètres de calibration α et β . Une augmentation de 10% du CN engendre une hausse du *quickflow* de 11,6% et une diminution du *baseflow* de 9,5%, soulignant l'importance d'une détermination rigoureuse de ce paramètre pour les différentes occupations du sol.

Enfin, InVEST raisonne à un pas de temps mensuel, en utilisant le nombre mensuel d'évènement pluvieux par mois, là où MIKE SHE opère à l'échelle journalière voir horaire. Cette simplification temporelle peut amener à lisser les événements pluvieux intenses et leurs effets non linéaires sur le ruissellement, ce qui limite fondamentalement le modèle pour représenter l'impact d'évènement extrême comme les inondations de 2021.

5.5. Limites de l'étude

Tout d'abord, La modélisation biophysique des services écosystémiques repose essentiellement sur la diversité et la représentativité des occupations du sol en entrée des modèles. Or, les données cartographiques disponibles à l'échelle wallonne, et notamment le référentiel LifeWatch, ne permettent pas encore de distinguer avec suffisamment de précision les différents éléments structurants du paysage identifiés dans la réglementation PAC. Cette agrégation fonctionnelle réduit considérablement la capacité du modèle à différencier les contributions propres à chaque type d'élément paysager, et donc à évaluer finement la multifonctionnalité du paysage étudié. Cette limite constitue un argument supplémentaire en faveur de la spatialisation matricielle, qui contourne cette agrégation en travaillant directement sur les éléments semi-naturels recensés par le SPW, indépendamment du référentiel LifeWatch. L'évaluation matricielle tire cet avantage de limite conceptuel qu'il convient de mentionner : l'absence de prise en compte des conditions topographiques, climatiques et du type et de l'utilisation du sol. Cette limite tend à surestimer la capacité des parcelles urbaines et à sous-estimer celle des parcelles agricoles. Ce biais systématique indique que l'évaluation matricielle semble se restreindre au parcellaire agricole et diverger pour les cadastres urbains. Il est donc indispensable dans le futur de discuter du cadre d'application de la méthode ou de l'adapter en fonction des usages.

Ces compromis de modélisation, inévitables au regard des données disponibles, contribuent à l'incertitude des résultats et expliquent en partie l'incapacité du modèle à détecter les effets des aménagements ModRec sur les services de régulation hydrologique, d'érosion et des nutriments. Ce constat rejoint une limite plus fondamentale d'InVEST : le modèle est conçu pour des analyses à l'échelle régionale ou nationale, où les occupations du sol dominantes déterminent les grandes tendances des services. À l'échelle locale, les évaluations portent généralement sur un service unique dans une aire restreinte, où les chercheurs modélisent minutieusement les fonctions écologiques afin de déterminer dans quelle mesure la fourniture de ce service dépend des variables écologiques locales (Pandeya et al., 2016). À l'échelle d'un petit bassin versant agricole de 2,28 km², la contribution des éléments semi-naturels dispersés dans le paysage est difficile à capturer avec des données d'entrée cartographiées conçues à échelle régionale voire nationale, ce qui contribue à sous-estimer la valeur du plan d'aménagement ModRec

dans le paysage. De plus, bien que le bassin versant s'impose aujourd'hui comme un cadre d'analyse incontournable pour la restauration de la nature et la mise en œuvre de solutions fondées sur la nature à l'échelle territoriale, certains services écosystémiques comme la pollinisation ne sont pas contraints par des frontières hydrologiques.

Ensuite, l'étude se limite à quatre services écosystémiques tandis que le CICES dénombre une centaine de classe. Cette étude aurait notamment pu étudier les services culturels proposés par ces aménagements et leur avantage sur l'attrait pour le paysage, ou encore le service de régulation des ravageurs de cultures dont une étude montre une abondance importante autour des haies (Garratt et al., 2017). D'ailleurs, les changements socio-culturels s'opèrent généralement sur plusieurs décennies, ce qui justifie l'intégration d'une dimension temporelle à l'analyse. Cependant, au regard du temps limité pour cette étude, celle-ci s'est inscrite dans une perspective temporelle limitée n'intégrant que deux scénarios présent et futur sans évaluer la situation passée du territoire étudié.

Finalement, les limites présentées montrent que les outils d'évaluation cartographiques des services écosystémiques dépendent fortement de la disponibilité des données d'entrée, de la résolution des occupations du sol ainsi qu'aux conditions d'échelles. De futures recherches dans le domaine des services écosystémiques pourraient s'ouvrir à l'amélioration de la résolution des occupations de sol à l'échelle Wallonne, en identifiant minutieusement les processus biophysiques des éléments semi-naturels qui composent le paysage.

6. Conclusion

Ce mémoire avait pour double objectif d'évaluer la capacité du plan d'aménagement ModRec à améliorer la fourniture d'un bouquet de services écosystémiques sur le bassin versant de Manihant-Ourcy, et de proposer une méthodologie permettant d'identifier spatialement les parcelles nécessitant un renforcement en éléments semi-naturels.

Les résultats obtenus répondent à ces deux objectifs, avec des nuances importantes. Sur le premier objectif, la modélisation InVEST indique que le bassin versant présente déjà une capacité élevée pour les services de régulation hydrologique, de l'érosion hydrique et des nutriments, principalement portée par la dominance des prairies permanentes. Le plan ModRec génère une amélioration marginale pour ces trois services, cohérente avec la proportion de changement d'occupation du sol simulée. Le potentiel d'amélioration le plus significatif concerne le service de pollinisation, pour lequel les aménagements proposés produisent une variation relative non linéaire et encourageante, confirmant que les infrastructures agroécologiques constituent des leviers prioritaires pour ce service sur ce territoire.

Sur le second objectif, l'évaluation matricielle développée dans cette étude a démontré sa capacité à révéler une hétérogénéité fonctionnelle intra-bassin versant que la modélisation InVEST ne perçoit pas à cette échelle. En s'appuyant sur les données librement accessibles du SPW et sur le cadre réglementaire de la BCAE8, elle produit un diagnostic parcellaire directement exploitable par les parties prenantes du projet ModRec pour cibler les interventions prioritaires. Sa principale faiblesse réside principalement dans l'évaluation individuelle de la matrice booléenne qui constitue également sa principale piste d'amélioration : une démarche participative à dire d'expert intégrant les acteurs de terrain permettrait d'ancrer cet outil dans une co-construction locale.

Finalement, ces deux approches ne sont pas substituables mais complémentaires. InVEST offre une lecture globale des dynamiques de services à l'échelle du bassin versant et permet de justifier l'intérêt des aménagements dans leur contexte hydrologique d'ensemble. La matrice offre une lecture locale et opérationnelle, orientée vers la décision. Ensemble, elles constituent un système de diagnostic à deux niveaux que les projets de

restauration territoriale comme ModRec peuvent mobiliser pour articuler stratégie d'ensemble et planification parcellaire.

Description de la contribution personnelle

Le travail de fin d'étude réalisé est un travail personnel, dont ma contribution aux différentes étapes de ce TFE est décrite ci-dessous.

Tout d'abord, j'ai contribué à l'écriture de la thématique de recherche en proposant à ma promotrice, le professeur Aurore Degré, d'évaluer les services écosystémiques fournis par le plan d'aménagement du projet ModRec. Ce plan ayant été validé hydrologiquement, l'objectif était d'évaluer la capacité de ce plan d'aménagement à fournir d'autres services écosystémiques afin d'éclairer les prises de décisions locales.

Ensuite, j'ai dû définir la méthodologie appropriée pour ce travail à travers les recommandations que j'ai pu trouver dans la bibliographie. Dans cette partie, j'ai utilisé l'intelligence artificielle (IA) pour trouver les ressources bibliographiques les plus utiles à la justification du choix de la méthode.

Une fois la méthode définie, j'ai dû réaliser un long travail de compréhension du modèle InVEST, modèle qui n'avait jamais été mobilisé lors de mes études. Chaque service étudié possède ses processus propres et les paramétrisations nécessitent un travail bibliographique conséquent. Le choix des indices de représentation des services est une proposition personnelle dont les inspirations découlent directement des recommandations d'INVEST et d'autres études dans le domaine de la cartographie des services écosystémiques. Dans cette partie, l'IA a contribué à la recherche des articles pertinents pour la paramétrisation, à mieux comprendre la lecture qui pouvait être faite de ces indices et leur description à un public non familier avec la modélisation.

La matrice des capacités est une réalisation personnelle issue d'une volonté persistante de proposer un outil opérationnel et simple d'utilisation pour les acteurs des projets d'aménagements du paysage. La réflexion s'est faite à travers une lecture approfondie des méthodes de représentation spatiale des services écosystémiques

aboutissant à l'utilisation des fonctions écologiques comme cadre d'évaluation de la matrice des capacités.

Les résultats cartographiques ont été traités au moyen du logiciel SIG QGIS, dont l'utilisation a nécessité les compétences d'utilisation personnel de l'étudiant pour cet outil. Les résultats quantitatifs ont été traités au moyen du logiciel de programmation R Studio, dont L'IA a été sollicitée pour débloquer les erreurs d'écriture des codes informatiques, auxquels une attention particulière a été portée pour les opérations réalisées.

Pour finir, la rédaction écrite du mémoire s'est construite par une réflexion et une écriture personnelle dont l'IA a servi à la correction orthographique et la formulation, dans un usage réfléchi et responsable.

Bibliographie

- Albrecht, M., Kleijn, D., Williams, N. M., Tschumi, M., Blaauw, B. R., Bommarco, R., Campbell, A. J., Dainese, M., Drummond, F. A., Entling, M. H., Ganser, D., Arjen De Groot, G., Goulson, D., Grab, H., Hamilton, H., Herzog, F., Isaacs, R., Jacot, K., Jeanneret, P., ... Sutter, L. (2020). The effectiveness of flower strips and hedgerows on pest control, pollination services and crop yield : A quantitative synthesis. *Ecology Letters*, 23(10), 1488-1498. <https://doi.org/10.1111/ele.13576>
- Anys, M., & Weiler, M. (2024). Rainfall interception by urban trees : Event characteristics and tree morphological traits. *Hydrological Processes*, 38(4), e15146. <https://doi.org/10.1002/hyp.15146>
- Benjamin, G. (2024). *Modélisation hydrologique du bassin versant de la Vesdre*.
- Bhat, A. M., Mohapatra, P. K., & Tripathi, I. M. (2024). Hydrologic-hydraulic response of swales to stormwater runoff. *Total Environment Advances*, 12, 200118. <https://doi.org/10.1016/j.teadva.2024.200118>
- Biggs, J., Von Fumetti, S., & Kelly-Quinn, M. (2017). The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services : Implications for policy makers. *Hydrobiologia*, 793(1), 3-39. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3007-0>
- Brogna, D., Vincke, C., Brostaux, Y., Soyeurt, H., Dufrêne, M., & Dendoncker, N. (2017). How does forest cover impact water flows and ecosystem services? Insights from “real-life” catchments in Wallonia (Belgium). *Ecological Indicators*, 72, 675-685. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.011>
- Burkhard, B. & Maes, J. (2017). Mapping Ecosystem Services. Advanced Books (e12837). <https://doi.org/10.3897/ab.e12837>
- Campagne, C. S., Roche, P., Müller, F., & Burkhard, B. (2020). Ten years of ecosystem services matrix : Review of a (r)evolution. *One Ecosystem*, 5, e51103. <https://doi.org/10.3897/oneeco.5.e51103>

Commission Européenne. (20 mai 2020). *Questions/réponses : Stratégie de l'UE en faveur de la biodiversité à l'horizon 2030 - Ramener la nature dans nos vies*. Consulté le 27 mars 2026 sur https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/fr/qanda_20_886

De Groot, R. (2010). *Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation*.

Dollinger, J., Dagès, C., Bailly, J.-S., Lagacherie, P., & Voltz, M. (2015). Managing ditches for agroecological engineering of landscape. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(3), 999-1020. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0301-6>

Dufrêne & Pairon. (2023). Cartes des services écosystémiques. Orbi Umons. <https://orbi.umons.ac.be/handle/20.500.12907/52259>

Fiordaliso W., Reverté S., Wood T., Barbier Y., Rasmont P., Lefèbvre A., Loockx A., Reese A., Ruelle E. & Michez D., 2022. - Inventaire et conservation des abeilles sauvages (Hymenoptera : Anthophila) du sillon industriel hainuyer (Belgique). *Belgian Journal of Entomology*, vol. 132: 1–64.

Gangahagedara, R., Subasinghe, S., Lankathilake, M., Athukorala, W., & Gamage, I. (2021). Ecosystem Services Research Trends: A Bibliometric Analysis from 2000–2020. *Ecologies*, 2(4), 366-379. <https://doi.org/10.3390/ecologies2040021>

Garratt, M. P. D., Senapathi, D., Coston, D. J., Mortimer, S. R., & Potts, S. G. (2017). The benefits of hedgerows for pollinators and natural enemies depends on hedge quality and landscape context. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 247, 363-370. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.048>

Haines-Young, R. (s. d.). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.2 Guidance on the Application of the Revised Structure*.

Haines-Young, R., & Potschin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In D. G. Raffaelli & C. L. J. Frid (Éds.), *Ecosystem Ecology* (1^{re} éd., p. 110-139). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511750458.007>

- Hamel, P., Valencia, J., Schmitt, R., Shrestha, M., Piman, T., Sharp, R. P., Francesconi, W., & Guswa, A. J. (2020). Modeling seasonal water yield for landscape management : Applications in Peru and Myanmar. *Journal of Environmental Management*, 270, 110792. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110792>
- Harrison, P. A., Dunford, R., Barton, D. N., Kelemen, E., Martín-López, B., Norton, L., Termansen, M., Saarikoski, H., Hendriks, K., Gómez-Baggethun, E., Czucz, B., García-Llorente, M., Howard, D., Jacobs, S., Karlsen, M., Kopperoinen, L., Madsen, A., Rusch, G., Van Eupen, M., ... Zulian, G. (2018). Selecting methods for ecosystem service assessment : A decision tree approach. *Ecosystem Services*, 29, 481-498. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.016>
- Heymans M. (s.d.). Diagnostic initial.
- IPBES (2019): Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio E.S., H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages.
- Image, M., Gardner, E., & Breeze, T. D. (2023). Co-benefits from tree planting in a typical English agricultural landscape : Comparing the relative effectiveness of hedgerows, agroforestry and woodland creation for improving crop pollination services. *Land Use Policy*, 125, 106497. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106497>
- IRM. (s.d.). *Statistiques climatiques des communes belges : Herve (INS 63035)*. Institut Royal Météorologique. <https://www.meteo.be/fr/climat/climat-de-la-belgique/climat-dans-votre-commune>
- Lange S, Mockford A, Burkhard B, Müller F, Diekötter T (2023) As green infrastructure, linear seminatural habitats boost regulating ecosystem services supply in agriculturally-dominated landscapes. One

Ecosystem 8: e108540. <https://doi.org/10.3897/oneeco.8.e108540>

- Langlois, A., Jacquemart, A.-L., & Piqueray, J. (2020). Contribution of Extensive Farming Practices to the Supply of Floral Resources for Pollinators. *Insects*, 11(11), 818. <https://doi.org/10.3390/insects11110818>
- Maes, J., Egoh, B., Willemen, L., Liqueste, C., Vihervaara, P., Schägner, J. P., Grizzetti, B., Drakou, E. G., Notte, A. L., Zulian, G., Bouraoui, F., Luisa Paracchini, M., Braat, L., & Bidoglio, G. (2012). Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services*, 1(1), 31-39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.06.004>
- Millennium Ecosystem Assessment (Éd.). (2005). *Ecosystems and human well-being : Synthesis*. Island Press.
- Mitrová, A. M., Vichta, T., Zapletal, P., Volánek, J., Neubauer, Š., & Vranová, V. (2025). Effects of tree features on hydrophysical soil properties in European agroforestry systems : Systematic review. *Agroforestry Systems*, 99(8), 246. <https://doi.org/10.1007/s10457-025-01352-z>
- Mouchet, M., Porcher, E., Baulaz, Y., Couvet, D., Ducarme, F., Juillard, L., Mihoub, J.-B., & Sarrazin, F. (s. d.). *Les services écosystémiques*.
- D. N. Moriasi, J. G. Arnold, M. W. Van Liew, R. L. Bingner, R. D. Harmel, & T. L. Veith. (2007). Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(3), 885-900. <https://doi.org/10.13031/2013.23153>
- Nichols, R. N., Wood, T. J., Holland, J. M., & Goulson, D. (2022). Role of management in the long-term provision of floral resources on farmland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 335, 108004. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108004>
- Noel, G., Bonnet, J., Everaerts, S., Danel, A., Calderan, A., De Liedekerke, A., De Montpellier d'Annevoie, C., Francis, F., & Serteyn, L. (2021). Distribution of wild bee (Hymenoptera : Anthophila) and hoverfly (Diptera: Syrphidae) communities within farms undergoing ecological transition. *Biodiversity Data*

Journal, 9, e60665. <https://doi.org/10.3897/BDJ.9.e60665>

- Noël, G., Bonnet, J., & Francis, F. (2022). Inventaire de la faune apiforme (Hymenoptera, Apoidea) des quartiers Myosotis et Engeland à Uccle (Bruxelles, Belgique). *Entomologie faunistique - Faunistic Entomology*, 225-240. <https://doi.org/10.25518/2030-6318.5949>
- Pandeya, B., Buytaert, W., Zulkafli, Z., Karpouzoglou, T., Mao, F., & Hannah, D. M. (2016). A comparative analysis of ecosystem services valuation approaches for application at the local scale and in data scarce regions. *Ecosystem Services*, 22, 250-259. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.015>
- Portail de l'agriculture wallonne (s.d.). *Fiche n°4 – Noues*. Service Public de Wallonie.
- Potschin, M. B., & Haines-Young, R. H. (2011). Ecosystem services : Exploring a geographical perspective. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 35(5), 575-594. <https://doi.org/10.1177/0309133311423172>
- Rahman, M. A., Pawijit, Y., Xu, C., Moser-Reischl, A., Pretzsch, H., Rötzer, T., & Pauleit, S. (2023). A comparative analysis of urban forests for storm-water management. *Scientific Reports*, 13(1), 1451. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-28629-6>
- Rey, F., Ballais, J.-L., Marre, A., & Rovéra, G. (2004). Rôle de la végétation dans la protection contre l'érosion hydrique de surface. *Comptes Rendus. Géoscience*, 336(11), 991-998. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2004.03.012>
- Saraçoğlu, K. E., & Kazezyılmaz-Alhan, C. M. (2023). Determination of Grass Swale Hydrological Performance with Rainfall-Watershed-Swale Experimental Setup. *Journal of Hydrologic Engineering*, 28(3), 04022043. <https://doi.org/10.1061/JHYEFF.HEENG-5824>
- TEEB (2010). L'Économie des écosystèmes et de la biodiversité : Intégration de l'Économie de la nature. Une synthèse de l'approche, des conclusions et des recommandations de la TEEB.
- Walton, C. R., Zak, D., Audet, J., Petersen, R. J., Lange, J., Oehmke, C., Wichtmann, W., Kreyling, J.,

Grygoruk, M., Jabłońska, E., Kotowski, W., Wiśniewska, M. M., Ziegler, R., & Hoffmann, C. C. (2020). Wetland buffer zones for nitrogen and phosphorus retention : Impacts of soil type, hydrology and vegetation. *Science of The Total Environment*, 727, 138709. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138709>

Wentling, C., Campos, F. S., David, J., & Cabral, P. (2021). Pollination Potential in Portugal : Leveraging an Ecosystem Service for Sustainable Agricultural Productivity. *Land*, 10(4), 431. <https://doi.org/10.3390/land10040431>

Zhu, X., Chen, C., Wu, J., Yang, J., Zhang, W., Zou, X., Liu, W., & Jiang, X. (2019). Can intercrops improve soil water infiltrability and preferential flow in rubber-based agroforestry system? *Soil and Tillage Research*, 191, 327-339. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.04.017>

Zhu, X., Zheng, J., An, Y., Xin, X., Xu, D., Yan, R., Xu, L., Shen, B., & Hou, L. (2023). Grassland Ecosystem Progress : A Review and Bibliometric Analysis Based on Research Publication over the Last Three Decades. *Agronomy*, 13(3), 614. <https://doi.org/10.3390/agronomy13030614>

Zurbuchen, A., Landert, L., Klaiber, J., Müller, A., Hein, S., & Dorn, S. (2010). Maximum foraging ranges in solitary bees : Only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation*, 143(3), 669-676. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.003>
