

Evaluation de la multifonctionnalité des aménagements de lutte contre le ruissellement et l'érosion des sols sur la ceinture loessique belge

Auteur : Nokel, Gauthier

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 : 2020-2021

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/12886>

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.

Evaluation de la multifonctionnalité des aménagements de lutte contre le ruissellement et l'érosion des sols sur la ceinture loessique belge

NOKEL Gauthier

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN SCIENCES ET TECHNOLOGIES DE L'ENVIRONNEMENT**

ANNÉE ACADEMIQUE 2020 - 2021

**PROMOTEUR :
PR. DEGRE Aurore**

© 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 académique¹ de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur.

1. L'autorité académique est représentée par le promoteur, membre du personnel enseignant de GxABT (DEGRE Aurore)

Evaluation de la multifonctionnalité des aménagements de lutte contre le ruissellement et l'érosion des sols sur la ceinture loessique belge

NOKEL Gauthier

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN SCIENCES ET TECHNOLOGIES DE L'ENVIRONNEMENT**

ANNÉE ACADEMIQUE 2020 - 2021

**PROMOTEUR :
DEGRE Aurore**

Ce travail de fin d'étude a été réalisé dans le département Echanges Eau-Sol-Plantes à l'Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech.

Les unités utilisées dans ce travail sont spécifiées dans les sections adéquates et les symboles utilisés sont ceux du Système International (SI)

J'aimerais remercier d'abord ma promotrice Aurore DEGRE. Dès la première année de master, elle a su me transmettre la passion pour le ruissellement et l'érosion, et l'aménagement du territoire en général. Merci également pour ses remarques constructives tout au long du travail, pour sa disponibilité et son efficacité. Je remercie aussi Thomas DOGOT et Marc DUFRENE, qui ont su se rendre disponibles pour apporter leur regard critique et orienter ce TFE dans la bonne direction.

Je tiens également à remercier Alain LE ROI de la cellule GISER de m'avoir accordé de son temps pour me faire découvrir la complexité de la PAC. Merci à mes cokoteurs Martin, Justin et Loïck pour leur soutien et leurs conseils.

Finalement, j'aimerais remercier mes parents Pierre et Isabelle et mon frère Arthur de m'avoir soutenu pendant ces 5 années et de m'avoir offert un cadre idéal pour la réussite de ces études. Merci à tous mes amis qui se reconnaîtront d'avoir participé aux moments de détente, très importants pour moi.

Résumé

La ceinture loessique belge et ses bassins versants sont particulièrement touchés par le ruissellement et l'érosion [Biolders et al., 2003], causant des dégâts importants [Dogot et al., 2019]. Les spécialistes réfléchissent sur l'aménagement des bassins versants qui, en plus de lutter contre ces phénomènes dérangeants, favorise une richesse de services écosystémiques (SE). L'objectif de ce travail est d'évaluer les services écosystémiques des différents aménagements existants dans la lutte contre le ruissellement et l'érosion des sols sur un bassin versant agricole de la ceinture loessique belge. A partir du travail de [Cantreul, 2020], neuf scénarios d'aménagement du bassin versant expérimental de Chastre, en plus du scénario initial, sont utilisés pour évaluer les services de pollinisation, stockage de carbone, production agricole, attractivité du paysage et prévention de l'érosion. Ces scénarios sont établis par des spécialistes à partir de bandes et chenaux enherbés, bandes boisées, haies, fascines et des modifications du sens et de l'intensité de labour. Les SE de pollinisation, de stockage de carbone et de prévention de l'érosion sont évalués grâce aux modèles d'InVEST. Une méthodologie basée sur la perte de surface agricole utilisée (SAU) est développée pour le service de production agricole et une méthodologie basée sur une enquête est employée pour l'attractivité du paysage. Les résultats obtenus sont riches et variés. Les scénarios présentant les meilleurs résultats pour la pollinisation, le stockage de carbone, l'attractivité du paysage et la prévention de l'érosion sont également les scénarios les plus onéreux à mettre en place et ayant les impacts les plus grands sur la SAU. Le choix d'un scénario d'aménagement idéal doit prendre en compte les compromis à réaliser entre les SE et les synergies présentes entre ceux-ci.

Ceinture loessique belge - Bassin versant agricole - Ruissellement - Erosion - Services écosystémiques - Pollinisation - Stockage de carbone - Séquestration de carbone - Attractivité du paysage - Production agricole - Synergies - Compromis

Abstract

The Belgian loess belt and its watersheds are particularly affected by runoff and erosion [Biolders et al., 2003], causing significant damages [Dogot et al., 2019]. Specialists are reflecting on watershed management which, in addition to combating these disturbing phenomena, promotes a wealth of ecosystem services (ES). The objective of this work is to evaluate the ecosystem services of different existing developments in the fight against runoff and soil erosion in an agricultural catchment in the Belgian Loessic belt. Based on the work of [Cantreul, 2020], nine management scenarios of the experimental watershed of Chastre, in addition to the initial scenario, are used to evaluate the services of pollination, carbon storage, agricultural production, landscape attractiveness and erosion prevention. These scenarios are established by specialists on the basis of grassed strips and channels, wooded strips, hedges, fascines and changes in the direction and intensity of tillage. The ES of pollination, carbon storage and erosion prevention are assessed using InVEST models. A methodology based on the loss of utilised agricultural area (SAU) is developed for the agricultural production service and a survey-based methodology is used for landscape attractiveness. The results obtained are rich and varied. The scenarios with the best results for pollination, carbon storage, landscape attractiveness and erosion prevention are also the most expensive to implement and they have the greatest impacts on SAU. The

choice of an ideal management scenario must take into account the trade-offs between ES and the synergies between them.

Agricultural watershed - Erosion - Ecosystem services - Pollination - Carbon storage - Carbon sequestration - Landscape attractiveness - Agricultural production - Synergies - Trade-off

Table des matières

1	Introduction	5
1.1	Etat de l'art	5
1.2	Notions théoriques	6
1.2.1	Services écosystémiques	6
1.2.2	Aménagements existants dans la lutte contre le ruissellement et les coulées boueuses	7
1.3	Contexte	9
1.4	La Politique Agricole Commune (PAC)	13
1.5	Objectifs opérationnels	16
2	Matériel et méthodes	17
2.1	La pollinisation	17
2.1.1	Description du service	17
2.1.2	Description du modèle	18
2.1.3	Description des données d'entrée	19
2.2	Stockage du carbone	19
2.2.1	Description du service	19
2.2.2	Description du modèle	20
2.2.3	Description des données d'entrée	21
2.3	La production agricole	22
2.4	Les services culturels	23
2.5	L'érosion des sols	24
2.5.1	Description du modèle	24
2.5.2	Description des données d'entrée	27
3	Résultats et discussions	28
3.1	La pollinisation	28
3.2	Le carbone	31
3.3	La production agricole	35
3.4	Les services culturels	37
3.5	L'érosion des sols	39
3.6	Aspects économiques des scénarios	46
4	Conclusions et perspectives	48
4.1	Récapitulatif des différents scénarios	48
4.2	Effets synergiques	51
4.3	Réflexion autour du scénario idéal	52
	Table des abréviations	54
	Annexes	61

1 Introduction

1.1 Etat de l'art

En 2011, l'Union européenne (U.E) a adopté une convention visant à lutter contre la perte de biodiversité à l'horizon 2020. L'un des objectifs de cette stratégie appelle à cartographier et évaluer l'état des écosystèmes et des services écosystémiques (SE) rendus par ces milieux. Pour y parvenir, un groupe de travail a été créé, le "Mapping and Assessment of ecosystem and their services" (MAES). Ce programme utilise la classification "Common International Classification for Ecosystem Services", un système de classification internationale commune des services écosystémiques. Le terme de "services écosystémiques" est utilisé dans ce document selon cette classification, qui le définit comme "les composants de l'écosystème dont l'Homme dérive des avantages dans le but d'améliorer son bien-être" [Therond and Tichit, 2017]. A ce sujet, le rapport de l'INRA [Therond and Tichit, 2017] démontre les importantes différences de productions de SE entre les écosystèmes agricoles et les autres. Ce travail s'intéressant aux écosystèmes agricoles, il est nécessaire de faire un tour d'horizon sur ceux-ci.

Le rapport [STATBEL, 2018] met en lumière les caractéristiques du milieu agricole belge et de son évolution. De 1980 à 2017, le nombre d'exploitations a diminué de 68%. En Wallonie, la superficie agricole utilisée de 1980 à 2017 a très peu varié, passant de 783 165 ha à 715 427 ha. La superficie moyenne de chaque exploitation a donc inévitablement triplé. En plus de cette augmentation drastique de la surface de terre cultivée par exploitation, de 1960 à 2006, les rendements sont eux aussi montés en flèche, en multipliant par 2 les quantités produites, allant même jusqu'à un facteur 3 pour le maïs. L'intensification de l'agriculture, induite par l'augmentation de la taille des exploitations et des rendements, est réelle. Depuis 2006, le gain en rendement est devenu plus aléatoire, et l'intensification globale observée ne peut plus être expliquée par une augmentation de rendement [Dufrière, 2021]. C'est pourquoi, depuis plusieurs années, l'agriculture se retrouve au centre de nombreuses préoccupations, venant d'horizons différents.

D'abord, d'un point de vue climatique. En plus de subir les conséquences de la modification du climat, l'agriculture joue un rôle important. Par exemple, en France, pas moins de 24% des émissions de gaz à effet de serre sont produites par le secteur, incluant les modifications d'occupation des sols [Le Foll et al., 2018]. Le cycle du carbone est indéniablement impacté par l'agriculture. En Belgique, les prix fictifs du carbone sont faibles et un potentiel de réduction des émissions de CO₂ élevé y est observé [Li et al., 2016]. L'agriculture est d'ailleurs considérée comme un secteur ayant un potentiel de réduction des gaz à effet de serre élevé, en raison notamment du potentiel de la séquestration du carbone organique dans le sol [Van Wesemael et al., 2010]. Les pratiques culturales sont importantes dans le cycle de séquestration du carbone [Launay et al., 2021]. La Politique Agricole Commune joue donc un rôle important dans ces thématiques.

Ensuite, en Wallonie, l'augmentation de la taille des exploitations a mené à un agrandissement des parcelles. Les éléments hétérogènes du paysage, telles que les haies et les différentes bandes de végétation, influencent toute une variété de réponses écologiques, comme les mouvements des espèces animales, les interactions entre les espèces et les différentes fonctions des écosystèmes [Fahrig et al., 2011]. Cependant, les éléments hétérogènes sont de moins en moins nombreux, laissant place à des paysages homogènes de cultures intensives, menant à de nombreuses externalités négatives [Dufrière, 2021]. Parmi elles, outre les influences sur le cycle de

carbone et sur le climat évoqués ci-dessus, les impacts sont constatés sur la pollution des sols [Symcea, 2010] et de l'eau [SPW, 2018], la connectivité biologique ou fonctionnelle, considérant l'ensemble des éléments du paysage qui favorisent ou limitent le déplacement des individus d'une espèce considérée [Bergès et al., 2010], les loisirs récréatifs mais aussi sur la sécurité des biens et des personnes, via les inondations et coulées boueuses. Ces différentes notions, en plus de celles abordées précédemment, font appel aux différents SE que peut fournir un milieu rural et plus particulièrement un agroécosystème.

Depuis plusieurs années, la lutte contre le ruissellement et les coulées boueuses se développe, leurs dommages s'intensifiant. Le monde scientifique s'intéresse de plus en plus à l'étude de ces phénomènes. De nombreux modèles de quantification du flux de ruissellement ou d'érosion des sols sont utilisés. Ils permettent d'évaluer le risque et prendre les dispositions nécessaires pour protéger les riverains. En Belgique, des organismes, tels que GISER à l'échelle wallonne et INASEP ou HIT à l'échelle provinciale, travaillent sur le terrain pour limiter ces phénomènes. La Région Wallonne a également lancé un projet permettant d'apporter un appui, une analyse des enjeux et une quantification des dommages causés par les inondations par ruissellement boueux [Dogot et al., 2019]. L'estimation des dommages, réalisée grâce à un modèle d'extrapolation, se fait avec des données se basant principalement sur l'habitat résidentiel, la zone agricole et les réseaux routiers. D'autres enjeux à plus faible emprise territoriale ont également été étudiés, comme les enjeux de services publics, biens communautaires ou encore industriels et d'artisanat. Les dommages totaux annuels ont été estimés à 1 780 000€ +/- 130 000€. Une étude plus ancienne [Evrard et al., 2008] sur la ceinture limoneuse belge chiffrait ces dégâts entre 14,1 et 138,5 millions d'euros. Cette approche est beaucoup plus alarmiste et semble moins pertinente sur de nombreux critères, repris dans [Dogot et al., 2019]. AGIRaCAD II [Dogot et al., 2019] avance d'autres chiffres : par exemple, le coût moyen annuel par résidence située dans une zone à risque est de 119 € à 174 €, suivant l'hypothèse et la commune considérée. Les dégâts matériels tangibles peuvent donc être importants et réguliers. Cette évaluation ne prend pas en compte les dégâts indirects et intangibles, qui peuvent également être importants.

La ceinture loessique belge est particulièrement touchée par ces phénomènes dérangeants [Biielders et al., 2003]. La lutte sur ces territoires pour limiter le ruissellement et l'érosion est nécessaire, et est indéniablement liée à une évolution des agroécosystèmes, forcés à changer de vision face à des constats alarmants. Dans cette optique, une réflexion autour des aménagements qui favorisent une richesse et une diversité de services écosystémiques semble être la bonne voie. Ces observations et remarques amènent à la question suivante : sur un bassin versant limoneux dans un contexte agricole belge, quels sont les aménagements, existants dans la lutte contre le ruissellement et l'érosion des sols, qui maximisent une richesse et une diversité de services écosystémiques ? L'objectif de ce travail est de répondre à cette question. Pour y parvenir, les impacts de différents scénarios d'aménagement sur plusieurs SE sont évalués, quantifiés et comparés.

1.2 Notions théoriques

1.2.1 Services écosystémiques

Les SE sont considérés selon la définition dans la section 1.1. Il convient néanmoins d'aborder brièvement leur classification. Elle se base sur la classification utilisée par les outils repris dans la section 2 et par la plateforme Wal-ES [SPW et al., 2020a]. Il s'agit d'une plateforme

régionale abordant la thématique des SE, en mettant en avant les travaux scientifiques et autres sources d'informations, en regroupant les différentes méthodologies et en diffusant des outils méthodologiques. La classification utilisée par cette plateforme de référence wallonne se base sur celle fournie dans la version 4.3 du 'Common International Classification of Ecosystem Services' (CICES). Les SE sont répartis en trois grands groupes : les services de production, les services de régulation et les services culturels. Des sous-regroupements dans chaque catégorie existent également. Les services de production, appelés également services d'approvisionnement, représentent les biens produits par les écosystèmes. Une distinction est faite entre la production de nourriture, de matériaux, d'énergie et d'eaux de consommation. A noter que les ressources minérales et énergies fossiles, non-renouvelables à l'échelle de temps humaine, ne sont pas considérées. Les services de régulation correspondent aux différents processus écologiques qui permettent de contrôler et maintenir le bon fonctionnement des écosystèmes. Les différentes catégories au sein de ce groupe de services sont le contrôle des pollutions de l'air, de l'eau et des sols, le contrôle des événements extrêmes, la régulation des processus écologiques et la régulation du climat, à diverses échelles. La dernière catégorie de services fournis par les écosystèmes sont ceux d'ordre culturel. Ils fournissent un environnement pour vie courante et les loisirs. Ils sont la source de nombreuses émotions et sentiments. Ils offrent une source d'expériences et de connaissances, d'inspiration et de valeurs. La figure ci-dessous illustre de façon ludique les SE qui viennent d'être décrits.

LES ECOSYSTEMES « AU SERVICE » DE L'HOMME



FIGURE 1 – Représentation schématique des services écosystémiques [SPW et al., 2020b]

1.2.2 Aménagements existants dans la lutte contre le ruissellement et les coulées boueuses

La question de recherche de ce rapport traite de l'évaluation des services écosystémiques des aménagements existants dans la lutte contre le ruissellement, les inondations et les cou-

lées boueuses. Un petit tour d’horizon des différentes possibilités utilisées pour limiter ces phénomènes est nécessaire. Ces aménagements sont, pour la majorité, des Méthodes Agro-Environnementales et Climatiques (MAEC) du deuxième pilier de la PAC actuelle (2014-2020/2022).

Plusieurs types d’aménagements peuvent être regroupés sous le terme «barrière végétale». Les plus utilisés dans la lutte contre le ruissellement et les coulées boueuses sont les bandes enherbées, les fascines et les haies.

Les bandes enherbées (BE) peuvent prendre différentes formes. Selon [NatAgriWal, 2021], une bande enherbée peut être installée sur une culture sous labour, idéalement dans les coupures de pentes ou en bas de parcelle, là où les flux d’eau sont récoltés. Cette bande est constituée principalement par des graminées et des légumineuses. La zone enherbée où les engins agricoles font leurs manœuvres et demi-tours est appelée couramment tournière enherbée. D’autres variantes de la BE existent, comme une bande aménagée à fleurs des prés, une bande rivulaire lorsque la culture est près d’un cours d’eau ou encore une bande aménagée à fleurs des champs [NatAgriWal, 2021]. Le minimum légal de ces aménagements est de trois mètres de large et son implantation est soumise à l’avis d’experts. D’un point de vue hydrique, les BE permettent une meilleure infiltration et sédimentation [Duchemin and Majdoub, 2004]. [Ouvry et al., 2012] ont démontré que les BE induisent un taux de déposition important et variable suivant sa localisation et diminuent l’export de sédiments pour un écoulement diffus. D’une vision plus globale, les BE permettent de renforcer un certain maillage écologique et d’accueillir toute une diversité de faune sauvage. Selon sa composition, elle peut également participer à structurer le paysage et favoriser la biodiversité des plantes à fleurs et insectes butineurs.

Le chenal enherbé présente les mêmes caractéristiques que les BE. Il se place cependant dans un thalweg, c’est-à-dire dans l’axe de ruissellement principal. L’objectif est d’intercepter le ruissellement concentré, en empêchant la formation de ravines et en interceptant les sédiments [Naulin and Triplet, 2003]. Les inconvénients relevés sont que ce chenal divise les parcelles et peut avoir une emprise importante au sol.

Les fascines sont des obstacles à l’écoulement en matériel végétal. Ce matériel végétal est le plus souvent mort, comme de la paille ou des branchages, mais il existe également des fascines vivantes, s’apparentant plus à une double ligne d’arbustes renforcée par du matériel végétal mort. Elle est alors plutôt considérée comme une haie. La fascine morte la plus répandue est une fascine en paille compactée, contenue entre deux rangées de piquets et comprise dans un coffrage en treillis à larges mailles, souvent solidifiées avec des colliers de serrage. Ces structures linéaires se placent sur les axes de ruissellement et favorisent la sédimentation et l’infiltration de l’eau dans le sol. Selon [Cantreul, 2020], les fascines sont efficaces pour de faibles surfaces contributives, lorsqu’elles sont nombreuses et qu’elles sont associées à d’autres aménagements dans le bassin versant, comme des BE. Les fascines demandent un entretien régulier et s’intègrent moins facilement dans un paysage que d’autres aménagements [Heitz et al., 2012]. Néanmoins, elles gênent peu les manœuvres agricoles comparées à d’autres éléments linéaires tels que des haies ou bandes boisées. De plus, elles possèdent les avantages d’être en matériaux facilement disponibles, faciles à monter et à faible coût.

Les haies font parties également des barrières végétales à considérer. Dans ce travail, une haie est définie comme toute plantation d’arbres ou des arbustes alignés, qui marque souvent une limitation de parcelle ou d’occupation du sol. Les haies peuvent également être des espèces végétales rigides non ligneuses. Le terme de bocage est parfois utilisé pour désigner

l'ensemble des haies qui entourent une parcelle agricole. Les haies peuvent être constituées d'espèces indigènes ou exotiques. Néanmoins, dans le cadre de la PAC et des MAEC, seules les haies d'espèces indigènes sont considérées, en excluant les peupliers en rangées monospécifiques [NatAgriWal, 2021]. Les espèces choisies dépendent du rôle recherché : brise-vent, hydraulique, clôture, paysager... [Ouvry et al., 2012]. Les haies réduisent davantage le ruissellement que l'érosion. Par exemple, dans le travail de [Smolikowski et al., 2001], sur des parcelles expérimentales pour un événement pluvieux testé, la réduction de ruissellement est de 49% contre 32% pour l'érosion en favorisant la déposition. Les haies impactent donc principalement le ruissellement en favorisant l'infiltration [Cantreul, 2020]. Néanmoins, [Richet et al., 2017] ont montré que l'efficacité des haies contre l'érosion était supérieure si celles-ci étaient situées près des sources d'érosion, en travers d'un axe de concentration de ruissellement ou encore en amont d'une zone à risque. Plus globalement, en milieu agricole, la haie a pour objectif d'améliorer le maillage écologique, de maintenir un rôle paysager, de favoriser la biodiversité, d'apporter un ombrage pour le bétail mais aussi de créer un micro-climat en modifiant le bilan radiatif [Liagre, 2006].

Une autre alternative dans la lutte contre l'érosion et le ruissellement est la bande boisée. Les fiches techniques de [Naulin and Triplet, 2003] décrivent ces bandes ainsi que leurs rôles principaux. Les objectifs décrits pour les bandes boisées sont principalement pour la lutte contre la diffusion du ruissellement et des pollutions agricoles, ainsi qu'une restauration du maillage bocager et de la connectivité verte. Les intérêts, toujours selon [Naulin and Triplet, 2003], sont nombreux : effet brise-vent en réduisant jusqu'à 50% de la vitesse du vent, interception du ruissellement, augmentation de la capacité d'infiltration et absorption de l'azote favorisée grâce au système racinaire de ces bandes. Néanmoins, elles ne sont pas aussi efficaces que les haies lorsqu'elles sont disposées en limite de parcelle, nécessitent également un entretien régulier et une emprise plus importante au sol.

D'autres ouvrages et aménagements existent pour lutter contre l'érosion et le ruissellement sur un bassin versant agricole. Afin de réduire le débit de point à l'exutoire d'un bassin ou en amont d'un ouvrage critique, une retenue de stockage est possible. Néanmoins, il n'est pas possible de l'implanter sur tous les bassins, suivant la topographie. De plus, ces ouvrages présentent un coût important, près de 100€ Hors Taxe/ m^3 [Naulin and Triplet, 2003], démontrent une perte d'efficacité si l'entretien n'est pas régulier et n'ont qu'un très faible impact sur les pluies d'hiver. Dans le travail de [Cantreul, 2020] expliqué au point suivant, les retenues ne sont pas considérées dans les scénarios d'aménagement.

Pour finir, afin de lutter contre l'érosion, des mesures agronomiques sur les pratiques agricoles peuvent être prises. Indirectement, elles agissent également sur le ruissellement. Ces mesures peuvent être encouragées par la PAC, qui est présentée et discutée au point 1.4. Elles sont reprises sous forme de tableau à l'annexe A.

1.3 Contexte

Il est avant tout nécessaire de contextualiser ce travail. Il intervient à la suite d'un article de Vincent Cantreul, publié dans le cadre de sa thèse de Doctorat intitulée "Etude de la connectivité hydrologique et sédimentaire en milieu de plateau limoneux agricole - mesure, modélisation et aménagement d'un bassin versant" [Cantreul, 2020]. L'objectif de cet article est de comparer, d'un point de vue de la connectivité hydraulique, du ruissellement et de l'érosion, différents plans d'aménagement d'un bassin versant. Ces différentes situations d'aménagement ont été imaginées

par de nombreux spécialistes avec des expériences variées et venant d'horizons différents. Les mesures d'atténuation des flux de ruissellement et de l'érosion possibles étaient les suivantes : bandes enherbées, bandes boisées, haies, fascines mortes ou modifications des pratiques de labour, dans la direction et/ou l'intensité.

Le bassin versant étudié est localisé entre les villages de Héவில் et Villeroux, dans l'entité de Chastre. Cette région se situe dans la ceinture loessique belge, dans le nord de la Wallonie. Les coordonnées gps de l'exutoire du bassin versant considéré sont 50°36'23.2"N et 4°35'45.8"E. Sa superficie est de près de 379 hectares. Les principaux sols retrouvés sont des Luvisols et des Cambisols, avec une texture limoneuse. L'occupation du sol est majoritairement agricole, avec plus de 93% des sols occupés par des cultures. Toujours selon [Cantreul, 2020], les pratiques culturales sont conventionnelles sur toutes les cultures, avec un labour de l'horizon supérieur du sol, de 25 à 30 centimètres de profondeur. L'occupation du sol pour les parcelles restantes est constituée de bandes enherbées, de bandes boisées, de prairies et de zones imperméables. Selon [Institut Royal Météorologique belge, 2020], la moyenne des précipitations annuelle est de 821,7 mm. Le nombre moyen de jours où les quantités de précipitations valent au moins 10 mm est de 22,3. De plus, l'altitude sur le bassin versant varie de 129m pour l'exutoire à 162m pour le point le plus haut. La pente moyenne est de 4%, avec des pentes maximales allant jusqu'à 15%. Les figures et le tableau suivants présentent le bassin versant et ses différents scénarios.

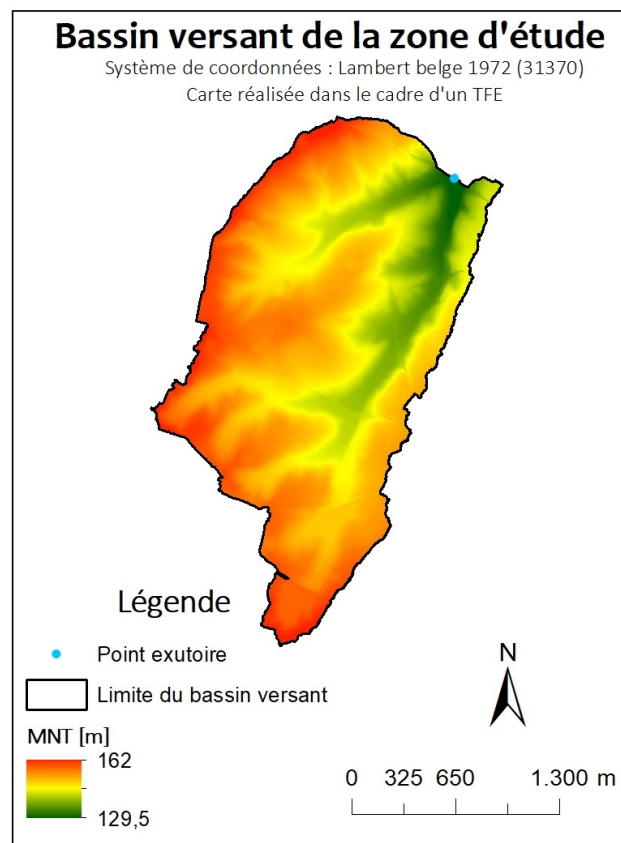
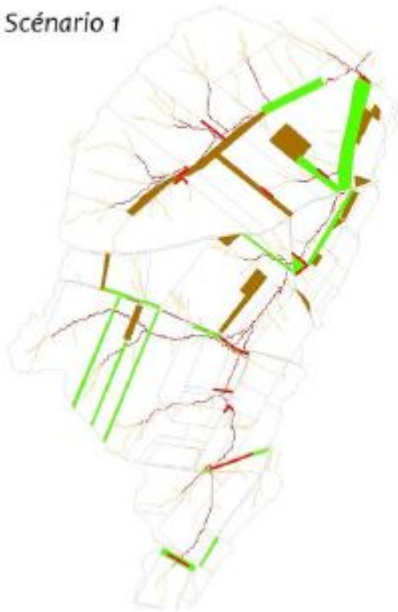


FIGURE 2 – Présentation du bassin versant de Chastre

Scenario	Bandes enherbées [ha]	Chenaux enherbés [ha]	Haies [m]	Fascine [m]	Bandes boisées [ha]	Pratiques agricoles	Total des mesures [ha]
0 (initial)	3 (0,9%)	0	0	0	5.5 (1.6%)	Non	8.5 (2.5%)
1	6.8 (1,9%)	5.7 (1.6%)	0	1406	5.5 (1.6%)	Non	18.1 (5.1%)
2	16.1 (4.5%)	0	0	1431	5.5 (1.6%)	Non	21.7 (6.1%)
3	3.9 (1,1%)	5.2 (1.4%)	396	956	5.5 (1.6%)	Non	14.7 (4.2%)
4	12.1 (3.4%)	0	10 538	0	5.5 (1.6%)	Non	18.7 (5.3%)
5	10.2 (3.2%)	0	3136	983	2.7 (1.0%)	Oui, sens et intensité de labour	13.3 (3.8%)
6	4.8 (1.3%)	11.3 (3.2%)	0	272	5.5 (1.6%)	Non	21.6 (6.1%)
7	6.5 (1.8%)	7.4 (2.1%)	0	801	5.5 (1.6%)	Non	19.5 (5.5%)
8	15.3 (4.3%)	10 (2.8%)	102	245	5.5 (1.6%)	Oui, intensité de labour	30.8 (8.7%)
9	12.3 (3.5%)	22.4 (6.3%)	3347	0	30.8 (8.7%)	Non	65.8 (18.6%)

TABLE 1 – Tableau résumé des proportions des différents aménagements sur le bassin versant, issu de [Cantreul, 2020]

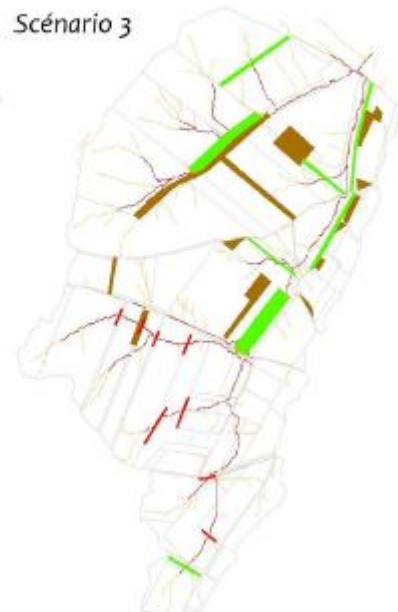
Scénario 1



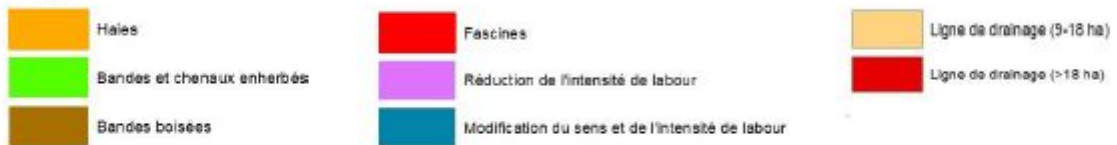
Scénario 2



Scénario 3



Légende



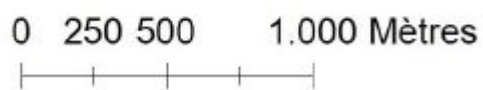
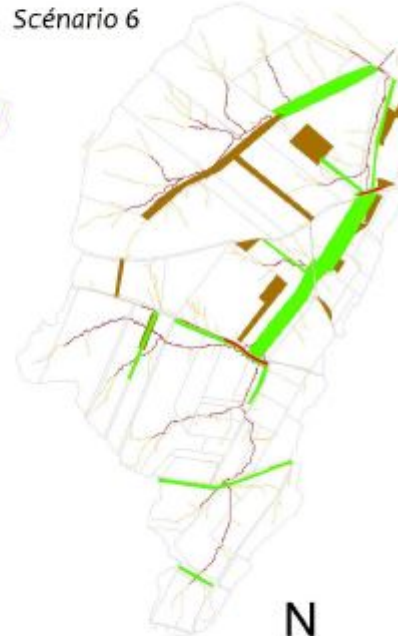
Scénario 4



Scénario 5



Scénario 6



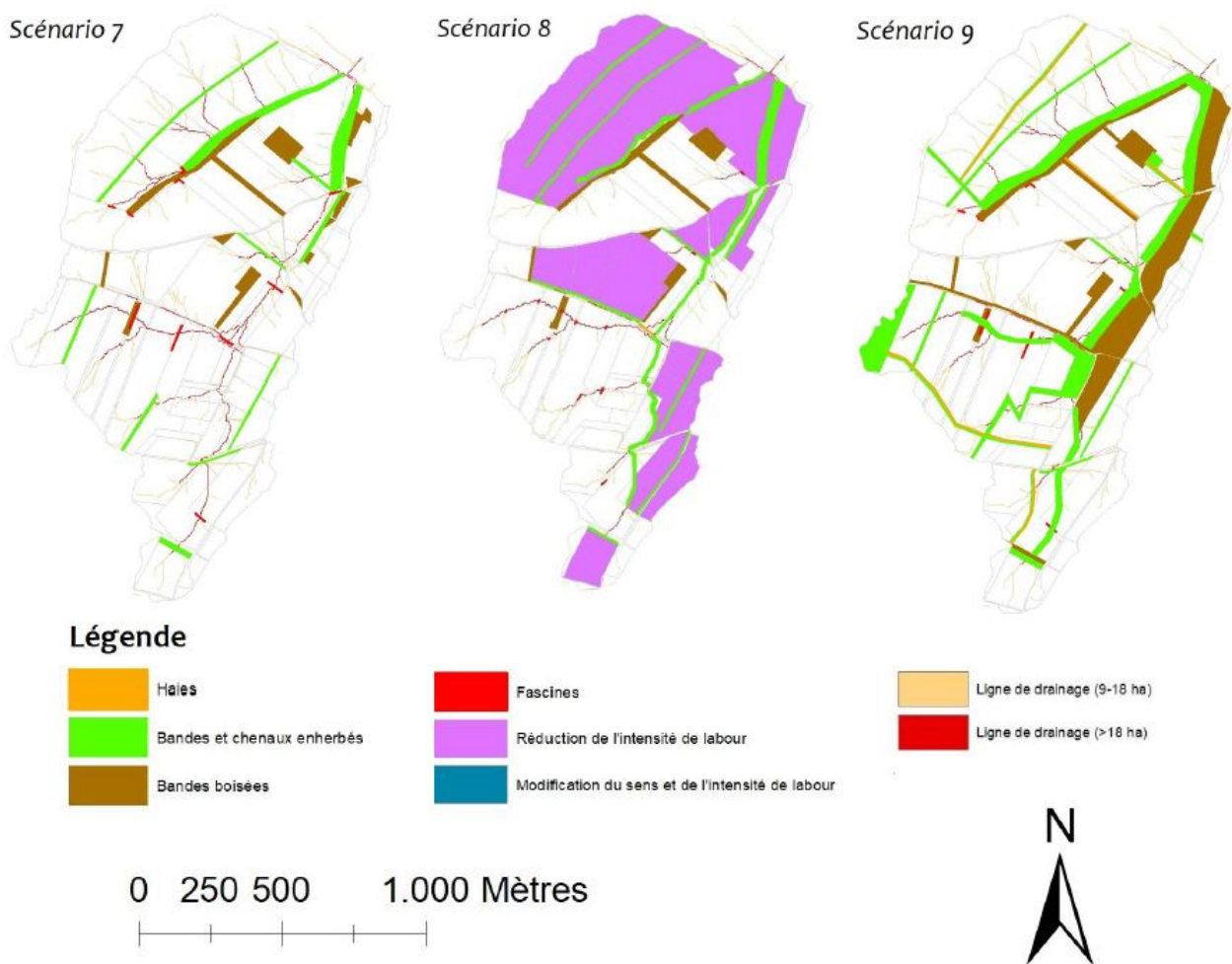


FIGURE 3 – Présentation des différents scénarios d'aménagement

Sur ce bassin versant, [Cantreul, 2020] modélise le ruissellement et l'érosion à l'aide du modèle à base experte Landsoil. Dans ce travail, Landsoil est décrit comme un modèle spatialisé à base experte, dérivé de deux modèles différents : le modèle « STREAM erosion » ([Duchemin and Majdoub, 2004], [Souchère et al., 2003]) ainsi que le modèle WaTEM/SEDEM [Van Rompaey et al., 2001]. Il a été développé par [Ciampalini et al., 2012]. Il représente les processus d'érosion hydrique et d'érosion aratoire à l'échelle de la parcelle pour l'espace et à l'échelle de l'événement pluvieux pour le temps. L'objectif est de créer un nouveau modèle numérique de terrain pour modéliser l'évolution de l'épaisseur du sol et donc, la redistribution des sols causée par l'érosion. Les explications détaillées du modèle utilisé par Landsoil sont présentes à l'annexe B.

Dans la thèse de [Cantreul, 2020], une attention particulière est portée sur les différents aménagements linéaires, décrits au point 1.2.2.

1.4 La Politique Agricole Commune (PAC)

Dans l'aménagement d'un bassin versant agricole, il est impératif de prendre en compte la Politique Agricole Commune (PAC). Cette section fait un court résumé des enjeux et des

impacts que la PAC peuvent avoir sur l'aménagement du territoire.

Afin de garantir la sécurité alimentaire, l'utilisation des ressources naturelles et le développement équilibré des zones rurales, l'Europe a mis en place une PAC [Commission Européenne, 2017]. Depuis ses débuts en 1962, ses objectifs restent inchangés [Commission Européenne, 2020] :

- Soutenir les agriculteurs et améliorer la productivité agricole, en garantissant un approvisionnement stable en denrées alimentaires à un prix abordable ;
- Assurer un niveau de vie décent aux agriculteurs de l'UE ;
- Contribuer à lutter contre le changement climatique et gérer les ressources naturelles de manière durable ;
- Préserver les zones rurales et les paysages dans l'ensemble de l'UE ;
- Préserver l'économie rurale en promouvant l'emploi dans l'agriculture, l'industrie agroalimentaire et les secteurs associés.

L'enjeu principal des agriculteurs réside dans le fait d'atteindre un seuil suffisant de rentabilité, tout en travaillant respectueusement et durablement afin de préserver la biodiversité et les sols. En pratique, la PAC intervient sur deux piliers. Le premier pilier agit sur l'aide au revenu, un soutien contre les risques du marché et les baisses de prix. Le deuxième pilier quant à lui concerne les mesures de développement rural, en traitant les enjeux spécifiques des différentes zones rurales [Commission Européenne, 2020]. La figure 4 illustre le montant des aides de 2019.

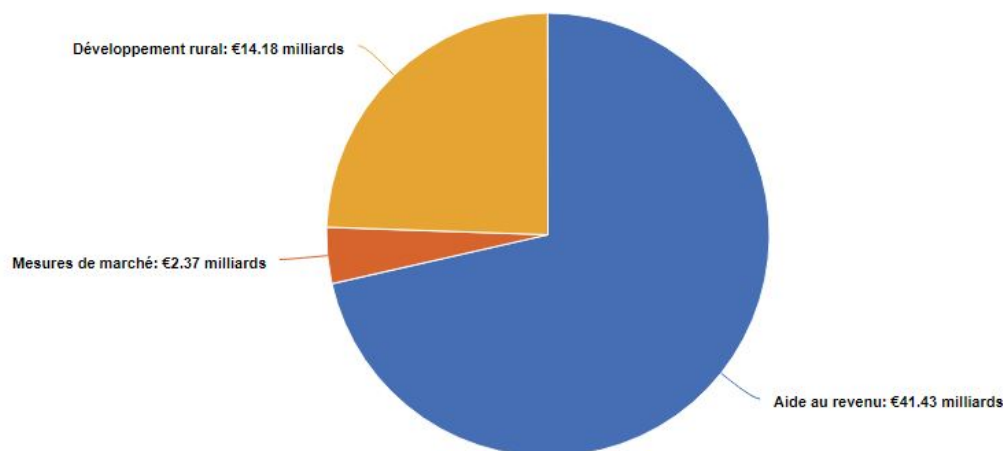


FIGURE 4 – L'aide de l'U.E. aux agriculteurs en 2019 provenant de [Commission Européenne, 2020]

Les aides sont allouées selon plusieurs facteurs, afin de permettre la production et l'accès à des denrées de qualité. L'aide au revenu pour les agriculteurs, la lutte contre les changements climatiques ou encore le maintien d'une économie rurale [Commission Européenne, 2020] peuvent être cités en exemple.

Le financement de la PAC est réalisé grâce à deux fonds :

- le Fonds Européen Agricole de Garantie (FEAGA) qui finance principalement le premier pilier

- le Fonds Européen Agricole pour le Développement Rural (FEADER) qui finance quant à lui plutôt le deuxième pilier

Peu à peu, les frontières entre le premier et le deuxième pilier s'effacent, laissant le choix aux états membres des possibilités de transfert entre les différents fonds.

Chaque pays est gestionnaire des paiements sur son propre territoire. Afin de s'assurer de la pertinence de sa PAC, la Commission européenne travaille de concert avec des groupes de dialogue civil ainsi que des comités agricoles. Des groupes d'experts aident également à la création de ce plan d'envergure [Commission Européenne, 2017].

Chronologiquement, en 2003, pour la première fois, les aides ne sont plus proportionnelles à la production. Les agriculteurs sont bénéficiaires de ces aides s'ils respectent les terres arables et les normes en matières de sécurité alimentaire, d'environnement, de santé et de bien-être animal [Commission Européenne, 2020]. Les aides sont attribuées en fonction du nombre d'hectares. En 2013, la PAC est réformée. L'objectif est de renforcer la compétitivité du secteur, de promouvoir l'agriculture durable et l'innovation, de soutenir l'emploi, de dynamiser le secteur de l'emploi dans les zones rurales et de réorienter les aides financières vers une utilisation productive des terres [Commission Européenne, 2020]. La période de programmation est prévue de 2014 à 2020. Par la suite, ce plan sera prolongé jusqu'en 2022. Les causes de ce retard dans les négociations proviennent principalement du Brexit. En 2023, le nouveau plan de la PAC devrait être d'application.

La réforme de la PAC qui entre en vigueur en 2023 part d'un constat sur les 10 dernières années. La biodiversité présente sur les terres agricoles est en déclin, et ce malgré les mesures prises dans le cadre de la PAC [CDCE, 2020], ce qui menace l'agriculture de demain et l'environnement en général. De plus, "les dépenses que l'U.E consacre à l'agriculture ne l'ont pas rendu plus respectueuse du climat" [CDCE, 2021]. Dans les bassins versants agricoles, l'impact de la PAC est visible. Par exemple, les haies ont été arrachées pour augmenter la surface cultivée.

Fort de ces constats, les sources officielles [European Commission, 2020] prévoient le futur plan pour 2023. La nouveauté principale qui devrait faire son apparition est la création d'éco-régimes. Ceux-ci sont une accentuation des Mesures Agro-Environnementales et Climatiques (MAEC). Les pays devront s'engager plus durablement et juridiquement pour intégrer la législation sur l'environnement et le climat. La modification majeure dans cette réforme concerne le renforcement de l'éco-conditionnalité. Ce renforcement signifie que les agriculteurs doivent respecter les exigences et les diverses normes soucieuses de l'environnement pour pouvoir bénéficier des différentes aides de la PAC. Ce régime est plus strict qu'auparavant. Dans la PAC actuelle, les MAEC sont plutôt sur base volontaire. Les MAEC qui ne font pas l'objet d'un éco-régime devraient néanmoins rester d'application.

A l'heure de la rédaction de ce travail, les discussions sont encore en cours concernant l'application des différents éco-régimes de la PAC en Wallonie. Les informations suivantes sont donc à prendre au conditionnel. Néanmoins, elles proviennent de Alain LE ROI, ingénieur agronome travaillant au Service Public de Wallonie, agriculture ressources naturelles et environnement et à GISER, et ayant participé aux réflexions menant à la rédaction de cette réforme de la PAC pour la Wallonie. Un éco-régime en particulier semble impacter l'aménagement des bassins versants agricoles. Il s'agit d'un éco-régime concernant la couverture du sol. Il devrait se baser sur la surface totale d'une exploitation. Un pourcentage minimal de couverture végétale devrait être imposé. Par exemple, 70% de couverture végétale de janvier à mars devrait être imposé pour être éligible aux différentes aides. Si l'agriculteur va au-delà, il pourrait recevoir des aides

supplémentaires. L'idée est d'initier et de forcer les cultivateurs ne remplissant pas ce point à le faire, et de pousser ceux qui remplissent cet objectif à faire plus. Cet éco-régime favorise le maintien des prairies permanentes, des prairies dans les rotations, de tournières enherbées, de cultures hivernales et d'intercultures, mais favorise également les associations polycultures élevages, modèle plus viable à long terme. Il devrait être couplé à un autre éco-régime concernant les cultures favorables à l'environnement, qui pourrait lui aussi impacter l'aménagement des bassins versants. Ces différents éco-régimes peuvent donner de la crédibilité à certains scénarios évoqués dans ce travail.

1.5 Objectifs opérationnels

Après un bref tour d'horizon de la thématique, d'une contextualisation et d'une description de la PAC, il est temps de définir les objectifs précis de ce travail. Les quatre objectifs opérationnels sont les suivants :

1. Mise en place d'une méthodologie de comparaison de quantification des SE de différents scénarios d'aménagements d'un bassin versant agricole représentatif de la région limoneuse belge
2. Comparaison des différents scénarios d'aménagement dans le contexte de la PAC
3. Comparaison des résultats de modélisation du ruissellement et de l'érosion du modèle à base experte Landsoil et la suite de modèles InVEST
4. Discussions autour d'un scénario d'aménagement idéal et réaliste dans le contexte de la PAC

2 Matériel et méthodes

Afin de répondre aux objectifs de ce travail, détaillés dans la section 1.5, et d'évaluer les SE, il est nécessaire de choisir les SE à évaluer. Dans ce travail, la volonté est d'évaluer d'une manière globale les SE. Diverses contraintes, autant techniques que temporelles, empêchent une évaluation totale et complète. Le choix des SE à évaluer est fait, d'une part en fonction des données disponibles et/ou raisonnablement accessible, et d'autre part, pour que les trois grands groupes de SE, décrits dans la section 1.2.1, soient traités. Dès lors, les services de pollinisation, de stockage du carbone au sein du bassin versant, de production agricole et les services culturels seront évalués et discutés. De plus, le SDR, à savoir *Sediment Delivery Ratio*, qui quantifie l'érosion sur un bassin versant, sera évalué pour permettre la comparaison avec le modèle à base experte Landsoil.

L'évaluation des différents SE est réalisée grâce à la suite de modèle 'Integrated valuation of ecosystem services and tradeoffs' (InVEST). Il s'agit d'un ensemble de modèles utilisés pour cartographier et évaluer les biens et les services écosystémiques. Chaque modèle utilisé est expliqué dans la section adéquate. D'autres outils d'évaluation existent également, repris en partie sur [Wal-es, 2021]. Par exemple, Nature Value Explorer, ECOPLAN ou encore TESSA, existent pour évaluer les différents SE. Sans rentrer dans les détails ou avantages et inconvénients de chacun, la suite de modèle InVEST paraît la plus adaptée pour comparer des scénarios d'aménagements en évaluant les SE à l'aide de modèles complets et adaptables. Dans un souci de cohérence et de continuité de ce travail, tous les modèles utilisés proviennent d'InVEST. Lorsque ces derniers ne conviennent pas, des solutions alternatives, décrites dans les sections adéquates, sont utilisées.

D'un point de vue cartographique, le logiciel utilisé est Arcmap 10.7.1. Cette application provient de l'ensemble ArcGIS Desktop contenant des données sur serveur, une application cartographique de bureautique, les systèmes de coordonnées et d'autres fichiers de données. La licence utilisée provient de l'Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech.

2.1 La pollinisation

2.1.1 Description du service

Le premier service écosystémique à être quantifié est la pollinisation. En milieu tempéré, environ 80% des plantes à fleurs, survivent, se reproduisent et se diversifient grâce aux insectes pollinisateurs [Vereecken, 2016]. De plus, près de 150 cultures à l'échelle européenne sont dépendantes de la pollinisation, et en particulier des abeilles. Parmi elles, on retrouve l'arboriculture fruitière, les cultures maraichères et ornementales mais également des grandes cultures. Pour ces dernières, les cultures oléagineuses sont souvent les plus citées, comme le colza, le lin ou le tournesol mais les légumineuses sont également influencées par la pollinisation, comme la fève, le haricot, la lentille, la luzerne, le pois, le sainfoin ou le trèfle. La culture de la moutarde, du pavot, de la phacélie ou du sarrasin en dépendent également [Terzo and Rasmont, 2007]. Ces cultures représentent environ 10% de la production agricole totale belge [Vereecken, 2016]. [Gallai et al., 2009] chiffrent dans leur travail la valeur économique de la contribution de la pollinisation entomophile à la production agricole dans le monde, de 153 à 285 milliards d'euros par an. Ce même rapport avance la somme de 2,7 milliards d'euros pour ce service sur le territoire français. Au-delà de l'abeille mellifère (*Apis mellifera*), les espèces d'abeilles sau-

vages sont également importantes. Plus généralement, l'abondance et la richesse spécifique des abeilles sauvages augmentent les taux de pollinisation [Greenleaf and Kremen, 2006]. Cependant, depuis de nombreuses années, les insectes pollinisateurs subissent un déclin important. La raréfaction des ressources alimentaires, à savoir les plantes à fleurs sauvages et cultivées, cause ce déclin, en créant un cercle vertueux entre la disparition des plantes à fleurs qui entraînent une disparition des insectes pollinisateurs, accentuant la disparition de ces premières. La disparition des milieux de vie sauvages est la cause principale du déclin des pollinisateurs. Les activités humaines, par l'urbanisation et l'agriculture intensive, en utilisant des techniques toujours plus destructrices et en augmentant la taille des parcelles, sont responsables de la raréfaction des milieux sauvages et de la modification générale du paysage [Terzo and Rasmont, 2007].

2.1.2 Description du modèle

Les informations concernant ce modèle proviennent du guide d'utilisateur de la suite de modèles InVEST [Sharp et al., 2021]. Le modèle de pollinisation se concentre sur les abeilles sauvages, aussi bien sur le besoin en ressources que sur les déplacements de celles-ci. Les données nécessaires au fonctionnement de ce modèle sont les suivantes :

- Carte d'occupation du sol
- Une table reliant l'occupation du sol avec l'aptitude à la nidification et les ressources florales disponibles
- La distance de vol moyenne pour les pollinisateurs

Grâce à ces données, l'indice d'offre de pollinisateurs par pixel est calculé grâce à la formule suivante :

$$PS(x) = FR(x)HN(x) \quad (1)$$

Où :

- $FR(x)$ est l'indice des ressources florales accessibles au pixel x et calculé selon la formule suivante :

$$FR(x) = \frac{\sum \exp(-D(x, x')/\alpha) \sum RA(l(x'))}{\sum \exp(-D(x, x')/\alpha)} \quad (2)$$

- $HN(x)$ est l'aptitude de nidification de l'habitat au pixel x et calculé selon la formule suivante :

$$HN(x) = \max[N(l(x))] \quad (3)$$

Et où :

- $N(l)$ est l'indice de nidification pour le type de couverture terrestre l [0.0,1.0]
- $l(x)$ est le type de couverture terrestre pour le pixel x
- $RA(l)$ est l'indice d'abondance relative des ressources florales sur la couverture terrestre l
- $D(x, x')$ est la distance euclidienne entre les cellules x et x'

- α est la distance de recherche de nourriture prévue pour les pollinisateurs

L'abondance des pollinisateurs sur la cellule x $PA(x)$, est fournie par le produit suivant :

$$PA(x) = \left(\frac{RA(l(x))}{FR(x)} \right) \frac{\sum PS(x') \exp(-D(x, x')/\alpha)}{\exp(-D(x, x')/\alpha)} \quad (4)$$

Les équations précédentes ont été simplifiées pour être adaptées aux objectifs de la modélisation. Les équations complètes, tenant compte de la saison et du type de pollinisateur, peuvent être retrouvées sur le guide de l'utilisateur d'InVEST [Sharp et al., 2021]. Ces simplifications ont été réalisées également par [Wentling et al., 2021].

2.1.3 Description des données d'entrée

Le tableau biophysique de couverture terrestre présente plusieurs facteurs. Au-delà de la colonne *lucode* traduisant l'affection du sol, il comporte un indice relatif au taux de disponibilité de lieu de nidification et un indice de ressources florales disponibles, pour chaque occupation de sol. La valeur des indices pour chaque occupation du sol a une importance considérable sur les résultats. Les valeurs proviennent de [Wentling et al., 2021]. Les valeurs des différents indices sont dérivées d'avis d'experts, exploitées et valables sur le continent européen. La table utilisée pour déterminer les indices est présente à l'annexe C. Au final, le tableau 2 est construit. Les regroupements dans les classes d'occupation du sol sont élaborés tout au long de ce travail en fonction de l'objectif recherché et des données disponibles. Les fascines sont associées à des zones construites et les chenaux enherbés à des prairies.

lucode	Description	Indice de nidification	Indice de ressources florales
1	Forêt	0,8	0,6
2	Prairies	0,8	1
3	Cultures	0,2	0,2
4	Routes secondaires et zones construites	0,3	0,25
5	Haies	0,8	1

TABLE 2 – Résumé des données d'entrée pour les indices du modèle de pollinisation

Le tableau de *guilde* quant à lui présente un indice α traduisant la distance moyenne parcourue par les pollinisateurs pour se nourrir. La distance de vol moyenne (indice α) est estimée à 500 m [Pfiffner and Muller, 2014]. Cette valeur, au même titre que certains indices du tableau 2, est discutée dans la section 3.1.

2.2 Stockage du carbone

2.2.1 Description du service

Le deuxième service écosystémique quantifié est la répartition et le stockage carbone. Les sols jouent un rôle primordial dans le stockage de carbone. Ils sont un réservoir de matières organiques provenant de différentes formes : des organes et organismes morts, essentiellement végétaux, des déjections animales, des exsudats des racines ou « rhizodépôts » et des organismes vivants [Chenu et al., 2014]. Le carbone organique dans le sol est transformé par la suite : il est dégradé et minéralisé, en libérant le carbone sous forme de CO₂. La quantité de carbone stockée dans les sols est très importante. [Martin et al., 2011] estiment dans leur travail que la

quantité de carbone stockée dans les 30 premiers centimètres du sol en France Métropolitaine est de 3,2 GT. Dans ce même pays, un rapport de [CITEPA, 2019] assure qu’une augmentation de 4 pour 1000 de ce stockage de carbone organique compenserait 12% des émissions nationales annuelles de gaz à effet de serre. De plus, le Protocole de Kyoto autorise les pays signataires à décompter la séquestration du carbone engendrée par des activités supplémentaires de leur bilan des émissions de gaz à effet de serre [Arrouays et al., 2002]. Intégrer la problématique du carbone à la réflexion de l’aménagement d’un bassin versant semble donc primordial. Les principaux leviers d’action identifiés pour favoriser la séquestration de carbone sur un bassin versant agricole sont les suivants : réduction du travail du sol, favoriser le couvert végétal permanent, développer l’agroforesterie et les haies ainsi qu’optimiser la gestion des prairies [Chenu et al., 2014].

2.2.2 Description du modèle

Le modèle concernant le carbone utilisé par InVEST prédit le stockage, la séquestration potentielle du carbone entre plusieurs scénarios et la valeur économique du carbone séquestré dans l’espace. Il permet de comparer des scénarios actuels avec des scénarios hypothétiques futurs. Il nécessite évidemment des données d’entrée. Pour commencer, une carte d’occupation des sols est à la base de ce modèle. Pour chaque occupation du sol, une quantité de carbone dans la biomasse aérienne, dans la biomasse souterraine, dans le sol et dans la matière morte est nécessaire. Le stock de carbone est calculé grâce aux formules suivantes [Zhu et al., 2021] :

$$C_i = C_{i-aérien} + C_{i-souterrain} + C_{i-sol} + C_{i-morte} \quad (5)$$

Et :

$$C_{total} = \sum_{i=1}^n C_i \times S_i \quad (6)$$

Où :

- i est l’indice faisant référence à l’occupation du sol
- S_i représente la surface totale pour une même occupation du sol

En fournissant un scénario réel et hypothétique dans le futur, le modèle est capable d’estimer le changement de séquestration de carbone dans le temps, en faisant la différence entre les deux scénarios. L’unité utilisée est le méga gramme, équivalent à la tonne. Il est possible d’utiliser la valeur sociale du carbone pour l’exprimer en terme monétaire. La valeur sociale d’une tonne de carbone représente le dommage social qui est évité en ne libérant pas cette tonne dans l’atmosphère.

Le modèle utilisé pour évaluer la valeur économique de la séquestration du carbone nécessite plusieurs données de base. Il est nécessaire de lui fournir le prix par tonne métrique du carbone, les remises sur le marché du carbone et le taux de variation annuel du carbone. La formule suivante permet de calculer la valeur :

$$ValeurSequestrée_x = V \frac{sequest_x}{Année_fut - Année_act} R \quad (7)$$

Où :

$$R = \sum_{t=0}^{yr-fut-yr-cur-1} \frac{1}{\left(1 + \frac{r}{100}\right)^t \left(1 + \frac{c}{100}\right)^t} \quad (8)$$

Avec :

- V , le prix par tonne métrique de carbone
- r , un taux d'actualisation, 'la remise du marché sur le prix du carbone', fixé à 7% par défaut
- c , le taux de variation annuel du prix du carbone

2.2.3 Description des données d'entrée

Au-delà de l'occupation du sol, traitée sous forme de shapefile sur ArcMap, des données contenant les valeurs de carbone dans la biomasse aérienne, dans la biomasse souterraine, dans le sol et dans la matière morte sont nécessaires. Des mesures de terrain n'étant pas disponibles, ces valeurs sont issues de la littérature et reprises dans le tableau suivant :

LUCODE	NOM	C_aérien [tC/ha]	C_souterrain [tC/ha]	C_sol [tC/ha]	C_mort [tC/ha]
1	Forêts	100	50	81	12
2	Prairie	15	35	83	4
3	Cultures	20	40	40	1
4	Zones imperméables	0	0	0	0

TABLE 3 – Résumé des données d'entrée pour les quatre pools de carbone

La difficulté de cette modélisation réside dans le choix des données. La littérature est relativement fournie sur ce sujet, mais apporte des chiffres différents. Les valeurs du carbone organique du sol sont issues de l'article [Goidts and van Wesemael, 2007]. Pour les différents pools de carbone des forêts, l'article [Lettens et al., 2008] apporte des valeurs précises. Concernant les prairies permanentes, [Amdouni-Boursier and Goffaux, 2019] détaillent également des valeurs reprises dans le tableau. L'ensemble des quantités de carbone présentées dans le tableau sont comparées à d'autres sources, comme les rapports de l'Intergovernmental panel on climate change IPCC, ou à d'autres articles utilisant InVEST pour modéliser le stockage de carbone, comme [Zhu et al., 2021] ou encore [Liang et al., 2021]. Pour le carbone contenu dans la biomasse aérienne, les données divergent. Bien que la littérature s'accorde sur la quantité de carbone contenue dans la biomasse aérienne des écosystèmes forestiers, et dans une moindre mesure pour les prairies, elle n'est pas tout à fait claire concernant les cultures. La valeur dépend évidemment de la période considérée. Juste avant la récolte, la biomasse est importante et la valeur peut monter jusqu'à 65 tC/ha [IPCC, 2019]. Après la récolte, il ne reste presque plus de biomasse et la valeur est donc proche de zéro. Pour ce travail, une valeur intermédiaire de 20 tC/ha est choisie, équivalente à une culture en pleine croissance.

Certains choix doivent être faits pour quantifier la valeur économique de la séquestration d'une tonne de carbone. Les prix sont très différents selon les sources. Par exemple, deux chiffres s'opposent : Nordhaus estime que les dommages marginaux associés au rejet d'une tonne supplémentaire de C dans l'atmosphère, appelé coût social du carbone, équivaut à 32\$ alors que Stern, dans son rapport sur les changements climatiques, avance la valeur de 326\$. Tol réalise une étude complète et détaillée sur ce prix. Les prix médians varient entre 66\$ et 130\$ [Sharp et al., 2021]. Un exemple repris par la Banque Nationale Belge [Burggraev et al., 2020] donne la valeur de 50 euros. C'est cette valeur qui sera retenue pour la suite de ce travail. Le taux d'actualisation r est laissé par défaut à 7% et la valeur du taux de variation annuel du carbone choisie est de 0%, les théories oscillant entre -3% et 3%.

2.3 La production agricole

La superficie agricole utilisée (SAU) en Wallonie représente près de 45% de la surface totale du territoire [SPW, 2007]. Les différentes stratégies et politiques agricoles, dirigées à l'échelle européenne par la PAC, influencent les différentes productions. En Wallonie, les premières productions végétales en surface sont les céréales, dont les principales sont le froment d'hiver, l'orge d'hiver et l'épeautre sont les principales, avec près de 184 000 ha de superficie. Ensuite, les cultures industrielles occupent le deuxième rang. La betterave sucrière, le lin, le colza et le navet font parties de ces cultures, occupant une surface de près de 70 000 ha. La pomme de terre, hâtives ou de conservation, accède à la dernière marche du podium avec près de 40 000 ha de culture. Les autres cultures importantes sont les légumes de plein air, les différents fourrages, les prairies permanentes ainsi que les cultures permanentes, comme les vergers et petits fruits [SPW et al., 2020b].

La figure 5 présente les différentes cultures du bassin versant étudié. Il s'agit de la rotation de l'année 2013.

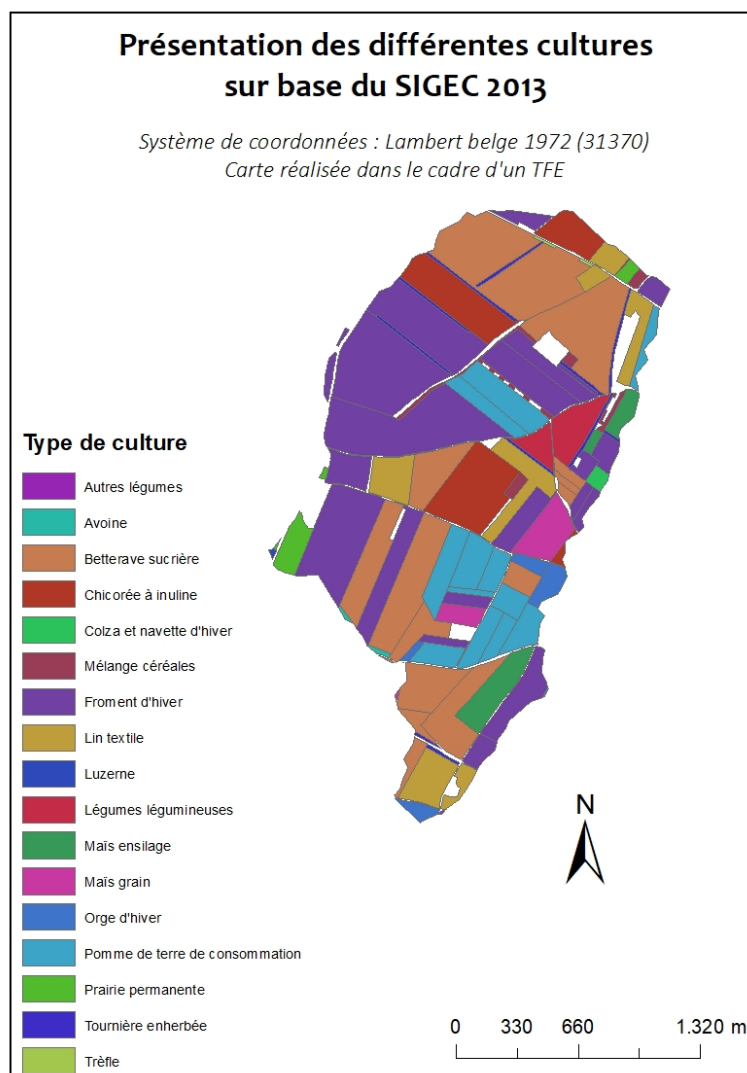


FIGURE 5 – Présentation de la rotation 2013

Le modèle utilisé par InVEST est un modèle global assez grossier. Les explications de ce modèle proviennent une nouvelle fois directement des fiches techniques d’InVEST. Il estime le rendement de 175 cultures à partir de données existantes. Les données proviennent de la FAO et des informations nutritionnelles de chaque culture. Les rendements sont explorés grâce aux centiles, ce qui permet d’étudier une gamme d’intensification des rendements, en analysant par exemple les 25% inférieurs ou les 5% supérieurs. Le modèle se base principalement sur les grandes zones climatiques pour attribuer les rendements aux cultures. Néanmoins, les résultats fournis par ce modèle ne correspondent pas aux attentes de ce travail.

Le modèle fournit comme résultats des cartes de rendements observés en l’an 2000 pour chaque culture séparée et pour plusieurs centiles. Un tableau récapitulatif est construit, reprenant la production totale de chaque culture pour plusieurs centiles. De plus, pour les mêmes centiles, les quantités de protéines, de lipides, d’énergie, de calcium, de fer, de magnésium, de potassium, de zinc, de vitamines diverses et de bien d’autres éléments sont reprises dans le tableau. Bien que ce modèle puisse être intéressant, il ne convient pas à ce travail. Les informations fournies et les résultats obtenus par ce modèle ne permettent pas de comparer l’impact des différents aménagements sur la production agricole. Les données d’entrée à fournir sont trop complètes et ne sont d’aucune utilité dans le but d’évaluer les services écosystémiques. De plus, pour de nombreux types de cultures, la base de données utilisée par le modèle n’est pas complète pour cette zone géographique. Malgré la volonté d’évaluer l’ensemble des SE avec InVEST, afin de garder une cohérence et un fil rouge tout au long de ce document, l’impact des aménagements sur la production agricole est réfléchi différemment. Dès lors, la méthodologie sera principalement concentrée autour de la surface de production. La surface des aménagements anti-érosifs et de lutte contre le ruissellement est déduite de la surface productive actuelle. Par la suite, lors de la discussion, une réflexion est portée sur les modes de production, en lien avec la PAC.

La perte de SAU des fascines et des haies est négligée. Elles présentent l’avantage d’être situées presque exclusivement en bordure de parcelles et n’impactent donc que très peu la surface de culture. D’après la table 1 de la section 1.3, la perte de SAU est calculée en prenant la surface des bandes enherbées, des chenaux enherbés et des bandes boisées. La surface de bandes enherbées et des zones boisées déjà présente au scénario initial est déduite, pour obtenir la surface réellement perdue pour la production agricole.

2.4 Les services culturels

Les paysages ruraux, comme le bassin versant étudié près de Chastre, sont le lieu de vie et de décontraction de nombreux résidents. Ces habitants développent un sentiment d’identité et d’appartenance à leur lieu de vie [Tengberg et al., 2012]. Ce territoire est également au centre de nombreux enjeux, et des tensions entre les différents acteurs peuvent apparaître [Lin and Fuller, 2013]. La gestion et l’aménagement du paysage deviennent peu à peu des aspects clés de la politique rurale. Au-delà des services d’approvisionnement et de régulation évoqués dans les autres parties de ce travail, les services culturels jouent un rôle important. Les services culturels s’intéressent aux différentes formes d’expériences dont les individus peuvent profiter dans leurs interactions avec les écosystèmes et les biotopes [Atkinson et al., 2019]. Les loisirs représentent par exemple cette interaction bénéfique. Les services culturels désignent également les émotions ressenties par la simple existence de la nature, par la valeur spirituelle qui peut être créée. Les classifications autour de ces services peuvent varier. [Atkinson et al., 2019]

proposent de les séparer en deux classes, considérant les interactions physiques et mentales avec les écosystèmes d'un côté, et les interactions spirituelles et symboliques de l'autre.

Une nouvelle fois, le modèle fourni par InVEST ne correspond pas aux attentes de ce travail. L'objectif du modèle est de prédire la répartition des personnes par jour de loisir et de tourisme, en fonction de l'emplacement des habitats naturels, de l'accessibilité et des caractéristiques bâties qui entrent en ligne de compte dans les décisions des citoyens sur l'endroit où se récréer. Un taux de visite est calculé à l'aide d'une régression linéaire composée des différents attributs du paysage [Sharp et al., 2021]. Le modèle est paramétré sur des photographies géolocalisées publiées sur le site Web Flickr. En bref, bien que ce modèle soit intéressant pour comparer des scénarios, il ne correspond pas aux attentes de ce travail. Il semble plus adapté pour des zones touristiques et de tailles plus importantes.

D'une manière générale, les services culturels sont difficiles à évaluer. Pour le présent travail, l'évaluation est faite sur base de l'attractivité du paysage. Afin de quantifier et évaluer celle-ci, un questionnaire est construit. Celui-ci est inspiré du travail de [Boeraeve et al., 2020]. Dans cet article, la vision de différentes personnes est recueillie grâce à un questionnaire. L'évaluation est faite grâce à des photos modifiées. En partant d'une illustration représentant un système agricole conventionnel, des éléments du paysage sont ajoutés un à un. Au final, l'illustration représente un système agro-écologique.

Le questionnaire pour ce travail reprend deux différentes questions. Ces deux questions sont reprises pour chaque élément du paysage, à savoir les cultures, bandes enherbées, bandes boisées, haies et fascines. Pour chacun de ces éléments, les questions suivantes sont posées :

- Quels sont les premiers sentiments/effets ressentis lorsque vous apercevez cet élément dans un paysage ?
- Quelle note attribueriez-vous aux cultures par rapport à leur influence sur l'attractivité du paysage ?

Le but est de poser les questions de la façon la plus neutre possible, afin d'éviter de biaiser d'avantage ce questionnaire. Les questions sont accompagnées d'une illustration, afin d'être clair sur l'aménagement considéré. Les biais que cette illustration apporte sont discutés dans la section des résultats.

Ce questionnaire est soumis à 33 personnes. L'échantillon est le plus représentatif possible. Parmi les sondés, toutes les classes d'âge sont représentées (de 16 à 85 ans). Ceux-ci proviennent des différentes provinces de Wallonie, de milieux sociaux variés et de métiers différents (ingénieurs, ouvriers, étudiants, agriculteurs, ...). Aucune distinction n'est faite entre les questionnaires et les résultats sont traités anonymement. Les résultats de [Boeraeve et al., 2020] montrent que les avis des citoyens, spécialistes ou agriculteurs sont finalement relativement semblables.

2.5 L'érosion des sols

2.5.1 Description du modèle

Afin d'assurer la comparaison pour la quantification de l'érosion entre le modèle Landsoil utilisé dans le travail de [Cantreul, 2020] et le modèle utilisé par InVEST [Sharp et al., 2021], il est nécessaire de développer et de comprendre le modèle utilisé par ce dernier. L'objectif du modèle de InVEST est de cartographier la production et l'apport de sédiment à un exutoire

défini. Il permet d'étudier le service écosystémique de rétention des sédiments et donc de lutter contre l'érosion des sols. Bien que ce modèle soit plus simpliste qu'un modèle à base experte comme Landsoil, sa conception reste complexe.

La méthode utilisée est plutôt classique. D'abord, les pertes en sol annuelles sont quantifiées grâce à la formule USLE. La quantité de perte en sol annuelle sur le pixel i , en $t.ha^{-1}.an^{-1}$, est donnée par l'équation universelle suivante :

$$usle_i = R_i \cdot K_i \cdot LS_i \cdot C_i \cdot P_i \quad (9)$$

Avec :

- R_i est l'érosivité des précipitations [MJ.mm /ha.h.an]
- K_i est l'érodibilité du sol [t.ha.h/MJ.ha.mm]
- LS_i est un facteur de gradient de longueur de pente [-], donné à partir de la méthode développée par Desmet et Govers en 1996 (voir annexe E).
- C_i est un facteur de gestion des cultures [-]
- P_i est un facteur de pratique de soutien [Renard et al., 1997] [-]

Ensuite, un indice de connectivité IC est calculé. Il est fonction de la pente ascendante de chaque pixel (D_{up}) et du chemin parcouru entre le pixel et le flux concentré le plus proche (D_{dn}) :

$$IC = \log_{10} \left(\frac{D_{up}}{D_{dn}} \right) \quad (10)$$

Où :

$$D_{up} = \bar{C} \bar{S} \sqrt{A} \quad (11)$$

Avec :

- \bar{C} est la moyenne du facteur C de la zone contributive ascendante [-]
- \bar{S} est le gradient de pente moyen de la zone contributive de la pente ascendante [m/m]
- A est la zone contributive en amont [m^2].

De plus, D_{dn} est donné par la formule suivante :

$$D_{dn} = \sum_i \frac{d_i}{C_i S_i} \quad (12)$$

Avec :

- d_i est la longueur du trajet d'écoulement le long de la $i_{\text{ème}}$ cellule en fonction de la direction de la pente descendante la plus raide [m]
- C_i et S_i sont les facteurs et le gradient de pente de la i ème cellule, respectivement

Ensuite, SDR peut être calculé pour chaque pixel i selon l'équation suivante [Vigiak et al., 2012] :

$$SDR_i = \frac{SDR_{\max}}{1 + \exp \left(\frac{IC_0 - IC_i}{k} \right)} \quad (13)$$

- SDR_{max} est la valeur maximale que le SDR peut atteindre.
- IC_0 et k sont des paramètres d'étalonnage qui définissent la forme de la relation SDR-IC

Ces différentes formules amènent à calculer l'export de sédiments pour chaque pixel i , en $t.ha^{-1}.an^{-1}$:

$$E_i = usle_i \cdot SDR_i \quad (14)$$

L'export total de sédiments pour le bassin versant est donc, en $t.ha^{-1}.an^{-1}$:

$$E = \sum_i E_i \quad (15)$$

Le modèle estime également le dépôt de sédiments au sein même du bassin versant. Pour comprendre le raisonnement de ce modèle, il faut noter deux propriétés différentes de E_i et de SDR. SDR augmente de manière monotone tout le long de son trajet d'écoulement à travers le bassin versant. De plus, tout le flux de sédiment E_i qui n'est pas exporté reste sur place, et est donc conservé par le pixel i . Ce dernier point traduit le concept de déposition. Ces différentes observations peuvent être transcrites par la formule suivante :

$$dR_i = \frac{\sum_{k \in \{ \text{directement en aval de } i \}} SDR_k \cdot p(i, k) - SDR_i}{1.0 - SDR_i} \quad (16)$$

Cette équation correspond à une interpolation linéaire entre le SDR du pixel i avec le SDR du pixel k en aval par rapport à la différence du SDR du pixel i avec la valeur maximale du SDR théorique de 1,0. La notation implique la dérivée de R_i , qui correspond à la quantité de flux de sédiments qui est retenue sur un pixel i , donné par l'équation :

$$R_i = dR_i \cdot \left(\sum_{j \in \{ \text{pixel qui draine } i \}} F_j p(i, j) + E_i \right) \quad (17)$$

Avec :

$$E'_i = usle_i (1 - SDR_i) \quad (18)$$

Où F_j est la quantité de sédiments exportés qui n'atteignent pas l'exutoire, donné par l'équation suivante :

$$F_i = (1 - dR_i) \cdot \left(\sum_{j \in \{ \text{pixel qui draine } i \}} F_j p(i, j) + E'_i \right) \quad (19)$$

En résumé, pour les données d'entrée, il faut plusieurs couches raster représentant le MNT, l'indice d'érosivité des précipitations, l'érodibilité des sols ainsi que l'occupation de ces derniers. Il est nécessaire également d'avoir un fichier de forme du bassin versant, une table reprenant pour chaque occupation du sol le facteur de gestion de couverture du sol c et le facteur de pratique p . Il faut également un raster d'accumulation des flux et quelques autres facteurs comme k_b et IC_0 qui détermine la relation entre la connectivité hydraulique et le ratio de sédiment. Pour finir, la valeur maximale du *Sediment Delivery Ratio* (SDR) doit être fournie.

Ces équations et ce raisonnement technique serviront à la discussion et à la critique mais aussi à la comparaison des modèles Landsoil et InVEST.

2.5.2 Description des données d'entrée

L'érodibilité du sol, symbolisée par la lettre K, dépend principalement de la texture du sol et de la matière organique présente dans ce sol. Le tableau présent à l'annexe F, reprend la valeur de ce paramètre pour les différentes textures. Il provient de [Stone and Hilborn, 2012]. Le paramètre C est déterminant et provient de différentes sources. Pour les cultures, le tableau présent à l'annexe G provenant de [Biielders et al., 2012] est utilisé. Pour chaque culture, la moyenne du facteur C pour les rotations à trois cultures est prise. La valeur du facteur C pour les prairies et les forêts ou bois sont reprises du travail de [Cantreul, 2020]. Concernant le facteur C des zones imperméables, celui-ci est volontairement très élevé, pour représenter le côté lisse des routes et ne pas favoriser le phénomène de déposition ou sédimentation sur celles-ci. Couplé à un facteur K nul, ces zones ne sont pas source d'érosion. Le facteur P est fixé à 1, ce qui correspond à une agriculture conventionnelle sur un bassin versant sans pratique agricole de soutien. Le tableau suivant est construit en reprenant les facteurs C et P.

	lucode	usle_c	usle_p
Forêt	1	0,082	1
Prairies	2	0,020	1
Maïs et cultures horticoles saisonnières	3	0,450	1
Zones imperméables	4	0,990	1
Haies et fascines	5	0,003	1
Céréales (hiver et printemps)	6	0,410	1

TABLE 4 – Résumé des données d'entrée pour le modèle SDR d'InVEST

L'érosivité des précipitations (R) est caractérisée par l'énergie cinétique que les gouttes de pluie relâchent lors de l'impact avec le sol. Cette énergie libérée à l'impact provoque la destruction des agrégats en surface et la libération de particules de sol. Le tableau suivant reprend les différentes valeurs d'érosivité pour plusieurs années. La méthodologie suivie pour ces calculs est disponible à l'annexe H.

Année	2014	2015	2016	2017	Moyenne
Précipitation annuelle [mm]	1027	642	703	605	744
Erosivité [MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ an⁻¹]	1286	354	959	629	807

TABLE 5 – Érosivité annuelle.

Seulement l'érosivité moyenne sur les 4 années est utilisée pour la suite. La valeur utilisée est de 807 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ an⁻¹ et est satisfaisante. En comparaison de ces résultats et dans le but de vérifier la pertinence de ces chiffres, une comparaison est faite avec l'étude de [Panagos et al., 2015]. Dans ce travail, l'érosivité moyenne sur une période de 10 ans en Belgique est de 601,5 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ an⁻¹, mais avec des données I_{60} pour la Wallonie et I_{30} pour la Flandre. La méthode de [Brown and Foster, 1987] est également utilisée.

Pour finir, les valeurs des constantes k_b et IC_0 sont, comme conseillé par le guide d'InVEST [Sharp et al., 2021], gardées par défaut à respectivement 2 et 0,5. La valeur de SDR_{max} est elle aussi fixée par défaut à 0,8 [Vigiak et al., 2012]. La sensibilité de ces trois paramètres est évoquée dans la discussion.

3 Résultats et discussions

3.1 La pollinisation

Les résultats de la modélisation de la pollinisation se présentent sous la forme d'un indice de pollinisation (4). Afin d'assurer une continuité tout au long de ce travail, le scénario initial est régulièrement comparé au scénario 9, pour chaque SE. Ce scénario présente la plus grande surface d'aménagement (18,6%). Les aménagements sont variés et nombreux sur le bassin versant. Néanmoins, les fascines sont absentes de ce scénario. Cartographiquement, les différences visuelles et numériques sont plus flagrantes sur ce scénario que sur les autres, raison pour laquelle il est régulièrement comparé au scénario initial.

Comme attendu, le scénario 9 présente un indice de pollinisation nettement plus haut. En plus de comporter de nombreuses prairies, bandes boisées et haies qui influencent directement l'indice, les aménagements présentent un bon maillage du bassin versant. Les insectes pollinisateurs trouvent des lieux de nidifications et des ressources de nourriture à moins de 500m de vol.

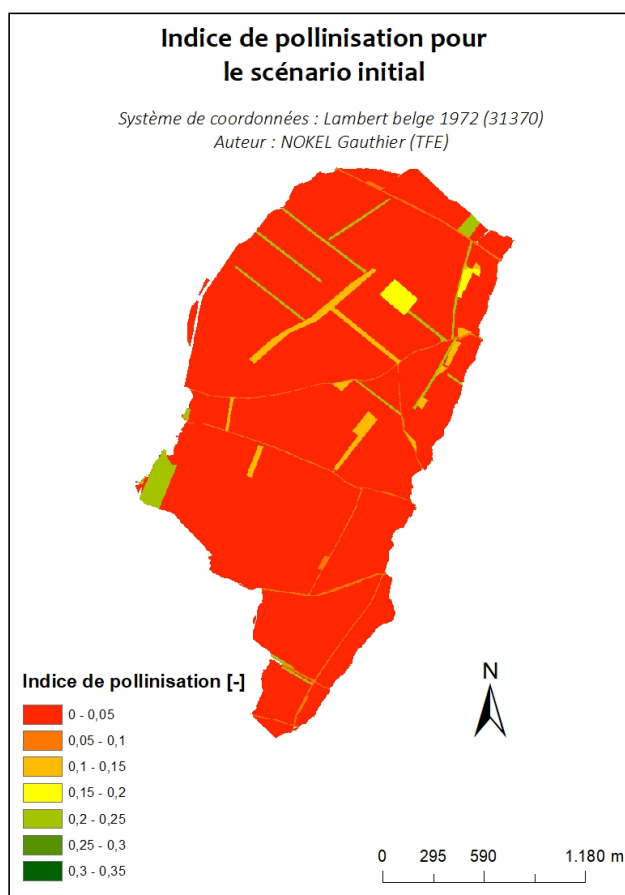


FIGURE 6

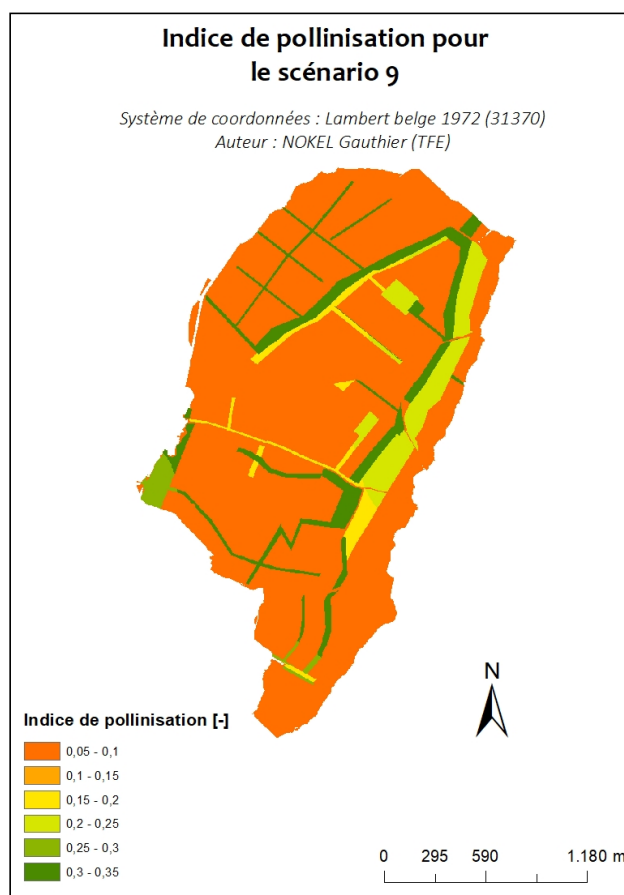


FIGURE 7

Les résultats des différents scénarios sont compilés dans la figure suivante. Les données brutes de ce graphique se trouvent à l'annexe D. Le graphique présente la différence entre la moyenne de l'indice de pollinisation du scénario en question et l'indice de pollinisation du

scénario initial, pour mieux distinguer les scénarios.

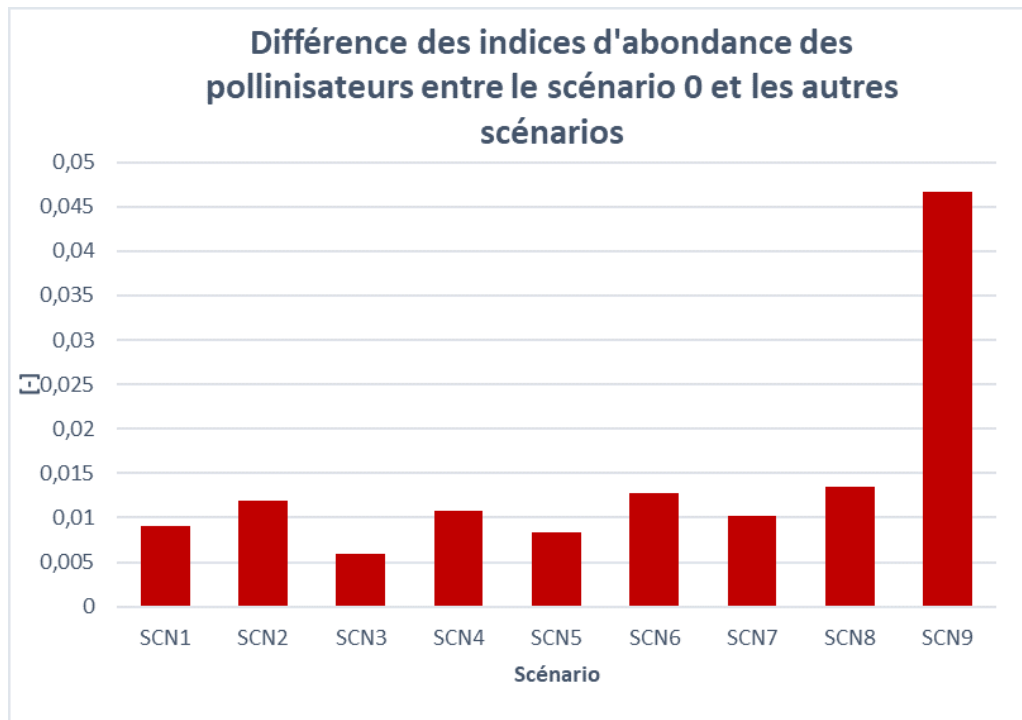


FIGURE 8

Le scénario 9 est de loin le scénario le plus intéressant, présentant une différence entre les indices de 0,0467. Les scénarios 2, 6 et 8, présentant tous les trois un pourcentage de bandes enherbées et de chenaux enherbés, ont une différence supérieure à 0,01. Le scénario 4, avec ses 10 kms de haies, est lui aussi au-dessus de 0,01.

Au-delà de l'importance du scénario d'aménagement et de l'occupation qui en découle, les activités humaines et pratiques agricoles influencent sévèrement l'indice de pollinisation. Les pesticides répandus, le labour ou non, la couverture végétale et d'autres paramètres influencent les indices des cultures. De la même manière, les prairies peuvent aussi être affectées. Pour cette modélisation, les coefficients utilisés considèrent qu'il s'agit de prairies naturelles. NatAgriWal définit ces prairies comme « des prairies permanentes gérées de manière peu intensive ». Elles font appel aux notions de fauchage tardif ou au pâturage tardif. Néanmoins, si ces prairies sont utilisées comme des pâtures intensives, les indices utilisés sont totalement différents. [Wentling et al., 2021] donnent un indice de 0,3 pour la nidification et de 0,2 pour les pâtures, contre 0,8 et 1 pour les prairies naturelles. En modélisant à nouveau à l'aide de ces nouveaux indices, les résultats suivants sont obtenus.

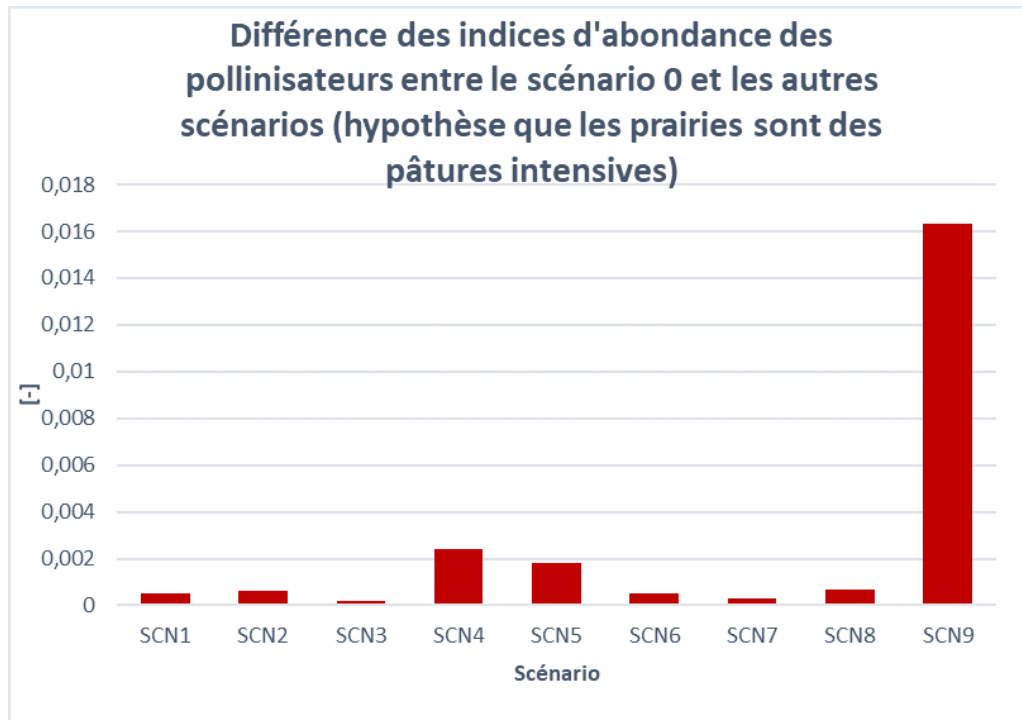


FIGURE 9

Le scénario 9 est toujours supérieur aux autres scénarios, même si la différence avec le scénario initial est plus faible, puisque les coefficients d'une pâture se rapprochent de ceux d'une culture. Les scénarios 2, 6 et 8 possèdent une différence d'indice nettement plus faible et presque nulle. Au contraire, le scénario 4, basé sur un réseau bocager important, reste plus important que le scénario initial. Au-delà de montrer la sensibilité de ce modèle aux différents indices, ces observations démontrent l'importance de la gestion des cultures et prairies sur un bassin versant. Pour une même occupation du sol mais avec des gestions différentes, les intérêts peuvent être plus ou moins importants sur la pollinisation.

L'influence du choix de la distance de vol est étudiée sur le scénario 4 et 9. D'une manière générale, l'augmentation de la distance de vol influence faiblement la moyenne de l'indice sur le bassin versant. Une légère diminution est tout de même constatée. Les minimums et maximums se rapprochent, puisque les insectes se déplacent plus loin et accèdent aux cellules avec un indice plus faible.

Scénario 4 - Distance de vol [m]	Min	Max	Moyenne	Ecart-type
500	0,048	0,269	0,067	0,049
1000	0,050	0,261	0,066	0,049
1500	0,051	0,259	0,066	0,049

TABLE 6 – Tableau de résultats de la modélisation en fonction de la distance de vol pour le scénario 4

Scénario 9 - Distance de vol [m]	Min	Max	Moyenne	Ecart-type
500	0,059	0,352	0,103	0,084
1000	0,062	0,330	0,102	0,082
1500	0,062	0,324	0,101	0,082

TABLE 7 – Tableau de résultats de la modélisation en fonction de la distance de vol pour le scénario 9

De plus, la modélisation réalisée présente quelques limites [Sharp et al., 2021]. D’abord, ce modèle travaille à l’aide d’indice, plutôt que des valeurs absolues. Les comparaisons avec la littérature sont donc limitées. Cependant, ce type d’indice permet une comparaison idéale entre les scénarios. Le modèle n’inclut pas la dynamique des populations de pollinisateurs au fil du temps et ne peut donc pas évaluer si ces populations sont durables, compte tenu du scénario d’aménagement considéré. La population d’insectes pollinisateurs est figée selon les données d’entrées. De plus, pour estimer l’abondance des pollinisateurs, le modèle ne tient pas compte de la taille des parcelles d’habitats. En réalité, des petites parcelles abritent moins d’espèces et d’individus [Kremen et al., 2004], même si certaines espèces peuvent survivre dans de petites zones adaptées [Ricketts et al., 2010]. Cette modélisation saisit difficilement les caractéristiques du paysage à petite échelle. La résolution du raster utilisée de 1m est néanmoins précise, mais ne saisit pas les éléments plus petits. De surcroît, la classification des types d’occupation du sol est grossière, mais correspond à l’objectif de comparaison des différents scénarios. Un plus grand nombre de classes, en cartographiant les limites de parcelles et le bord des routes et chemins par exemple permettrait d’obtenir une meilleure estimation. Des données d’échantillonnage des ressources florales, non disponibles pour ce bassin versant, auraient également apporté plus de précision. Toutes ces observations et critiques sur le modèle démontrent également la flexibilité de ce dernier, permettant de l’utiliser aussi bien avec de simples données qu’avec des plus complexes. A noter que ce modèle permet de distinguer les saisons et les espèces si les données disponibles sont complètes.

Pour finir, la modélisation réalisée ne prend pas en compte la diversité des sites de nidification. Un indice global est calculé, sans faire de distinction. Le concept de connectivité écologique [Avon et al., 2014] est considéré indirectement par la localisation des différents aménagements et la distance de vol limitée des insectes pollinisateurs. Au vu des résultats qualitatifs, il n’est pas possible d’évaluer les impacts sur la production agricole dus à l’augmentation des services de pollinisation. Une réflexion sur ce sujet est néanmoins présente au point 3.3.

3.2 Le carbone

Les résultats sont fournis sous forme de raster. Les cartes de stockage de carbone sur le bassin versant sans aménagement (scénario initial) et pour le scénario 9 sont affichées à la figure 10. Les différences entre les deux scénarios sont facilement observables. Les chenaux enherbés, bandes enherbées et boisées se marquent d’une couleur plus foncée, signe d’un stock de carbone plus important. Les valeurs de stockage affichées considèrent l’ensemble des pools de carbone. La figure suivante illustre la séquestration de carbone du scénario 9, c’est-à-dire la différence de stockage de carbone entre le scénario hypothétique 9 et le bassin versant actuel sur 5 ans.

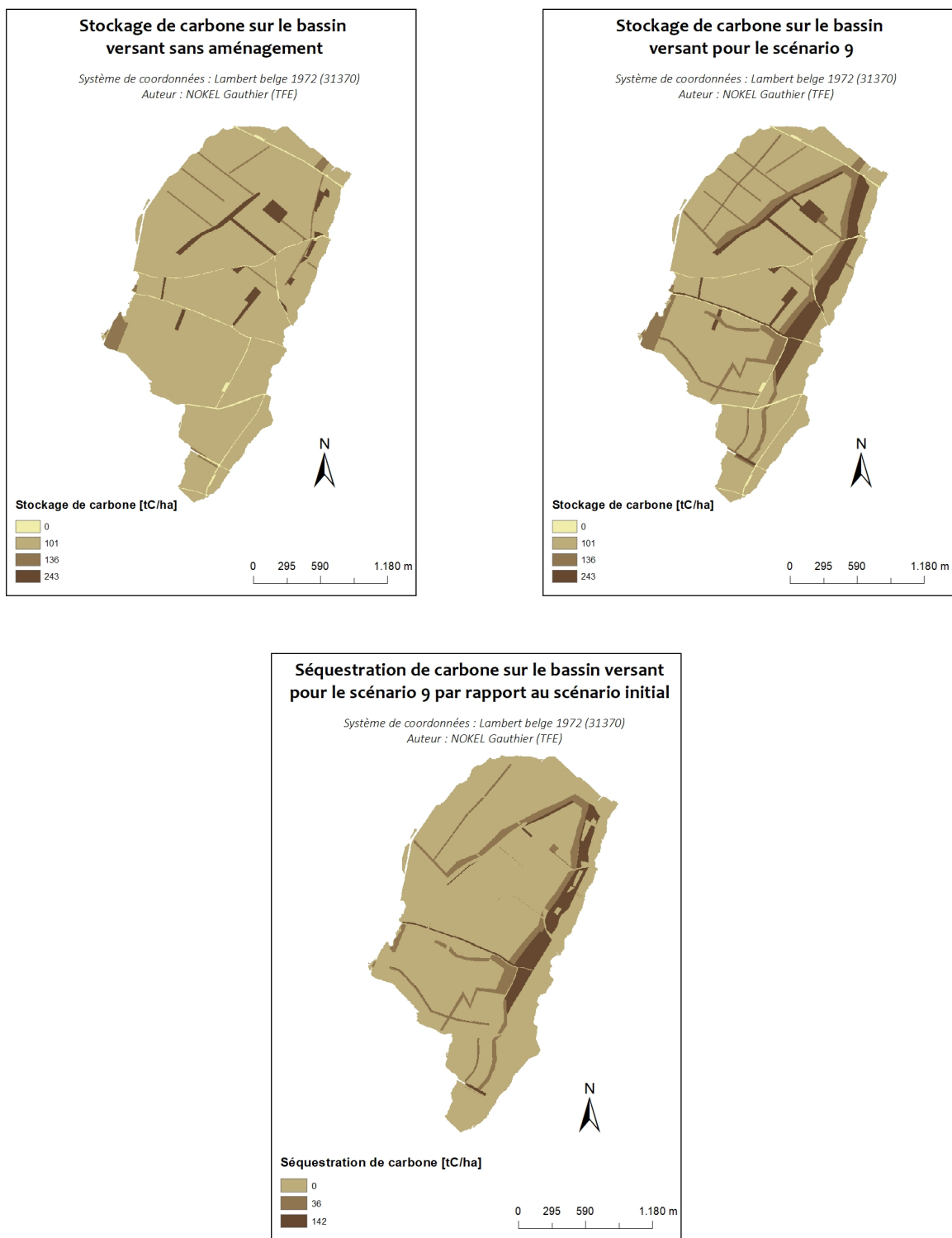


FIGURE 10

Cette carte reflète logiquement les aménagements prévus pour le scénario 9. Les bandes enherbées et chenaux enherbés séquestrent plus de 36 tC/ha par rapport aux cultures, alors que les haies et bandes boisées séquestrent 142 tC/ha en plus.

Le tableau 8 reprend pour chacun des scénarios le stockage de carbone moyen, en tC/ha, la

séquestration en carbone sur 5 ans, en tC/ha.5ans et la valeur économique du carbone séquestré, en euro.

Scénario	Stockage de carbone moyen [tC/ha]	Séquestration de carbone [tC/ha.5ans]	Valeur économique du carbone séquestré [€/ha.5ans]
SCN0	104,8	/	/
SCN1	105,5	0,72	31,4
SCN2	105,8	1,01	44,5
SCN3	105,2	0,36	16
SCN4	106,9	2,05	89,9
SCN5	105,7	0,89	38,8
SCN6	105,9	1,05	46
SCN7	105,6	0,75	32,8
SCN8	106,1	1,24	54,3
SCN9	115,6	10,8	474,1

TABLE 8 – Tableau de résultats de la modélisation de la distribution du carbone sur le bassin versant

Ces données brutes sont mises en graphique à la figure 11. Le scénario 9, présenté en carte ci-dessus, se détache clairement des autres scénarios, atteignant une séquestration de 10,8 tC/ha supplémentaire par rapport au scénario initial. Il s’agit d’un stockage supplémentaire de 10,3% en moyenne sur le bassin versant. Le scénario 4 se distingue également grâce à ses nombreux kms de haies, pour stocker 2,05 tC/ha en plus, soit 1,95% de stockage supplémentaire sur le bassin versant. Le scénario 3, dû à la faible emprise au sol de ses aménagements et de ses 956 mètres de fascines, montre la plus petite séquestration, s’élevant à 0,36 tC/ha, soit 0,3%. Les autres scénarios ont une séquestration comprise entre 0,72 et 1.24 tC/ha.

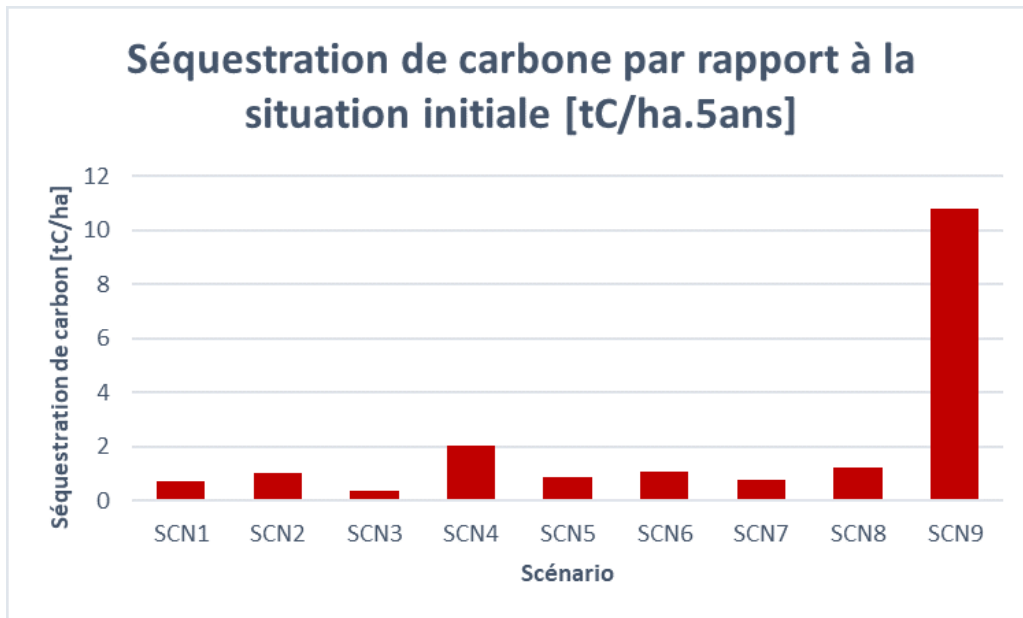


FIGURE 11 – Séquestration du carbone pour les différents scénarios

Les scénarios 5 et 8 offrent une séquestration de carbone respectivement de 0,89 et 1,24 tC/ha.

Néanmoins, la diminution de l'intensité et la modification du sens de labour n'est pas prise en compte. Selon [FAO, 2002], une limitation du labour avec les résidus de culture qui couvrent au moins 30% de la surface du sol, dans des conditions humides tempérées, peut amener une séquestration supplémentaire de 0,5 à 1 tC/ha.an. La littérature ne s'accorde cependant pas sur ce point. Après 10 ans de non labour, [Honkanen et al., 2021] affirment que la concentration en carbone dans l'horizon 10-30 cm est plus faible qu'en condition de labour conventionnel. Tous s'accordent cependant pour affirmer que la structure et la cohésion du sol sur cet horizon sont améliorées en condition de non labour. Sur ce point, la future PAC peut éventuellement agir, favorisant les pratiques culturales dites de conservation. Au stade de la rédaction de ce travail, il n'est pas possible de dire si celle-ci agira en ce sens. Une discussion sur les effets synergiques des différents services écosystémiques, et notamment la concentration en carbone, est présente dans la suite de ce travail.

La figure suivante présente la valeur économique du carbone séquestré. L'allure du graphique est identique au précédent, seules les unités étant adaptées. Les chiffres sont à prendre avec beaucoup de précaution. Le choix des données d'entrée, discutée au point 2.2.3, peut être débattu. L'idée dans cette modélisation économique n'est pas de chiffrer exactement la valeur économique d'une tonne de carbone, mais d'amener à réfléchir sur ce point. Il est évident que cet argent ne sera pas touché par le gestionnaire du bassin versant, mais il peut permettre au pays, selon [Arrouays et al., 2002], de décompter cette séquestration supplémentaire des émissions nationales. Une modification de l'occupation du sol sur un territoire national entier, même minime, peut avoir des répercussions importantes.

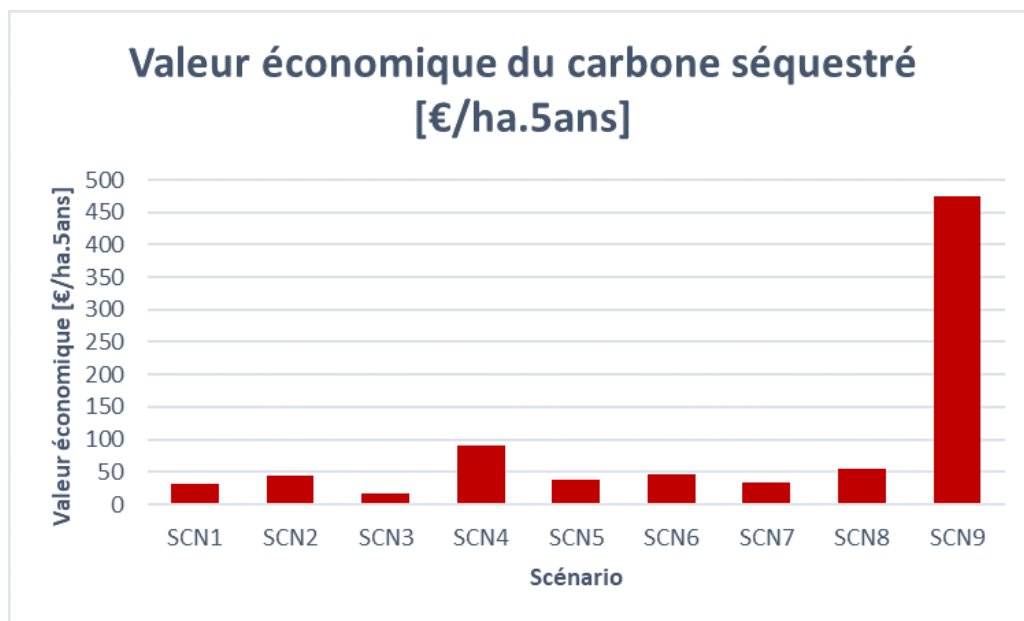


FIGURE 12 – Valeur économique du carbone séquestré pour les différents scénarios

La modélisation réalisée dans ce travail peut être critiquée sur certains points. D'abord, le cycle du carbone est simplifié. Il n'y a pas de gain ou de perte de carbone au fil du temps pour les différentes occupations du sol. Néanmoins, en Belgique, le stock de carbone dans les cultures diminue chaque année [SPW et al., 2020b]. De plus, seul le changement d'utilisation des terres est étudié. Un pixel qui ne change pas d'occupation de sol aura une séquestration nulle,

alors qu'il peut se remettre petit à petit d'une utilisation passée des terres, et éventuellement s'enrichir ou au contraire s'appauvrir en carbone. De surcroit, les données concernant les stocks de carbone suivant l'occupation du sol sont basées sur la littérature et expliquées dans la section 2.2.3. Néanmoins, une variation dans celles-ci affecte considérablement le résultat final. Des simplifications des occupations des sols ont également été faites. Les haies sont par exemple considérées au même titre qu'une bande boisée, alors qu'elles peuvent diverger dans leur stock de carbone. Les cultures ne sont pas différenciées et rentrent toutes dans la même catégorie, alors que certaines cultures influencent plus le cycle du carbone que d'autres. De la même manière, les fascines sont considérées dans la même classe que les zones urbanisées, avec des pools de carbone nuls. Ce dernier point affecte cependant très peu le résultat final puisque les fascines ont une faible emprise au sol. Une autre critique peut être qu'il n'y a pas de variation de stock de carbone au sein d'une même classe d'occupation du sol, considérée comme homogène (pas de « hot-spot ») et qu'il n'y a pas de « déplacement » du carbone entre les différents pools. Par exemple, si des arbres sont au sols, ils sont considérés instantanément comme carbone dans l'atmosphère, sans rentrer dans le pool matière morte. Pour finir, le modèle suggère une séquestration du carbone linéaire dans le temps, alors que les observations laissent penser que la séquestration est plus importante les premières années et plus faible les années suivantes. Les résultats de ce modèle doivent être lus en ayant conscience de ces critiques. Ils permettent néanmoins de répondre aux objectifs de ce rapport et d'évaluer et comparer les différents scénarios.

3.3 La production agricole

Le tableau 9 reprend la perte de SAU en hectare mais également en pourcentage de la surface du bassin versant. La figure 13 quant à elle met en graphique ces données pour une meilleure vision globale.

Scénario	Perte de SAU [ha]	Perte de SAU [%]
SCN0	/	/
SCN1	9,6	2,6
SCN2	13,2	3,6
SCN3	6,2	1,7
SCN4	10,2	2,8
SCN5	4,8	1,3
SCN6	13,1	3,6
SCN7	11	3
SCN8	22,3	6,2
SCN9	57,3	16,1

TABLE 9 – Tableau de résultats de la perte de SAU sur le bassin versant

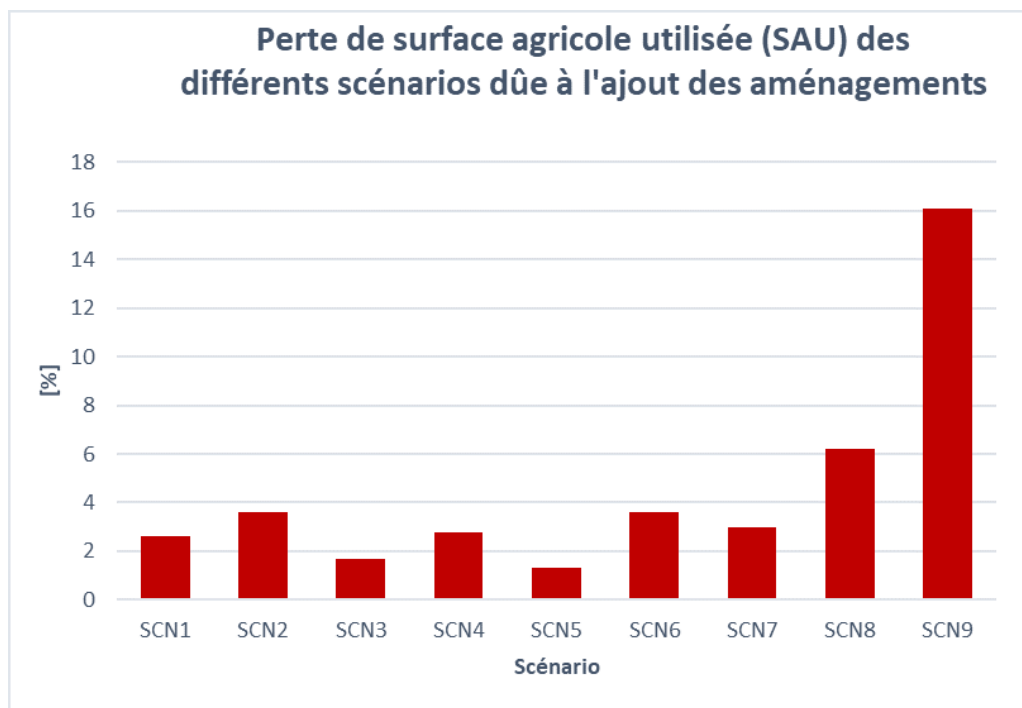


FIGURE 13 – Perte de SAU sur le bassin versant en fonction des scénarios

Le scénario 9 se distingue une nouvelle fois. La surface de bandes enherbées et boisées ainsi que de chenaux enherbés impacte considérablement la SAU. Dans les chiffres, plus de 16% de la SAU est utilisée pour les aménagements anti-érosifs. Le scénario 8 diminue de 8% la SAU, à cause principalement de la surface de ses bandes enherbées. Les autres scénarios présentent des pertes de surface plus faibles, comprises entre 1,3% et 3,6%.

Au-delà de cette perte de surface, le scénario 5 et 8 prévoient de diminuer le sens et l'intensité de labour de certaines parcelles. Le passage en non-labour a des répercussions économiques, en diminuant les charges de mécanisations et le temps de 'chantier' [Weykmans, 2011], mais également sur les rendements. La production agricole totale du BV est donc affectée. L'article de [Pittelkow et al., 2015] reprend différentes études ayant trait aux effets du non-labour sur les rendements. Les différences de rendements entre le labour et le non labour dépendent principalement du type de culture. L'aridité des différentes saisons, la gestion des résidus, la date du semis et le taux d'azote sont également des facteurs influençant les différences de rendement. A titre d'exemple, en moyenne, les rendements de blé en semis direct sont 2,6% inférieurs aux cultures labourées. Ce chiffre monte à 7,6% pour le maïs. Néanmoins, dans des conditions plus sèches, les rendements en semis direct sont supérieurs ou égaux aux pratiques de travail de sol conventionnelles. Dans des conditions plus humides, bien que le rendement soit inférieur les deux premières années suivant la mise en œuvre du semis direct, après 3 à 10 ans, il s'équilibre avec les rendements du travail conventionnel, sauf pour le maïs et le blé [Pittelkow et al., 2015]. Pour finir, sans ajout d'engrais azoté, les rendements du semis direct sont 12% inférieurs aux techniques classiques et en cas d'ajout, cette différence diminue à 4%.

Ces différentes observations sur les rendements démontrent la complexité de prédire les impacts du non labour sur le bassin versant. De plus, les scénarios 5 et 8 considèrent une diminution de l'intensité du labour et une modification du sens. L'impact sur les rendements

est d'autant plus compliqué à déterminer. D'un point de vue économique, ces techniques de transition ont un coût. Quand la transition vers le non labour est partielle avec notamment le maintien du matériel initialement présent sur l'exploitation, un investissement est nécessaire pour se doter d'un nouveau parc matériel adapté, qui serait finançable par la vente du matériel en transition totale [Weykmans, 2011].

3.4 Les services culturels

La figure 10 présente les notes moyennes obtenues aux réponses du questionnaire.

Aménagements	Note moyenne d'attractivité (/10)
Cultures	5,91
Bandes enherbées	6,79
Bandes boisées	7,94
Haies	7,64
Fascines	4,30

TABLE 10 – Tableau de résultats des notes moyennes des différents aménagements

Les bandes boisées obtiennent une note d'attractivité élevée de 7,94 sur 10. La deuxième question, qui concerne les sentiments ressentis après avoir aperçu une bande boisée, permet d'expliquer cette moyenne haute. L'embellissement du paysage, en rompant la monotonie des cultures, en apportant de la diversité et en donnant du relief au paysage, est principalement évoqué. Le sentiment de satisfaction est aussi souvent présent. Il est ressenti par les sondés parce qu'ils pensent que cette bande boisée apporte de la biodiversité et de la vie sauvage, une lutte efficace contre les inondations et coulées boueuses et 'un peu d'oxygène' et de verdure. Seul un sondé détaille un point négatif. Celui-ci évoque la difficulté de gestion d'une telle bande au milieu de culture et aborde également la complexité pour l'agriculteur de réaliser ses manœuvres.

Les haies présentent également une moyenne importante de 7,64 sur 10. Les sentiments exprimés sont en partie similaire à ceux évoqués pour les bandes boisées. Du côté de la biodiversité, le rôle de refuge pour les oiseaux de la haie est évoqué dans près de la moitié des questionnaires. La lutte contre l'érosion et le ruissellement revient à 5 reprises sur les 33 questionnaires, apportant un sentiment de satisfaction dû à l'efficacité de la haie. Deux questionnaires évoquent cependant des sentiments négatifs, en abordant les contraintes de ces haies, avec un entretien régulier nécessaire et un éventuel refuge pour les ravageurs des cultures.

Les bandes enherbées quant à elle recueillent la moyenne de 6,79 sur 10. Des sentiments semblables aux deux précédents aménagements sont toujours évoqués. La biodiversité, la beauté et la diversité du paysage et le fait de rompre la monotonie des cultures sont des éléments qui plaisent aux sondés. Trois questionnaires abordent le concept de durabilité, trouvant les paysages avec des bandes enherbées plus durables que les cultures seules. Étrangement, un questionnaire préfère la monotonie des cultures sans bande enherbée et deux autres trouvent ces bandes tristes. Ces commentaires peuvent être expliqués par le type d'illustration proposée, abordé par après dans ce travail.

La note moyenne des cultures est de 5,91 sur 10. Nettement plus faible que la note des autres aménagements, les cultures recueillent néanmoins quelques avis plutôt positifs. Les termes évo-

qués rejoignent le concept de productivité : production agricole, terre riche et cultivée, positif pour l'alimentation, ... Les sondés identifient également la culture comme un des éléments principaux de la campagne. Les points négatifs restent majoritaires, comme le manque de verdure, la présence trop prononcée de l'homme, 'un désert biologique' ou encore leurs externalités négatives par rapport à l'érosion et au ruissellement.

Pour finir, sans surprise, les fascines récoltent une faible note, de 4,30 sur 10. Seul le sentiment de satisfaction, apportant de la sécurité au riverain, est évoqué en positif. D'un point de vue beauté et attractivité du paysage, ces aménagements déplaisent, montrant pour les sondés des infrastructures de l'Homme trop présentes et accentuant le manque du côté sauvage d'un bassin versant. Les fascines évoquées sont des fascines mortes classiques, les fascines vivantes pouvant éventuellement plaire davantage.

Les biais de ce sondage sont nombreux. D'abord, les illustrations proposées ne montrent pas le même paysage à chaque fois et sont issues de sources différentes. Elles sont présentes à l'annexe O. L'environnement des aménagements concernés influencent l'avis des sondés. L'ordre et la formulation des questions impactent également les notes obtenues. Bien que l'échantillon soit le plus représentatif possible, la provenance, l'âge, la profession et le lien plus ou moins important avec le milieu agricole des sondés influencent le résultat final. Néanmoins, les tendances observées semblent correspondre aux conclusions du travail de [Boeraeve et al., 2020], pour les aménagements communs aux deux travaux.

Enfin, un classement entre les scénarios est réalisé. Ce classement est basé sur des critères qui peuvent sembler arbitraires. La méthodologie de classement tente de refléter les observations faites grâce au questionnaire.

Chaque scénario démarre avec une note de 5 sur 10. La présence de haie accorde +1 à la note et +2 s'il y a plus de 1000m de haies. Il en va de même pour les bandes enherbées. S'il y a + de 10 ha de bandes enherbées et chenaux enherbés, la note obtient un +2. La présence de bandes boisées permet de récolter un point supplémentaire également. Par contre, la présence de fascines est sanctionnée par le retrait d'un point, et de deux s'il plus de 1000 mètres. Les cultures, déjà très largement présentes dans tous les scénarios, n'interviennent pas dans la note.

Scénario	Note globale	Caractéristiques
SCN0	5	/
SCN1	5	+2 BE -2 Fascines
SCN2	5	+2BE - 2 Fascines
SCN3	6	+1 BE +1 Haies -1 Fascines
SCN4	9	+2 BE +2 Haies
SCN5	8	+2 BE +2 Haies -1 Fascines
SCN6	6	+2 BE -1 Fascines
SCN7	6	+2 BE - 1 Fascines
SCN8	7	+2 BE +1 Haies -1 Fascines
SCN9	10	+2 BE +2 Haies +1 BB

TABLE 11 – Tableau de résultats des notes moyennes des différents scénarios (BB : bandes boisées et BE : bandes enherbées)

3.5 L'érosion des sols

Cette section aborde les résultats obtenus à l'aide du modèle *SDR* d' InVEST. Ils peuvent être présentés sous plusieurs formes. Une présentation cartographique comparative du scénario initial avec le scénario 9 est réalisée. Par la suite, un traitement des résultats sur l'ensemble des scénarios est effectué, en mettant en relation tous les scénarios. L'impact des choix des différents paramètres d'entrée est discuté à la fin de ce point. Une comparaison entre les modélisations de InVEST et Landsoil est également réalisée.

D'abord, la perte potentielle totale calculée par l'équation USLE (9) est calculée. Les valeurs calculées sont élevées, puisqu'il s'agit d'un bassin versant très agricole. Le scénario 9 est une nouvelle fois présenté en comparaison au scénario initial. Visuellement, les bandes enherbées, les chenaux enherbés et les bandes boisées du scénario 9 se distinguent très nettement par une couleur verte, indiquant une perte potentielle de sol beaucoup plus faible. La différence principale entre ces différents scénarios est le facteur C, beaucoup plus faible pour les prairies et les bois que pour les cultures.

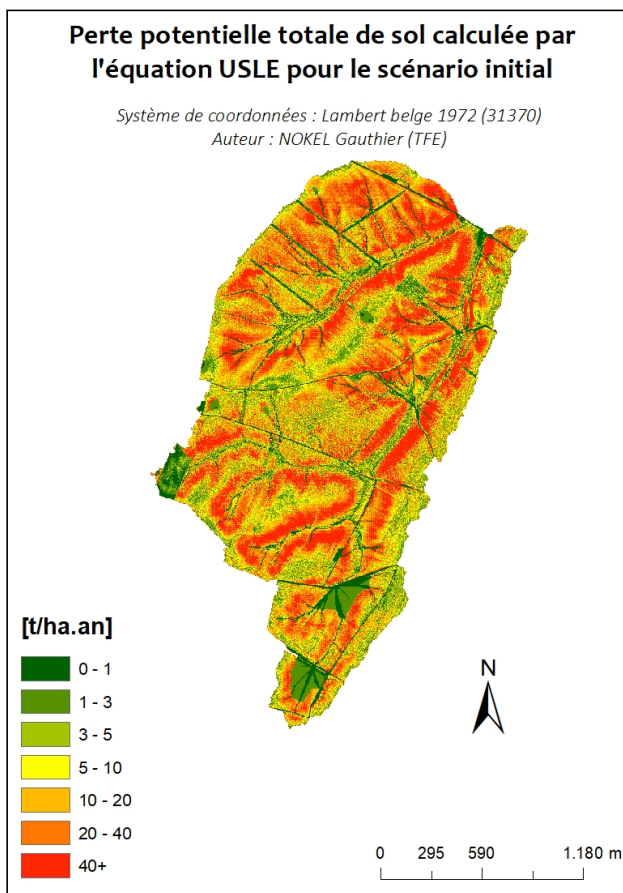


FIGURE 14

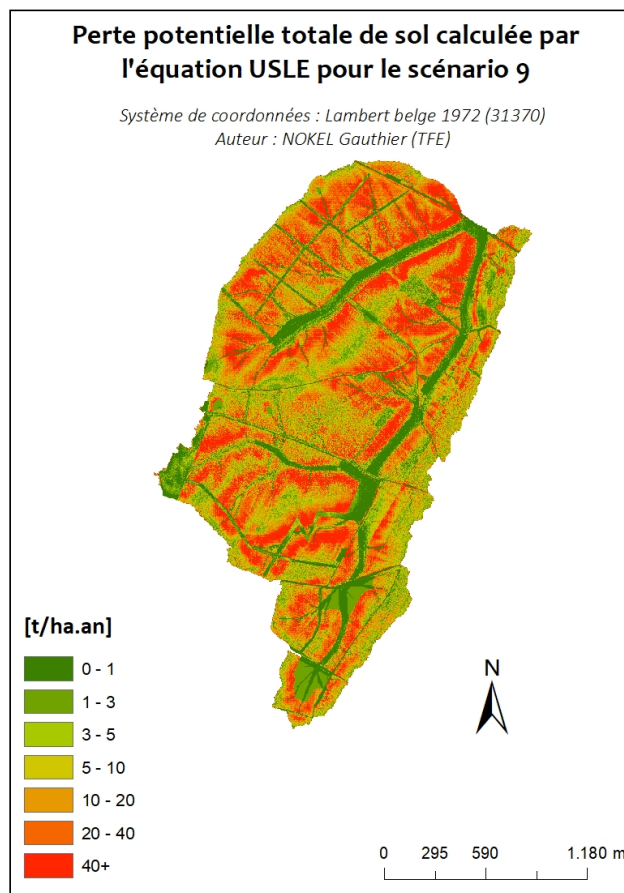


FIGURE 15

Ensuite, les cartes suivantes reprennent la quantité de sédiment exporté jusqu'à l'exutoire. Les valeurs sont plus faibles, pondérées par le SDR (equation (14)) et définissent les quantités de terre arrivant au point exutoire. Au-delà des observations déjà réalisées sur les précédentes cartes, l'effet des bandes boisées, des BE et des chenaux enherbés est encore observable. Le long de l'axe d'écoulement principal, le scénario initial présente de nombreuses zones d'érosion importante, beaucoup plus limitées sur le scénario 9.

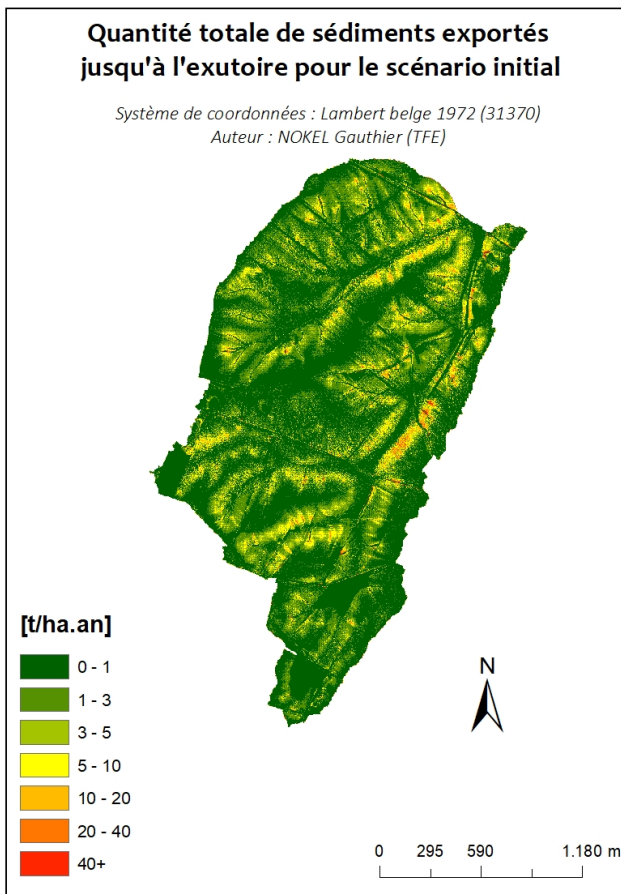


FIGURE 16

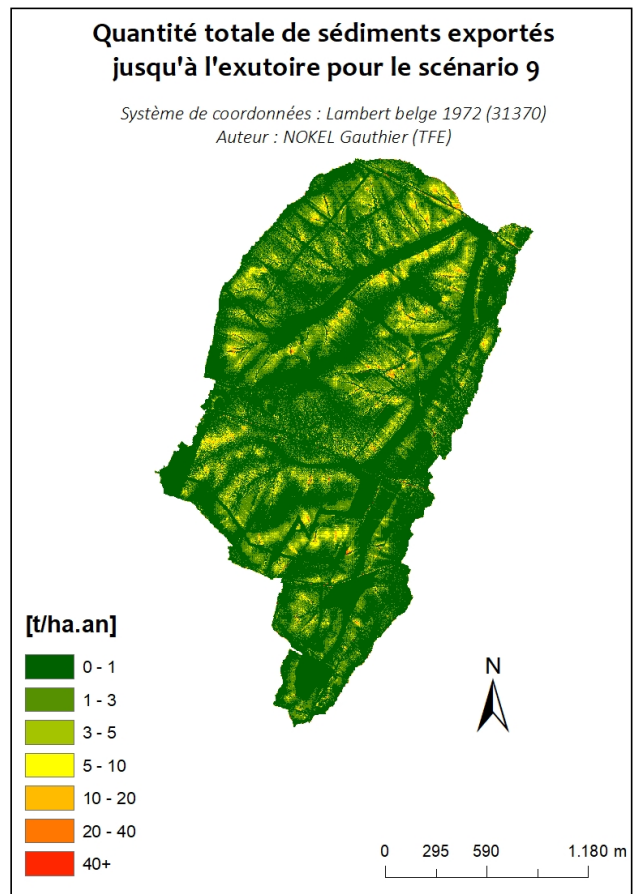


FIGURE 17

Les cartes suivantes présentent la quantité de sédiments déposés, provenant de sources d'érosion en amont, et la quantité de sédiments retenues, par rapport à un bassin versant qui serait occupé par des sols nus. Les aménagements mis en place dans le scénario 9 retiennent sans surprise plus de sédiments. En revanche, davantage de sédiments sont déposés pour le scénario initial, puisque plus de sédiments sont érodés. Les deux paramètres sont donc à mettre en relation.

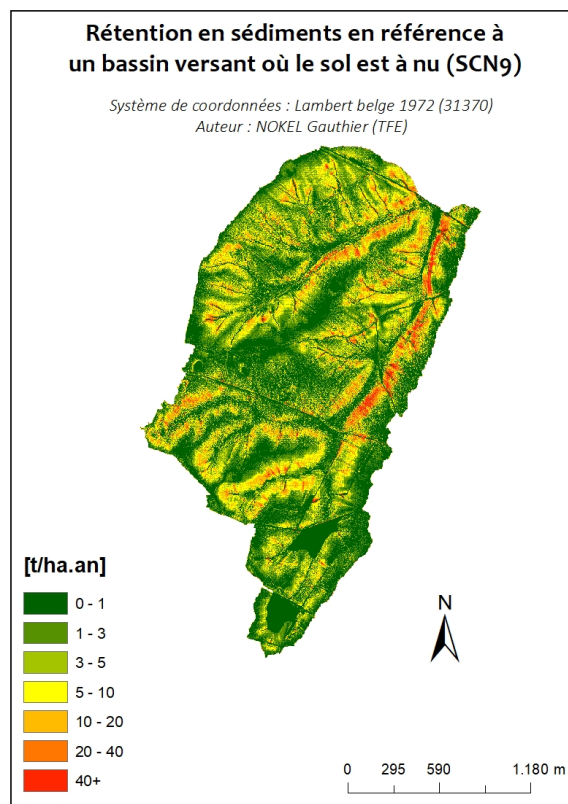
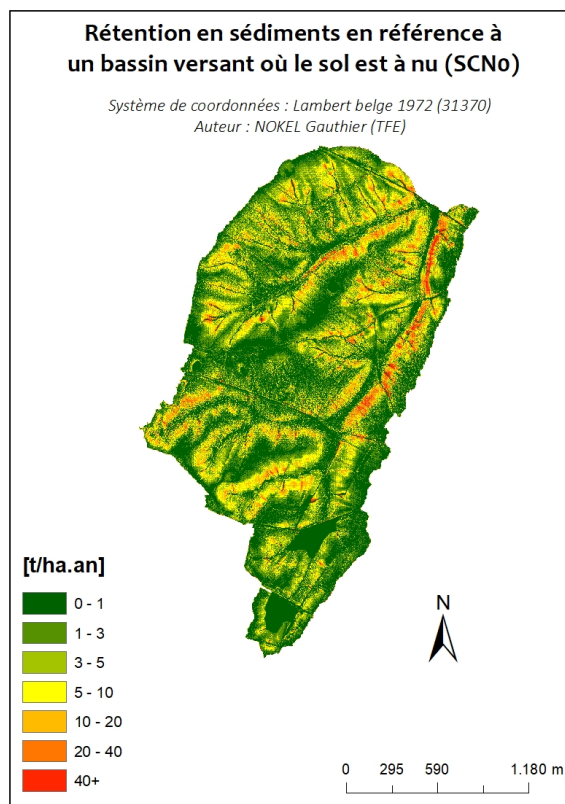
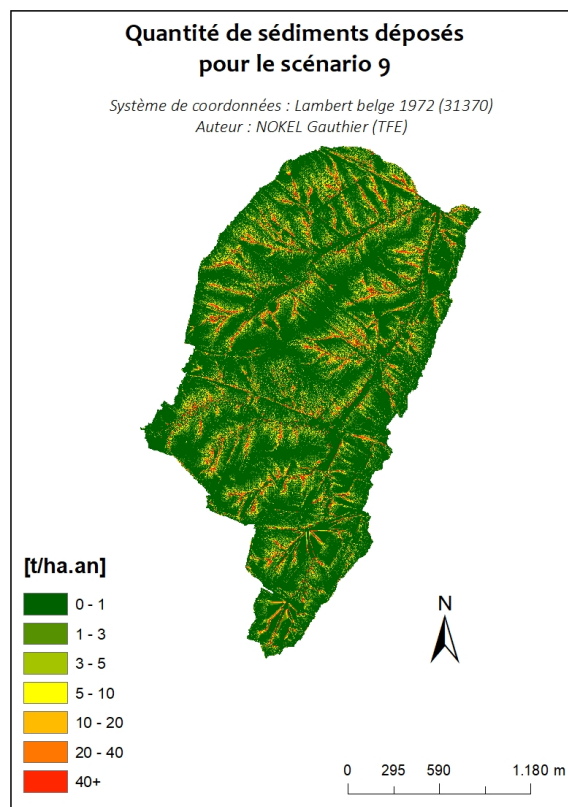
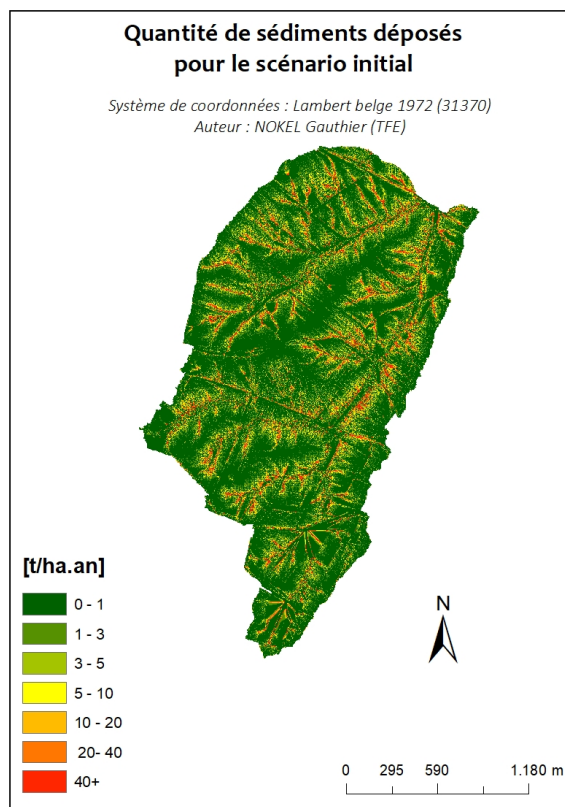


FIGURE 18

D'une manière générale, ces cartographies permettent de distinguer et d'identifier les zones sensibles, ce qui n'est pas aisé sur terrain. Elles permettent d'évaluer les effets synergiques du type de sol, de l'occupation de celui-ci, de la pente et des autres paramètres de l'équation (9) sur l'érosion des sols. Néanmoins, pour ce travail, il n'est pas possible de présenter l'ensemble des cartes pour tous les scénarios. Les quantités totales sont donc regroupées dans des tableaux et graphiques. Pour assurer une meilleure comparaison avec la littérature, les résultats sont fournis en [t/ha.an]. Le tableau des résultats bruts est fourni à l'annexe I.

La première observation à tirer de ces deux graphiques est que le scénario 9 se détache des autres. La quantité de terre exportée par hectare fournie par USLE est de 21,9 t/ha.an. Les scénarios 2 et 4 présentent une valeur respective de 25 et 25,2 t/ha.an. Le scénario initial présente quant à lui une valeur de 26,1 t/ha.an. Ces valeurs sont très hautes. [Panagos et al., 2015] calculent une moyenne de 2,46 t/ha.an pour les sols européens, avec une moyenne de 9,47 t/ha.an pour les cultures permanentes. Par comparaison, toujours selon la même source, les pâtures présentent une perte en sol moyenne de 2,02t/ha.an. Les valeurs obtenues lors de ce travail semblent donc élevées, mais restent dans des gammes possibles pour des sols agricoles. Les choix radicaux pour le facteur C des cultures peuvent être à l'origine de cette surestimation. L'érodibilité du sol élevée, comprise entre 0,038 et 0,088 t.ha.h/MJ.ha.mm pour la majorité des terres du bassin versant, tend également à calculer une érosion importante. L'érosivité des précipitations calculée (point 2.5.2) est également supérieure à la littérature, ce qui peut également impacter les résultats du modèle. Cependant, pour éviter une surévaluation du facteur LS dans des paysages hétérogènes [Desmet and Govers, 1996], les longueurs de pente sont plafonnées à 122m, paramètre non ajustable [Sharp et al., 2021]. Le choix de cette valeur n'est pas clairement justifié et peut paraître arbitraire. Néanmoins, il n'est pas possible d'étudier la sensibilité du modèle à ce paramètre qui n'est pas modifiable. Il devrait cependant être positivement corrélé aux résultats de l'équation USLE, vu l'équation (9).

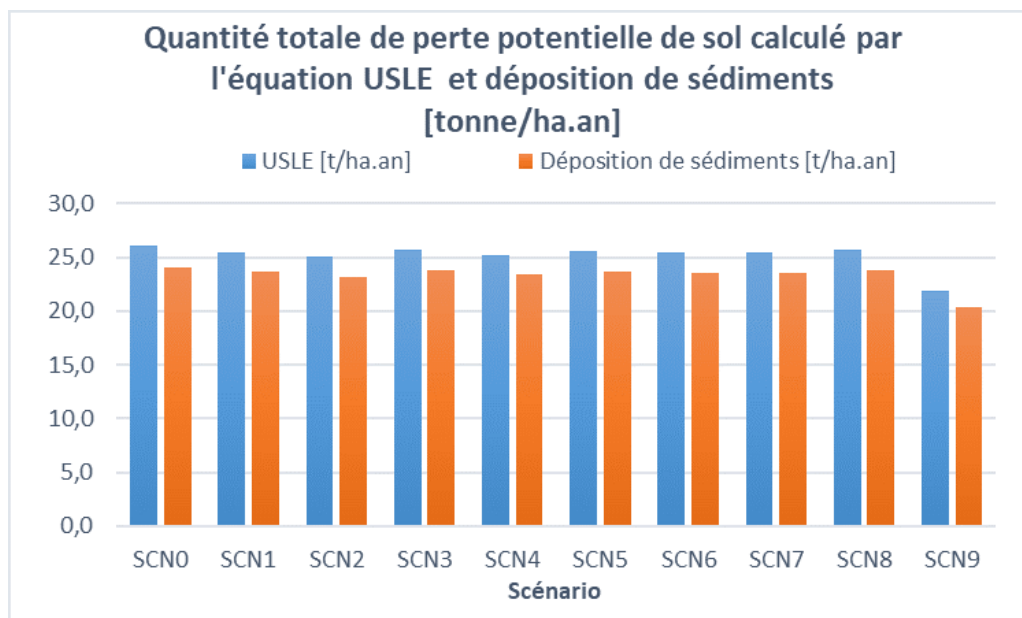


FIGURE 19

Concernant la rétention en sédiment, une nouvelle fois, le scénario 9 arrive en tête, avec 5,2

t/ha.an. Le scénario 4, présentant plus de 10 kms de haies, retient quant à lui 4,9 t/ha.an. Les autres scénarios oscillent entre 4,7t/ha.an pour le scénario initial et 4,8 t/ha.an pour les autres. Le dépôt de sédiments est proportionnel à la perte potentielle calculée à partir de l'équation USLE et suit donc la même évolution entre les différents scénarios.

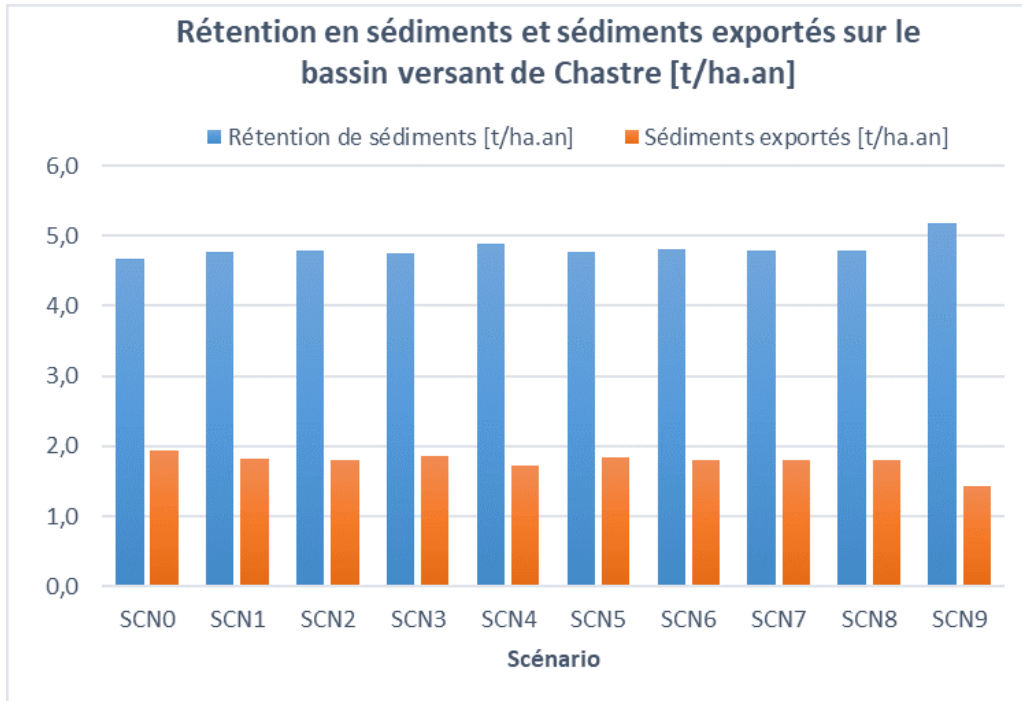


FIGURE 20

A noter que le scénario 5 et le scénario 8 présentent une diminution du sens et/ou de l'intensité du travail du sol. Néanmoins, ces modifications des pratiques agricoles n'ont pas été prises en compte dans les scénarios. La littérature ne s'accordant pas sur l'impact réel du non labour, une diminution progressive du facteur C est réalisée. Pour les parcelles concernées, le facteur C cultural passe de 75%, à 50% puis à 25% de sa valeur initiale. Le facteur C passe donc de 0,43-0,33-0,22-0,11. L'impact sur les quantités de sols érodés est visible dans les figures suivantes. Pour le scénario 5, les valeurs passent de 25,6 à 18,3 t/ha.an. Le scénario 8 suit approximativement la même tendance (annexe J).

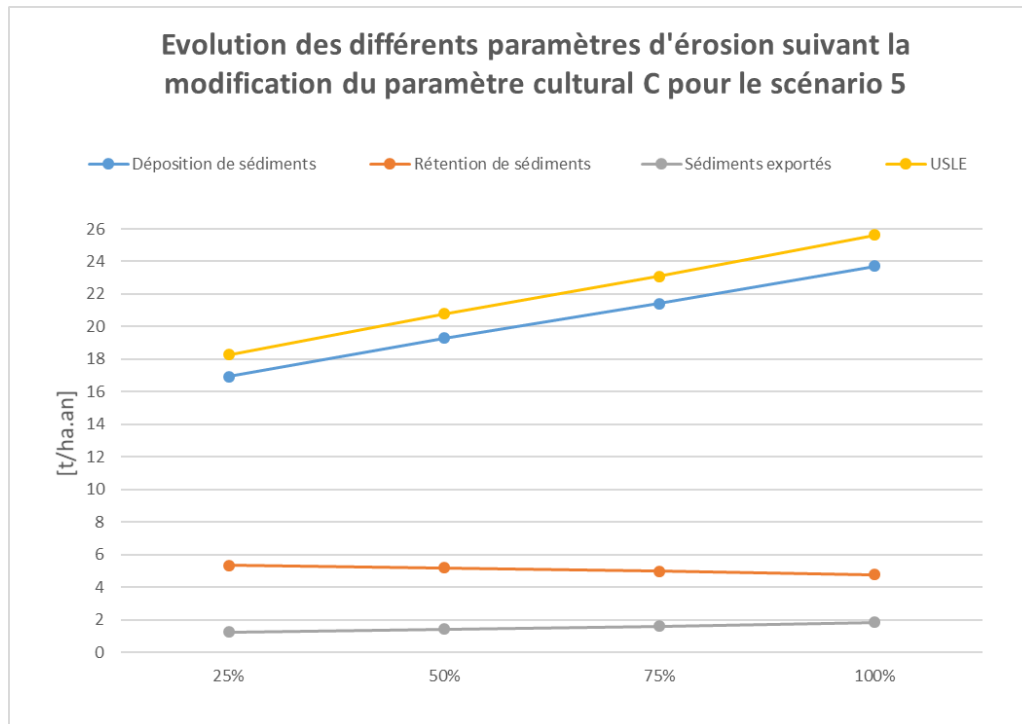


FIGURE 21

Au-delà du fait de montrer l'influence du choix du facteur C sur les résultats de ce modèle, ces deux dernières figures montrent l'impact des techniques agricoles sur l'érosion. En plus de la diminution du travail du sol, de nombreuses solutions existent pour diminuer ce facteur, comme le maintien d'un couvert végétal permanent, le maintien des prairies ou encore l'intégration des sous-semis. La future PAC abordée au point 1.4 contiendra très probablement un éco-régime favorisant ces pratiques.

La sensibilité des paramètres k , IC_0 et SDR_{max} est étudiée dans les annexes K, L et M. Le choix de SDR_{max} influence sensiblement la valeur de perte en sol calculée par l'équation USLE contrairement aux deux autres paramètres. Les paramètres IC_0 et k influencent la relation entre SDR et IC [Sharp et al., 2021].

De manière générale, le modèle d'InVEST génère de très petits écarts entre les scénarios. Les éléments linéaires semblent avoir peu d'impacts sur le résultat des modèles. Seuls les scénarios ayant des aménagements avec une grande emprise sur le BV semblent obtenir des résultats concluants (scénario 9 principalement). Au vu de la sensibilité élevée de ce modèle aux différents paramètres, parfois non-basés physiquement, il est plus prudent de s'en tenir à une analyse comparative entre les scénarios plutôt que de se baser sur les valeurs réelles pouvant être oscillantes.

La comparaison avec le modèle de Landsoil (section 1.3) n'est pas aisée. Les résultats sont visibles à l'annexe N et à la figure 22. Les deux modèles sont très différents, autant dans leur complexité que dans leurs approches. Landsoil utilise une approche événementielle, alors que le modèle d'InVEST a une approche annuelle. Landsoil intègre la profondeur de sol, la capacité d'infiltration, la cartographie des types de limite de parcelles et distingue le ruissellement de l'érosion. De plus, l'approche mensuelle des cultures avec une évaluation de la couverture du sol permet au modèle de distinguer plus facilement les scénarios. Une comparaison du classement

des scénarios avec les deux modèles peut être réalisée en prenant la figure 19 et la figure 22. Un point commun entre les modèles semble être le scénario 9 qui, du fait de ses nombreux aménagements radicaux, possède la quantité de sédiments érodés la plus faible. Les différences entre les scénarios sont plus marquées pour le modèle Landsoil que pour le modèle d'InVEST, et le classement est relativement différent. Pour le période de retour de 2 ans à l'annexe N, les mêmes observations peuvent être faites, avec une accentuation des différences entre les scénarios.

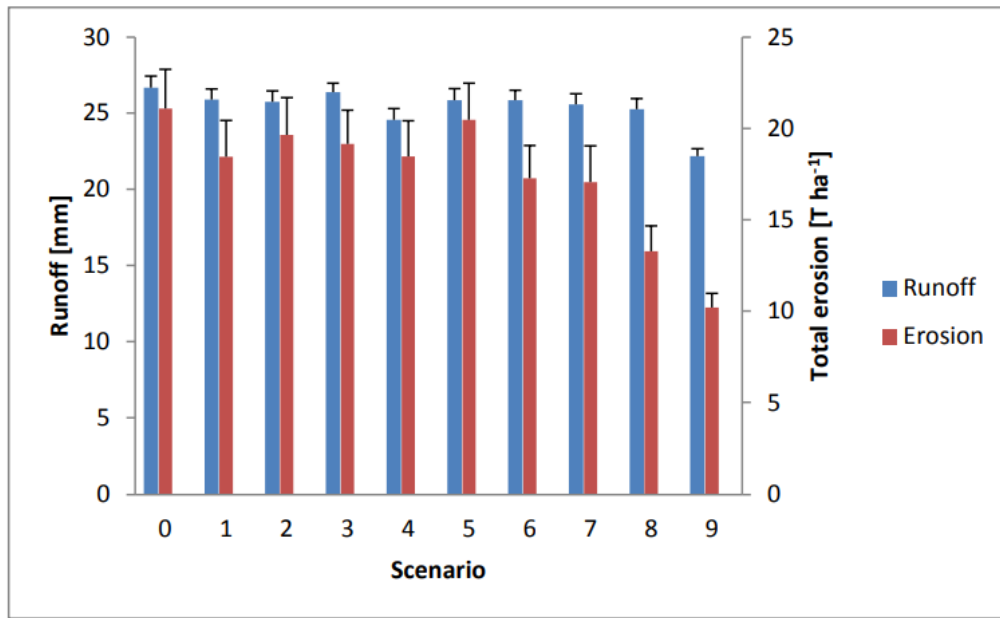


FIGURE 22 – Période de retour de 100 ans

3.6 Aspects économiques des scénarios

Le tableau 12 reprend les coûts totaux des différents scénarios. Il est issu du travail de [Cantreul, 2020]. Un tableau reprenant les différents coûts des aménagements et la maintenance à prévoir est présent à l'annexe P et est également issu du même travail.

Scénario	Bandes et chenaux enherbés	Bandes boisées	Haies	Fascines	Total
1	3325	0	0	25308	28633
2	4585	0	0	25758	30343
3	2135	0	4950	17208	24293
4	3185	0	131725	0	134910
5	2520	0	39200	17694	59414
6	4585	0	0	4896	9481
7	3815	0	0	14418	18233
8	7805	0	1275	4410	13490
9	11095	90972	41837	0	143904

TABLE 12 – Coûts des différents scénarios [€] [Cantreul, 2020]

Le scénario 9 est de loin le plus cher, atteignant la somme de 143 904 €. Les bandes boisées, les haies et les bandes enherbées de ce scénario coûteraient respectivement près de 91 000 €, 42 000 € et 11 000 €. Le scénario 4 est le deuxième scénario le plus coûteux, avec une somme de 134 910 € due à ses nombreux kilomètres de haies. Le scénario 5 coûte quant à lui plus de 59 000 € car il comporte également beaucoup de haies. Les autres scénarios sont compris entre 9500 € et 30 000 €.

Les sommes présentées ci-dessus peuvent paraître élevées. Néanmoins, ces sommes sont inférieures à celles déboursées pour réparer les dégâts qui peuvent être causés par le ruissellement et les coulées boueuses en Wallonie ([Dogot et al., 2014] et [Dogot et al., 2019]). Par exemple, pour le sous bassin hydrographique concerné par ce travail, les coûts annuels sont estimés à 228 000 € [Dogot et al., 2014]. L’investissement semble relativement faible, même en considérant le scénario 9, par rapport aux dégâts subis.

Cette discussion économique est centrée sur les coûts des scénarios. Les apports économiques des différents SE, comme la séquestration du carbone (figure 12) ou la pollinisation, ne sont pas pris en compte. Leur difficulté d’évaluation et la fiabilité des sommes avancées ne permettent pas de les considérer. La prise en compte des apports financiers des différents SE permettrait d’alléger davantage l’importance des investissements.

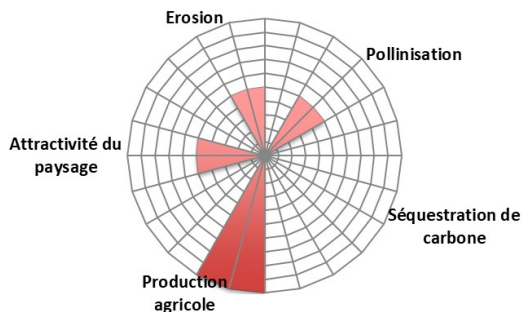
4 Conclusions et perspectives

4.1 Récapitulatif des différents scénarios

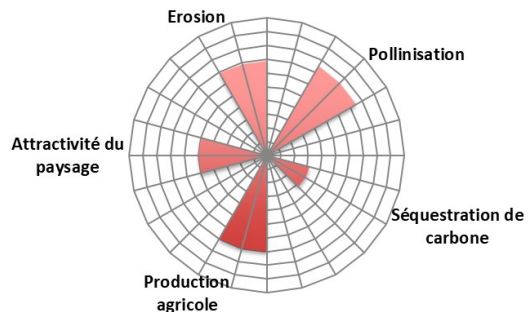
Le but de cette section est de regrouper les résultats obtenus pour les différents SE au sein d'un même support et de discuter des scénarios dans leur globalité. Auparavant, quelques remarques sur les différences entre les méthodologies utilisées pour la quantification des SE peuvent être faites. En effet, certains modèles, comme celui de la pollinisation ou du *SDR*, sont élaborés et plutôt complexes, malgré quelques simplifications. En revanche, le modèle utilisé pour estimer le stockage du carbone au sein du bassin versant est beaucoup plus simple. Les méthodologies employées pour estimer les impacts des différents scénarios sur les services de production agricole et attractivité du paysage sont elles aussi parfois simplistes. Néanmoins, vu les contraintes et les objectifs de ce travail, celles-ci conviennent entièrement et permettent une comparaison des différents scénarios. La lecture des résultats doit néanmoins se faire avec la connaissance de ces critiques. Pour rappel, seuls 5 SE spécifiques sont quantifiés parmi la multitude de services qu'offre un écosystème (section 1.2.1).

Afin de procéder à une mise en graphique, il est nécessaire de convertir l'ensemble des résultats obtenus pour les SE dans une même échelle. Pour y parvenir, chaque scénario, pour chaque SE, se voit attribuer une note de 1 à 10. La difficulté de cette méthodologie est d'attribuer le plus justement possible cette note. Dans la suite de ce texte, la méthode d'attribution de la note est décrite. Suivant le SE considéré, l'attribution de la note est plus ou moins arbitraire. La méthodologie étant la même pour chaque scénario, la comparaison entre ceux-ci est permise. Le scénario 9 fournit des résultats beaucoup plus intéressants que les autres pour la pollinisation, la séquestration de carbone et l'érosion. Pour éviter de retrouver tous les autres scénarios dans la même gamme de note, la note de 10 sur 10 est attribué au scénario 9. Les autres scénarios sont notés de 1 à 9, avec la note 9 de pour le scénario présentant les meilleurs résultats. La note pour le scénario initial est fixée à la moyenne de 5 sur 10 pour la pollinisation, les autres notes étant adaptées par rapport au scénario initial et au scénario 9. Pour la production agricole, le scénario initial a la note de 10 et la note attribuée au scénario 9 est de 0. Les autres scénarios sont compris entre ces deux extrêmes. Les notes de l'attractivité du paysage sont évidemment reprises de la section concernée. La table présente en annexe Q reprend le tableau des résultats.

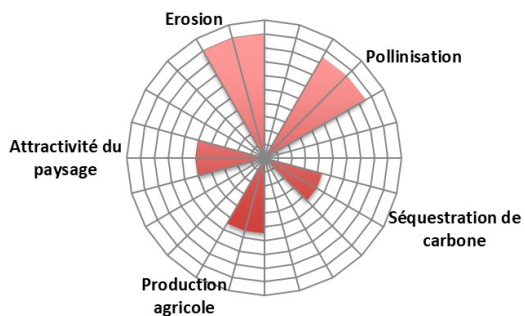
Scénario initial



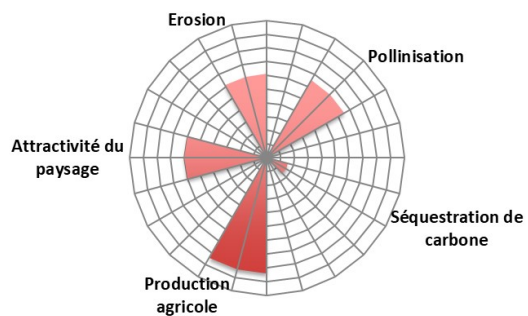
Scénario 1



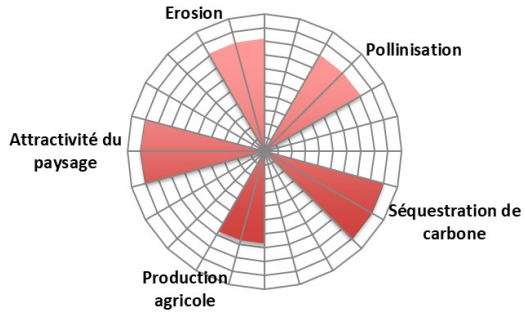
Scénario 2



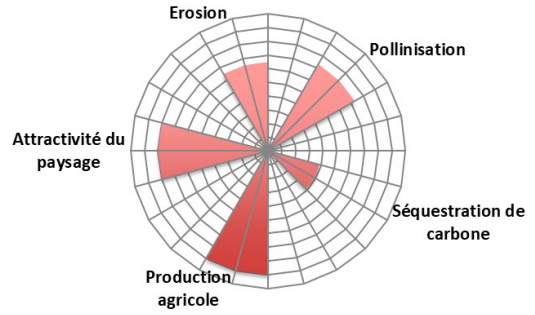
Scénario 3



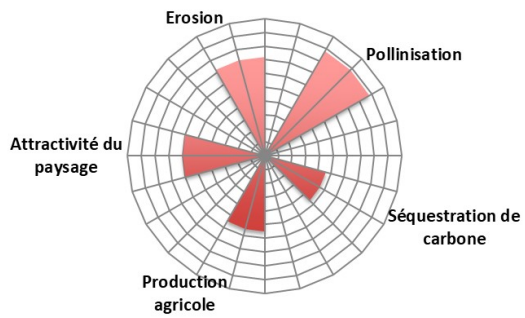
Scénario 4



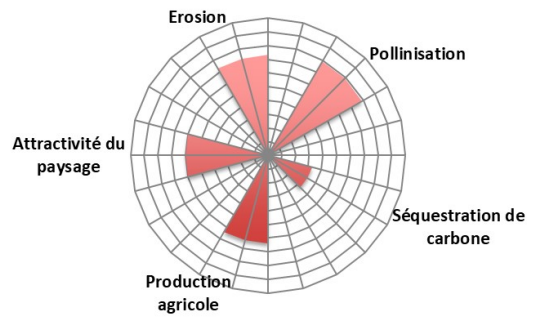
Scénario 5



Scénario 6



Scénario 7



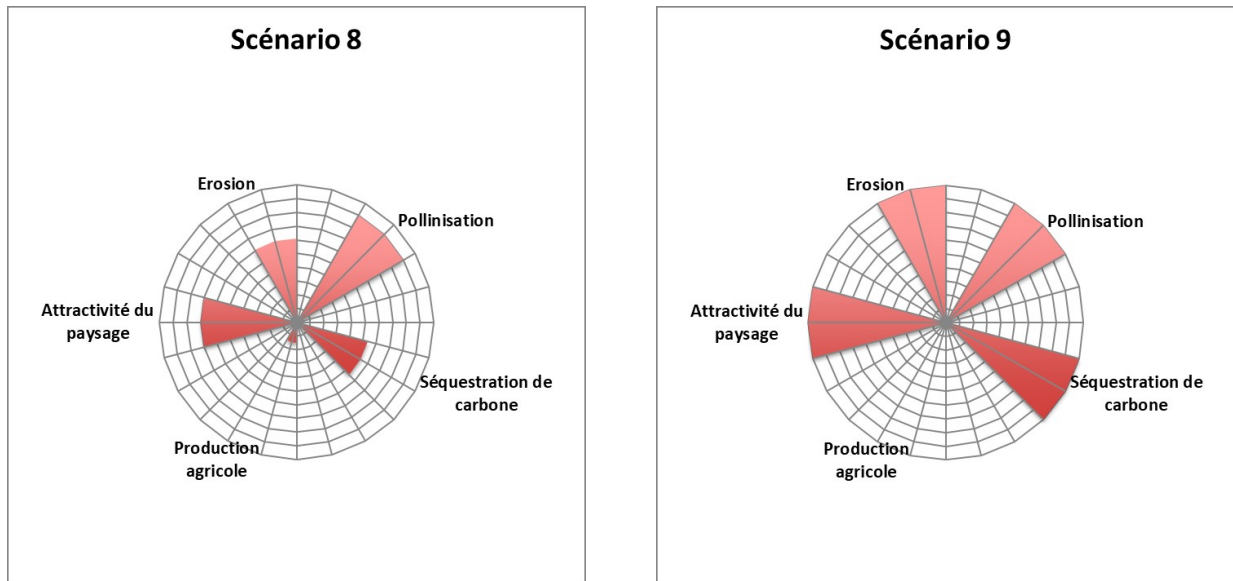


FIGURE 23 – Graphiques récapitulatifs des différents scénarios pour les SE étudiés

La mise en graphique de ces notes n'apporte aucune information supplémentaire. Néanmoins, elle permet une visualisation rapide des points forts et faibles de chaque scénario. Ces graphiques permettent également une vulgarisation de l'information et une communication facilitée, avec un aspect plus ludique. Par exemple, les bons résultats obtenus par le scénario 9 pour l'érosion, la pollinisation, la séquestration du carbone et l'attractivité du paysage sont directement visibles. L'impact négatif de ce scénario sur la production agricole ressort également. Lors de l'observation de tous ces graphiques, le scénario 4 marque par sa multifonctionnalité et son efficacité dans l'ensemble des SE évalués. Ce scénario illustre l'implantation d'un réseau bocager dense, avec près de 10,5 km de haies sur le bassin versant. Ce scénario semble être le plus complet. Les scénarios 1, 2, 3, 5, 6 et 7 sont également intéressants sur certains aspects, mais présentent des lacunes dans certains SE par rapport aux scénarios 4 et 9, notamment pour la séquestration du carbone. Les coûts des différents scénarios, abordés au point 3.6, vient également nuancer ces propos. Les deux scénarios obtenant les meilleurs résultats sont également les deux scénarios les plus onéreux.

4.2 Effets synergiques

Dans le monde scientifique, les travaux ont tendance à se focaliser sur un SE en particulier et très rarement aux bouquets de SE fournis par un écosystème. Le travail de [Seppelt et al., 2011] avance que 50% des études analysent un SE seul, sans faire intervenir les interactions ou les rétroactions entre les SE. "Considérée sous le prisme d'un seul service, la gestion de l'écosystème devient celle de la maximisation d'un service, potentiellement au détriment des autres" [Couvét et al., 2016]. C'est particulièrement le cas pour les agroécosystèmes. La production de biens agricoles, attachée aux services d'approvisionnement, s'y déroule en minimisant le rôle des autres SE de régulation. Une gestion monofonctionnelle d'un écosystème, quel qu'il soit, s'éloigne de l'optimum social de celui-ci [Couvét et al., 2016].

Dans un bassin versant, deux visions surviennent pour les SE [QuESSA et al., 2018]. Les relations entre les SE peuvent être vues comme des compromis à arbitrer entre ceux-ci. Pour cette

vision, la frontière de Pareto désigne le compromis à accepter pour diminuer la quantité d'un service pour en obtenir d'avantage d'un autre. C'est particulièrement le cas pour l'impact de la production agricole par rapport aux autres SE. Chaque aménagement diminue la production agricole mais augmente les autres SE. Cette vision issue du monde économique peut cependant être très éloignée du fonctionnement des écosystèmes. Des situations de gagnant-gagnant, abordant le concept de synergie, semblent plus répandues. Ainsi, [QuESSA et al., 2018] montrent qu'en Allemagne et en Hongrie, des synergies existent entre l'attractivité du paysage, nommée valeur esthétique dans leur article, et la séquestration du carbone, ainsi qu'entre la valeur esthétique et la prévention de l'érosion.

Bien que ces synergies ne soient pas prises en compte dans l'évaluation des SE dans ce travail, celles-ci apparaissent assez naturellement. Par exemple, l'attractivité du paysage est dépendante des bandes boisées et enherbées ainsi que des haies, apportant un apport en stockage de carbone et une séquestration accrue les années suivantes. De la même manière, les synergies entre valeur esthétique et prévention de l'érosion apparaissent clairement. La valeur esthétique dépend beaucoup de la couverture du sol, en attribuant une note plus faible aux cultures nues qu'aux prairies fleuries ou bandes boisées. Il apparaît évident que la prévention contre érosion avance dans le même sens. Des synergies, non prouvées dans le travail de [QuESSA et al., 2018], peuvent également être supposées. Par exemple, entre la séquestration de carbone et la prévention contre l'érosion. Le carbone étant important dans la structure et la stabilité du sol, il semblerait qu'une augmentation de la concentration en carbone organique dans le sol puisse prévenir le risque d'érosion. Des synergies liant l'attractivité du paysage, le stockage du carbone, la prévention du risque d'érosion et la pollinisation semblent se créer autour de la création d'espaces verts, boisés et fleuris.

4.3 Réflexion autour du scénario idéal

Etablir un scénario idéal sans connaître le contexte précis n'est pas aisé. Pour établir le scénario le plus pertinent possible, plusieurs facteurs sont nécessaires. D'abord, l'objectif général et la situation dans laquelle il faut intervenir sont les facteurs les plus importants. Maximiser les SE dans l'aménagement d'un bassin versant n'est pas la priorité des décideurs si la sécurité et la santé des riverains est en cause. En considérant les événements orageux frappant la Wallonie durant l'été 2021, et notamment les villages proches du bassin versant étudié, la priorité est de solutionner les problèmes d'écoulement et de coulées boueuses le plus rapidement possible. La notion de temps constitue d'ailleurs un autre facteur à prendre en compte. Les résultats attendus sont-ils sur le court, moyen ou long terme? Il est évident que le temps est fortement lié aux objectifs. Un dernier aspect qui va, en pratique, orienter les choix est le budget alloué à l'aménagement. L'importance des mesures d'aménagement et l'impact de celles-ci sont indéniablement liés au budget des projets, qu'ils soient publics ou privés. La diversité des scénarios repris dans ce travail permet de distinguer une certaine gradation des aménagements, notamment avec les scénarios 1, 2, 3, 5, 6 et 7 qui possèdent quelques lacunes dans certains SE mais qui sont abordables financièrement, contrairement aux scénarios 4 et 9, plus efficaces sur l'ensemble des SE de régulation, mais plus onéreux.

Finalement, pour ce travail, un scénario 'idéal' est tout de même construit. Il est fortement inspiré du scénario 4. Les faibles lacunes de ce scénario identifiées lors de la comparaison aux autres scénarios, à savoir son impact sur la SAU et son prix élevé, sont retravaillées. Concrètement, il présente des bandes enherbées de chaque côté des axes de ruissellement principaux et

des haies de part et d'autre de la route. Certaines haies et bandes enherbées sont supprimées aux endroits judicieux pour diminuer les impacts sur la SAU et le budget à y consacrer. La figure 24 illustre les aménagements proposés. Il s'agit d'un compromis concret à réaliser entre les différents SE, la SAU et le budget. Finalement, les tableaux 13 et 14 présentent les différents résultats obtenus après l'optimisation de ce scénario.

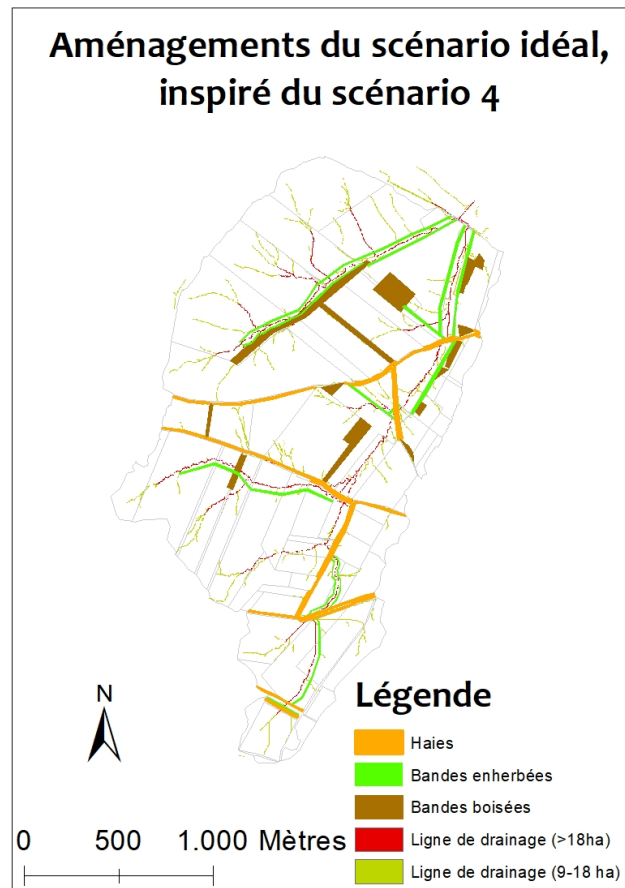


FIGURE 24

Scénario	Bandes enherbées [ha]	Haies [m]	Bandes boisées [m]	Total des mesures [ha]	Prix total [€]
SCN 4	12,1 (3,4%)	10538	5,5 (1,6%)	18,7 (5,3%)	134 910
SCN4 - optimisé	9,6 (2,7 %)	7256	5,5 (1,6%)	15,5 (4,4%)	93 227

TABLE 13 – Présentation du scénario idéal en comparaison du scénario 4

Scénario	Indice de pollinisation [-]	Stockage de carbone [tC/ha]	Impact sur la SAU [%]	Attractivité du paysage[/10]	USLE [t/ha.an]
SCN4	0,0666	106,9	2,8	9	25,2
SCN4 - optimisé	0,0647	106,2	1,9	9	25,4

TABLE 14 – Présentation des résultats du scénario idéal en comparaison du scénario 4

Table des abréviations

SE : services écosystémiques

UE : Union européenne

MAES : Mapping and assessment of ecosystem and their services

ha : hectares

CICES : Common International Classification of Ecosystem Services

MAEC : Méthodes Agro-Environnementales et climatiques

PAC : Politique Agricole Commune

BE : bande enherbée

BB : bandes boisées

BV : bassin versant

m : mètre

km : kilomètre

MNT : Modèle Numérique de Terrain

InVEST : Integrated valuation of ecosystem services and tradeoffs

GT : gigatonne

IPCC : Intergovernmental panel on climate change

C : carbone

SAU : surface agricole utilisée

MJ : mégajoule

SDR : Sediment Delivery Ratio

Références

- [Amdouni-Boursier and Goffaux, 2019] Amdouni-Boursier, L. and Goffaux, R. (2019). Stockage du carbone dans les prairies similaires à celles qui sont gérées par les aéroports. pages 1–30.
- [Arrouays et al., 2002] Arrouays, D., Balesdent, J., Germon, J., Payet, P., Soussana, J., and Stengel, P. (2002). Stocker du carbone dans les sols agricoles de France. *Expertise scientifique collective*, page 36.
- [Atkinson et al., 2019] Atkinson, G., Braathen, N. A., Groom, B., and Mourato, S. (2019). Analyse coûts-avantages et environnement : Avancées théoriques et utilisation par les pouvoirs publics. *Editions OCDE*, <https://doi.org/10.1787/9789264300453-fr>.
- [Avon et al., 2014] Avon, C., Bergès, L., and Roche, P. (2014). Comment analyser la connectivité écologique des trames vertes? Cas d'étude en région méditerranéenne. *Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE)* - <https://www.cairn.info/revue-sciences-eaux-et-territoires-2014-2-page-14.htm>.
- [Bergès et al., 2010] Bergès, L., Roche, P., and Avon, C. (2010). Corridors écologiques et conservation de la biodiversité, intérêts et limites pour la mise en place de la Trame verte et bleue. *Sciences Eaux & Territoires*, Numéro 3(3) :34.
- [Biielders et al., 2003] Biielders, C. L., Ramelot, C., and Persoons, E. (2003). Farmer perception of runoff and erosion and extent of flooding in the silt-loam belt of the Belgian Walloon Region. *Environmental Science and Policy*, 6(1) :85–93.
- [Biielders et al., 2012] Biielders, P. C., Demarcin, I. P., Dewez, I. A., Maignard, I. A., Pineux, I. N., and Vilret, I. A. (2012). Convention Cadre « Giser » Gestion Integree Sol Erosion Ruissellement. page 129.
- [Boeraeve et al., 2020] Boeraeve, F., Dufrière, M., Dendoncker, N., Dupire, A., and Mahy, G. (2020). How are landscapes under agroecological transition perceived and appreciated? A belgian case study. *Sustainability (Switzerland)*, 12(6).
- [Brown and Foster, 1987] Brown, L. C. and Foster, G. (1987). Storm erosivity using idealized intensity distributions. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 30(2) :379–386.
- [Burggraeve et al., 2020] Burggraeve, K., De Mulder, J., and de Walque, G. (2020). Lutter contre le réchauffement climatique en fixant un prix pour le carbone : intuitions, expériences de terrain et éléments pour l'économie belge. *Banque Nationale de Belgique, Revue économique*.
- [BUSSIERE, 1996] BUSSIERE, M. (1996). L'érosion des sols cultivés en France : manifestation, coûts, remèdes. Mém. D.E.S.S. *Université Picardie Jules Verne*.
- [Cantreul, 2020] Cantreul, V. (2020). Etude de la connectivité hydrologique et sédimentaire en milieu de plateau limoneux agricole - mesure, modélisation et aménagement d'un bassin versant. *Université de Liège - Gembloux Agro-Bio Tech*.
- [CDCE, 2020] CDCE (2020). Le déclin de la biodiversité des terres agricoles se poursuit malgré les mesures ciblées prises dans le cadre de la PAC : Communiqué de presse. *Cour des comptes européenne, EUAuditors*, pages 24–25.

- [CDCE, 2021] CDCE (2021). Les dépenses que l'UE lui consacre n'ont pas rendu l'agriculture plus respectueuse du climat. *Cour des comptes européenne*.
- [Cerdan et al., 2002] Cerdan, O., Le Bissonnais, Y., Couturier, A., and Saby, N. (2002). Modelling interrill erosion in small cultivated catchments. *Hydrological Processes*, 16(16) :3215–3226.
- [Chenu et al., 2014] Chenu, C., Klumpp, K., Bispo, A., Angers, D., Colnenne, C., and Metay, A. (2014). Stocker du carbone dans les sols agricoles : évaluation de leviers d'action pour la France. *Innovations Agronomiques*, 37 :23–37.
- [Ciampalini et al., 2012] Ciampalini, R., Follain, S., and Le Bissonnais, Y. (2012). LandSoil : A model for analysing the impact of erosion on agricultural landscape evolution. *Geomorphology*, 175-176 :25–37.
- [CITEPA, 2019] CITEPA (2019). Rapport National d'Inventaire pour la France au titre de la Convention cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques et du Protocole de Kyoto. *Ministère de la transition écologique et solidaire*, (106) :89.
- [Commission Européenne, 2017] Commission Européenne (2017). La PAC expliquée : les paiements directs en faveur des agriculteurs 2015-2020. *Agriculture et développement rural : office des publications*.
- [Commission Européenne, 2020] Commission Européenne (2020). Politique agricole commune. https://ec.europa.eu/info/food-farming-fisheries/key-policies/common-agricultural-policy_fr (consulté le 15 juin 2021).
- [Couvét et al., 2016] Couvét, D., Arnauld de Sartre, X., and Balian, E. (2016). "Services écosystémiques : des compromis aux synergies" dans "Valeurs de la biodiversité et services écosystémiques. Perspectives interdisciplinaires.". *Versailles, Éditions Quæ, « Update Sciences & Technologies »*, <https://www.cairn.info/valeurs-de-la-biodiversite-et-services-ecosystemiq-9782759224425-page-143.htm>, pages 143–160.
- [Desmet and Govers, 1996] Desmet, P. J. and Govers, G. (1996). A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *Journal of Soil and Water Conservation*, 51(5) :427–433.
- [Dogot et al., 2014] Dogot, T., Grégoire, M., Xanthoulis, D., and Debauche, O. (2014). AGI-RaCAD : Appui à la gestion des risques d'inondation par ruissellement en zones rurales. Analyse coûtsavantages et aide à la décision. pages 1–20.
- [Dogot et al., 2019] Dogot, T., Xanthoulis, D., Beuve-Méry, J., and Staquet, J.-B. (2019). AGI-RaCAD II : Appui à la gestion des risques d'inondation par ruissellement en zones rurales : Analyse des enjeux et quantification des dommages. *SPW Wallonie environnement*.
- [Duchemin and Majdoub, 2004] Duchemin, M. and Majdoub, R. (2004). Les bandes végétales filtrantes : de la parcelle au bassin versant. *Vecteur Environnement*, 37(2) :36–50.
- [Dufrêne, 2021] Dufrêne, M. (2021). SE & paysages - Section 3 : Agriculture, SE & Paysages. *ULiege-Gembloux Agro-Bio Tech*.
- [European Commission, 2020] European Commission (2020). Working with Parliament and Council to make the CAP reform fit for the European Green Deal. pages 1–9.
- [Evrard et al., 2008] Evrard, O., Vandaele, K., van Wesemael, B., and Biielders, C. L. (2008). A grassed waterway and earthen dams to control muddy floods from a cultivated catchment of the Belgian loess belt. *Geomorphology*, 100(3-4) :419–428.

- [Fahrig et al., 2011] Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., Sirami, C., Siriwardena, G. M., and Martin, J. L. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14(2) :101–112.
- [FAO, 2002] FAO (2002). Rapport sur les ressources en sols du monde : La séquestration du carbone dans le sol pour une meilleure gestion des terres. <http://www.fao.org/3/y2779f/y2779f00.htm#toc> (consulté le 07-07-21).
- [Gallai et al., 2009] Gallai, N., Salles, J. M., Settele, J., and Vaissière, B. E. (2009). Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68(3) :810–821.
- [Goidts and van Wesemael, 2007] Goidts, E. and van Wesemael, B. (2007). Regional assessment of soil organic carbon changes under agriculture in Southern Belgium (1955-2005). *Geoderma*, 141(3-4) :341–354.
- [Greenleaf and Kremen, 2006] Greenleaf, S. S. and Kremen, C. (2006). Wild bees enhance honey bees’ pollination of hybrid sunflower. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103(37) :13890–13895.
- [Heitz et al., 2012] Heitz, C., Flinois, G., and Glatron, S. (2012). Protection against muddy floods : Perception of one protection system (fascines) for local actors in Alsace (France). page 4 p.
- [Honkanen et al., 2021] Honkanen, H., Turtola, E., Lemola, R., Heikkinen, J., Nuutinen, V., Uusitalo, R., Kaseva, J., and Regina, K. (2021). Response of boreal clay soil properties and erosion to ten years of no-till management. *Soil and Tillage Research*, 212(May) :105043.
- [Institut Royal Météorologique belge, 2020] Institut Royal Météorologique belge (2020). Statistiques climatiques des communes belges Chastre (INS 81001). pages 1–6.
- [IPCC, 2019] IPCC (2019). Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. *Task Force on National Greenhouse Gas Inventories*.
- [Kremen et al., 2004] Kremen, C., Williams, N. M., Bugg, R. L., Fay, J. P., and Thorp, R. W. (2004). The area requirements of an ecosystem service : Crop pollination by native bee communities in California. *Ecology Letters*, 7(11) :1109–1119.
- [Lacoste, 2011] Lacoste, M. (2011). These / Agrocampus Ouest : Evolution des sols à l’échelle du paysage sous des conditions de changements climatique et de structure du paysage.
- [Launay et al., 2021] Launay, C., Constantin, J., Chlebowski, F., Houot, S., Graux, A. I., Klumpp, K., Martin, R., Mary, B., Pellerin, S., and Therond, O. (2021). Estimating the carbon storage potential and greenhouse gas emissions of French arable cropland using high-resolution modeling. *Global Change Biology*, 27(8) :1645–1661.
- [Le Bissonnais et al., 2005] Le Bissonnais, Y., Cerdan, O., Lecomte, V., Benkhadra, H., Souchère, V., and Martin, P. (2005). Variability of soil surface characteristics influencing runoff and interrill erosion. *Catena*, 62(2-3) :111–124.
- [Le Foll et al., 2018] Le Foll, S., Caron, P., and Torquebiau, E. (2018). Agriculture et changement climatique : un mariage de raison inéluctable Agriculture and climate change : an unavoidable marriage of convenience. *EDP Sciences*, 27 :2.
- [Lettens et al., 2008] Lettens, S., Orshoven, J. V., Perrin, D., Wesemael, B. V., and Muys, B. (2008). Organic carbon stocks and stock changes of forest biomass in Belgium derived from

- forest inventory data in a spatially explicit approach. *Annals of Forest Science*, 65(6) :604–604.
- [Li et al., 2016] Li, T., Baležentis, T., Makutėnienė, D., Streimikiene, D., and Kriščiukaitienė, I. (2016). Energy-related CO₂ emission in European Union agriculture : Driving forces and possibilities for reduction. *Applied Energy*, 180 :682–694.
- [Liagre, 2006] Liagre, F. (2006). Les haies rurales : rôles, création, entretien. (January 2007) :326.
- [Liang et al., 2021] Liang, Y., Hashimoto, S., and Liu, L. (2021). Integrated assessment of land-use/land-cover dynamics on carbon storage services in the Loess Plateau of China from 1995 to 2050. *Ecological Indicators*, 120 :106939.
- [Lin and Fuller, 2013] Lin, B. B. and Fuller, R. A. (2013). Sharing or sparing? How should we grow the world’s cities? *Journal of Applied Ecology*, 50(5) :1161–1168.
- [Martin et al., 2011] Martin, M. P., Wattenbach, M., Smith, P., Meersmans, J., Jolivet, C., Boulonne, L., and Arrouays, D. (2011). Spatial distribution of soil organic carbon stocks in France. *Biogeosciences*, 8(5) :1053–1065.
- [NatAgriWal, 2021] NatAgriWal (2021). Méthodes Agro-environnementales et Climatiques. <https://www.natagriwal.be/fr/mesures-agro-environnementales>.
- [Naulin and Triplet, 2003] Naulin, H. and Triplet, A. (2003). Les Actions Pour Lutter Contre L’Erosion. *Guide technique de la lutte contre l ’ érosion des sols en Caps et Marais d’Opale*, page 10.
- [Ouvry et al., 2012] Ouvry, J., Richet, J.-b., Bircard, O., Lhériveau, M., Bouzid, M., and Saunier, M. (2012). Fascines & haies pour réduire les effets.
- [Panagos et al., 2015] Panagos, P., Ballabio, C., Borrelli, P., Meusburger, K., Klik, A., Rousseva, S., Tadić, M. P., Michaelides, S., Hrabalíková, M., Olsen, P., Aalto, J., Lakatos, M., Rymaszewicz, A., Dumitrescu, A., Beguería, S., and Alewell, C. (2015). Rainfall erosivity in Europe. *Science of the Total Environment*, 511 :801–814.
- [Pfiffner and Muller, 2014] Pfiffner, L. and Muller, A. (2014). Abeilles sauvages et pollinisation. *Institut de recherche de l’agriculture biologique (FiBL)*.
- [Pittelkow et al., 2015] Pittelkow, C. M., Linqvist, B. A., Lundy, M. E., Liang, X., van Groenigen, K. J., Lee, J., van Gestel, N., Six, J., Venterea, R. T., and van Kessel, C. (2015). When does no-till yield more? A global meta-analysis. *Field Crops Research*, 183 :156–168.
- [QuESSA et al., 2018] QuESSA, Gilbert, C., and Péro, E. (2018). Quantifier les services écosystémiques rendus par les habitats semi-naturels. *QuESSA, dans le cadre d’un financement européen*, <https://www.herbea.org/fr>.
- [Renard et al., 1997] Renard, K., Foster, G., Weesies, D., McCool, and Yoder, D. (1997). Predicting Soil Erosion by water : a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE).
- [Richet et al., 2017] Richet, J. B., Ouvry, J. F., and Saunier, M. (2017). The role of vegetative barriers such as fascines and dense shrub hedges in catchment management to reduce runoff and erosion effects : Experimental evidence of efficiency, and conditions of use. *Ecological Engineering*, 103 :455–469.

- [Ricketts et al., 2010] Ricketts, T. H., Williams, N. M., and Mayfield, M. M. (2010). *Connectivity and ecosystem services : crop pollination in agricultural landscapes*. Number January.
- [Seppelt et al., 2011] Seppelt, R., Dormann, C. F., Eppink, F., Lautenbach, S., and Schmidt, S. (2011). A quantitative review of ecosystem service studies : Approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology*, 48(3) :630–636.
- [Sharp et al., 2021] Sharp, R., Douglass, J., Wolny, S., Arkema, K., Bernhardt, J., Bierbower, W., Chaumont, N., Denu, D., Fisher, D., Glowinski, K., Griffin, R., Guannel, G., Guerry, A., Johnson, J., Hamel, P., and Kennedy, P. (2021). InVEST User’s Guide. *The Natural Capital Project Stanford University University of Minnesota*. Consulté le 14/06/2021.
- [Smolikowski et al., 2001] Smolikowski, B., Puig, H., and Roose, E. (2001). Influence of soil protection techniques on runoff, erosion and plant production on semi-arid hillsides of Cabo Verde. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 87(1) :67–80.
- [Souchère et al., 2003] Souchère, V., Cerdan, O., Ludwig, B., Le Bissonnais, Y., Couturier, A., and Papy, F. (2003). Modelling ephemeral gully erosion in small cultivated catchments. *Catena*, 50(2-4) :489–505.
- [SPW, 2007] SPW (2007). Cadre environnemental et éléments de stratégie régionale pour la mise en œuvre des programmes opérationnels dans le secteur des fruits et légumes. *Direction générale, Agriculture, Ressources naturelles et Environnement*.
- [SPW, 2018] SPW (2018). Pesticides dans les eaux souterraines. *Etat de l’environnement wallon*.
- [SPW et al., 2020a] SPW, Uliege, and VITO (2020a). Les services écosytémiques en Wallonie. <http://webservice.wal-es.be>.
- [SPW et al., 2020b] SPW, VITO, and Université de Liège - Gembloux Agro-Bio Tech (2020b). Logiciel NVE – Région atlantique. Manuel utilisateur.
- [STATBEL, 2018] STATBEL (2018). Chiffres clés de l’agriculture : l’agriculture belge en chiffres. *SPF Economie*.
- [Stone and Hilborn, 2012] Stone, R. P. and Hilborn, D. (2012). Universal Soil Loss Equation (USLE). *ONTARIO, OMAFRA, Ministry of agriculture, food and rural affairs of Ontario* <http://www.omafra.gov.on.ca/english/engineer/facts/12-051.htm#3>, consulté le 28/05/21.
- [Symcea, 2010] Symcea (2010). Les impacts d’une pollution aux produits phytosanitaires. *Etablissement Public d’Aménagement et de Gestion des Eaux Canche et Authie*.
- [Tengberg et al., 2012] Tengberg, A., Fredholm, S., Eliasson, I., Knez, I., Saltzman, K., and Wetterberg, O. (2012). Cultural ecosystem services provided by landscapes : Assessment of heritage values and identity. *Ecosystem Services*, 2 :14–26.
- [Terzo and Rasmont, 2007] Terzo, M. and Rasmont, P. (2007). Abeilles sauvages, bourdons et autres insectes pollinisateurs. *Les livrets de l’agriculture*, 14 :64.
- [Therond and Tichit, 2017] Therond, O. and Tichit, M. (2017). Evaluation des services écosytémiques rendus par les écosystèmes agricoles. Une contribution au programme EFESE : Synthèse du rapport d’étude de l’INRA. *INRA*, pages 6–20.
- [Van Rompaey et al., 2001] Van Rompaey, A. J., Govers, G., Van Hecke, E., and Jacobs, K. (2001). The impacts of land use policy on the soil erosion risk : A case study in central Belgium. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 83(1-2) :83–94.

- [Van Wesemael et al., 2010] Van Wesemael, B., Paustian, K., Meersmans, J., Goidts, E., Barancikova, G., and Easter, M. (2010). Agricultural management explains historic changes in regional soil carbon stocks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(33) :14926–14930.
- [Vereecken, 2016] Vereecken, N. (2016). Service de pollinisation et production agricole en Région Wallonne : Quelques chiffres & Enquête COST.
- [Vigiak et al., 2012] Vigiak, O., Borselli, L., Newham, L. T., McInnes, J., and Roberts, A. M. (2012). Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio. *Geomorphology*, 138(1) :74–88.
- [Wal-es, 2021] Wal-es (2021). Les services écosystémiques en Wallonie. <http://webservice.wal-es.be/fr/outils.html>, consulté le 20-07-21.
- [Wentling et al., 2021] Wentling, C., Campos, F. S., David, J., and Cabral, P. (2021). Pollination potential in Portugal : Leveraging an ecosystem service for sustainable agricultural productivity. *Land*, 10(4).
- [Weykmans, 2011] Weykmans, S. (2011). Impacts technico-économiques du non-labour en wallonie. *Greenotec ASBL, Agriculture de conservation*, <http://www.greenotec.be/pages/etudes/impacts-technico-economiques-du-non-labour-en-wallonie.html> (consulté le 05-07-21).
- [Zhu et al., 2021] Zhu, G., Qiu, D., Zhang, Z., Sang, L., Liu, Y., Wang, L., Zhao, K., Ma, H., Xu, Y., and Wan, Q. (2021). Land-use changes lead to a decrease in carbon storage in arid region, China. *Ecological Indicators*, 127(November 2020) :107770.

A Liste des pratiques agricoles limitant l'érosion

Diminuer l'impact des gouttes de pluie	
Simplification du travail du sol : non labour	Végétaux en surface protègent le sol (mulch). Attention cependant, dans les zones de ruissellement concentré, elle favorise le ruissellement (faible rugosité et non suppression des traces de roues).
Paillage et non déchaumage	Rideau protecteur et crée une rugosité de surface (mulch). Fait en pailles broyées. Taux de couverture d'au moins 30%, idéal à 50 %.
Cultures intermédiaires	Couverture du sol et piège à nitrate. Seigle ou radis pour la vente. Moutarde, phacélie, vesce, ray-grass d'Italie en engrais vert.

TABLE 15 – Diminuer l'impact des gouttes de pluie [BUSSIERE, 1996].

Augmenter la capacité d'infiltration et de stockage à la surface du sol	
Travail du sol	La labour augmente la rugosité et favorise l'infiltration. Travail sur un sol bien ressuyé. Limiter les passages et regrouper les outils. Binage et sens du travail du sol. Effectuer le travail du sol après récolte (OUVRY, 1986).
Entretien humifique et calcique des sols	Améliore la stabilité structurale, limite la battance et augmente la capacité d'infiltration.
Rotation des cultures	Agit sur la résistance du sol, avec des apports humifères, des actions des systèmes racinaires et du travail du sol.
Parcellaire et assolement	Taille et répartition des parcelles. Affectation.

TABLE 16 – Augmenter la capacité d'infiltration et de stockage à la surface du sol [BUSSIERE, 1996].

Réduire les capacités de détachements	
Limiter le tassement et les empreintes de roues	Obstacle au drainage interne à faible profondeur. En surface, formation de croûtes sédimentaires (AUZET).
Compacter les talwegs	Dans les dépressions, consolider les zones de concentrations pour éviter la formation de ravine.

TABLE 17 – Réduire les capacités de détachements [BUSSIERE, 1996].

B Explications du modèle Landsoil

Le modèle prend en compte les caractéristiques des états de surface du sol, cause principale de la création de ruissellement et d'érosion [Cerdan et al., 2002]. Les caractéristiques étudiées sont le faciès, la rugosité ou encore la couverture végétale [Le Bissonnais et al., 2005]. Les données d'entrée pour Landsoil sont nombreuses. D'abord, des données météorologiques à l'échelle d'une pluie sont nécessaires, en s'intéressant au cumul total, à l'intensité maximale, à la durée et aux antécédents. Ensuite, les données topographiques, classiquement avec un Modèle Numérique de Terrain (MNT) s'ajoutent aux autres données. Viennent également s'ajouter des données pédologiques traitant de la profondeur des sols ainsi que de la capacité d'infiltration. Les données sur l'organisation du paysage sont constituées du parcellaire et d'une cartographie des types de limite de parcelles. Pour finir, il faut bien entendu des données sur l'occupation du sol et les types de cultures, de manière mensuelle [Lacoste, 2011]. Après chaque événement, qu'il soit aratoire ou pluvieux, le modèle Landsoil peut fournir une actualisation du MNT ainsi qu'une actualisation de la profondeur du sol.

Afin de permettre de comprendre au mieux les résultats obtenus dans le travail de [Cantreul, 2020] et de permettre la comparaison, il est nécessaire de se pencher plus en détails sur le modèle Landsoil. Les érosions modélisées sont de deux types : l'érosion aratoire et l'érosion hydrique. La modélisation de l'érosion hydrique, qu'elle soit diffuse ou linéaire, se fait sur un calcul de flux total en y associant une charge de matière en suspension [Lacoste, 2011].

Le ruissellement est d'abord quantifié sur chaque pixel, avec un bilan hydrique grâce à cette équation [Lacoste, 2011] :

$$B = RR - PI - [IR \times Def] \quad (20)$$

Où,

- RR : hauteur d'eau au cours de l'événement pluvieux [mm]
- PI : pluie d'imbibition [mm]
- IR : capacité d'infiltration [mm h^{-1}]
- Def : durée efficace de l'événement pluvieux (durée pendant laquelle l'intensité de l'événement pluvieux est supérieure à 2 mm h^{-1})

Le volume ruisselé peut être calculé en tout point grâce à l'itération suivant [Cerdan et al., 2002] :

$$V = aB10^{-3} + \Sigma V_i \quad (21)$$

Avec,

- V : ruissellement cumulé quittant le pixel [m^3]
- a : taille du pixel [m^2]
- B : ruissellement produit par le pixel [mm]
- V_i : ruissellement provenant d'un pixel amont [m^3]

La perte en sol par érosion diffuse (MI, kg) est ensuite calculée en multipliant la concentration de sédiment, définie grâce à une table reliant l'intensité de la pluie aux paramètres du sol [Lacoste, 2011], au volume ruisselé :

$$Mi = [\gamma + \gamma(S_f - S^*)] V \quad (22)$$

Avec,

- γ : concentration du ruissellement en sédiment [g/l]
- V : volume ruisselé [m^3]
- S^* : pente moyenne de la parcelle après avoir appliqué la fonction Sf ($^\circ$)
- S_f : facteur de pente sans dimension, avec $Sf = 1.05 + 0.85e - 4 \sin \theta$, où θ est la pente locale

L'érosion linéaire (Ω) quant à elle est basée sur la relation empirique suivante :

$$\Omega = \text{friction.cohéSION. } V.S \quad (23)$$

Avec,

- Friction et cohésion dépendant de la taille des ravines et des propriétés de surface [Souchère et al., 2003]
- V : volume ruisselé [m^3]
- S : l'intensité de la pente [$m \ m^{-1}$]

La section (Kr , m^2) de la ravine est ensuite déterminée par l'équation :

$$Kr = \Phi\Omega \quad (24)$$

Avec,

- Kr : la section de la ravine [m^2]
- ϕ : le volume ruisselé amont par ravine [$m^2 \ m^{-3}$]
- Ω : classe de sensibilité à l'érosion linéaire

Finalement, la perte de sol par pixel E, exprimée en kilogramme, est alors définie par :

$$E = \rho\lambda Kr \quad (25)$$

Avec,

- Kr : la section de la ravine [m^2]
- ρ : masse volumique apparente du sol arraché à la ravine [$kg \ m^{-3}$]
- λ : classe dimension du pixel [m]

La déposition dépend quant à elle uniquement de la charge solide maximale en sédiment, définie par trois critères [Cantreul, 2020] :

- la pente doit être inférieure à 2%
- la concavité verticale doit être supérieure à 0,055
- la couverture végétale doit être supérieure à 60%

Dans ces conditions, la charge maximale transmise est de 10 g/l. En prairie permanente, la charge maximale transmise est de 5 g/l [Lacoste, 2011].

Pour finir, le modèle Landsoil simplifie l'érosion aratoire. Elle est implémentée grâce à la formule suivante :

$$Q_s = -K_t S \quad (26)$$

Avec,

- Q_s : le flux de sédiment [kg/m]
- K_t : le coefficient d'érosion aratoire [kg/m]
- S : l'inclinaison de la pente [m/m]

Les modifications des caractéristiques et des propriétés de la surface du sol dues au labour ne sont pas prises en compte, malgré le fait que ces modifications impactent sensiblement l'érosion. Il est néanmoins compliqué de l'implémenter dans la modélisation.

C Tableau des indices de pollinisation provenant de [Wentling et al., 2021]

Classes	Nesting Resources	Floral Resources	PSIRL Final Scores
Riparian scrubland	0.8	0.9	0.83
Broad-leaved forest	0.8	0.9	0.83
Natural grassland	0.8	1	0.81
Moors and heathland	0.8	1	0.81
Sclerophyllous vegetations	0.8	1	0.81
Transitional woodland scrub	0.8	1	0.81
Riparian forest	0.8	0.5	0.78
Fruit trees and berry plantations	0.4	0.9	0.6
Olive groves	0.5	0.4	0.6
Mixed forest	0.8	0.6	0.55
Sparsely vegetated areas	0.7	0.35	0.52
Inland marshes	0.3	0.75	0.52
Salt marshes	0.3	0.55	0.52
Coniferous forest	0.8	0.3	0.49
Annual crops associated with permanent crops	0.4	0.5	0.47
Complex cultivation patterns	0.4	0.4	0.47
Land principally occupied by agriculture	0.7	0.75	0.47
Agro-forestry areas	1	0.5	0.47
Non-irrigated arable land	0.2	0.2	0.39
Permanently irrigated land	0.2	0.05	0.39
Rice fields	0.2	0.05	0.39
Pastures	0.3	0.2	0.39
Continuous urban fabric	0.1	0.05	0.23
Discontinuous urban fabric	0.3	0.3	0.23
Industrial or commercial units	0.1	0.05	0.23
Road and rail networks	0.3	0.25	0.23
Port areas	0.3	0	0.23
Airports	0.3	0	0.23
Mineral extraction sites	0.3	0.05	0.23
Dump sites	0.05	0	0.23
Green urban areas	0.3	0.25	0.23
Sport and leisure facilities	0.3	0.05	0.23
Vineyards	0.4	0.6	0.2
Burnt areas	0.3	0.2	0.13

FIGURE 25 – Classe d’occupation du sol et indice de nidification et ressources florales pour le modèle d’InVEST [Wentling et al., 2021]

D Tableau de données brutes de la modélisation du service de pollinisation

Scénario	Min	Max	Moyenne	Ecart-type
SCN0	0,0439	0,249	0,0558	0,0348
SCN1	0,0465	0,2697	0,0649	0,0489
SCN2	0,0495	0,2638	0,0677	0,0521
SCN3	0,0454	0,2621	0,0618	0,0443
SCN4	0,0483	0,2694	0,0666	0,0493
SCN5	0,0478	0,26	0,0642	0,0483
SCN6	0,0475	0,2772	0,0686	0,0536
SCN7	0,0461	0,2731	0,066	0,0507
SCN8	0,0478	0,2769	0,0693	0,0547
SCN9	0,059	0,3515	0,1025	0,0839

TABLE 18 – Tableau de données brutes de la modélisation du service de pollinisation

E Facteur LS de l'équation de USLE [Sharp et al., 2021]

Le facteur LS est développé par Desmet et Govers en 1996. La formule suivante est valable pour une surface à deux dimensions :

$$LS_i = S_i \frac{(A_{i-in} + D^2)^{m+1} - A_{i-in}^{m+1}}{D^{m+2} \cdot x_i^m \cdot (22.13)^m} \quad (27)$$

Où :

- S_i : facteur de pente pour la cellule i calculé en fonction des radians de pente θ
$$S = 10.8 \cdot \sin(\theta) + 0.03 \text{ où } \theta < 9\% \quad (28)$$
$$S = 16.8 \cdot \sin(\theta) - 0.50, \text{ où } \theta \geq 9\% \quad (29)$$
- A_{i-in} : zone contributive (m^2) à l'entrée d'une maille calculée à partir de la méthode *Multiple-Flow Direction*
- D : résolution du raster (dimension du pixel)
- x_i : le facteur de longueur de la traversée du pixel
- m : facteur exposant de longueur

Dans le cadre de ce modèle, afin de limiter la surrestimation du facteur LS, les longueurs de pentes sont plafonnées à 122m. Le facteur m prend les valeurs suivantes selon les pentes :

- $m = 0.2$ pour une pente $\leq 1\%$
- $m = 0.3$ pour $1\% < \text{pente} \leq 3.5\%$
- $m = 0.4$ pour $3.5\% < \text{pente} \leq 5\%$
- $m = 0.5$ pour $5\% < \text{pente} \leq 9\%$
- $m = \beta / (1 + \beta)$ où $\beta = \sin \theta / 0.0986 / (3 \sin \theta^{0.8} + 0.56)$ pour une pente $\geq 9\%$

F Tables des facteurs utilisés dans l'équation USLE

	Average OMC	OMC<2%	OMC>2%
Clay	0.22	0.24	0.21
Clay loam	0.3	0.33	0.28
Coarse sandy loam	0.07	0.07	0.07
Fine sand	0.08	0.09	0.06
Fine sandy loam	0.18	0.22	0.17
Heavy clay	0.17	0.19	0.15
Loam	0.3	0.34	0.26
Loamy fine sand	0.11	0.15	0.09
Loamy sand	0.04	0.05	0.04
Loamy very fine sand	0.39	0.44	0.25
Sand	0.02	0.03	0.01
Sandy clay loam	0.2	0.2	0.2
Sandy loam	0.13	0.14	0.12
Silt loam	0.38	0.41	0.37
Silty clay	0.26	0.27	0.26
Silty clay loam	0.32	0.35	0.3
Very fine sand	0.43	0.46	0.37
Very fine sandy loam	0.35	0.41	0.33

TABLE A-1 – Valeur du facteur K de l'équation USLE selon la quantité de matière organique [Stone and Hilborn, 2012]. Ces données doivent être multipliées par 0,1317 pour convertir les unités américaines en [tonnes.ha.h/ha.MJ.mm]

G Facteur LS de l'équation de USLE

Succession de trois cultures		Toutes régions agricoles		Région Limoneuse		Gabriels et al., 2003	Verstraeten et al., 2001	
		Labour d'automne	Labour de printemps	Labour d'automne	Labour de printemps			
Facteur C	Betterave-Froment-PdT	B-F-PdT	0.44	0.44	0.41	0.42	0.28	0.31
		PdT-F-B	0.44	0.44	0.42	0.42		
	Betterave-Froment-Mais	B-F-M	0.44	0.44	0.41	0.41	0.29	X
		M-F-B	0.44	0.45	0.41	0.41		
	Betterave-Froment-Lin	B-F-L	0.46	0.47	0.44	0.45	X	X
		L-F-B	0.46	0.46	0.44	0.44		
	Mais-Froment-PdT	M-F-PdT	0.50	0.51	0.48	0.49	0.39	0.38
		PdT-F-M	0.50	0.49	0.48	0.48		
	PdT-Escourgeon-Betterave	X	0.41	0.41	0.39	0.39	0.28	X
	Lin-Escourgeon-Betterave	X	0.43	0.43	0.41	0.41	X	X
	PdT-Escourgeon-Mais	X	0.47	0.47	0.45	0.45	0.39	X
	Escourgeon-PdT-Froment	E-PdT-F	0.43	0.42	0.41	0.40	X	X
		F-PdT-E	0.43	0.42	0.41	0.40		
	Escourgeon-Lin-Froment	E-L-F	0.45	0.44	0.43	0.42	X	X
		F-L-E	0.45	0.44	0.43	0.42		
	Escourgeon-Colza-Froment	Toutes combinaisons	0.38		X	X	X	X
	Froment-Escourgeon-Betterave	X	0.37	0.37	0.34	0.33	X	0.26
	Froment-Escourgeon-Mais	X	0.43	0.43	0.41	0.40	0.32	0.41

FIGURE A-1 – Tableau résumant la valeur du facteur C pour des rotations à 3 cultures provenant de [Biolders et al., 2012]

H Érosivité des pluies : méthodologie

Les données pluviométriques utilisées pour caractériser l'érosivité des pluies sur le bassin versant proviennent de la station météo située à Lonzée. Lonzée se trouve à +/- 10 kms de Chastre. Des données de l'année 2014, 2015, 2016 et 2017 avec un pas de temps de 30 minutes sont utilisées.

La méthode de [Brown and Foster, 1987] est utilisée pour calculer l'érosivité des pluies au cours d'une année.

$$R = \sum_{k=1} (EI_{30})_k \quad (30)$$

Où,

- R : Érosivité des pluies cumulées sur une année [$\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$]
- EI_{30} : Érosivité liée à une pluie [$\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$].

$$EI_{30} = \left(\sum_{r=1}^0 e_r v_r \right) I_{30} \quad (31)$$

Où,

- e_r : Énergie liée à la pluie sur la période r (30 min) [$\text{MJ ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$].
- v_r : Volume de la pluie durant la période r (30 min) [mm].
- I_{30} : Intensité maximale sur une période de 30 minutes lors de l'évènement pluvieux [mm h^{-1}].

$$e_r = 0.29 [1 - 0.72 \exp(-0.05i_r)] \quad (32)$$

Où,

- i_r : Intensité de la pluie sur la période r [mm h^{-1}].

I Résultats bruts du modèle SDR d'InVEST pour les 10 scénarios

Scénario	USLE [t/ha.an]	Sédiments exportés [t/ha.an]
SCN0	26,09	1,93
SCN1	25,52	1,83
SCN2	25,02	1,80
SCN3	25,72	1,85
SCN4	25,22	1,72
SCN5	25,63	1,84
SCN6	25,45	1,80
SCN7	25,43	1,81
SCN8	25,73	1,81
SCN9	21,91	1,42

Scénario	Rétention de sédiments [t/ha.an]	Déposition de sédiments [t/ha.an]
SCN0	4,67	24,08
SCN1	4,77	23,61
SCN2	4,80	23,14
SCN3	4,75	23,79
SCN4	4,88	23,42
SCN5	4,76	23,71
SCN6	4,80	23,57
SCN7	4,79	23,54
SCN8	4,79	23,85
SCN9	5,18	20,41

TABLE A-2 – Résultats bruts des dix scénarios (USLE, sédiments exportés, rétention en sédiments et dépositions de sédiments)

J Résultats bruts du modèle SDR d'InVEST pour les 10 scénarios

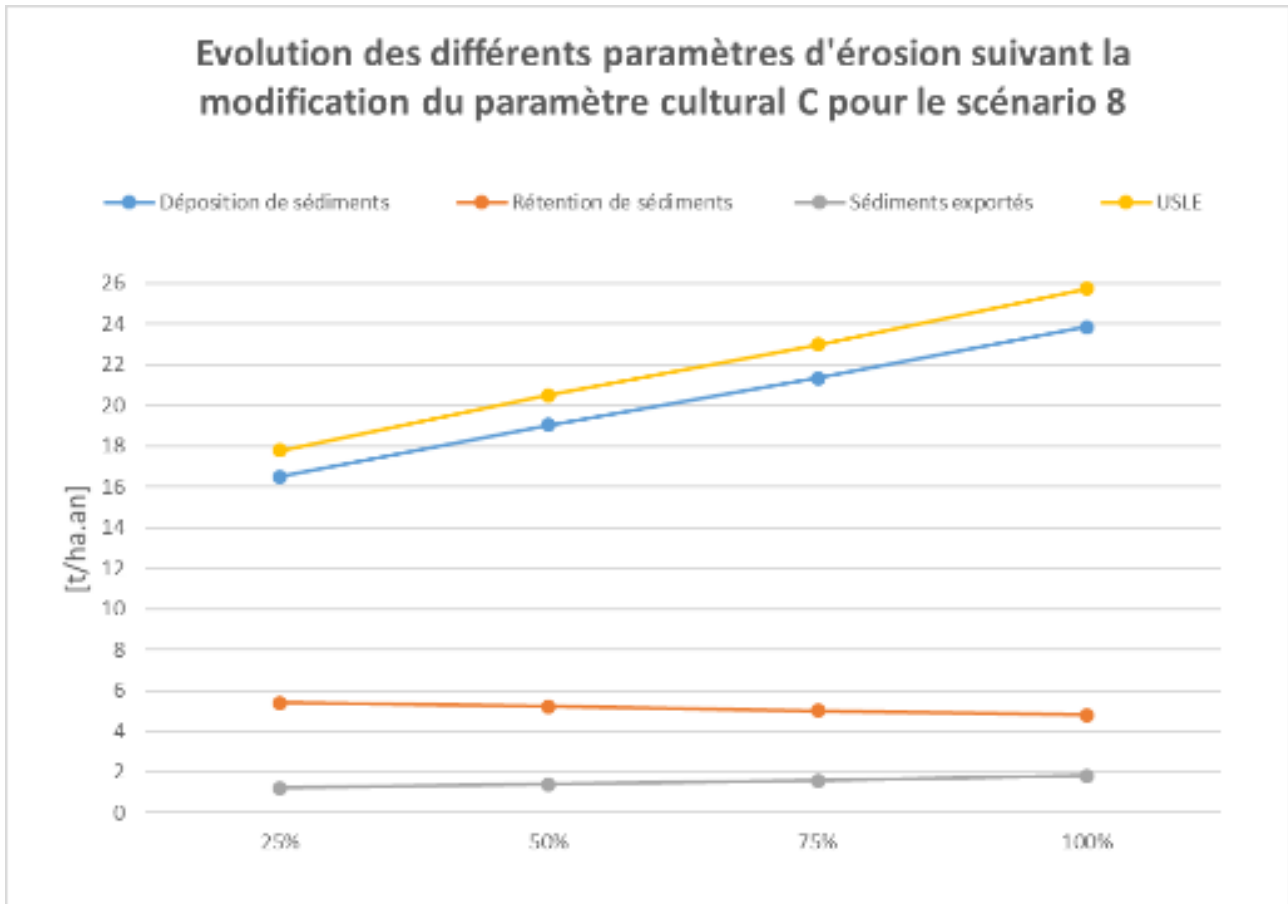


FIGURE A-2

K Etude de sensibilité du paramètre SDR_{max}

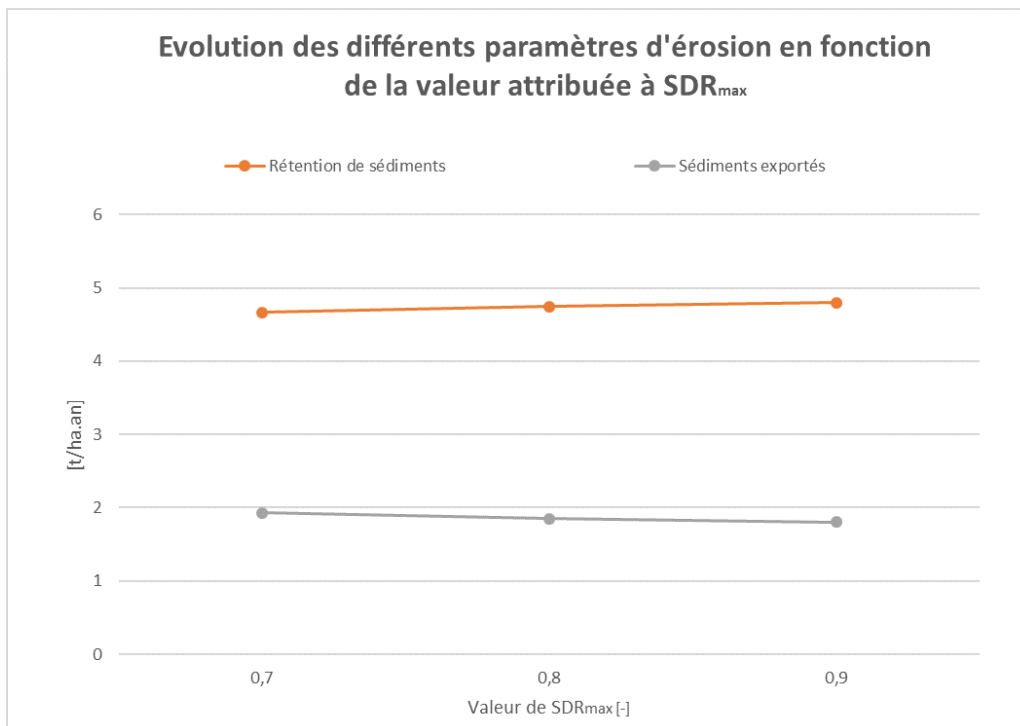


FIGURE A-3

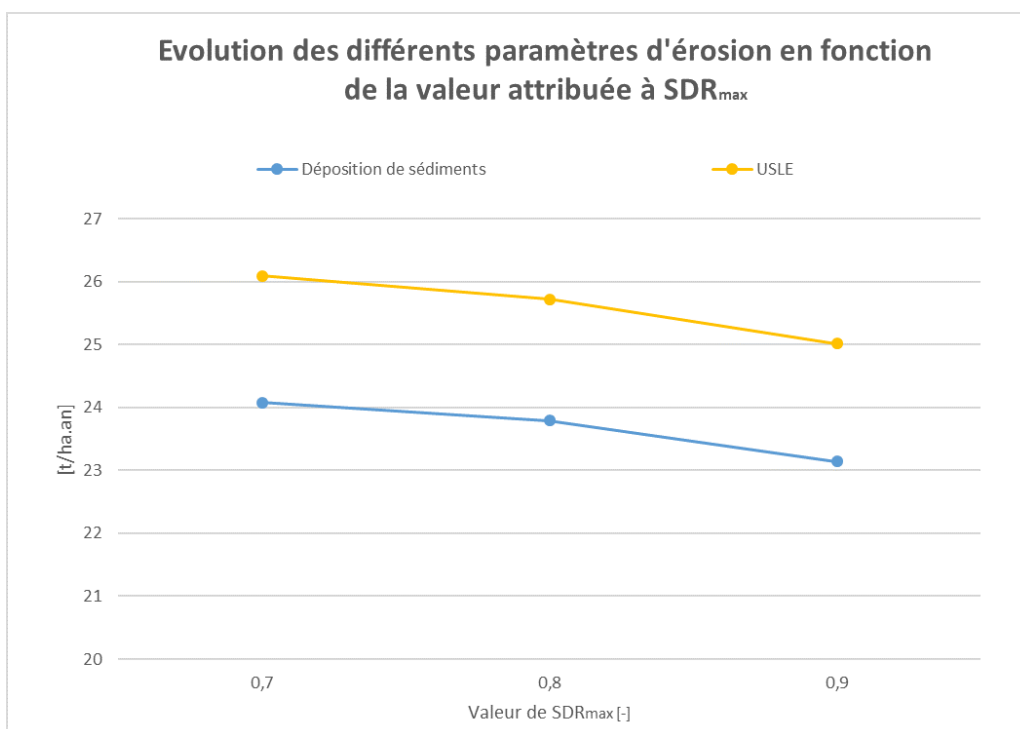


FIGURE A-4

L Etude de sensibilité du paramètre IC_0

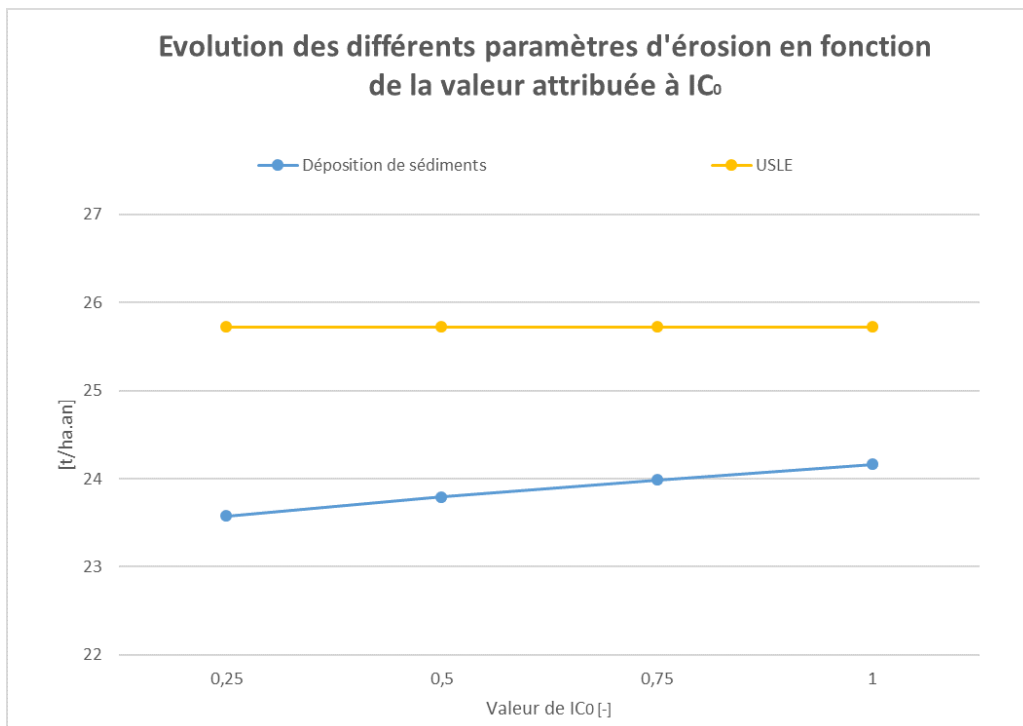


FIGURE A-5

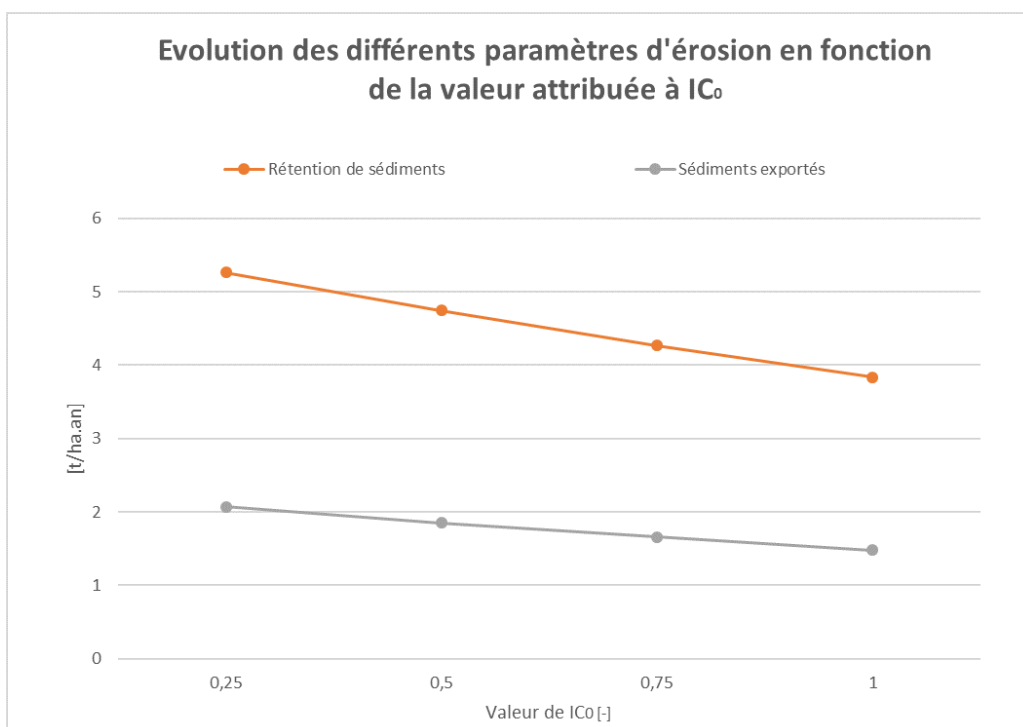


FIGURE A-6

M Etude de sensibilité du paramètre k

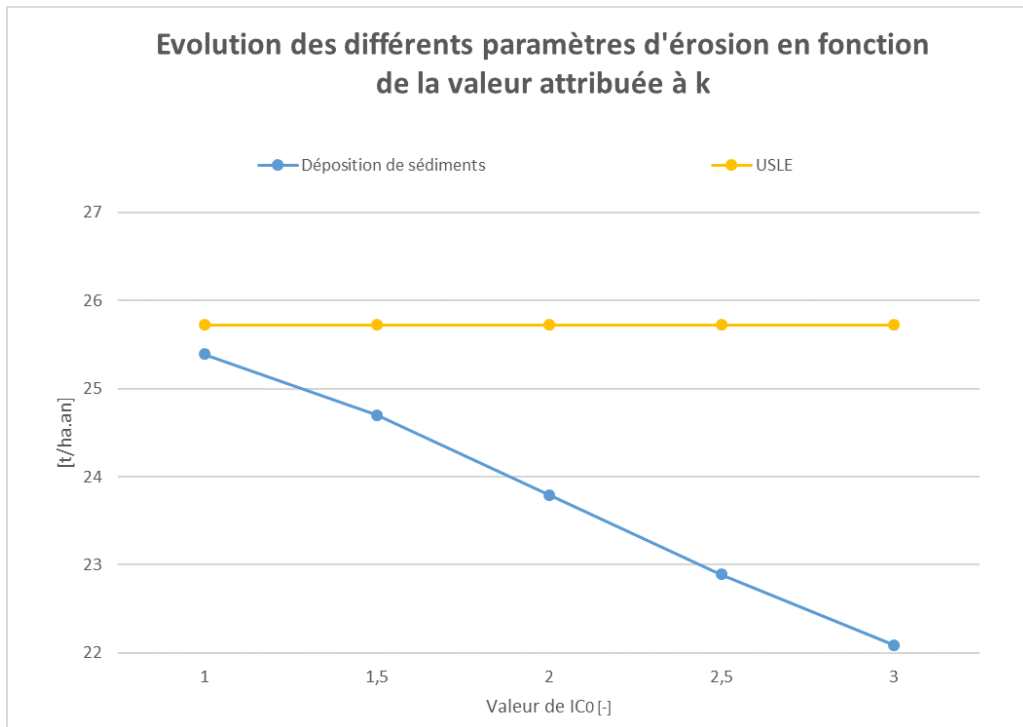


FIGURE A-7

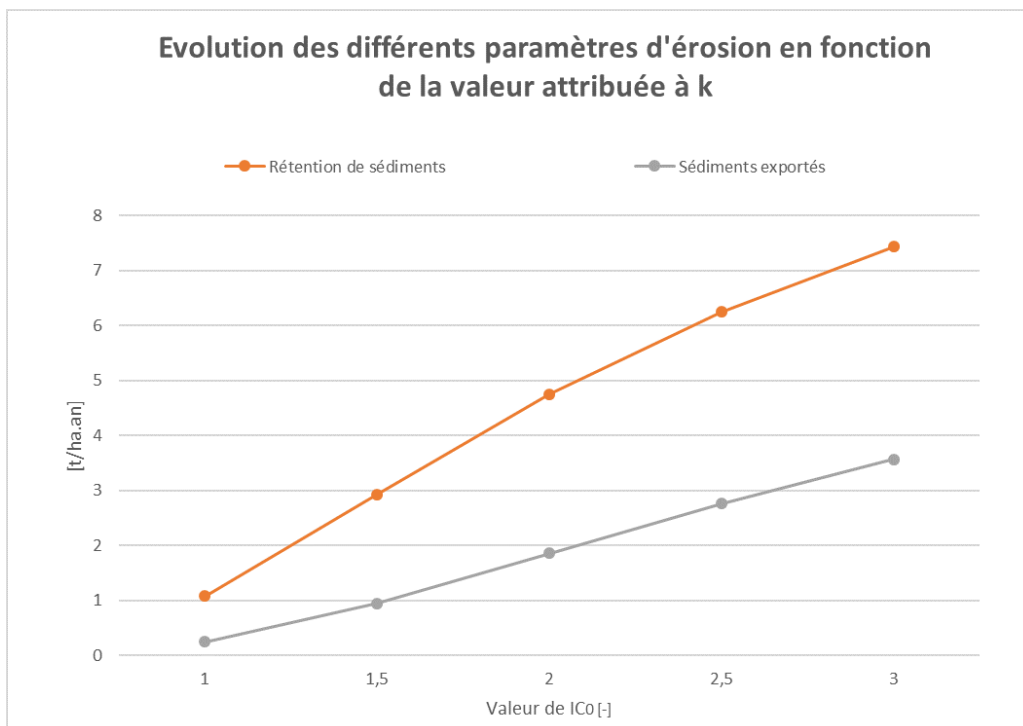


FIGURE A-8

N Résultats du modèle Landsoil obtenu dans le travail de [Cantreul, 2020]

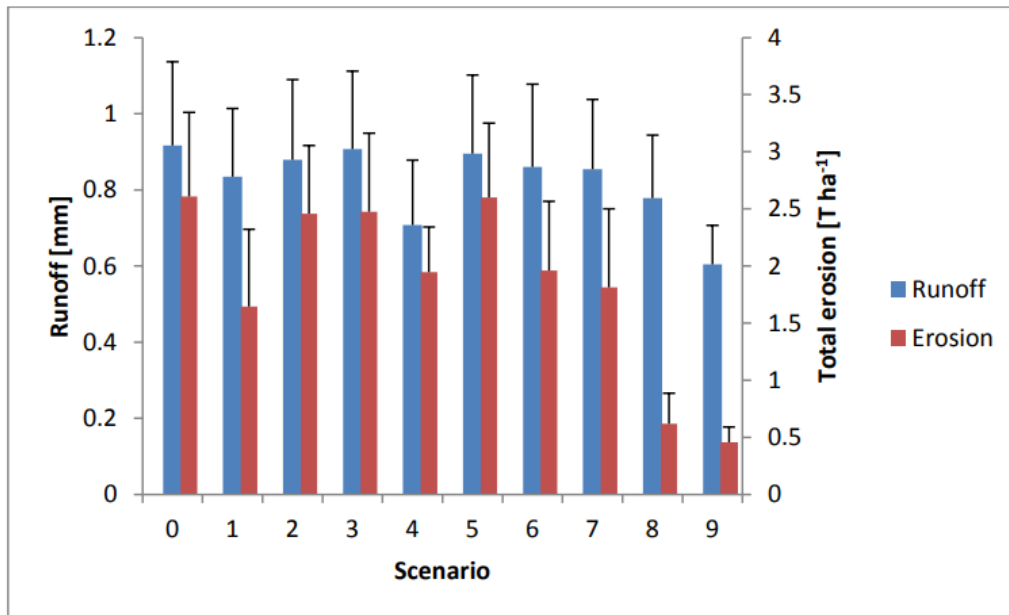


FIGURE A-9 – Période de retour de 2 ans

O Résultats du modèle Landsoil obtenu dans le travail de [Cantreul, 2020]



FIGURE A-10 – Photo utilisée dans le cadre du questionnaire pour illustrer les cultures (provenant de ValBiom)



FIGURE A-11 – Photo utilisée dans le cadre du questionnaire pour illustrer les bandes boisées (provenant de NatAgriWal.be)



FIGURE A-12 – Photo utilisée dans le cadre du questionnaire pour illustrer les bandes enherbées (provenant de giser.be)



FIGURE A-13 – Photo utilisée dans le cadre du questionnaire pour illustrer les haies (provenant de 'le Sillon belge')



FIGURE A-14 – Photo utilisée dans le cadre du questionnaire pour illustrer les fascines (photo personnelle)

P Coûts des différents aménagements et de la maintenance [Cantreul, 2020]

Aménagements	Coûts d'installation	Maintenance	Fréquence de maintenance	Temps de vie
Bandes ou chenaux enherbés	Entre 283 et 417 €/ha	Tonte + nettoyage si envasement	1 an	Persistant
Bandes boisées	3600 €/ha	Fauchage entre les rangs la première année + contrôle des arbustes	Plusieurs années	Persistant
Haies	Entre 10 et 15€/ml	Taillage	Entre 1 et 8 ans	Persistant
Fascines mortes	Entre 15 et 21€/ml	Compaction des branches	Régulièrement	De 2 à 4 ans

TABLE A-3 – Coûts des différents aménagements et de la maintenance [Cantreul, 2020]

Q Résumé des notes des différents SE pour les différents scénarios

SE	SCN0	SCN1	SCN2	SCN3	SCN4	SCN5	SCN6	SCN7	SCN8	SCN9
Pollinisation	5,0	7,5	8,5	6,5	8,1	7,3	8,8	7,9	9,0	10,0
Séquestration de carbone	/	3,2	4,4	1,6	9,0	3,9	4,6	3,3	5,4	10,0
Production agricole	10,0	7,0	5,5	8,4	6,7	9,0	5,5	6,4	1,5	0,0
Attractivité du paysage	5,0	5,0	5,0	6,0	9,0	8,0	6,0	6,0	7,0	10,0
Erosion	5,0	6,9	9,0	6,1	8,2	6,5	7,2	7,3	6,1	10,0

TABLE A-4 – Résumé des notes des différents SE pour les différents scénarios