

Faculté des bioingénieurs

Un indice de qualité des sols en tant qu'outil d'orientation de l'aménagement du territoire

Approche cartographique pour évaluer
les services écosystémiques

Auteur : Antoine Sulon

Promoteurs : Yannick Agnan, Alain Malherbe

Lecteur-ices : Marie Pairon, Alexandre Bossard

Année académique 2025-2026

Mémoire de fin d'études présenté en vue de l'obtention du diplôme de Bioingénieur en sciences et technologies de l'environnement, à finalité spécialisée

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier mes promoteurs pour leur accompagnement tout au long de ce mémoire.

Merci Yannick, pour les nombreuses réunions, l'environnement de travail sain et stimulant, le regard critique et juste, ainsi que pour la confiance accordée tout au long de ce travail. Tes remarques m'ont poussé à préciser ma réflexion, à dépasser mes doutes et à aller plus loin dans l'analyse. Merci aussi pour les bouts de chocolat et pour avoir proposé un sujet qui me correspond.

Merci Monsieur Malherbe, pour les échanges constructifs, qui m'ont permis de prendre du recul sur mon mémoire et de l'inscrire dans une réflexion plus large sur l'aménagement du territoire. Vos conseils ont enrichi ce travail et ont renforcé mon envie de poursuivre dans ce domaine.

Je remercie également les membres de mon jury. Merci Madame Pairon, pour votre confiance, les échanges enrichissants et le temps consacré à la lecture de ce mémoire. Merci Monsieur Bossard, pour votre confiance, pour avoir accepté de lire ce travail malgré la distance, et pour votre participation à mon jury.

Merci à la cellule PEPS pour l'attention portée à mon parcours, pour l'écoute, l'accompagnement et le cadre mis en place afin de faciliter la réalisation de ce mémoire.

Merci également à l'Orchestrakot, qui a constitué une pause précieuse au cours de ces années d'études. Les rencontres, les répétitions, les projets partagés, mais aussi les moments de travail en bibliothèque, ont accompagné de manière importante la réalisation de ce mémoire.

Merci à mes ami·e·s pour leur présence pendant ces années d'études et durant ce mémoire, dans les moments de travail, de doute, mais aussi dans les moments plus légers.

Merci à Alice pour ses relectures attentives de ce mémoire, pour son regard aiguisé et pour sa capacité à m'aider pour faire émerger plus clairement le message que je souhaitais transmettre. Merci également pour les nombreuses questions qu'elle m'a posées, qui m'ont poussé à remettre en question ma réflexion, à clarifier mes idées et à approfondir les connaissances mobilisées dans ce travail.

Merci à ma famille pour sa présence, son soutien et sa confiance tout au long de mon parcours. Même suivi parfois de loin, ces années d'études ont toujours été accompagnées par votre appui.

CRediT

CRediT	Antoine Sulong	Contributeurs·ices	Intelligence artificielle
Conceptualisation	X	Y. Agnan	X
Méthodologie	X	Y. Agnan	
Investigation	X	Y. Agnan	X
Analyse formelle	X		
Validation	X	Y. Agnan	
Rédaction – version originale	X		X
Rédaction – révision et édition	X	Y. Agnan	X
Visualisation	X		X
Supervision		Y. Agnan, A. Malherbe	

Dans le respect des principes de responsabilité, d'authenticité et de transparence encadrant l'usage des intelligences artificielles génératives à l'UCLouvain¹, plusieurs outils ont été mobilisés de manière ponctuelle comme instruments d'assistance au cours de la réalisation de ce mémoire. ChatGPT, Perplexity, Claude et Consensus ont notamment été utilisés pour l'aide à la reformulation, à la structuration de certains passages, à la clarification de raisonnements, à la recherche exploratoire de sources, ainsi qu'à l'amélioration de la lisibilité du texte. L'intelligence artificielle générative a également été utilisée ponctuellement pour l'adaptation ou la modification de certaines images et illustrations².

Les propositions générées par ces outils n'ont pas été reprises automatiquement. Elles ont fait l'objet d'une relecture critique, d'une vérification, d'une adaptation et d'une validation par l'auteur. Les sources bibliographiques mentionnées dans le mémoire ont été consultées et vérifiées indépendamment. L'auteur demeure seul responsable du contenu, des choix méthodologiques, des analyses, des interprétations et de la version finale du travail. L'intelligence artificielle n'a pas été considérée comme auteure du mémoire.

¹ Cette déclaration s'appuie sur les lignes directrices de l'UCLouvain relatives à l'usage des intelligences artificielles génératives, qui rappellent notamment les principes de base, ainsi que sur les lignes directrices facultaires de l'EPL utilisées comme document de référence complémentaire. Voir les documents officiels consultés (<https://www.uclouvain.be/fr/ia/documents>).

² Figure 1 et Figure 15.

Table des matières

Remerciements	i
CRediT	ii
Table des matières	iii
Liste des sigles et abréviations	v
Liste des figures	vii
Liste des tableaux	viii
Liste des encarts	ix
1. Introduction	1
2. État de l’art.....	2
2.1. Urbanisation, artificialisation et enjeux de sobriété foncière.....	2
2.1.1. Une transformation majeure des territoires : l'urbanisation.....	2
2.1.2. Processus d'étalement urbain	3
2.1.3. Moteurs de l'étalement urbain.....	4
2.1.4. Conséquences environnementales et territoriales de l'étalement urbain	5
2.1.5. Planification territoriale face à l'artificialisation des sols.....	6
2.2. Sols urbains et périurbains au prisme des services écosystémiques.....	7
2.2.1. Sols urbains : définition, origine anthropique et hétérogénéité	7
2.2.2. Sols en milieu périurbain : entre pressions urbaines et potentiel écologique	9
2.2.3. Des fonctions écologiques aux services écosystémiques	9
2.2.4. Évaluer et cartographier les services écosystémiques	11
2.2.5. Intégrer les services écosystémiques dans l'aménagement du territoire	13
2.3. Évaluer la qualité des sols pour orienter l'aménagement du territoire.....	13
2.3.1. Qualité et santé des sols : distinction conceptuelle.....	13
2.3.2. Des indicateurs aux indices de qualité des sols	14
2.3.3. Indice de Qualité des Sols Wallons comme cadre de référence	16
2.3.4. De l'indice à la carte : outils et données pour la spatialisation de la qualité des sols	17
2.3.5. Limites de l'opérationnalisation territoriale des indices de qualité des sols	18
3. Objectif et démarche	20
4. Matériels et méthodes	22
4.1. Site d'étude.....	22
4.1.1. Région wallonne	22
4.1.2. Commune.....	23
4.2. Sources de données et outils mobilisés	24
4.3. Inventaire des données géographiques.....	25
4.4. Traitement des données géographiques.....	26
4.5. Élaboration des cartes d'indicateurs à partir de données géographiques	27

4.6. Analyse qualitative de l'incertitude et validation.....	28
4.7. Agrégation des indicateurs par service écosystémique.....	28
4.8. Analyse du potentiel opérationnel de l'outil pour l'aménagement du territoire	29
5. Résultats et discussion	30
5.1. Inventaire et sélection des données géographiques	30
5.1.1. Données géographiques transversales	30
5.1.2. Production alimentaire et de biomasse.....	31
5.1.3. Régulation du cycle de l'eau.....	33
5.1.4. Habitat pour la biodiversité	34
5.1.5. Stockage du carbone	38
5.1.6. Archivage du patrimoine	39
5.2. Cartographie et agrégation des indicateurs par service écosystémique.....	40
5.2.1. Production alimentaire et de biomasse.....	40
5.2.2. Régulation du cycle de l'eau	46
5.2.3. Habitat pour la biodiversité	50
5.2.4. Stockage du carbone	51
5.2.5. Archivage du patrimoine	55
5.2.6. Choix de conception et modalités d'usage de l'outil	56
5.3. Analyse du potentiel opérationnel de l'outil pour l'aménagement du territoire	59
5.3.1. Ancrage juridique	60
5.3.2. Intégration dans les instruments d'aménagement et d'urbanisme	61
5.3.3. Appropriation par les parties prenantes.....	68
6. Conclusion et perspectives	72
Références.....	75
Annexes	87

Liste des sigles et abréviations

AWaP	Agence Wallonne du Patrimoine
BDES	Banque de Données de l'État des Sols
CARBIOSOL	CARbone - BIOlogique - SOL
CATU	Conseiller en Aménagement du Territoire et Urbanisme
CEC	Capacité d'Échange Cationique
CICES	<i>Common International Classification of Ecosystem Services</i>
CNSW	Carte Numérique des Sols de Wallonie
CoDT	Code du Développement Territorial
CoPat	Code wallon du Patrimoine
COS	Carbone Organique du Sol
CPAS	Centre Public d'Action Sociale
CPDT	Conférence Permanente de Développement Territorial
CRA-W	Centre wallon de Recherches agronomiques
DEGURBA	Degree of Urbanisation
DG ENV	Direction générale de l'environnement (<i>Directorate-General for Environment</i>)
DG RTD	Direction générale de la recherche et de l'innovation (<i>Directorate-General for Research and Innovation</i>)
EEA	Agence européenne pour l'environnement (<i>European Environment Agency</i>)
ERC	Éviter-Réduire-Compenser
ERRUISSOL	ERosion – RUISSellement – SOL
ESRI	Environmental Systems Research Institute
Eurostat	Office statistique de l'Union européenne
FAO	Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (<i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i>)
FOEN	Office fédéral de l'environnement (<i>Federal Office for the Environment</i>)
FWB	Fédération Wallonie-Bruxelles
INRAE	Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement
IPRFW	Inventaire Permanent des Ressources Forestières de Wallonie
IQS / SQI	Indice de Qualité des Sols (Soil Quality Index)
IQSW	Indice de Qualité des Sols Wallons
IWEPS	Institut Wallon de l'Évaluation, de la Prospective et de la Statistique

MAES	<i>Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services</i>
MEA	<i>Millennium Ecosystem Assessment</i>
NDVI	Indice de végétation normalisé (<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>)
NVE	<i>Nature Value Explorer</i>
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques (<i>Organisation for Economic Co-operation and Development</i>)
RACER	<i>Relevant, Accepted, Credible, Easy to monitor, Robust</i>
SAR	Sites À Réaménager
SAU	Superficie Agricole Utilisée
SDC	Schéma de Développement Communal
SDT	Schéma de Développement du Territoire
SIG	Systèmes d'Information Géographique
SIGEC	Système Intégré de Gestion et de Contrôle
SOL	Schéma d'Orientation Local
SPW	Service Public de Wallonie
SPW ARNE	SPW Agriculture, Ressources naturelles et Environnement
UN	Nations Unies (United Nations)
UNESCO	Organisation des Nations unies pour l'éducation, la science et la culture (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization)
UN-Habitat	Programme des Nations unies pour les établissements humains (<i>United Nations Human Settlements Programme</i>)
VITO	Institut flamand de recherche technologique (<i>Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek</i>)
VNP	Végétation Naturelle Potentielle
Wal-ES	Plateforme wallonne sur les services écosystémiques (<i>Walloon Platform on Ecosystem Services</i>)
WALOUS	WALlonie Occupation et Utilisation du Sol
ZACC	Zone d'Aménagement Communal Concerté
ZAN	Zéro Artificialisation Nette

Liste des figures

Figure 1. Limites planétaires liées au changement d'affectation des terres. Source : Sakschewski et al. (2025)	1
Figure 2. Part de la population vivant en zones urbaines et rurales dans le monde. Source : Ritchie et al. (2025) & UN-Habitat (2022)	2
Figure 3. Approche multivariée de l'étalement urbain. Source : Grandjean et al. (2022)	3
Figure 4. Les différentes catégories de terrains. Source : Lorquet et al. (2020)	5
Figure 5. Diversité des sols rencontrés en milieu urbain, organisés selon un gradient d'anthropisation. Source : Schwartz (2024)	8
Figure 6. La vision dite « en cascade » des relations entre propriétés, processus, fonctions, services écosystémiques et bénéfices. Source : Greiner et al. (2017)	10
Figure 7. Différence entre un sol sableux (Sol A) et un sol limoneux (Sol B) en termes de qualité et de potentiel, à partir de l'exemple de l'infiltration. Source : Figure adaptée de Cousin et al. (2025)	14
Figure 8. Diagramme de flux illustrant les étapes de construction de l'indice de qualité du sol et les méthodes alternatives comparées pour chacune d'elles. Source : Adapté de Andrews et al. (2002) et Rabot et al. (2017)	15
Figure 9. Démarche du mémoire.	20
Figure 10. Densité de population. Source : IWEPS (2025)	22
Figure 11. Occupation du sol en Wallonie et répartition surfacique des classes d'occupation. Source : SPW (2025a)	23
Figure 12. Typologie DEGURBA des communes wallonnes au 01/01/2021. Source : Charlier (2023)	23
Figure 13. Répartition du foncier public en friche par acteur majeur. Source : Dupont et al. (2023)	24
Figure 14. Évaluation des fonctions du sol. Source : Greiner et al. (2017)	27
Figure 15. Sous-services écosystémiques du service de régulation du cycle de l'eau. Source : Adapté de Brady & Weil (2016)	33
Figure 16. Capacité d'échange cationique du sol (CEC_{sol}) estimée à l'échelle wallonne, utilisée comme indicateur du potentiel de fertilité chimique.	41
Figure 17. Écogramme d'aptitude du hêtre commun. Source : Fichier écologique des essences	43
Figure 18. Potentiel stationnel pour la production sylvicole en Wallonie, établi à partir des niveaux hydrique et trophique du Fichier écologique des essences.	44
Figure 19. Indice de battance à l'échelle wallonne.	47
Figure 20. Rapport COS/argile.	52
Figure 21. Stock de carbone organique du sol (COS) issu du raster CARBIOSOL (a) et valeurs associées au parcellaire agricole SIGEC (b).	54

Liste des tableaux

Tableau 1. Tableau des services écosystémiques et sous-services écosystémiques de l'IQSW. Source : IQSW.....	16
Tableau 2. Services écosystémiques et sous-services considérés dans le cadre du mémoire.	21
Tableau 3. Correspondance entre les classes d'aptitude stationnelle et les scores de l'indicateur de production sylvicole	45
Tableau 4. Scoring de la réserve utile en eau du sol selon la disponibilité en eau pour les plantes. Source : adapté de Mukherjee et Lal (2014)	48
Tableau 5. Classification du stock de carbone organique du sol (COS). Source : Mukherjee et Lal (2014)	53
Tableau 6. Classification du rapport COS/argile selon la qualité structurale attendue du sol. Source : Johannes et al. (2017)	53

Liste des encarts

Encart 1. NVE et matrice des capacités : des outils utiles, mais encore partiellement opérationnels	12
---	----

1. Introduction

Les changements d'affectation des terres constituent aujourd'hui une pression majeure sur les écosystèmes (Sakschewski et al., 2025). À l'échelle globale, la déforestation (Figure 1), l'expansion agricole, l'urbanisation, le développement des infrastructures et la fragmentation des habitats participent à la dégradation des milieux naturels. Ces transformations compromettent la capacité de la Terre à maintenir certaines fonctions écologiques essentielles, telles que la régulation du climat et le maintien de la biodiversité, et, par extension, les services écosystémiques qui en dépendent.

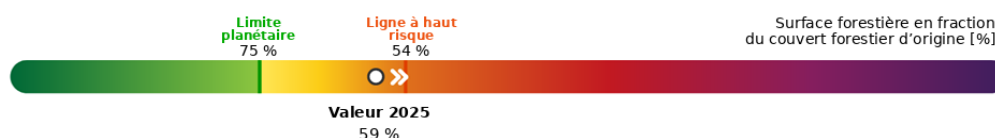


Figure 1. Limites planétaires liées au changement d'affectation des terres. Source : Sakschewski et al. (2025)

Dans ce contexte, les sols occupent une place centrale. Ils constituent le support de nombreuses activités humaines, mais assurent également des fonctions écologiques essentielles, notamment la production de biomasse, la régulation du cycle de l'eau, le stockage du carbone ou encore l'accueil de la biodiversité. Or, si le sol constitue une ressource réutilisable, il ne peut pas être considéré comme renouvelable à l'échelle des temps humains : les activités humaines sont en effet susceptibles de le dégrader bien plus rapidement que les processus naturels ne permettent sa reconstitution (Amundson et al., 2015). Cette pression est particulièrement sensible dans les espaces périurbains, où l'urbanisation, la transformation des usages du sol et les enjeux de gestion environnementale se rencontrent (Sahana et al., 2023).

En Wallonie, ces enjeux rejoignent le constat de Marquard et al. (2020), pour qui il est crucial de sensibiliser davantage à la rareté des terres en général, et à la diversité de leurs qualités en particulier. L'aménagement du territoire est donc concerné par la manière dont les sols sont pris en compte dans les décisions de planification, d'urbanisation ou de préservation. Or, évaluer un sol ne revient pas uniquement à décrire ses propriétés : il s'agit aussi d'interpréter ses capacités d'usage et les facteurs susceptibles d'en limiter la mise en valeur (Genot et al., 2009).

Ce mémoire vise donc à développer et à évaluer une approche cartographique de la qualité des sols fondée sur des données géographiques disponibles à l'échelle wallonne, afin d'en tester la portée opérationnelle pour orienter l'aménagement du territoire à l'échelle communale en milieu périurbain. Le défi central réside dans le passage d'une évaluation fondée sur des données de terrain à une évaluation fondée sur des données géographiques disponibles à grande échelle et utilisées comme proxys des propriétés du sol. Ce changement de paradigme constitue le cœur de la démarche, qui porte sur la faisabilité d'un tel outil d'aide à la décision territoriale et non sur sa production. Concrètement, la démarche se décline en quatre temps : inventaire des données géographiques mobilisables comme proxys, production et analyse critique de cartographies d'indicateurs pédologiques, agrégation de ces indicateurs par service écosystémique, et évaluation de la portée opérationnelle de l'outil à l'échelle communale.

2. État de l'art

2.1. Urbanisation, artificialisation et enjeux de sobriété foncière

2.1.1. Une transformation majeure des territoires : l'urbanisation

Parmi les transformations les plus marquantes de l'histoire contemporaine figure le basculement progressif d'une population majoritairement rurale vers un mode de vie urbain. Ce basculement s'est opéré au début du XXI^e siècle : entre 2006 et 2008, la proportion de la population mondiale vivant en milieu urbain a dépassé 50 % (Ritchie et al., 2025). En 2023, 57 % de la population mondiale vivait en ville, et les projections atteignent 68 % à l'horizon 2050 (UN-Habitat, 2022), comme l'illustre la Figure 2.

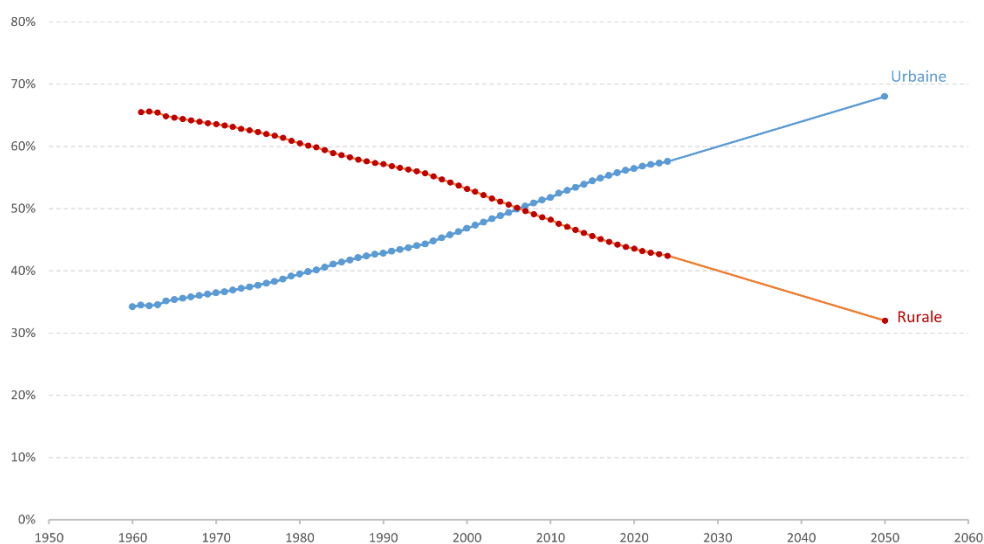


Figure 2. Part de la population vivant en zones urbaines et rurales dans le monde. Source : Ritchie et al. (2025) & UN-Habitat (2022)

À l'échelle mondiale, les projections indiquent que l'urbanisation sera principalement portée par l'Asie et l'Afrique, où la croissance démographique reste importante. En Europe, la transition urbaine est plus ancienne : dès les années 1960, la majorité de la population vivait déjà en milieu urbain. En milieu urbain, cette proportion a continué à augmenter pour atteindre près de 75 % en 2024, contre environ 25 % en milieu rural, une tendance également observée en Belgique (Ritchie et al., 2025).

L'urbanisation demeure une notion discutée, dont la définition varie selon les institutions, les contextes nationaux, les critères retenus pour distinguer l'urbain du rural, ainsi que selon les disciplines. Dans ce contexte, le rapport récent des Nations Unies, *World Urbanization Prospects* (proposant des estimations et des projections de la population urbaine et rurale à l'échelle mondiale), cherche à harmoniser les critères permettant de distinguer les espaces urbains et ruraux dans les pays et territoires considérés. Parmi les notions définies dans ce cadre, l'urbanisation est entendue comme : « le processus par lequel une part croissante de la population vit dans des zones urbaines. Cette dynamique résulte à la fois des migrations

des espaces ruraux vers les villes et de la transformation progressive de certains espaces ruraux en espaces urbains » (United Nations, 2025).

Cette transformation progressive des espaces est particulièrement marquée dans les régions où la croissance démographique est forte, mais elle concerne également des territoires déjà fortement urbanisés. En Europe, l'extension des zones bâties s'est poursuivie dans de nombreuses régions, y compris dans certains espaces où la population stagnait ou diminuait (EEA & FOEN, 2016). Cela montre que l'urbanisation ne dépend pas uniquement de l'augmentation de la population, mais aussi des formes d'occupation du sol, de la spatialisation du bâti et des modes d'aménagement du territoire.

2.1.2. Processus d'étalement urbain

L'étalement urbain constitue l'une des principales traductions spatiales, et l'une des plus récentes, de ce phénomène d'urbanisation. Dans le cadre de cette approche, Grandjean et al. (2022) le définissent comme « un processus d'expansion urbaine basée sur une artificialisation foncière caractérisée par une localisation dispersée, une faible compacité et une utilisation foncière inefficace et dissipatrice ».

Cette définition met l'accent sur le caractère processuel de l'étalement urbain : l'espace artificialisé y constitue l'objet d'analyse, saisi à travers sa transformation dans le temps. À une date donnée, il peut être décrit à partir de ses dimensions d'observation : sa superficie, sa répartition spatiale et son intensité d'occupation. Leur évolution dans le temps permet d'appréhender le processus d'étalement urbain au sein d'un territoire donné.

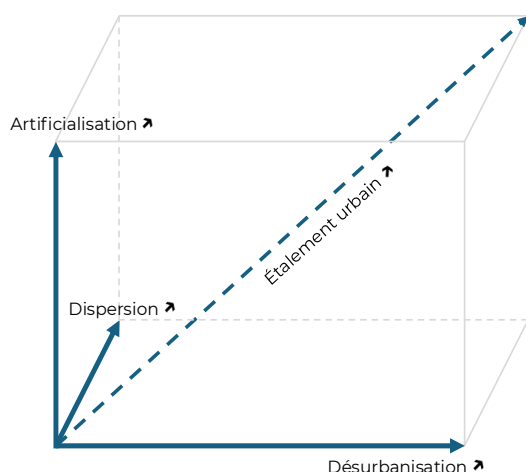


Figure 3. Approche multivariée de l'étalement urbain. Source : Grandjean et al. (2022)

Grandjean et al. (2022) associent l'évolution de ces dimensions à trois composantes cumulatives et imbriquées (Figure 3) : la désurbanisation, la dispersion et l'artificialisation.

La désurbanisation, ou désintensification, désigne un phénomène de déconcentration des populations et des activités au sein d'un territoire donné (De Keersmaecker et al., 2002). La dispersion renvoie au déploiement spatial discontinu de l'artificialisation dans le territoire. Enfin, l'artificialisation correspond à l'augmentation de la superficie des espaces artificialisés.

Cette dernière composante permet de faire le lien avec la transformation concrète des sols.

L'artificialisation des terres accompagne en effet une grande partie des activités humaines contemporaines, dans la mesure où celles-ci nécessitent des infrastructures bâties ou aménagées (EEA, 2022). Elle concerne notamment le logement, les infrastructures de mobilité, les équipements publics, les activités industrielles et logistiques, ainsi que certaines infrastructures récréatives, extractives, énergétiques ou liées à la gestion des déchets. En mobilisant le sol comme support physique pour la construction et les infrastructures, cette dynamique peut être définie comme un processus par lequel des surfaces sont retirées de leur

état naturel, forestier ou agricole pour être affectées à des usages anthropisés (IWEPS, 2024a).

Cette lecture permet de comprendre que l'étalement urbain ne se limite pas à une simple augmentation des surfaces urbanisées. Il concerne également la manière dont ces surfaces se répartissent dans l'espace et l'intensité avec laquelle elles sont occupées. L'étalement urbain combine donc une dimension quantitative, liée à l'augmentation des surfaces artificialisées, et une dimension spatiale, liée à la dispersion et à la faible compacité du développement urbain.

2.1.3. Moteurs de l'étalement urbain

L'étalement urbain résulte de l'interaction de facteurs structurels dont les causes, les manifestations et les conséquences sont souvent confondues dans la littérature (Jaeger et al., 2010). Il est pourtant utile de les identifier pour comprendre dans quelle mesure ce phénomène résulte de choix politiques, culturels et économiques accumulés sur plusieurs décennies.

En Belgique, l'étalement urbain trouve son origine dans des choix politiques et des pratiques d'aménagement antérieurs au XX^e siècle (Halleux et al., 2002). Dès la fin du XIX^e siècle, le réseau de chemins de fer vicinaux, les abonnements ouvriers à tarif réduit et la législation de 1889 sur le logement ont permis à des travailleurs agricoles de devenir ouvriers industriels sans quitter leur village, encourageant une urbanisation dispersée des campagnes (De Block & Polasky, 2011). La conception historique du foncier comme bien abondant et source légitime de plus-value a durablement façonné les comportements des ménages et les décisions des acteurs publics. Cette logique s'est traduite concrètement, lors de l'élaboration des plans de secteur dans les années 1960-1970, par un surdimensionnement massif des zones constructibles, fondé sur des projections démographiques qui se sont révélées exagérément ambitieuses (Vandermotten, 1998), sous l'influence des lobbies et de l'intérêt des particuliers (Dubois, 2005). Les objectifs écologiques n'étaient alors envisagés que de manière marginale et subordonnés à une logique de croissance, plutôt que comme des finalités à part entière de l'aménagement (Halleux et al., 2002). Cette abondance foncière, combinée à la politique rémanente d'aide à l'accession à la propriété individuelle inaugurée par la loi de 1889, a ancré durablement le modèle du pavillon périurbain comme norme résidentielle.

En Wallonie, la fonction résidentielle représentait, entre 2012 et 2017, plus de 68 % de l'artificialisation totale (Lorquet et al., 2020). La progression a été particulièrement marquée durant les années 1990, avec une artificialisation nette supérieure à 18 km² par an, avant de diminuer à environ 11,8 km² par an, principalement au détriment des terres agricoles (IWEPS, 2024a). Dans ce contexte, l'avènement de l'automobile a joué un rôle d'amplificateur (Blain et al., 2022). À l'échelle internationale, Burchfield et al. (2006) confirment que la prédominance de l'automobile sur les transports collectifs, la décentralisation de l'emploi et la faiblesse des régulations municipales en périphérie amplifient systématiquement ce phénomène, indépendamment du contexte national.

Le cas belge illustre ainsi comment des choix politiques inscrits dans la durée, combinés à un substrat culturel anti-urbain et à un cadre réglementaire permissif, produisent une forme

d'étalement structurellement plus diffuse que dans des pays soumis aux mêmes pressions démographiques (Halleux et al., 2002; Burchfield et al., 2006).

2.1.4. Conséquences environnementales et territoriales de l'étalement urbain

L'étalement urbain engendre des conséquences multiples et interdépendantes, qui touchent à la fois les dimensions environnementales, économiques et sociales des territoires (Bhatta, 2010). Sur le plan environnemental, la fragmentation des habitats naturels perturbe les continuités écologiques et dégrade les processus biologiques essentiels au maintien de la biodiversité. La conversion des terres agricoles et forestières en zones bâties réduit la capacité des territoires à assurer des fonctions de production, de régulation hydrique et de stockage du carbone. Sur le plan socio-économique, la dispersion du bâti alourdit les coûts d'infrastructure par habitant et renforce la dépendance automobile, creusant les inégalités d'accès aux services entre centre et périphérie.

Parmi ces effets environnementaux, la transformation des sols occupe une place centrale. L'artificialisation, déjà identifiée comme l'une des composantes du processus d'étalement, constitue en effet le principal mécanisme par lequel l'expansion urbaine modifie les surfaces naturelles, agricoles ou forestières. Elle peut prendre des formes variées, allant de l'aménagement d'espaces ouverts artificialisés à l'imperméabilisation complète des sols (Figure 4).

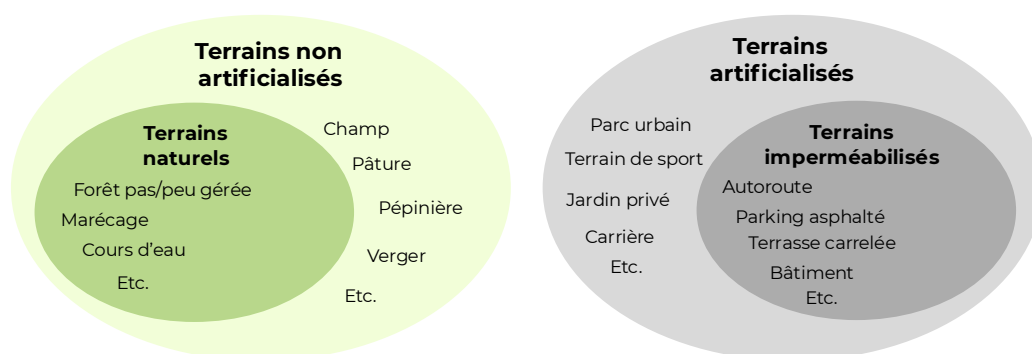


Figure 4. Les différentes catégories de terrains. Source : Lorquet et al. (2020)

L'imperméabilisation constitue une forme particulièrement intense d'artificialisation, dans la mesure où elle correspond au recouvrement permanent du sol par des matériaux imperméables, tels que le béton ou l'asphalte, empêchant le sol d'exercer ses fonctions naturelles (Maurischat, 2024). Elle contribue directement à la perte d'habitats et à la fragmentation écologique, identifiée par la stratégie européenne pour la biodiversité 2030 comme des menaces majeures pour la biodiversité (European Environment Agency, 2023). Ce scellement altère l'ensemble des services écosystémiques du sol : les services de régulation, en réduisant l'infiltration et la purification de l'eau ; les services de support, en appauvrissant la biodiversité édaphique ; les services de provision, en entraînant une perte de terres agricoles productives ; et les services culturels, en dégradant la qualité des espaces de nature et de récréation (Tobias et al., 2018). Ce recouvrement permanent du sol représente ainsi la forme la plus irréversible de la dégradation pédologique induite par l'étalement urbain, dans la mesure où il compromet durablement l'ensemble des services écosystémiques du sol.

2.1.5. Planification territoriale face à l'artificialisation des sols

En 2022, l'Europe possède 4,4 % de surface artificialisée et, pour la Belgique, ce chiffre s'élève à 12 % ; elle se trouve troisième dans le classement des pays européens (Eurostat, 2022). À l'échelle régionale, Bruxelles demeure la région la plus artificialisée, avec environ 50 % de surfaces construites, suivie par la Flandre (12,9 %) (Bruxelles Environnement, 2025). En Wallonie, l'artificialisation totale atteignait 10,8 % du territoire en 2015, tandis que l'imperméabilisation en concernait déjà 7,2 %, soit 122 000 ha (IWEPS, 2015; SPW, 2018). Face à ces constats d'étalement urbain, la stratégie européenne pour les sols 2030 fixe en 2021 l'objectif du Zéro Artificialisation Nette (ZAN, *no net land take*) d'ici 2050 (European Commission, 2021). Cette notion de ZAN vise à compenser toute nouvelle artificialisation par une restauration équivalente de sols naturels ou semi-naturels.

Toutefois, bien que plusieurs instruments européens contribuent indirectement à la protection des sols, il n'existait pas, jusqu'à l'adoption de la directive sur les sols en novembre 2025, de cadre législatif européen spécifiquement consacré à cette thématique, contrairement à d'autres domaines environnementaux. Cette lacune a limité l'efficacité de la protection des sols et a constitué l'une des causes majeures expliquant leur dégradation persistante (Conseil de l'Union européenne, 2025b). Pour remédier à ce problème, la Commission a proposé en juillet 2023 la directive relative à la surveillance et à la résilience des sols, dite directive sol, adoptée par le Parlement européen et le Conseil le 12 novembre 2025³. Cette directive vise à mettre en place un cadre de surveillance des sols pour les aspects les plus visibles de l'artificialisation des terres (imperméabilisation des sols et l'enlèvement des sols). Les États membres communiqueront, entre autres, régulièrement à la Commission et à l'Agence européenne pour l'environnement (EEA) des informations sur l'artificialisation des terres.

Dans ce cadre européen de lutte contre l'artificialisation s'inscrit le dispositif institutionnel wallon. En Belgique, la compétence de l'aménagement du territoire et de l'urbanisme est attribuée aux régions par la loi spéciale de réformes institutionnelles de 1980 (La Constitution Belge, 2025; Loi spéciale de réformes institutionnelles, 1980). La Wallonie et la Flandre disposent chacune de leur propre cadre normatif et de leurs propres instruments d'action, de même que la Région de Bruxelles-Capitale depuis 1989. En Région wallonne, le Code du Développement territorial (CoDT) encadre la planification territoriale à travers plusieurs outils, notamment les schémas et le plan de secteur.

À l'échelle régionale, le Schéma de Développement du Territoire (SDT) constitue le document stratégique par lequel le Gouvernement wallon formalise sa politique d'aménagement et de gestion de l'évolution du territoire (SPW, 2024). Le SDT a une valeur indicative⁴ ; il guide l'évolution des instruments de niveau inférieur (SDC, SOL...) et peut orienter, directement ou indirectement, l'instruction des permis d'urbanisme au niveau communal.

À l'échelle communale, le Schéma de développement communal (SDC) traduit cette vision en objectifs adaptés au contexte local, sur la base d'une analyse contextuelle qui met en avant les perspectives et les besoins, ainsi que les potentialités et les contraintes du territoire en matière sociale, économique, démographique, énergétique, patrimoniale, environnementale

³ (Directive (UE) 2025/2360 du Parlement européen et du Conseil du 12 novembre 2025 relative à la surveillance et à la résilience des sols (directive sur la surveillance des sols), 2025).

⁴ Art. D.II.16 du CoDT.

et de mobilité⁵. Sa valeur est également indicative, mais il s'applique au Schéma d'Orientation Local (SOL), au guide communal d'urbanisme, au permis et au certificat d'urbanisme n° 2. Il fixe en outre l'ordre de priorité de mise en œuvre des zones d'aménagement communal concerté (ZACC), réserves foncières dont l'urbanisation passe par l'adoption d'un SOL⁶. Ce dernier encadre l'aménagement d'un site ou d'un quartier et en fixe la programmation. Sa valeur est également indicative⁴, et il s'applique au permis et au certificat d'urbanisme n° 2.

Le plan de secteur couvre pour sa part l'ensemble du territoire wallon et structure l'urbanisation par l'affectation des fonctions⁷. Il dispose d'une force obligatoire, à l'inverse des schémas. Sa révision traduit dans un cadre réglementaire les orientations stratégiques que ceux-ci ont fixées, le SDT comme le SDC pouvant identifier les zones à réviser.⁸ Ainsi, même sans valeur contraignante, le SDT, le SDC et le SOL produisent des effets concrets sur la planification et les décisions d'aménagement, tout écart devant être motivé⁹.

Les objectifs régionaux de développement territorial et d'aménagement encadrent l'évolution du territoire wallon autour de plusieurs finalités, parmi lesquelles l'optimisation spatiale occupe une place centrale¹⁰. Elle comprend notamment la lutte contre l'étalement urbain, la préservation des terres et une utilisation plus efficiente et cohérente du sol. Dans cette logique, l'objectif européen de ZAN se traduit dans le SDT par le renforcement des centralités, stratégie par laquelle la Wallonie entend réduire l'étalement urbain, avec une trajectoire d'artificialisation nette nulle à l'horizon 2050 (SPW, 2024). Les mesures guidant l'urbanisation associées à ces centralités fixent notamment une superficie minimale de terrain à réserver en pleine terre, plus élevée dans les espaces excentrés que dans les centralités. Ces orientations traduisent une évolution vers une planification plus sobre et intégrée, où la préservation des sols devient un enjeu transversal des politiques d'aménagement.

2.2. Sols urbains et périurbains au prisme des services écosystémiques

2.2.1. Sols urbains : définition, origine anthropique et hétérogénéité

D'après Lehmann et Stahr (2007), les sols urbains constituent une composante caractéristique des villes et des communes. Ils désignent, au sens large, des sols profondément affectés par l'anthropisation et l'urbanisation qui en découle, c'est-à-dire par le processus de transformation d'un espace vers des formes et des usages associés à la ville, souvent d'anciennes terres agricoles et forestières. Leur nature est largement anthropogénique, dans la mesure où leurs propriétés résultent des activités humaines. Si les premières formes d'urbanisation remontent à plusieurs millénaires, les sols urbains européens se sont progressivement

⁵ Art. D.II.10, §1er du CoDT.

⁶ Art. D.II.42, §2 du CoDT.

⁷ Art. D.II.18 et D.II.21, §1er, 1° du CoDT.

⁸ Art. D.II.2, §6, 2° et D.II.10, §6, 2° du CoDT.

⁹ Art. D.II.16, §1er, D.II.17, §1er et D.IV.5 du CoDT.

¹⁰ L'article D.I.1, §1er, du CoDT définit l'optimisation spatiale comme visant à préserver au maximum les terres et à assurer une utilisation efficiente et cohérente du sol par l'urbanisation, la lutte contre l'étalement urbain en faisant partie. Le même article subordonne le développement du territoire à la rencontre équilibrée des besoins sociaux, économiques, démographiques, énergétiques, patrimoniaux, environnementaux et de mobilité de la collectivité.

développés avec l'essor des villes médiévales, rendu possible par l'augmentation de la production agricole. L'industrialisation a ensuite fortement intensifié l'influence humaine sur ces sols, notamment à travers l'augmentation des volumes de terres excavées et déplacées, l'apport d'artefacts, l'imperméabilisation, la contamination et l'accumulation de résidus industriels. Ainsi, les sols urbains sont généralement des sols fortement transformés, souvent compactés, remaniés, parfois jeunes en raison des travaux de construction et de réaménagement, et marqués par la présence de matériaux d'origine anthropique tels que des gravats, du béton, des cendres, des métaux ou des plastiques. La Figure 5 rend compte de cette diversité selon un gradient d'anthropisation, depuis les Luvisols des forêts urbaines jusqu'aux Technosols des voiries et des friches industrielles.

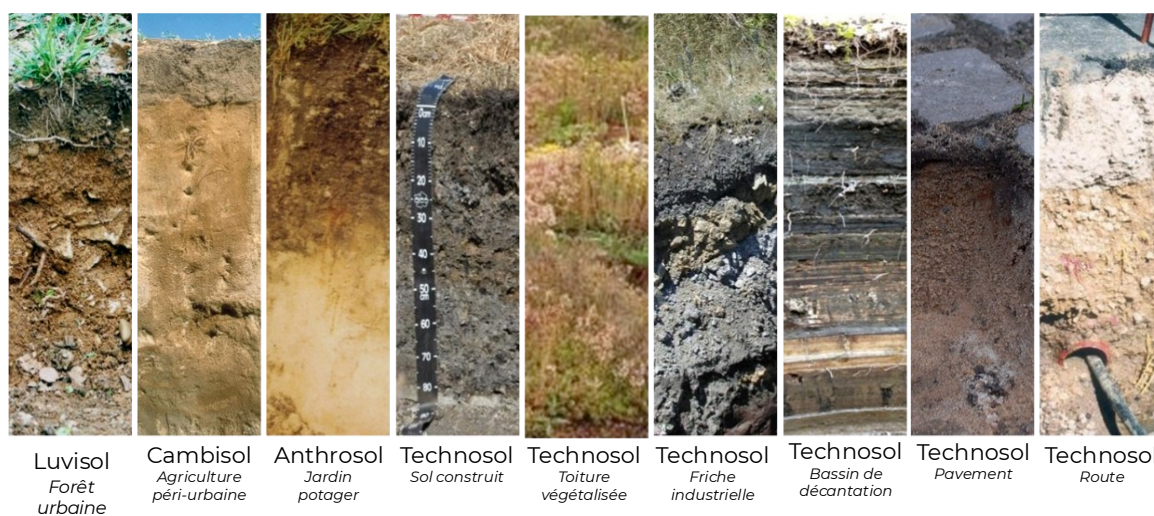


Figure 5. Diversité des sols rencontrés en milieu urbain, organisés selon un gradient d'anthropisation.
Source : Schwartz (2024)

Les zones urbaines sont des espaces complexes, difficiles à appréhender en raison de la multiplication des facteurs locaux qui influencent les sols (Greinert, 2015). Elles se composent d'une diversité d'écosystèmes, liée à l'intégration de nombreux types d'espaces au sein des villes, mais aussi à la genèse propre des sols et aux multiples influences, notamment anthropiques, qui s'exercent sur eux.

À une échelle plus fine, la diversité des sols urbains tient à l'hétérogénéité des matériaux qui les composent, dont la nature et la provenance se distinguent selon l'échelle de temps historique et à l'échelle régionale ou mondiale (A. Lehmann & Stahr, 2007). Cette hétérogénéité se traduit par une forte variabilité des propriétés des sols, tant verticalement le long du profil qu'horizontalement à l'échelle de la parcelle ou du paysage.

Usowicz et Lipiec (2017) montrent que les propriétés du sol ne sont pas homogènes, même à l'échelle d'une parcelle agricole. Leur étude met en évidence une variabilité spatiale à la fois horizontale, entre différents points d'un même champ, et verticale, entre les horizons de surface et de profondeur. Cette variabilité concerne plusieurs propriétés physico-chimiques du sol, notamment le pH, le carbone organique, la capacité d'échange cationique (CEC) et la texture. Ces résultats indiquent que l'hétérogénéité des sols doit être envisagée dans ses deux dimensions.

Leur teneur en matière organique et en nutriments des sols en est un exemple : certains sont appauvris par le balayage régulier de la couche superficielle, tandis que d'autres accumulent

des déchets organiques, poussières ou résidus de combustion (A. Lehmann & Stahr, 2007). Les sols peuvent par ailleurs présenter une accumulation de contaminants tels que métaux, hydrocarbures, microplastiques, ainsi que des variations de pH liées à la présence d'artefacts (plâtre, béton, soufre issu du charbon ou des industries).

L'hétérogénéité spatiale et verticale des sols urbains (Greinert, 2015) et le manque de données existantes (Van De Vijver et al., 2020) conduisent à considérer leur intégration dans les démarches d'aménagement du territoire comme un défi majeur. La variabilité des propriétés physico-chimiques à courte distance rend difficile la généralisation des résultats d'analyse : un échantillonnage ponctuel peut difficilement rendre compte de la diversité réelle des sols à l'échelle d'une parcelle ou d'un quartier. Cela complique notamment l'évaluation de leur aptitude à accueillir certains usages tels que les espaces verts, l'infiltration des eaux pluviales ou les jardins potagers, et à fournir des services écosystémiques de manière homogène.

2.2.2. Sols en milieu périurbain : entre pressions urbaines et potentiel écologique

Si les sols urbains sont fortement marqués par les transformations anthropiques, les espaces périurbains se distinguent par une situation d'interface, où des caractéristiques urbaines et rurales coexistent et où les milieux naturels, productifs et urbanisés forment une mosaïque hétérogène (Allen, 2003). Le paysage mixte rural-urbain autour des villes, généralement appelé « zone périurbaine », se caractérise par de multiples transformations du rural vers l'urbain (Sahana et al., 2023). Les sols périurbains peuvent être qualifiés de zones de transition, où se développent souvent des fonctions résidentielles à faible densité et des activités industrielles, notamment au sein d'espaces agricoles. Cette situation peut entraîner des conflits d'usage et une fragmentation des espaces, faisant du périurbain une zone sensible sur le plan environnemental. L'urbanisation y progresse de manière dispersée et non contiguë, transformant progressivement les parcelles rurales en zones bâties.

Le potentiel de fourniture de services écosystémiques est généralement plus élevé dans les espaces à faible taux d'imperméabilisation situés en dehors du centre urbain (Larondelle & Haase, 2013). À la différence des sols urbains, déjà fortement contraints par l'imperméabilisation, les sols en milieu périurbain peuvent ainsi assurer de nombreuses fonctions, telles que la production de biomasse, l'infiltration de l'eau, le stockage du carbone ou l'accueil de la biodiversité (Pouyat et al., 2010). Ils constituent dès lors des espaces stratégiques pour l'aménagement du territoire. Toutefois, ces sols ne peuvent pas être assimilés à des sols naturels peu influencés par les activités humaines, car leurs fonctions peuvent déjà être altérées par les usages, la fragmentation, les pressions urbaines et l'imperméabilisation. Leur prise en compte apparaît donc essentielle afin de limiter leur dégradation et d'orienter leur gestion de manière durable.

2.2.3. Des fonctions écologiques aux services écosystémiques

Les processus des écosystèmes correspondent aux changements ou aux réactions physiques, chimiques ou biologiques qui se produisent au sein des écosystèmes ou entre eux (U.S. EPA., 2009). Ils incluent notamment la production, la décomposition, le cycle des nutriments ainsi que les flux d'énergie et de matière (MEA, 2005). Dans le cas des sols, ces

processus interagissent étroitement et s'organisent au sein de fonctions. Une fonction du sol peut ainsi être comprise comme un assemblage de processus biologiques, physiques et chimiques assurant une action intégrée qui permet au sol de fonctionner (INRAE, 2024). Les services écosystémiques désignent quant à eux les contributions que les écosystèmes apportent au bien-être humain (Haines-Young, 2023), lesquelles peuvent ensuite se traduire en biens ou bénéfices pour les sociétés.

Selon la vision dite « en cascade » (Figure 6), les propriétés et processus du sol se situent en amont de la fourniture de ces services. Ils ne constituent donc pas directement des services, mais forment le socle biophysique à partir duquel émergent des fonctions écologiques (Greiner et al., 2017; Cousin et al., 2025). Cette lecture rejoint Adhikari et Hartemink (2016), qui montrent que les services liés au sol dépendent des propriétés du sol, de leurs interactions et des fonctions qui en découlent. Le sol peut dès lors être considéré comme une composante déterminante de la capacité des écosystèmes terrestres à produire des bénéfices pour les sociétés humaines. Il agit à la fois comme régulateur de nombreux processus écosystémiques à l'échelle des paysages, comme réservoir d'une part importante de la biodiversité terrestre et comme support physique de nombreuses activités humaines (Pereira et al., 2018).

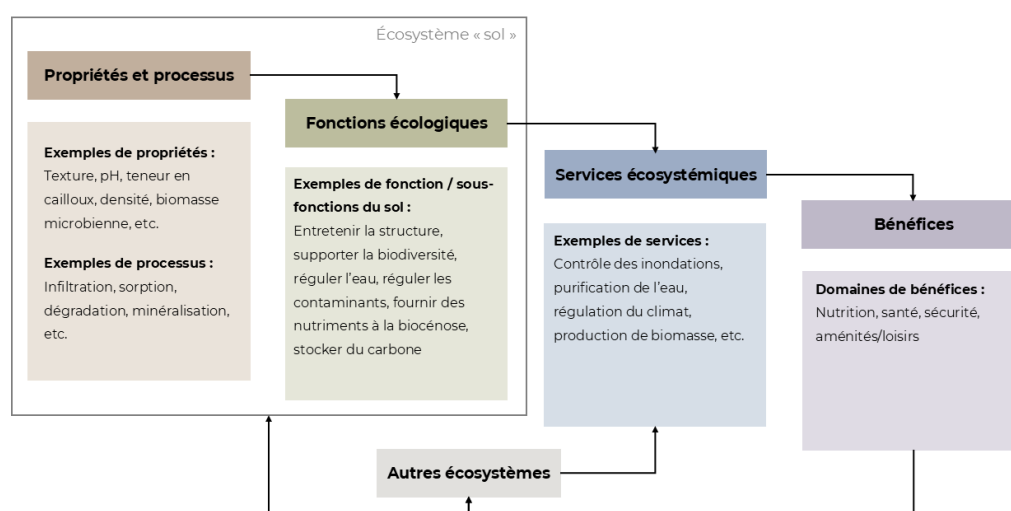


Figure 6. La vision dite « en cascade » des relations entre propriétés, processus, fonctions, services écosystémiques et bénéfices. Source : Greiner et al. (2017)

À partir de ces définitions, différents cadres ont cherché à organiser et à hiérarchiser ces services écosystémiques. Lancé au début des années 2000, le *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA) visait à analyser les effets des changements affectant les écosystèmes sur le bien-être humain, en vue d'éclairer les décideurs et le public sur les conséquences de leurs perturbations. Il a publié dès 2003 un cadre conceptuel proposant une typologie en quatre catégories : les services d'approvisionnement, de régulation, culturels et de support (MEA, 2003). La classification CICES (*Common International Classification of Ecosystem Services*) reprend ensuite ce cadre comme point de départ et en affine la structuration, sa forme hiérarchique permettant d'établir des correspondances entre systèmes de classification (Haines-Young, 2023). Elle autorise en outre l'ajout ou l'adaptation de classes de services pertinentes pour un contexte d'étude particulier (García-Onetti et al., 2021; Haines-Young, 2023; Von Thenen et al., 2021), de sorte que les typologies mobilisées varient selon les finalités poursuivies.

En Europe, 60 à 70% des sols sont dans un état non sain (European Commission: DG RTD, 2020). La dégradation des sols peut prendre différentes formes (Conseil de l'Union européenne, 2025a) : physique, lorsqu'elle résulte de l'imperméabilisation, de l'érosion ou de la compaction, mais également chimique ou biologique, notamment en cas d'excès ou de déficits en nutriments, d'acidification, de salinisation ou de contamination des sols. Lorsque ces processus s'accumulent, c'est l'ensemble du bouquet de services rendus par les sols qui se trouve compromis. La dégradation des sols ne constitue donc pas seulement une perte de ressource physique, mais une érosion progressive des fonctions écologiques sur lesquelles reposent la sécurité alimentaire, la résilience climatique et la qualité des milieux de vie.

Face à ces constats alarmants, la gestion durable des sols s'impose comme une réponse nécessaire pour enrayer cette trajectoire de dégradation. Elle désigne une approche qui vise à maintenir, voire à renforcer, l'ensemble des services que les sols sont en mesure de fournir, sans compromettre les fonctions biologiques, chimiques et physiques qui en sont à l'origine (FAO, 2017). Loin de se limiter à des pratiques techniques isolées, elle s'inscrit dans une vision globale articulant politiques agricoles, droits fonciers, investissements responsables et renforcement des connaissances, au service de la sécurité alimentaire et du développement durable.

2.2.4. Évaluer et cartographier les services écosystémiques

La cartographie des services écosystémiques constitue un levier important pour favoriser leur reconnaissance et leur intégration au sein des institutions ainsi que dans les processus de décision (Daily & Matson, 2008). En raison de leur forte dimension spatiale, les services écosystémiques peuvent être cartographiés afin de rendre lisibles des informations complexes sur leur distribution et leurs dynamiques temporelles (Burkhard et al., 2012). Ces représentations constituent ainsi des outils d'aide à la décision susceptibles d'éclairer les choix d'aménagement du territoire et de soutenir une gestion plus parcimonieuse des sols.

En 2011, la Stratégie européenne pour la biodiversité à l'horizon 2020 a inscrit parmi ses objectifs la préservation et la restauration des écosystèmes et de leurs services (European Commission: DG ENV, 2011). Elle prévoyait notamment, à travers son objectif 2, l'amélioration de l'état des écosystèmes par la mise en place d'infrastructures vertes et la restauration d'au moins 15 % des écosystèmes dégradés d'ici 2020. L'action 5 précisait la nécessité, pour les États membres, de cartographier ces écosystèmes et leurs services, d'en évaluer l'état et la valeur économique, et d'intégrer ces informations dans les systèmes de comptabilité et de suivi. Le groupe de travail MAES (*Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services*) a été mis en place afin de soutenir la mise en œuvre de l'action 5 par l'Union européenne et ses États membres (European Commission: DG ENV, 2013).

La Stratégie pour la biodiversité à l'horizon 2030 prolonge cette ambition en identifiant explicitement la comptabilité du capital naturel comme l'un des outils clés pour intégrer la biodiversité dans les décisions publiques et économiques (European Commission: DG ENV, 2021). Cette orientation a abouti à une concrétisation réglementaire avec le règlement UE 2024/3024 (2024) qui rend désormais obligatoire la production de comptes d'écosystèmes par les États membres à partir de décembre 2026 (Eurostat, 2026). Concrètement, chaque pays devra produire des tableaux statistiques agrégés indiquant, par exemple, la surface de

terres agricoles et son évolution dans le temps, le rendement moyen de ces terres, ou encore la part de ce rendement imputable aux écosystèmes eux-mêmes plutôt qu'aux engrais et aux pesticides (Eurostat, 2020). Ces chiffres sont conçus pour le suivi macroéconomique et la comparaison entre États membres. Ce qu'ils ne permettent pas, en revanche, c'est de répondre à la question qu'un acteur de l'aménagement du territoire pose concrètement : à quel endroit précis d'un territoire se trouvent les sols dont les services écosystémiques seraient les plus fortement compromis par la mise en œuvre d'une réserve foncière non artificialisée ? Ces comptes restent ainsi orientés vers le suivi national, sans descendre jusqu'à l'échelle opérationnelle de l'aménagement local.

En Wallonie, à partir de 2014, la prise en compte des services écosystémiques s'est progressivement structurée autour de la plateforme Wal-ES (*Walloon Platform on Ecosystem Services*), qui réunit le Service public de Wallonie (SPW) et les universités wallonnes afin de développer des outils d'aide à la décision publique fondés sur cette notion (Dufrêne & Pairon, 2023). Durant sa phase pilote, menée entre mi-2014 et mi-2016, Wal-ES a posé les bases méthodologiques de cette démarche en élaborant un cadre conceptuel, un cadre d'évaluation, une typologie des services écosystémiques adaptée au contexte wallon, ainsi qu'une base de données et un site internet dédiés. Sur demande du gouvernement wallon, cette plateforme apporte une réponse structurelle à l'action 5 de la Stratégie biodiversité 2020, en visant la cartographie et l'évaluation des services écosystémiques à l'échelle régionale.

Encart 1. NVE et matrice des capacités : des outils utiles, mais encore partiellement opérationnels

En 2019-2020, la plateforme s'est attaquée à l'élaboration d'un outil opérationnel d'évaluation des services écosystémiques (Dufrêne & Pairon, 2023). En se basant sur des travaux et recherches menés en Flandre depuis de nombreuses années, il a été proposé de s'appuyer sur le Nature Value Explorer (NVE), développé par le VITO, l'Institut flamand de recherche technologique. Ce dernier permet une appréciation rapide des projets par une comparaison de l'impact de scénarios de changements d'occupation du sol sur un sous-ensemble de services écosystémiques. La conclusion est que l'outil reste imprécis sur toute une série d'estimations. Sans modifications des modèles sous-jacents pour adapter l'outil au contexte wallon, et surtout dans la région continentale, les estimations faites ne pouvaient pas être considérées comme fiables dans leur version quantitative et monétaire.

Fin décembre 2020, une nouvelle convention vise à élargir les outils proposés pour l'évaluation des services écosystémiques à une gamme plus large que le seul outil NVE. La matrice des capacités voit le jour. Il s'agit d'une cartographie implicite qui se base sur une matrice reprenant en ligne, une typologie des écosystèmes et en colonne, les différents services écosystémiques. Un score de 0 à 5 est attribué sur base de perceptions d'experts de la capacité d'un écosystème à fournir un service donné dans l'état actuel des connaissances et des pratiques. La matrice de capacité propose une estimation qualitative et spatialisée de la capacité des différents types d'écosystèmes ou d'occupation du sol à fournir des services écosystémiques, tout en contribuant à sensibiliser les décideurs à leur préservation. Sa principale limite réside toutefois dans le fait qu'elle repose sur une expertise qualitative, sans évaluation quantitative directe des services écosystémiques. Une piste d'amélioration mentionnée consiste à décliner la matrice par région biogéographique et à compléter les scores attribués par des informations issues de modèles biophysiques (Dufrêne & Pairon, 2023).

2.2.5. Intégrer les services écosystémiques dans l'aménagement du territoire

La connaissance des fonctions et services des sols constitue un préalable indispensable à leur prise en compte dans les décisions d'aménagement. En orientant la localisation des projets vers les zones les plus adaptées, elle permet de concilier développement territorial, sobriété foncière et préservation des sols à forte valeur. La cartographie des services écosystémiques joue à cet égard un rôle stratégique, en visualisant les interactions entre sols, milieux et usages à différentes échelles. Pourtant, l'intégration de ces approches dans les documents d'urbanisme reste marginale, freinée par la disponibilité des données, l'absence d'indicateurs harmonisés et la faible articulation entre les échelles de planification (Tardieu et al., 2020).

En Wallonie, l'infrastructure verte constitue un outil de gestion territoriale qui répond directement à ces enjeux. Définie comme un réseau de zones naturelles et semi-naturelles planifié aux fins de la production d'une large gamme de services écosystémiques (Commission européenne, 2013; SPW, 2024), elle permet de développer une vision stratégique sur le rôle des espaces naturels au sein d'un territoire (Bruggeman et al., 2020). Déployable à différentes échelles et dans des contextes variés, ses objectifs dépendent des caractéristiques propres à chaque territoire. À l'échelle communale, le SDC constitue l'outil le plus pertinent pour l'intégrer concrètement : le CoDT prévoit en effet que la structure territoriale communale¹¹ identifie et cartographie l'infrastructure verte, avec des effets juridiques sur les documents d'urbanisme et les permis qui en découlent¹².

2.3. Évaluer la qualité des sols pour orienter l'aménagement du territoire

2.3.1. Qualité et santé des sols : distinction conceptuelle

La qualité d'un sol peut être appréhendée à partir de sa capacité à soutenir différents services écosystémiques (Drobnik et al., 2018). Elle se définit comme la capacité à fonctionner dans le cadre de l'écosystème et de l'usage des terres, afin de soutenir la productivité biologique, protéger la qualité environnementale et promouvoir la santé des plantes et des animaux (Bünemann et al., 2018). De l'autre côté, la santé des sols se rapporte à la capacité continue du sol à fonctionner comme un écosystème vivant essentiel, soutenant les plantes et les êtres humains (J. Lehmann et al., 2020).

Le concept de santé des sols découle directement de celui de qualité des sols (J. Lehmann et al., 2020). Bien que ces notions soient souvent utilisées de façon interchangeable, la santé des sols se distingue de la qualité des sols par sa portée. La santé des sols dépasse la seule santé humaine pour intégrer des objectifs de durabilité plus larges, incluant la santé planétaire, tandis que la qualité des sols se focalise généralement sur les services écosystémiques en lien avec l'humain. Cette distinction conduit à réserver le terme « qualité » à l'état de qualité absolu actuel du sol mesuré par ses indicateurs, tandis que le « potentiel » désignerait l'état de qualité maximal atteignable selon ses propriétés inhérentes (Figure 7). La « santé » exprimerait quant à elle l'état de qualité relatif par rapport au potentiel du sol.

¹¹ Art. D.II.10, §5, 4° du CoDT.

¹² Art. D.II.16, §4 du CoDT.

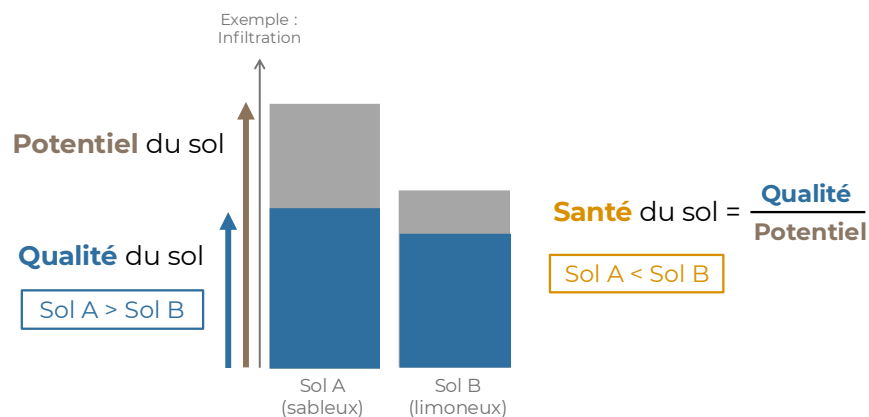


Figure 7. Différence entre un sol sableux (Sol A) et un sol limoneux (Sol B) en termes de qualité et de potentiel, à partir de l'exemple de l'infiltration. Source : Figure adaptée de Cousin et al. (2025)

D'un point de vue scientifique, la qualité des sols correspond à une notion plus objective et quantifiable, tandis que la santé des sols revêt une dimension plus globale et qualitative. Dans les approches d'évaluation et de planification, le terme de qualité des sols est généralement privilégié. Il permet une description comparable entre sites et se prête à la construction d'indicateurs opérationnels pour la gestion et la protection durable des sols.

2.3.2. Des indicateurs aux indices de qualité des sols

Un indicateur peut être défini comme une valeur issue de l'agrégation de données quantitatives ou qualitatives, permettant de fournir une information synthétique sur l'état d'un phénomène, d'un environnement ou d'un territoire (OCDE, 1993). Sa signification dépasse donc la simple valeur mesurée : il sert à représenter une situation complexe et à faciliter la communication des résultats, notamment sous forme graphique ou cartographique.

Les Objectifs de développement durable illustrent bien cette importance, puisque chaque objectif est associé à des indicateurs permettant d'en suivre l'évolution (UN General Assembly, 2015). Cela montre que les indicateurs ne sont pas uniquement des outils scientifiques, mais aussi des instruments institutionnels de suivi des engagements politiques (Heink & Kowarik, 2010). À une échelle plus proche, le site internet *État de l'environnement wallon*¹³ accorde également une place importante aux indicateurs environnementaux, utilisés pour suivre et communiquer l'évolution de l'environnement en Wallonie.

Compte tenu de leur rôle dans l'évaluation, la décision publique et la communication, les indicateurs doivent répondre à certains critères de qualité. Les critères RACER (European Commission, 2009) permettent notamment d'évaluer si un indicateur est pertinent, accepté par les acteurs concernés, crédible, facile à suivre et robuste.

Les indicateurs se regroupent en trois grandes catégories : physiques, chimiques et biologiques (INRAE, 2024). Les indicateurs physiques (texture, stabilité structurale...) influencent directement la régulation de l'eau et la structure du sol. Les indicateurs chimiques (pH, CEC, teneur en azote/phosphore/potassium, présence de polluants...) renseignent sur la fertilité et

¹³ <https://etat.environnement.wallonie.be/home/fr/a-propos.html>

la capacité du sol à accueillir la vie. Enfin, les indicateurs biologiques (biomasse microbienne, diversité, activité enzymatique...) traduisent le support des organismes du sol.

Les méthodes traditionnelles d'évaluation de la qualité des sols s'appuient sur l'analyse d'un ensemble d'indicateurs physiques, chimiques et biologiques nécessitant des analyses en laboratoire (Diaz-Gonzalez et al., 2022). En effet, la qualité du sol ne pouvant être mesurée directement, elle doit être inférée à partir de plusieurs caractéristiques pédologiques (Mukherjee & Lal, 2014).

Ces différents indicateurs sont combinés au sein d'indices de qualité des sols (IQS ou *Soil Quality Index*), qui constituent des outils d'aide à la décision multi-objectifs permettant d'évaluer et de comparer les sols selon leurs fonctions et services écosystémiques (Andrews et al., 2002; Robert et al., 2012). Le choix des propriétés retenues comme indicateurs est une étape centrale : ceux-ci doivent être liés aux fonctions évaluées, mesurables selon un référentiel explicite et suffisamment sensibles pour rendre compte de variations spatiales ou temporelles pertinentes (Karlen et al., 1997).

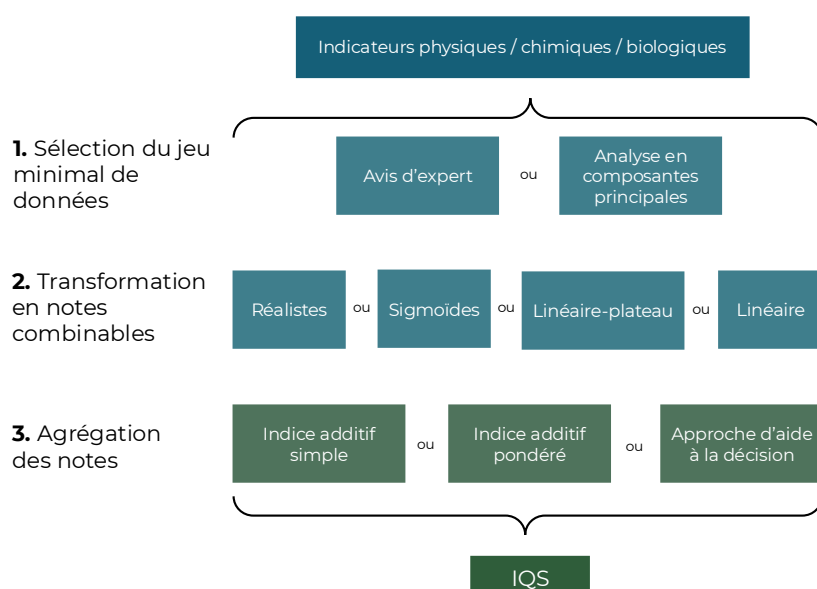


Figure 8. Diagramme de flux illustrant les étapes de construction de l'indice de qualité du sol et les méthodes alternatives comparées pour chacune d'elles. Source : Adapté de Andrews et al. (2002) et Rabot et al. (2017)

Leur construction repose généralement sur trois étapes, illustrées en Figure 8 (Andrews et al., 2002). La première étape consiste à sélectionner des indicateurs afin de constituer un jeu minimal de données (*Minimum Data Set*) pertinent au regard des fonctions évaluées, car il serait irréaliste de mobiliser l'ensemble des paramètres du sol (Robert et al., 2012). Cette sélection peut s'appuyer sur des avis d'experts ou sur des méthodes statistiques telles que l'analyse en composantes principales ou les corrélations multiples. La deuxième étape consiste à convertir ces indicateurs en scores comparables, afin de transformer des valeurs brutes exprimées dans des unités différentes en classes interprétables de qualité. Cette opération repose sur des fonctions de notation dont la forme peut être sigmoïde, linéaire, linéaire-plateau ou réaliste (Annexe 1) selon la relation supposée entre l'indicateur et le fonctionnement du sol (Rabot et al., 2017). La troisième étape consiste à agréger les scores obtenus pour produire l'indice final, sous forme additive simple, additive pondérée ou multicritère. Il

n'existe pas de méthode universellement reconnue : le mode de combinaison dépend du système étudié, des objectifs de l'évaluation et des données disponibles, ce qui explique la diversité des IQS existants.

2.3.3. Indice de Qualité des Sols Wallons comme cadre de référence

L'Indice de Qualité des Sols Wallons (IQSW) est un outil de diagnostic visant à améliorer la prise en compte des sols dans les politiques wallonnes. Son volet professionnel s'appuie sur des observations de terrain et des échantillonnages pédologiques, dont les résultats sont ensuite agrégés par services écosystémiques, puis synthétisés sous la forme d'un indice de qualité des sols. À terme, l'IQSW a pour ambition d'orienter les usages du sol en fonction de leur état de qualité, notamment en renforçant leur intégration dans les études d'incidences environnementales¹⁴.

La structuration de l'IQSW, présentée dans le Tableau 1, s'inscrit dans les orientations de la Stratégie européenne pour les sols à l'horizon 2030, en reprenant la typologie des services écosystémiques associés à la bonne santé des sols (Commission européenne, 2021). Une description plus détaillée de chacun de ces services et de leur lien avec les propriétés des sols est présentée en Annexe 2.

Tableau 1. Tableau des services écosystémiques et sous-services écosystémiques de l'IQSW. Source : IQSW

Service écosystémique	Sous-service écosystémique
Production alimentaire et de biomasse	Production agricole (arable)
	Production horticole alimentaire (maraîchage, arboriculture)
	Production sylvicole
	Production horticole non-alimentaire (floriculture, pépinière, paysagisme)
	Pâturage
	Production de biomasse
Régulation du cycle de l'eau	Infiltration eau/limiter ruissellement
	Percolation/recharge des nappes
	Stockage eau/résilience face à la sécheresse
	Purification de l'eau
Habitat pour la biodiversité	Biodiversité du sol
	Accueil pour la biodiversité en surface
	Espèces cibles
Stockage du carbone	Stockage de carbone

¹⁴ <https://www.iqsw.be/>

	Accueil îlots de verdure/fraîcheur
Support pour les activités humaines	Support physique imperméable
	Support perméable « sain » / non revêtu (habitat, espace vert, terrains de sports...)
	Paysage
Production de matières premières	
Archivage du patrimoine	

2.3.4. De l'indice à la carte : outils et données pour la spatialisation de la qualité des sols

Les Systèmes d'Information Géographique (SIG), la télédétection et les bases de données géospatiales constituent des outils essentiels pour analyser et spatialiser la complexité des sols (Sahana et al., 2023). Ils permettent de combiner et de visualiser de manière intégrée des données spatiales multisources portant sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols, facilitant ainsi l'identification des zones écologiquement altérées ou à forte valeur écologique. Ces cartes constituent un support d'aide à la décision en illustrant la répartition, la vulnérabilité et les potentialités des sols, offrant un appui précieux à la planification et à la gestion durable des territoires, notamment pour prévenir l'artificialisation excessive et orienter les usages en fonction de l'état des sols.

La même logique que celle des IQS peut être mobilisée à partir de données géographiques, en substituant aux mesures ponctuelles des proxys spatiaux permettant de couvrir l'ensemble d'un territoire. Là où un IQS traditionnel produit une valeur pour une parcelle échantillonnée, l'approche cartographique extrapole les résultats à l'échelle d'un territoire entier et produit une couverture spatiale continue. Ces données peuvent être de trois types (Burkhard & Maes, 2017). Les mesures directes correspondent à des observations de terrain, des enquêtes ou des suivis couvrant la zone d'étude de manière représentative ; elles sont les plus précises mais coûteuses et surtout adaptées à l'échelle locale. Les mesures indirectes sont issues de la télédétection, comme la température de surface, l'indice de végétation normalisé (NDVI), l'occupation du sol ou l'indice foliaire ; elles nécessitent une interprétation ou une combinaison avec d'autres sources avant de pouvoir quantifier un service. Enfin, la modélisation numérique permet de simuler les flux et stocks de services à partir de données écologiques et socio-économiques, notamment pour les services de régulation dont les processus ne peuvent pas être directement observés. Dans cette logique, chaque variable est transformée en score normalisé selon une fonction d'évaluation liée au service ciblé, puis les scores sont agrégés en un indice synthétique cartographié. Cette continuité spatiale constitue le principal avantage de l'approche pour l'aménagement du territoire, au prix toutefois d'une moins grande précision par rapport à une mesure directe réalisée sur un point précis du territoire.

À titre d'exemple, Ungaro et al. (2025) proposent une démarche appliquée à la commune de Forlì (Italie du Nord-Est) visant à intégrer la qualité des sols urbains dans le plan d'urbanisme communal. À partir d'une campagne d'échantillonnage pédologique menée sur 5 700 ha, des données de base sur les sols (texture, pH, carbone organique) ont été interpolées par

simulation géostatistique sur une grille à résolution hybride de 25 mètres en zone urbaine et 100 mètres en zone périurbaine. Ces données ont ensuite alimenté des fonctions de pédotransfert calibrées localement, permettant d'estimer sept indicateurs de services écosystémiques potentiels. Normalisés sur une échelle commune et agrégés en un indice synthétique de qualité des sols (IQ4), ces indicateurs ont permis d'identifier les zones à haute valeur écologique à préserver de l'artificialisation, et ont été officiellement intégrés au plan d'urbanisme général de Forlì en 2024.

En Wallonie, l'IQSW illustre précisément les limites d'une approche non encore cartographiée à l'échelle du territoire. Son fonctionnement reposant sur des campagnes d'échantillonnage pédologique, il engendre des coûts importants liés à la collecte, au transport et au traitement des échantillons. Ces données sont ensuite intégrées dans un SIG afin de produire une représentation spatiale des sites échantillonnés à l'échelle régionale. Il ne s'agit donc pas d'une cartographie continue du territoire wallon, mais d'une visualisation localisée des endroits où une mesure a effectivement été réalisée, sans extrapolation systématique à l'ensemble du territoire. L'outil reste par ailleurs principalement descriptif : il ne propose ni modélisation dynamique ni analyse fonctionnelle intégrée, et la carte produite ne permet pas d'interpréter le potentiel d'usage des sols. Si l'IQSW constitue une première étape vers la connaissance spatialisée des sols wallons, son exploitation directe dans les démarches d'aménagement du territoire demeure limitée.

2.3.5. Limites de l'opérationnalisation territoriale des indices de qualité des sols

Construire un IQS implique de condenser une réalité pédologique multidimensionnelle en un nombre limité de variables mesurables (Robert et al., 2012). Cette simplification rend l'évaluation plus lisible et mobilisable, mais elle peut aussi réduire la complexité des interactions biologiques, physiques et chimiques qui structurent le fonctionnement des sols. La sélection et l'interprétation des indicateurs restent difficiles (Andrews et al., 2002), d'autant qu'ils relèvent souvent d'approches disciplinaires distinctes et doivent parfois éclairer des usages concurrents du sol (Drobnik et al., 2018). Le choix et la hiérarchisation des paramètres dépendent donc en partie de la finalité de l'évaluation, ce qui influence directement les résultats obtenus (Rabot et al., 2017).

Les fonctions du sol ne sont par ailleurs pas toujours compatibles entre elles : un même sol peut présenter des performances contrastées selon la fonction considérée. À cela s'ajoutent des limites liées aux échelles d'analyse, à la saisonnalité (Gil-Sotres et al., 2005) et aux pratiques de gestion, qui rendent difficile une approche pleinement dynamique. Les IQS se concentrent en outre souvent sur les propriétés dynamiques des horizons de surface, alors que certaines fonctions, notamment hydriques, dépendent aussi des caractéristiques des horizons plus profonds (Bünemann et al., 2018). Enfin, l'agrégation en un score unique peut masquer certains facteurs limitants derrière de bons résultats globaux (Robert et al., 2012). Ces limites montrent qu'un IQS doit préciser les fonctions évaluées, leur hiérarchisation et leur contexte d'usage, plutôt que prétendre fournir une mesure universelle et directement opérationnelle de la qualité des sols.

Lorsque ces IQS sont construits à partir de services écosystémiques cartographiés, leur traduction spatiale se heurte à une deuxième série de contraintes liées aux données

géographiques disponibles. Les jeux de données disponibles présentent des résolutions techniques et thématiques très variables, ce qui conditionne directement leur capacité à rendre compte des services écosystémiques étudiés (Burkhard & Maes, 2017). À l'échelle régionale, les données spatiales disponibles affichent généralement une résolution supérieure à 100 mètres, ce qui limite la finesse des analyses et la détection de dynamiques locales. À l'échelle locale en particulier, l'utilisation de données trop agrégées risque de masquer des dynamiques importantes et d'induire des erreurs dans les décisions de gestion et d'aménagement du territoire.

Au-delà des contraintes cartographiques, la difficulté d'intégration de la qualité des sols dans les cadres juridiques et institutionnels constitue un obstacle supplémentaire. En Wallonie, la notion de qualité du sol est largement étrangère au CoDT et demeure indéfinie dans le décret sols, malgré sa mention explicite (Hucq, 2021). Elle reste ainsi peu intégrée dans les processus décisionnels d'aménagement du territoire. Des mécanismes juridiques correctifs existent pourtant et seraient mobilisables, à l'échelle des plans et des schémas comme à celle des projets (Limasset et al., 2021). Leur activation suppose toutefois des critères permettant de caractériser concrètement l'atteinte portée à la qualité des sols.

Ces obstacles cumulés, qu'ils soient d'ordre conceptuel, méthodologique, cartographique ou institutionnel, n'ont pas empêché le foisonnement d'IQS, utilisant des méthodes et des jeux de données d'entrée différents, plus ou moins exhaustifs selon l'utilisation que l'on veut en faire (Robert et al., 2012). Chaque indice est conçu pour répondre à un contexte, un usage et une échelle spécifiques, ce qui explique leur multiplicité autant que leur difficulté à s'imposer comme outil universel. Le cadre multi-échelle proposé par Karlen et al. (1997) offre à cet égard une perspective structurante : l'évaluation de la qualité des sols ne poursuit pas les mêmes objectifs selon le niveau d'analyse considéré. À l'échelle régionale, l'enjeu est de produire une information synthétique permettant d'alimenter le suivi environnemental, la planification de l'utilisation des terres et la décision politique. L'échelle wallonne apparaît ainsi pertinente pour inscrire une évaluation spatialisée de la qualité des sols au niveau institutionnel où se structurent les grandes orientations d'aménagement du territoire. L'échelle communale constitue quant à elle un niveau d'appropriation plus opérationnel, permettant de confronter cette information régionale aux enjeux locaux de planification, d'arbitrage foncier (Keller et al., 2012) et de gestion territoriale.

3. Objectif et démarche

La qualité des sols s'inscrit aujourd'hui dans un contexte de fortes pressions territoriales, particulièrement marquées dans les espaces périurbains où les dynamiques d'urbanisation transforment rapidement les usages du sol. Ces sols conservent une capacité de fourniture de services écosystémiques que l'étalement urbain menace directement, ce qui en fait des espaces stratégiques pour l'aménagement du territoire. L'enjeu est non seulement de préserver les sols, mais aussi de guider leurs usages en fonction des services écosystémiques qu'ils sont capables de fournir, ce qui suppose de disposer d'indicateurs mobilisables dans la planification territoriale. Les approches classiques d'évaluation reposent sur des mesures ponctuelles, dont l'application à large échelle reste limitée par la variabilité spatiale des sols, le coût des campagnes de terrain et les difficultés de comparabilité entre territoires. L'utilisation de proxys fondés sur des données géographiques constitue dès lors une piste pour produire des évaluations spatialisées, cohérentes et répétables.

À partir de ces constats, ce mémoire vise à développer une approche cartographique, fondée sur des données géographiques et des proxys disponibles sur le territoire wallon, pour évaluer la qualité des sols et orienter l'aménagement du territoire en milieu périurbain à l'échelle communale. Il s'inscrit dans une démarche d'étude de faisabilité : il s'agit d'explorer dans quelle mesure une telle approche cartographique peut être mise en œuvre et mobilisée pour l'aide à la décision territoriale, la production d'un outil finalisé et directement opérationnel relevant d'une étape ultérieure.

Ce mémoire s'inscrit dans une démarche d'évaluation biophysique des services écosystémiques, au sens méthodologique défini par Wal-ES, tout en restant indépendant de cette plateforme. Il mobilise des indicateurs spatialisés, principalement qualitatifs ou semi-quantitatifs, afin d'approcher les capacités des sols à fournir certains services. Il mobilise également l'IQSW comme cadre conceptuel de départ, dans la mesure où celui-ci permet de relier les propriétés du sol aux services écosystémiques qu'il peut fournir. L'objectif est d'en transposer la logique dans une approche cartographique fondée sur les données géographiques disponibles à l'échelle wallonne.

La démarche repose sur l'hypothèse transversale que la transposition d'une évaluation de la qualité des sols à une échelle macroscopique implique nécessairement une simplification des phénomènes pédologiques et des dynamiques locales. Cette hypothèse concerne l'ensemble de la démarche, depuis la sélection des données jusqu'à la construction des indicateurs, leur agrégation en services écosystémiques et l'évaluation de leur portée opérationnelle.

La démarche se décline ainsi en quatre sous-objectifs (Figure 9) :

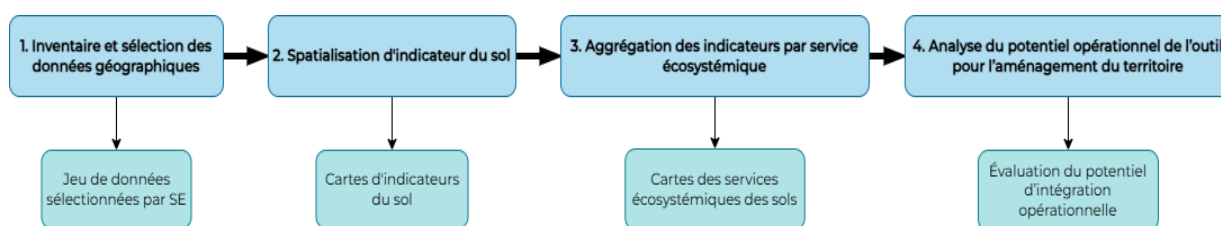


Figure 9. Démarche du mémoire.

- (1) Inventorier et sélectionner les données géographiques disponibles en Wallonie mobilisables comme proxys des propriétés du sol, et adapter le cadre conceptuel des services et sous-services écosystémiques (Tableau 1) à une évaluation cartographique (Tableau 2) ;
- (2) Produire des cartographies d'indicateurs pédologiques à partir des données retenues. Ces cartes sont ensuite analysées au regard de leur méthode de production, de leur résolution, de leur couverture spatiale, de leurs incertitudes et de leur robustesse ;
- (3) Agréger ces indicateurs selon une structure propre à chaque service écosystémique, afin de passer d'une lecture par propriétés ou processus à une représentation synthétique de la contribution potentielle des sols ;
- (4) Interroger la portée opérationnelle de cette représentation cartographique à l'échelle communale. Il s'agit d'examiner comment elle pourrait être mobilisée par les acteurs du territoire dans les démarches de planification et les arbitrages fonciers, ainsi que les limites et les conditions d'appropriation de l'outil.

Tableau 2. Services écosystémiques et sous-services considérés dans le cadre du mémoire.

Service écosystémique	Sous-service écosystémique
Production alimentaire et de biomasse	Alimentaire
	Sylvicole
	Non alimentaire
Régulation du cycle de l'eau	Infiltration eau, limiter ruissellement
	Percolation, recharge des nappes
	Stockage eau, résilience face à la sécheresse
Habitat pour la biodiversité	
Stockage du carbone	
Archivage du patrimoine	

4. Matériels et méthodes

4.1. Site d'étude

4.1.1. Région wallonne

Ce mémoire s'inscrit dans le cadre de la Région wallonne, qui s'étend sur 16 901 km² (1 690 100 ha) et représente 55,1% du territoire belge (IWEPS, 2026). La Wallonie possède 261 communes réparties en 5 provinces. Elle compte 3 704 990 habitants, soit 31,3 % de la population de la Belgique. Les pôles majeurs identifiés par le SDT (SPW, 2024), sont les villes de Namur, Liège, Charleroi et La Louvière. La population en Wallonie est concentrée autour de ces pôles (Figure 10) sur la dorsale wallonne (IWEPS, 2025). En dehors de ces pôles les densités de populations en Belgique sont plus faibles.

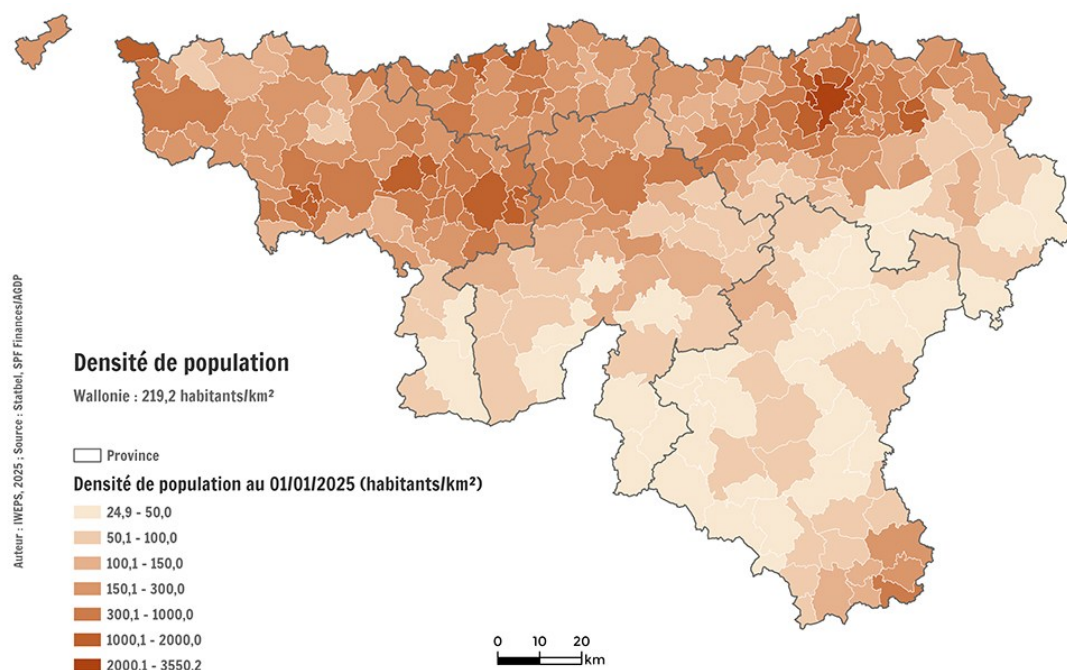


Figure 10. Densité de population. Source : IWEPS (2025)

Le territoire wallon (Figure 11) est occupé en grande partie par les espaces agricoles et forestiers. Les espaces agricoles représentent environ 43 % du territoire à travers la superficie agricole utilisée (SAU), qui regroupe notamment les terres arables, les prairies permanentes et certaines cultures permanentes comme les vergers, les petits fruits ou les pépinières (SPW, 2025c). Les espaces forestiers couvrent quant à eux environ 33 % du territoire wallon (SPW, 2026). Parmi ceux-ci, près de 85 % correspondent à de la forêt productive, dont la vocation principale est la production de bois, qu'il s'agisse de bois d'œuvre, de bois d'industrie ou de bois énergie (SPW ARNE, 2021).

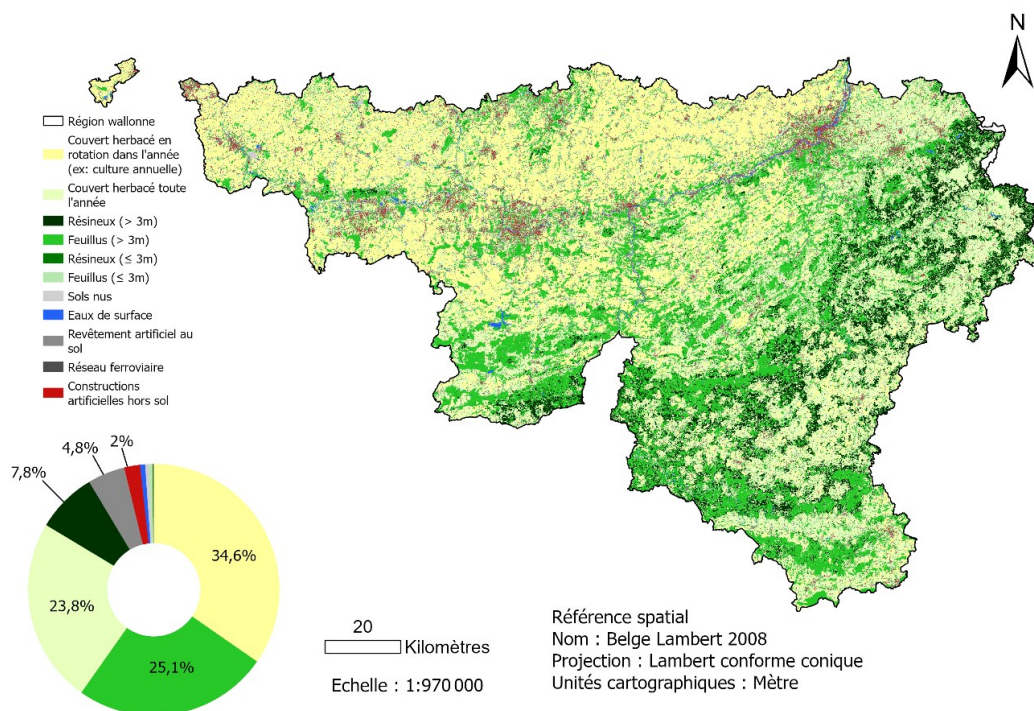


Figure 11. Occupation du sol en Wallonie et répartition surfacique des classes d'occupation. Source : SPW (2025a)

Le nord de la Wallonie, correspondant à une région limoneuse, est principalement constitué de vastes zones de grandes cultures et de grands centres urbains, tandis que le sud de la Wallonie est surtout dominé par des prairies et de vastes espaces forestiers, composés de feuillus, de résineux ou de forêts mixtes.

4.1.2. Commune

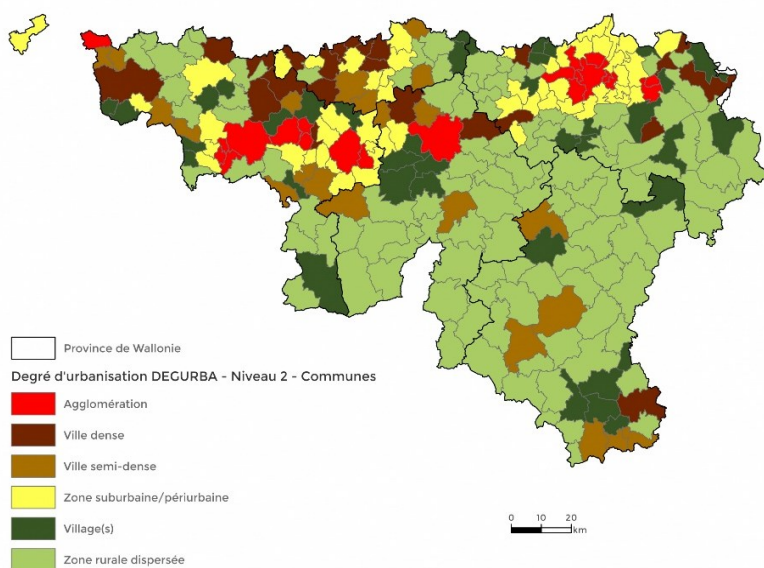


Figure 12. Typologie DEGURBA des communes wallonnes au 01/01/2021. Source : Charlier (2023)

Les communes wallonnes présentent des profils contrastés selon leur degré d'urbanisation, leur densité de population et leur insertion dans la structure territoriale régionale (Figure 12). La typologie DEGURBA (*DEGREE of URBANisation*) appliquée à la Wallonie par l'institut wallon de l'évaluation, de la prospective et de la statistique (IWEPS) distingue notamment les agglomérations, les villes denses et semi-denses, les zones suburbaines ou périurbaines, les villages et les zones rurales dispersées (Charlier, 2023). Cette

classification permet de situer les communes dans un gradient urbain-rural et de mettre en évidence la diversité des dynamiques territoriales wallonnes, depuis les centres urbains denses jusqu'aux espaces ruraux faiblement peuplés.

Au 1er janvier 2023, les zones d'habitat inscrites au plan de secteur couvraient 180 817 ha, dont 53 394 ha non artificialisés, occupés majoritairement à des fins agricoles (48 345 ha) (SPW, 2025b). Les ZACC¹⁵ représentaient quant à elles 21 604 ha supplémentaires, avec un taux d'artificialisation de 23,8 %. Ces zones, encore majoritairement non bâties, sont présentes sur la grande majorité des territoires communaux wallons. Au 1er juillet 2023, la Wallonie comptait par ailleurs 2 058 sites à réaménager (SAR)¹⁶ couvrant 3 224 ha, présents sur 245 des 262 communes wallonnes et majoritairement localisés en zones urbaines et périurbaines (IWEPS, 2024b).

Les communes wallonnes jouent un rôle central dans la mobilisation foncière liée à la réhabilitation des friches. Propriétaires de 261 ha de SAR de fait, soit environ 8 % des surfaces concernées (Figure 13), elles disposent d'un levier direct pour stimuler la reconversion de ces sites (Dupont et al., 2023). Ces 261 ha correspondent toutefois aux seules surfaces où les communes exercent un droit réel direct ; leur implication dans la réhabilitation des friches s'étend au-delà, notamment à travers leur rôle de coordination et de partenariat avec d'autres acteurs tels que les CPAS (Bianchet et al., 2023).

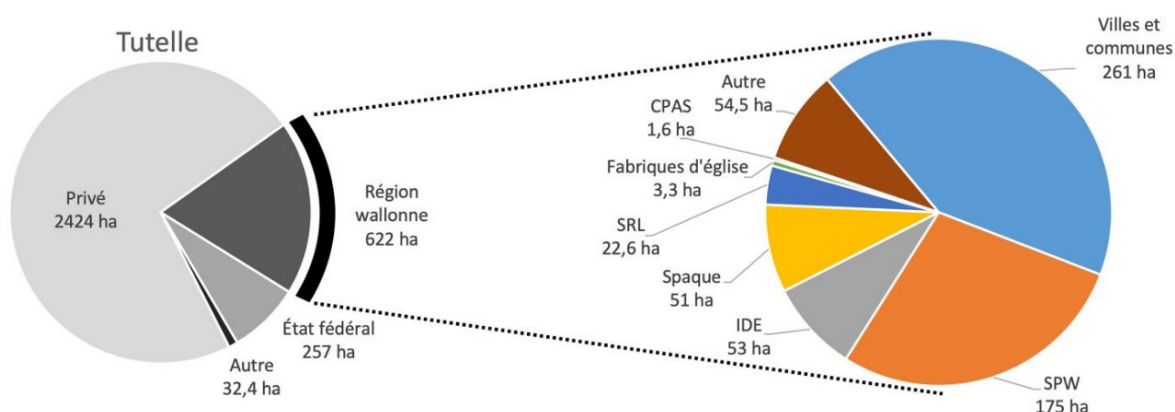


Figure 13. Répartition du foncier public en friche par acteur majeur. Source : Dupont et al. (2023)

4.2. Sources de données et outils mobilisés

À l'échelle régionale, l'inventaire des données s'est appuyé sur différentes sources disponibles à l'échelle wallonne, notamment le SPW, le Centre wallon de Recherches agronomiques (CRA-W), l'Agence wallonne du Patrimoine (AWaP) et le projet LifeWatch. Une grande majorité des données exploitées provient du « Catalogue des données¹⁷ » du « Géoportail de la Wallonie » composé de plus 895 données géographiques. Les données sont soit

¹⁵ Pour la définition, voir CoDT art. D.II.42, §1er.

¹⁶ Pour la définition, voir CoDT, art. D.V.1, alinéa 1^{er}, 1^o.

¹⁷ <https://geoportail.wallonie.be/catalogue-donnees>

directement téléchargeables, soit consultables via l'outil de visualisation « WalOnMap¹⁸ », qui permet une exploration interactive des couches cartographiques et de leurs attributs.

4.3. Inventaire des données géographiques

L'inventaire et la sélection des données géographiques constituent la première étape de la démarche méthodologique. Cette étape a consisté à recenser les cartes disponibles à l'échelle wallonne, en priorité, pouvant être mobilisées dans l'évaluation des services écosystémiques des sols.

Les données recensées peuvent être de plusieurs natures : des données sources renseignant une propriété ou un paramètre du sol, des données dérivées produites à partir de ces dernières, ou des cartes d'indicateurs et de services écosystémiques déjà élaborées, mobilisables directement ou à titre de comparaison.

Le passage depuis la parcelle de terrain à une approche cartographique à l'échelle wallonne implique de cibler les propriétés du sol qui peuvent être estimées de manière robuste à partir des données géographiques disponibles. Le cadre conceptuel a donc été adapté aux objectifs du mémoire, en ne retenant que les services et sous-services (Tableau 1) pouvant être reliés à des propriétés du sol cartographiables à l'échelle wallonne (Tableau 2). Les services écartés, ainsi que les motifs de leur exclusion, sont détaillés en annexe (Annexe 3).

L'inventaire a ensuite été conduit pour chaque service écosystémique retenu : des mots-clés spécifiques ont été utilisés dans le moteur de recherche dans le catalogue de données du Géoportail de Wallonie afin d'identifier les jeux de données pertinents. Les données recensées ont ensuite été analysées à partir de leurs fiches descriptives, de leurs métadonnées et, lorsque disponibles, des rapports méthodologiques associés.

Les données recensées ont été classées dans un fichier Excel d'inventaire afin de structurer leur analyse et de faciliter leur comparaison. Pour chaque donnée, plusieurs informations ont été renseignées :

- *Nom du jeu de données* : nom de la donnée géographique mobilisée.
- *Lien vers la source* : URL renvoyant vers les informations relatives à la donnée, par exemple la fiche descriptive du Géoportail de la Wallonie.
- *Description synthétique* : description synthétique du contenu de la donnée.
- *Propriété(s) du sol associée(s)* : propriété du sol ou du territoire associée à la donnée. Par exemple, dans le cas de la Carte numérique des sols de Wallonie, les propriétés renseignées peuvent concerner la texture, le drainage ou la charge caillouteuse.
- *Contenu de la donnée* : description des principales informations disponibles dans la couche cartographique.
- *Méthode de production et qualité de la donnée* : origine, méthode d'élaboration et limites éventuelles de la donnée.
- *Type d'utilisation dans l'analyse* : catégorie indiquant le rôle de la donnée dans la démarche méthodologique. Elle distingue les données sources, les données dérivées, les

¹⁸ <https://geoportail.wallonie.be/walonmap>

cartes d'indicateurs existantes, les cartes de services écosystémiques existantes et les données non retenues.

- *Format de la donnée* : type de donnée mobilisée, en distinguant les données vectorielles des données matricielles.
- *Système de référence spatiale* : système de référence cartographique dans lequel la donnée est fournie, lorsqu'il est renseigné dans la fiche descriptive ou les métadonnées.
- *Résolution spatiale* : niveau de détail de la donnée cartographique. Dans le cas des données matricielles, cette information correspond à la taille du pixel.
- *Date de dernière mise à jour* : date de dernière mise à jour de la donnée, lorsque cette information est disponible.

Les données géographiques mobilisées dans ce mémoire sont distinguées en deux catégories : les données transversales et les données propres à chaque service écosystémique. Les données transversales correspondent aux couches utilisées pour l'évaluation de plusieurs services écosystémiques. Afin d'éviter les répétitions, leur origine, leur contenu, leur format, leur résolution ou leur échelle de référence sont présentés dans une section commune. À l'inverse, certaines données sont spécifiques à un service écosystémique particulier. Elles sont alors décrites dans la section consacrée à ce service, car leur intérêt et leur interprétation dépendent directement du service évalué. Cette distinction permet de clarifier le rôle des différentes couches mobilisées : les données transversales constituent un socle commun pour l'évaluation de plusieurs services écosystémiques, tandis que les données spécifiques apportent une information complémentaire propre à un service donné.

4.4. Traitement des données géographiques

Le traitement des données a été réalisé à l'aide du logiciel ArcGIS d'ESRI (*Environmental Systems Research Institute*), dans sa version 3.6.4. Ce logiciel permet notamment l'intégration et l'exploitation de notebooks Python directement appliqués aux données géographiques importées, facilitant ainsi les étapes de traitement. L'ensemble des scripts utilisés pour les traitements spatiaux et la production des indicateurs cartographiques est disponible dans un dépôt GitHub public¹⁹. Ce dépôt rassemble les scripts de préparation des données, de calcul des indicateurs et d'agrégation des résultats permettant d'assurer la transparence et la reproductibilité de la démarche, sans alourdir le corps du mémoire par l'intégration complète du code. Les choix méthodologiques associés à chaque service, ainsi que les traitements appliqués aux données, sont détaillés dans la partie 5, lors de la présentation de chaque indicateur.

Afin de croiser et d'analyser plusieurs couches de données géographiques, il est nécessaire de les harmoniser au préalable. Cette étape consiste notamment à adopter un même système de projection cartographique ainsi qu'une résolution spatiale commune. Les données peuvent être de nature vectorielle (points, lignes, polygones), généralement utilisées pour représenter des variables catégorielles ou qualitatives, ou de nature matricielle (raster), le plus souvent mobilisées pour représenter des variables continues. Afin de permettre leur superposition et

¹⁹ <https://github.com/antoinesull/soil-quality-index-for-land-use-planning>

leur comparaison, l'ensemble des couches a été converti dans une projection unique puis ajusté à une même résolution spatiale, en retenant comme référence la résolution la plus grossière, afin de garantir la cohérence de l'ensemble des données.

4.5. Élaboration des cartes d'indicateurs à partir de données géographiques

Les propriétés du sol associées à chaque service et sous-service écosystémique ont d'abord été identifiées. Parmi celles-ci, seules les propriétés pouvant être transposées à une échelle macroscopique ont été retenues. Cette étape s'inspire de la logique du jeu minimal de données utilisée dans la construction des IQS. Un ensemble réduit d'indicateurs a été sélectionné pour représenter les dimensions principales de la qualité du sol par service écosystémique, en limitant la redondance entre variables (Andrews et al., 2004).

La cartographie des indicateurs désigne ici la production de cartes représentant, pour chaque service écosystémique retenu, une ou plusieurs propriétés du sol estimées à partir de données géographiques disponibles à l'échelle wallonne. Ces cartes ne mesurent pas directement les services écosystémiques, ni les fonctions écologiques qui les sous-tendent, mais constituent des proxys spatialisés permettant d'approcher certaines dimensions de la capacité des sols à fournir ces services. Cette démarche s'inscrit dans une logique de cartographie explicite, au sens où les valeurs produites reposent sur des relations pédologiques (ou fonction de pédotransfert) identifiées dans la littérature, et non sur une simple cotation experte par type d'occupation du sol.

Chaque indicateur est le résultat d'un traitement appliqué à une ou plusieurs données sources à l'échelle du territoire wallon. Les données déjà dérivées à l'échelle de la Wallonie n'ont pas fait l'objet d'un approfondissement méthodologique spécifique. L'attention a été portée sur la construction potentielle d'indicateurs à partir de données sources, et non sur l'analyse de couches déjà produites.

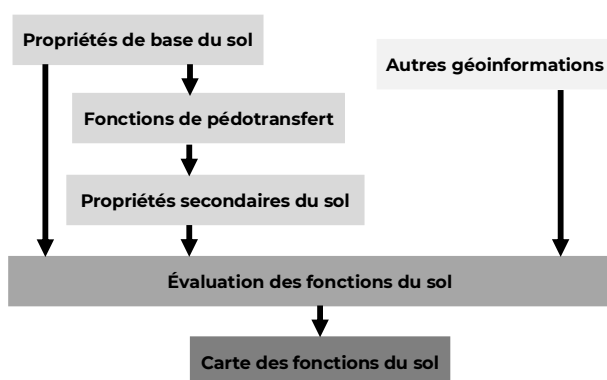


Figure 14. Évaluation des fonctions du sol. Source : Greiner et al. (2017)

Pour chaque indicateur envisagé, la réflexion a consisté à déterminer quelles données sources pouvaient être combinées et selon quelles relations pédologiques (fonctions de pédotransfert). Cette démarche suit la logique générale de production d'une carte des fonctions du sol (Figure 14), dans laquelle les propriétés de base du sol et d'autres géoinformations sont transformées en propriétés secondaires avant d'être intégrées dans une évaluation finale (Greiner et al., 2017).

Cette étape s'est appuyée sur l'identification d'équations ou de règles de combinaison applicables à l'échelle macroscopique. Les cartes ainsi obtenues constituent la base à partir de laquelle les indicateurs sont ensuite agrégés par service écosystémique.

4.6. Analyse qualitative de l'incertitude et validation

L'incertitude a été traitée de manière qualitative, c'est-à-dire à partir d'une analyse critique des informations disponibles plutôt qu'au moyen d'une quantification statistique de l'erreur. Cette analyse a été menée à partir des informations disponibles dans les fiches descriptives, les métadonnées et, lorsque disponibles, les rapports méthodologiques associés aux jeux de données. Elle visait à identifier les principaux éléments susceptibles d'influencer la fiabilité, la précision ou l'interprétation des cartes produites.

L'analyse qualitative de l'incertitude s'est appuyée sur plusieurs critères :

- La méthode de production, afin de déterminer si la donnée résulte d'une mesure directe, d'une observation, d'une modélisation, d'une interpolation, d'une photo-interprétation ou d'un traitement dérivé.
- La résolution spatiale, afin d'apprécier le degré de généralisation de l'information et la perte éventuelle de détails spatiaux.
- La couverture spatiale, afin de vérifier si la donnée couvre l'ensemble de la zone d'étude ou seulement certains types d'espaces.
- La date de production ou de mise à jour, afin d'évaluer le décalage possible entre la donnée utilisée et l'état actuel du territoire ou des propriétés représentées.
- Le caractère direct ou indirect de l'indicateur, afin de distinguer les données mesurant directement une propriété recherchée des données utilisées comme proxy.
- Les limites signalées dans les métadonnées ou les rapports méthodologiques, afin de prendre en compte les précautions d'usage, les restrictions d'interprétation et les incertitudes déjà identifiées par les producteurs de la donnée.
- Les effets des traitements réalisés, qui peuvent modifier ou simplifier l'information initiale.
- La cohérence spatiale du résultat final, vérifiée visuellement dans ArcGIS afin d'identifier d'éventuelles valeurs aberrantes, ruptures spatiales, zones sans données ou résultats difficilement interprétables.

La validation des cartes produites n'a donc pas consisté en une validation statistique par données de terrain. Elle a reposé sur une vérification qualitative de la cohérence des résultats au regard des données d'entrée, des traitements réalisés et des limites identifiées.

4.7. Agrégation des indicateurs par service écosystémique

L'agrégation des indicateurs par service écosystémique constitue l'étape de synthèse permettant de combiner les cartes d'indicateurs en une carte de service écosystémique. Elle repose sur une étape préalable de notation qui convertit les valeurs brutes de chaque indicateur en scores comparables et combinables. Cette notation s'appuie sur une approche absolue (Robert et al., 2012) : des seuils de classification sont définis sur la base de références issues de la littérature scientifique, indépendamment de la distribution observée dans le jeu de données wallon. Les valeurs brutes de chaque indicateur sont ainsi transformées en notes discrètes reflétant leur niveau de contribution au service écosystémique considéré.

Une fois les indicateurs notés, ils sont combinés pour chaque service écosystémique afin de produire une carte synthétique. La méthode de combinaison s'inspire des approches additives simples ou pondérées utilisées dans la construction des IQS (Mukherjee & Lal, 2014), adaptées aux spécificités de chaque service et sous-service évalué. Les modalités précises de combinaison, notamment la nature des relations entre indicateurs, les pondérations éventuelles et l'importance relative de chaque indicateur, sont détaillées pour chaque service dans les sections 5.

4.8. Analyse du potentiel opérationnel de l'outil pour l'aménagement du territoire

La cartographie de la qualité du sol produite dans le cadre de ce mémoire est mise en lien avec le potentiel opérationnel de l'outil dans le cadre de l'aménagement du territoire wallon. Des hypothèses préliminaires sont formulées et des questions qui dépassent le cadre de ce mémoire sont soulevées.

L'analyse de ce potentiel opérationnel repose sur une revue de la littérature existante, notamment le projet SOILval, qui a proposé une analyse qualitative des instruments d'aménagement du territoire wallons, conduite à partir du CoDT et des documents de planification communale, ainsi qu'une analyse approfondie de la qualité du sol au regard du droit wallon de l'aménagement du territoire. Elle s'appuie également sur une analyse de l'appropriation de l'outil par les parties prenantes concernées (communes, société civile, bureaux d'étude, Région).

Les cartes produites sont mises en regard des dispositions réglementaires et des procédures existantes afin d'identifier les points d'entrée concrets dans lesquels elles pourraient s'insérer.

5. Résultats et discussion

5.1. Inventaire et sélection des données géographiques

5.1.1. Données géographiques transversales

Carte numérique des sols de Wallonie et textures granulométriques

La Carte Numérique des Sols de Wallonie²⁰ (CNSW) est disponible au format vectoriel et couvre l'ensemble du territoire wallon à une échelle de référence de 1:20 000. Au sein de cette emprise, 8,2 % du territoire correspond à des zones non cartographiées sur le plan pédologique (classe « NC »), telles que les espaces urbains, les routes, les chemins de fer, les marais et les domaines militaires (carte en Annexe 7). Chaque unité cartographique y est représentée par un sigle pédologique dont chaque lettre encode une propriété du sol telle que la texture, le drainage naturel, le développement de profil ou la charge et nature en éléments grossiers (Annexe 5). Ces propriétés pédologiques constituent des proxys spatiaux directement mobilisables pour l'évaluation de plusieurs services écosystémiques, conférant à la CNSW un rôle de donnée-socle dans la démarche.

La carte de référence des textures et fractions granulométriques des sols de Wallonie²¹ (carte en Annexe 10), produite en 2020, est disponible au format matriciel à une résolution spatiale de 50 m (D'Or, 2020). Dérivée de la CNSW, elle en couvre la même étendue spatiale et en hérite les zones non cartographiées. Elle fournit cinq fractions granulométriques (argile 0–2 µm, limon 2–50 µm, sable 50–2000 µm, argile et limon fin 0–20 µm et sable très fin 50–100 µm) à trois profondeurs : 0–40 cm, 40–80 cm et 80–120 cm. Sa plus-value tient à la nature de l'information produite : là où la CNSW associe à chaque plage une classe texturale qualitative, cette carte fournit une teneur chiffrée pour chaque fraction, assortie d'une mesure d'incertitude. Ces valeurs résultent d'un co-krigeage entre la CNSW et les données ponctuelles de laboratoire de la base Aardewerk (Annexe 6). Ces fractions constituent des proxys pédologiques directement mobilisables pour l'évaluation de plusieurs services écosystémiques, faisant de cette carte la donnée granulométrique quantitative de référence à l'échelle wallonne en l'absence de mesures directes couvrant l'ensemble du territoire.

Carbone organique total des sols

Le projet CARBIOSOL (CARbone – BIOlogique – SOL) a produit deux cartographies²² au format matriciel pour les sols agricoles wallons (terres cultivées et prairies), toutes deux portant sur l'horizon 0–30 cm. Le SPW diffuse ces couches sous l'intitulé de carbone organique total (COT), grandeur équivalente au carbone organique du sol (COS), terme retenu ici. La carte des teneurs (carte en Annexe 8) est disponible à une résolution spatiale de 90 m et couvre la période 2015–2019, avec des valeurs exprimées en gC·kg⁻¹, une grandeur qui renseigne les propriétés agronomiques du sol. La carte des stocks (carte en Annexe 9) est disponible à une résolution spatiale de 40 m pour la période 2005–2014, avec des valeurs

²⁰ <https://geodata.wallonie.be/id/38c2a87e-d38a-4359-9899-9d4a6b9f0c2a>

²¹ <https://geodata.wallonie.be/id/e90eb7cf-8f7d-40ab-9df9-5c34ddf387ea>

²² <https://geodata.wallonie.be/id/47e4ea34-fe00-4712-b795-4a85fdab7dd7>

exprimées en $\text{MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ et intégrant la masse volumique apparente, la fraction d'éléments grossiers et la profondeur de l'horizon, selon l'équation suivante (Chartin et al., 2017) :

$$S_{cos} = \frac{p \times T_{cos} \times (1 - EG) \times DA}{100} \quad (1)$$

avec S_{cos} le stock de carbone organique du sol ($\text{MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$), p la profondeur du sol (m), T_{cos} la teneur en carbone organique ($\text{gC}\cdot\text{kg}^{-1}$), EG la fraction volumique d'éléments grossiers (–), et DA la masse volumique apparente de la terre fine ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$). Le stock constitue ainsi la variable pertinente pour quantifier la masse de carbone à l'échelle territoriale.

Toutefois, ces cartographies étant limitées aux sols agricoles, elles ne couvrent qu'une partie des sols présents sur le territoire wallon. Les sols forestiers, notamment, en sont exclus alors qu'ils constituent des stocks importants de carbone organique (Don et al., 2024). Cette exclusion touche plus de 33 % du territoire wallon, une proportion qui n'est pas négligeable au regard de l'objectif d'une évaluation spatiale des services écosystémiques à l'échelle régionale, en particulier celui du stockage du carbone. Une telle omission restreint la portée de l'analyse à une majorité du territoire wallon utilisé à des fins agricoles, et tend à effacer un écosystème forestier pourtant soumis à de multiples pressions (SPW ARNE, 2021), ce qui limite la capacité de l'outil à orienter une prise de décision territoriale globale et cohérente à l'échelle de la Wallonie. Cette lacune résulte de la base de données de l'IPRFW (Inventaire Permanent des Ressources Forestières de Wallonie), qui ne renseigne ni la densité apparente ni la teneur en éléments grossiers nécessaires au calcul des stocks selon la méthode appliquée aux sols agricoles. Le projet CarboStock (CRA-W, 2024) prévoit d'intégrer le secteur forestier dans son inventaire actualisé des stocks de carbone organique des sols, ce qui pourrait, à terme, combler cette lacune.

La carte des teneurs et la carte des stocks de COS sont mobilisées dans ce mémoire en raison du rôle central que joue la matière organique dans le fonctionnement du sol. La matière organique conditionne simultanément plusieurs propriétés pédologiques, dont la stabilité structurale, la CEC, la rétention en eau et la fourniture en nutriments, ce qui en fait une variable transversale pertinente pour l'évaluation de plusieurs services écosystémiques (Murphy, 2015). La teneur est ainsi mobilisée pour caractériser ces propriétés pédologiques, tandis que le stock est retenu pour évaluer le service de stockage du carbone. En l'absence de mesures directes de la matière organique couvrant l'ensemble du territoire wallon, le COS constitue le proxy le plus robuste disponible à cette échelle.

5.1.2. Production alimentaire et de biomasse

Les sols fournissent aux végétaux les nutriments, l'eau et le support physique nécessaires à leur croissance, ce qui en fait le substrat fondamental du service de production de biomasse (Baveye et al., 2016). Selon le type d'écosystème et la destination de la production, ce service se décline en deux sous-services. La production alimentaire désigne la fourniture de matière végétale destinée à la consommation humaine ou animale, concernant notamment les terres arables, les prairies de fauche, les jardins potagers ou encore les espaces urbains aménagés à des fins productives (Maes et al., 2020). La production de biomasse recouvre les productions à vocation non alimentaire, notamment les plantes cultivées destinées à la production

d'énergie, à la fourniture de fibres et de matériaux, ainsi que la production sylvicole, renvoyant à la capacité des sols forestiers à soutenir la production de bois (Haines-Young, 2023; SPW ARNE, 2021).

Les approches mobilisées dans la littérature pour évaluer la production alimentaire et de biomasse se distinguent selon qu'elles observent la production réalisée ou qu'elles estiment le potentiel du sol à partir de ses propriétés. La première famille, directe, s'appuie sur les rendements mesurés des cultures ou sur des proxys de biomasse tels que la production fourragère ou la biomasse totale, utilisés comme indicateurs de la fourniture effective du service (Greiner et al., 2017). Elle rend compte du niveau de production atteint, mais celui-ci résulte conjointement des propriétés du sol, des conditions climatiques et des pratiques culturelles, de sorte que la contribution propre du sol n'y est pas isolée. Sa couverture se limite en outre aux surfaces effectivement exploitées et à la période d'observation, ce qui laisse hors champ les sols dont l'usage actuel ne correspond pas à une production agricole ou sylvicole. La seconde famille, indirecte, estime le potentiel productif intrinsèque du sol à partir de propriétés pédologiques combinées telles que la texture, le pH, la profondeur et la teneur en humus. La *Land Capability Classification* en constitue un exemple, regroupant les sols en classes selon le degré croissant de leurs limitations pour un usage agricole durable (Calzolari et al., 2016). D'autres méthodes recensées par Greiner et al. (2017) reposent sur la capacité en eau disponible et la CEC.

Production alimentaire et non alimentaire

Pour l'évaluation de la production alimentaire et non alimentaire, le potentiel productif est estimé à partir des propriétés du sol et non à partir des rendements mesurés. La fraction argileuse et la teneur en COS des sols sont mobilisées en raison de leur rôle complémentaire dans la fertilité potentielle des sols agricoles. La fertilité comprend des composantes physique, chimique et biologique, et le potentiel de production dépend en outre des caractéristiques climatiques du milieu (Genot et al., 2009). L'évaluation porte ici sur la seule composante chimique, approchée par le taux de saturation du complexe d'échange (Baize, 2000). Ce taux exprime la part de la capacité d'échange cationique du sol (CEC_{sol}) occupée par des cations alcalins et alcalino-terreux échangeables. La CEC_{sol} constitue ainsi l'indicateur dont l'estimation repose sur ces deux couches de données.

La Banque de Données de l'État des Sols ou BDES²³ (carte en Annexe 11), mise à jour de manière régulière, recense à l'échelle parcellaire les terrains pollués ou potentiellement pollués en Wallonie. Elle est disponible au format vectoriel à une échelle de référence de 1:25 000 et couvre l'ensemble du territoire wallon. Elle est retenue pour l'évaluation de la production alimentaire car la contamination du sol constitue une contrainte directe, les cultures destinées à la consommation humaine ne pouvant être produites sur des sols pollués. Les terrains recensés dans la BDES sont donc exclus de ce sous-service, tandis qu'ils peuvent conserver un potentiel pour la production non alimentaire de biomasse. Cette carte présente deux limites (SPW Environnement, s. d.). D'une part, certaines parcelles font l'objet d'une suspicion de pollution fondée sur des sources documentaires, sans confirmation par une investigation ; le sol n'y est donc pas nécessairement pollué. D'autre part, la BDES ne contient

²³ <https://geodata.wallonie.be/id/88f5f3ce-98f5-4ab3-b226-ad8a9692a339>

aucune information pour 95 % des parcelles du territoire wallon. Cette absence de données ne permet toutefois pas de conclure à l'absence de pollution.

Production sylvicole

Le Fichier écologique des essences²⁴, mis à jour en 2021, est disponible au format matriciel à une résolution spatiale de 10 m. Dérivé de la CNSW, il couvre le territoire wallon à l'exception des zones urbaines, des routes, des chemins de fer, des marais et des domaines militaires. Il fournit notamment des couches relatives au niveau trophique (carte en Annexe 12) et au régime hydrique, synthétisant sous forme spatialisée plusieurs facteurs déterminants des conditions de croissance forestière. Cette couche permet de rechercher la meilleure adéquation entre les stations et les essences forestières en vue d'une forêt durable, une approche qui ouvre la possibilité de produire des cartes d'aptitude potentielles valables à l'échelle de la planification (Claessens et al., 2014).

5.1.3. Régulation du cycle de l'eau

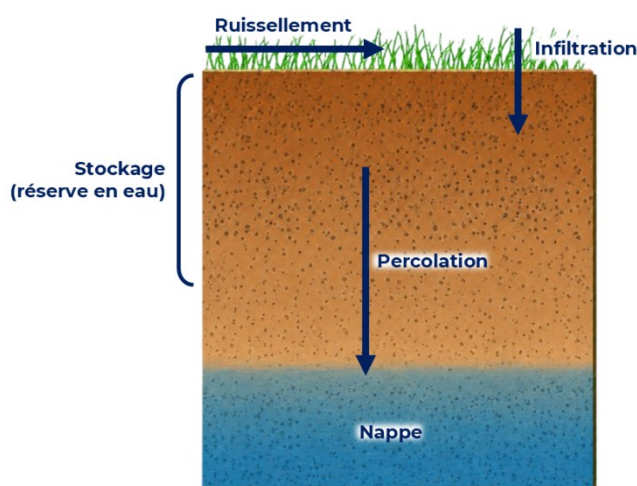


Figure 15. Sous-services écosystémiques du service de régulation du cycle de l'eau. Source : Adapté de Brady & Weil (2016)

Le service de régulation du cycle de l'eau (Figure 15) vise à apprécier la capacité du sol à orienter le devenir de l'eau, depuis son arrivée en surface jusqu'à son transfert ou son stockage dans le profil, en se concentrant sur les dynamiques hydrologiques dépendant des propriétés du sol et du milieu. Les processus considérés sont l'infiltration, le ruissellement, la percolation et le stockage de l'eau. Sa contribution varie

notamment selon les caractéristiques pédologiques, topographiques et d'occupation du sol.

L'évaluation du service de régulation du cycle de l'eau mobilise un ensemble de méthodes complémentaires, généralement regroupées en trois grandes dimensions : biophysique, économique et sociale (Nedkov et al., 2022). La dimension biophysique domine largement, portée par des modèles hydrologiques et des outils intégrés qui cartographient les flux et simulent des scénarios d'usage des sols (Vigerstol & Aukema, 2011). Sur le plan économique, la valorisation s'organise selon une hiérarchie de méthodes graduée par la proximité entre le prix mobilisé et une transaction portant effectivement sur le service, depuis les prix directement observables jusqu'aux prix reconstitués à partir de marchés apparentés, de dépenses engagées ou de dépenses anticipées (Ferrini et al., 2025). La dimension sociale, quant à elle, demeure la moins représentée dans la littérature : Nedkov et al. (2022) soulignent qu'aucune étude recensée ne lui est exclusivement consacrée.

²⁴ <https://geodata.wallonie.be/id/4d89bbf4-6861-420e-9943-2b8c3302a227>

L'approche retenue ici se situe en amont de la modélisation des flux et caractérise les propriétés pédologiques qui conditionnent la capacité du sol à infiltrer, retenir et restituer l'eau. Deux grandeurs sont mobilisées à cette fin. La teneur en eau exprime le volume d'eau contenu par volume de sol et se rapporte à des états hydriques de référence, la saturation, la capacité au champ et le point de flétrissement. La réserve en eau correspond à la quantité retenue entre la capacité au champ et le point de flétrissement, intégrée sur une épaisseur de sol et exprimée en millimètres, et détermine l'eau effectivement mobilisable par la végétation entre deux apports.

Teneurs en eau des sols agricoles wallons

La carte des teneurs en eau des sols agricoles wallons²⁵ est disponible au format matriciel à une résolution de 10 m, avec des valeurs exprimées en m^3/m^3 , soit un volume d'eau par volume de sol (Battheu-Noirfalise et al., 2023). Elle dérive de la carte des textures et fractions granulométriques et des teneurs en COS, dont elle hérite les zones non cartographiées. Elle fournit les teneurs en eau du sol aux trois états hydriques de référence ainsi qu'à l'état séché à l'air. Elle est retenue pour ce service car ces teneurs permettent d'en dériver la réserve utile en eau et la conductivité hydraulique à saturation, deux paramètres hydrologiques clés pour l'évaluation du service de régulation du cycle de l'eau. La réserve utile en eau constitue un paramètre orienté vers la plante (agricole ici), reconnu comme le plus influent dans les modèles de bassin versant et d'irrigation (Cousin et al., 2022). Toutefois, la restriction de la carte aux sols agricoles conduit à exclure des occupations du sol pourtant pertinentes pour la régulation hydrique, notamment les sols forestiers dont les propriétés pédologiques et la couverture végétale influencent significativement les processus d'infiltration et de rétention, mais aussi les friches, dont le devenir en termes d'affectation fait l'objet de réflexions d'aménagement et qui se trouvent absentes de la cartographie, ce qui limite la portée de l'évaluation du service à l'échelle territoriale.

Capacité de rétention en eau

Le calcul d'une réserve utile en eau suppose de connaître une profondeur d'enracinement, une donnée dont la variabilité selon la végétation la rend difficile à établir à l'échelle régionale. La carte de la capacité de rétention en eau des sols de Wallonie (Ridremont et al., 2011) contourne cette difficulté en intégrant la même différence d'humidité sur la profondeur totale du profil de sol, et l'exprime en millimètres (carte en Annexe 13). La carte dérive de la CNSW et en reprend les unités cartographiques, ce qui fixe sa résolution à l'échelle de référence de 1:20 000, ainsi que les zones non cartographiées. Elle est retenue pour ce service car elle permet d'identifier les secteurs où les sols présentent une disponibilité en eau plus ou moins élevée, indépendamment des plantes.

5.1.4. Habitat pour la biodiversité

Le service d'habitat pour la biodiversité désigne la capacité d'un écosystème à fournir un espace de vie approprié aux espèces végétales et animales sauvages (De Groot et al., 2002), rattaché dans la classification des services écosystémiques CICES V5.2 au maintien des

²⁵ <https://geodata.wallonie.be/id/6ccd2b79-589b-4156-8418-1b022e13c12d>

cycles de vie des organismes à travers la protection des habitats nécessaires à leur reproduction, leur alimentation et leur refuge (Haines-Young, 2023). Les forêts, les prairies, les zones humides, les plans d'eau, les milieux agricoles extensifs et certains espaces verts urbains peu imperméabilisés constituent les écosystèmes les plus favorables à ce service (Hatziiordanou et al., 2019), tandis que les surfaces fortement artificialisées, les infrastructures, les zones industrielles et l'agriculture intensive participent à la fragmentation et à la dégradation des habitats.

Ce service se décline à deux niveaux d'observation distincts. Les écosystèmes cités ci-dessus renvoient à la biodiversité de surface, celle des espèces dont le cycle de vie se déroule au-dessus du sol, appréhendée à l'échelle du paysage à partir de la couverture du sol et de son agencement spatial. Le sol constitue par ailleurs un habitat en lui-même, occupé par une biodiversité souterraine qui contribue de manière substantielle à structurer la biodiversité de surface et le fonctionnement des écosystèmes terrestres (Bardgett & Van Der Putten, 2014). Cette seconde composante ne se lit pas dans la couverture physique du sol mais dans les propriétés pédologiques, ce qui appelle des indicateurs différents.

Le service d'habitat pour la biodiversité relève de la catégorie des services de régulation et de maintenance, catégorie que le rapport MAES (European Commission: DG ENV, 2014) reconnaît comme la plus difficile à cartographier et à évaluer, en raison d'une compréhension partielle de certains processus biophysiques et du rôle transversal de ces services, qui sous-tendent la fourniture de l'ensemble des autres services. Cette difficulté tient à plusieurs facteurs. Sur le plan spatial, la diversité structurelle du paysage et les corridors écologiques sont essentiels à prendre en compte (Hatziiordanou et al., 2019). Sur le plan du sol, Van Leeuwen et al. (2019) constatent qu'aucune mesure ne donne une vue d'ensemble complète de la biodiversité souterraine ni de la manière dont un sol soutient un habitat favorable à un écosystème diversifié. La littérature se répartit entre des travaux portant sur des groupes taxonomiques isolés et des modèles complexes, exigeants en données et peu adaptés à une analyse de routine. Le recours à des groupes taxonomiques isolés constitue néanmoins une pratique courante d'évaluation de la biodiversité du sol.

Plus largement, Liqueste et al. (2016) montrent que l'évaluation du service mobilise trois grandes familles d'indicateurs, à savoir des indicateurs de condition et biodiversité, des indicateurs de fonctions et processus, et des indicateurs de flux de service et bénéfices, dont le choix reflète trois perspectives sous-jacentes : écologique, conservationniste et économique. Leur recommandation est d'adopter une évaluation intégrée distinguant clairement ces niveaux et liant le service à un bénéfice humain concret, le service ne pouvant légitimement être évalué comme tel lorsqu'il est représenté uniquement par des indicateurs généraux de biodiversité ou d'intégrité écologique.

Écotopes

Les écotopes²⁶, développés dans le cadre du projet LifeWatch (LifeWatch-FWB, 2022), constituent les plus petites unités écologiquement homogènes du paysage, intégrant des facteurs climatiques, topographiques et de structure de la végétation (Radoux et al., 2019). Ils couvrent l'ensemble du territoire wallon et sont disponibles au format vectoriel (carte en Annexe

²⁶ https://maps.elie.ucl.ac.be/lifewatch/ecotopes_wal.html?lang=en&year=2022

14), dérivé de données matricielles à une résolution de 2 m. La version mobilisée dans ce mémoire est celle de 2022, la plus récente disponible.

Deux produits cartographiques couvrent l'ensemble du territoire wallon, WALOUS²⁷ (WALLonie Occupation et Utilisation du Sol) et les écotopes, mais ils ne poursuivent pas la même finalité. WALOUS fournit une cartographie de l'occupation et de l'utilisation du sol pour le suivi et la gestion du territoire. Les écotopes constituent les plus petites unités paysagères écologiquement distinctes et leur cartographie vise la mesure des patrons, des processus et des changements écologiques (Radoux et al., 2019). Cette orientation a guidé la construction de la légende, dont les milieux ouverts ont été détaillés en cinq classes, plus finement que dans les autres cartes disponibles sur le territoire et dans le but d'accroître leur pertinence pour la modélisation de la biodiversité (Radoux et al., 2022). C'est cette finalité qui motive le choix des écotopes pour l'évaluation du service d'habitat.

Cette couche présente néanmoins plusieurs limites au regard du service évalué. Elle renseigne la structure de la végétation depuis la canopée jusqu'à la surface du sol et ne fournit aucune information sur la vie souterraine, alors que la biodiversité du sol contribue directement aux fonctions pédologiques mobilisées dans ce mémoire. L'indicateur qui en dérive porte ainsi sur l'habitat de surface et non sur la biodiversité du sol, et le service est évalué à travers un potentiel d'accueil plutôt qu'à travers des communautés observées. La résolution de 2 m limite par ailleurs la détection des éléments paysagers de faible emprise, dont l'importance écologique est disproportionnée à leur taille (Hunter et al., 2017) et qui servent de relais dans la connectivité des réseaux d'habitats (Saura et al., 2014). Enfin, la délimitation vectorielle produit des limites nettes entre unités, alors que la variation environnementale et la réponse des organismes s'organisent selon des gradients largement continus, de sorte que la représentation catégorielle restitue imparfaitement l'hétérogénéité réelle des habitats (McGarigal & Cushman, 2005).

Abondance et potentiel d'occurrence des oiseaux, papillons et plantes

Les couches relatives aux oiseaux, aux papillons et aux plantes, diffusées par LifeWatch, reposent sur deux produits distincts. Les cartes d'abondance des oiseaux sont disponibles au format matriciel à une résolution de 1 km² et couvrent l'ensemble du territoire wallon (carte en Annexe 16). Elles estiment l'abondance de 80 espèces à partir de relevés de terrain menés sur deux périodes, de 2001 à 2007 et de 2015 à 2018, extrapolés par modélisation (Coppée et al., 2022). Les couches relatives aux papillons de jour et aux plantes sont disponibles au format matriciel à une résolution de 10 m et expriment un potentiel d'occurrence selon trois niveaux, très probable, probable et improbable, modélisé à partir de variables pédologiques, topographiques et climatiques (GxABT - Unité Biodiversité et paysage, 2023). La sélection de ces groupes tient à la disponibilité de données d'observation suffisantes, à l'existence de descripteurs abiotiques permettant de caractériser leur milieu et à la valeur indicatrice des espèces retenues.

Ces trois groupes vivent hors du sol. Les plantes sont enracinées et leur présence dépend directement des propriétés du sol, tandis que les oiseaux et les papillons en dépendent par l'intermédiaire de la végétation et des ressources trophiques. Dans les trois cas, les couches

²⁷ <https://geodata.wallonie.be/id/4e780ba1-463c-478e-95df-d2f1963a150d>

renseignent des espèces de surface et non les communautés vivant dans le sol. Les couches relatives aux papillons de jour et aux plantes expriment un potentiel d'occurrence et non un score de qualité d'habitat. Elles complètent les répartitions observées, concentrées dans les zones déjà protégées, et délimitent à ce titre les biotopes des trames et les zones cœurs potentielles du réseau écologique wallon (GxABT - Unité Biodiversité et paysage, 2023). Les cartes d'abondance des oiseaux renseignent l'effectif que le milieu soutient et non la seule présence possible (Coppée et al., 2022).

Végétation naturelle potentielle

La carte de végétation naturelle potentielle (VNP)²⁸, est disponible au format matriciel à une résolution de 10 m et couvre l'ensemble du territoire wallon (carte en Annexe 17). Dérivée de la CNSW, elle en hérite les zones non cartographiées telles que les espaces urbains, les cours d'eau et les domaines militaires. Elle modélise la végétation susceptible de s'établir en un lieu donné en l'absence d'activité humaine, à partir de variables pédologiques, topographiques et climatiques (Bourdouxhe et al., 2023).

La VNP est retenue pour ce service car elle constitue un proxy spatialisé du contexte écologique déterminant la distribution potentielle des biotopes, permettant de distinguer des situations écologiques différentes sous une couverture du sol identique. Elle permet de caractériser le potentiel écologique du territoire indépendamment de son état d'occupation actuel et, croisée avec l'occupation du sol, d'estimer la présence présumée des biotopes constituant les trames thématiques ainsi que le potentiel de restauration des sites dégradés.

Contextes écologiques marginaux et sensibles

La VNP caractérise le type de végétation susceptible de s'établir en un lieu donné, sans hiérarchiser les situations entre elles. La carte des contextes écologiques marginaux et sensibles²⁹ procède selon une logique complémentaire. Elle regroupe les contextes où la mise en œuvre de productions agricoles et sylvicoles intensives suppose des investissements lourds pour une rentabilité faible, ainsi que ceux dont les enjeux écologiques sont importants sans que la productivité y soit particulièrement contrainte (Wal-ES, 2021).

Elle est disponible au format vectoriel à une échelle de référence de 1:20 000, avec une dernière mise à jour datant d'août 2021 (carte en Annexe 15), et distingue trois classes ordonnées, le contexte marginal, le contexte sensible et le contexte non marginal non sensible ou pour lequel les données manquent. Ses auteurs situent parmi ses applications l'identification de biotopes potentiels rares et menacés ainsi que la contribution au réseau écologique wallon. Les sols marginaux et sensibles sont d'ailleurs présentée, aux côtés des zones déjà reprises dans la structure écologique principale, comme une base de travail utile à l'élaboration de ce réseau écologique wallon (Harchies et al., 2018). Elle est retenue pour ce service car elle constitue un signal de conditions stationnelles susceptibles de porter des milieux d'intérêt biologique.

Deux limites encadrent toutefois son usage. Aucune donnée biologique n'entre dans sa construction, qui repose sur des critères pédologiques, topographiques et hydrologiques. La

²⁸ <https://maps.elie.ucl.ac.be/lifewatch/habitat.html?lang=en&vegetation=pnv>

²⁹ <https://geodata.wallonie.be/id/b18318eb-5e91-48ae-a6a5-6f49d06b15a1>

biodiversité visée en aval est celle des communautés végétales et des biotopes, non celle du sol, ce dernier jouant le rôle de filtre abiotique conditionnant les espèces susceptibles de s'installer plutôt que celui d'habitat en soi. Par ailleurs, la carte ne comporte aucune cotation reliant une classe de contexte à un niveau de fourniture de service. Le lien avec la qualité du sol reste donc indirect, la marginalité renseignant une aptitude productive contrainte et non un niveau de fourniture. Un sol tourbeux y est ainsi classé marginal alors qu'il présente un stock de carbone élevé et une fertilité agronomique faible.

Réseau écologique

La trame écologique régionale (SPW, 2024) est disponible au format vectoriel dont les éléments sont répartis sur l'ensemble du territoire wallon (carte en Annexe 18). Elle est composée de zones noyaux, correspondant aux sites de conservation de la nature, aux réserves naturelles et aux sites Natura 2000, et de liaisons écologiques d'importance régionale, correspondant aux corridors écologiques, définies en 2019. Les échelles de référence des noyaux varient selon les composantes, de 1:10 000 pour les sites de conservation de la nature à 1:50 000 pour les sites Natura 2000, tandis que les liaisons écologiques d'importance régionale sont représentées de manière conventionnelle à l'échelle de 1:250 000. Sa mobilisation dans ce mémoire vise à introduire une dimension paysagère et fonctionnelle dans l'évaluation du service d'habitat pour la biodiversité.

La biodiversité visée par cette couche est celle des milieux de surface, non par construction méthodologique mais du fait de sa composition. Le réseau écologique se définit en effet à partir des besoins vitaux d'espèces sélectionnées pour leur sensibilité à la fragmentation des paysages, chaque grand type de milieu faisant l'objet d'un réseau thématique distinct avant regroupement (Harchies et al., 2018), et rien dans cette démarche n'exclut une espèce vivant dans le sol. Sa mobilisation ne visait donc pas à caractériser la qualité biologique du sol mais à introduire l'information de configuration spatiale que les indicateurs pédologiques ne portent pas, la connectivité entre milieux conditionnant la viabilité des populations autant que les caractéristiques locales des sites (Liquete et al., 2015).

Cette mobilisation appelle toutefois plusieurs réserves. Les zones noyaux se limitent aux périmètres bénéficiant d'un statut de protection, si bien que des milieux présentant un potentiel d'accueil comparable mais dépourvus de reconnaissance juridique n'y figurent pas, ce qui plaide pour une évaluation quantitative des habitats dépassant le seul périmètre de la loi sur la conservation de la nature et du réseau Natura 2000. Les liaisons écologiques reposent quant à elles sur des hypothèses simplifiées (Stratec, 2018) et n'intègrent pas l'occupation actuelle du sol, ce qui limite leur validité fonctionnelle. Leur échelle conventionnelle de représentation reste enfin adaptée à une lecture régionale, alors que la portée d'un projet d'aménagement se joue à la parcelle comme à l'échelle du quartier, là où le maillage écologique se traduit concrètement.

5.1.5. Stockage du carbone

Le service de stockage du carbone désigne la capacité du sol à accumuler et conserver du carbone organique dans ses horizons. Il constitue un paramètre central de la qualité des sols et joue un rôle important dans le cycle global du carbone, notamment comme puits potentiel

contribuant à l'atténuation du changement climatique (Chartin et al., 2017; Don et al., 2024). Les stocks de carbone varient fortement selon les écosystèmes, les forêts, les tourbières et les prairies permanentes constituant les réservoirs terrestres les plus significatifs (Letten et al., 2008; Leifeld & Menichetti, 2018; Bai & Cotrufo, 2022).

D'après Schwantes et al. (2024), le stockage du carbone comme service écosystémique est évalué à travers quatre grandes approches. Les mesures de terrain reposent sur des prélèvements directs des stocks de carbone dans les sols et la biomasse. L'approche « stratifier et multiplier » croise des cartes d'occupation du sol avec des valeurs de référence de stocks de carbone par type de couverture. L'approche par télédétection directe relie des mesures de terrain à des données satellitaires via des modèles statistiques ou d'apprentissage automatique. Enfin, l'approche par bilan de masse modélise l'ensemble des réservoirs carboniques et les flux entre eux au fil du temps, en intégrant des facteurs naturels et anthropiques.

Carte des stocks de carbone organique total

Le stock exprime une masse par unité de surface, ce qui le rend comparable entre unités spatiales et en fait la donnée principale mobilisée pour ce service (5.1.1). Cette évaluation relève des mesures de terrain et de la télédétection, les stocks quantifiés par prélèvement direct ayant été spatialisés par modélisation statistique à l'échelle régionale (Chartin et al., 2017). L'évaluation du stock a pour limite de porter sur la seule quantité de carbone présent, sans renseigner sa stabilité. Deux sols portant un stock équivalent ne présentent pourtant pas la même persistance attendue de ce carbone (Wiesmeier et al., 2019).

5.1.6. Archivage du patrimoine

Le service écosystémique d'archivage du patrimoine désigne la capacité des sols à constituer, en tant que support matériel, une archive du patrimoine géologique, géomorphologique et archéologique, dissimulant et protégeant des vestiges précieux pour la compréhension de notre histoire et de celle de la Terre (Blum, 2005; Commission européenne, 2021). Ce service peut être abordé selon deux perspectives complémentaires. D'un côté, Hølleland et al. (2017) montrent que les bénéfices du patrimoine culturel sont perçus comme dérivés de paysages variés, agricoles, ruraux, forestiers ou côtiers, dans lesquels il est situé, vécu et valorisé par les sociétés humaines. De l'autre, une conception plus matérielle et physique considère le sol comme une archive active des vestiges du passé, une fonction culturelle et mémorielle encore peu prise en compte dans les politiques de gestion et d'aménagement (Costantini, 2023).

L'évaluation de ce service, qui relève des services culturels (2.2.3), se répartit en trois familles de méthodes. Les approches biophysiques quantifient les services à partir de propriétés mesurables des écosystèmes. Leur portée reste limitée pour les services culturels, qui résultent de relations entre écosystèmes et sociétés sur de longues périodes et se prêtent mal à la quantification (Plieninger et al., 2013). Les approches économiques traduisent les services en valeurs monétaires, mais l'intangibilité du patrimoine culturel rend cette valorisation particulièrement difficile (Tengberg et al., 2012). Les approches socioculturelles recourent à des méthodes participatives pour saisir les valeurs perçues par les populations locales. Elles sont considérées comme les plus adaptées à la nature subjective et normative de ces services écosystémiques (Stanik et al., 2018). Si des études propres à chacune de ces approches

développent des techniques spécifiques, aucun cadre général d'évaluation n'est actuellement reconnu.

Cartes d'inventaire, de reconnaissance et de protection du patrimoine

La première catégorie de données regroupe les couches relatives aux éléments patrimoniaux déjà identifiés, reconnus ou protégés en Wallonie. Le Code wallon du Patrimoine (CoPat) ne retient pas de définition unique du bien, mais décline la notion en trois acceptions distinctes, celles de bien archéologique, de bien assimilé et de bien classé³⁰. La synthèse de ces définitions conduit à entendre ici par bien tout monument, ensemble architectural, site ou site archéologique (terrain recelant des vestiges matériels, y compris paléontologiques).

Cette catégorie comprend les biens inscrits au patrimoine mondial de l'UNESCO³¹, les biens classés³² et leurs zones de protection, les biens repris à l'Inventaire régional du patrimoine³³, ainsi que les lieux de découvertes et sites recensés par la Carte archéologique de Wallonie³⁴. Ces couches se distinguent par leur degré de reconnaissance, de la protection juridique à la simple mention d'un intérêt patrimonial. Elles permettent principalement de localiser des sites patrimoniaux déjà connus, inventoriés ou protégés, et constituent à ce titre une base pour situer les enjeux patrimoniaux dans l'analyse spatiale.

Carte de zonage archéologique

La carte de zonage archéologique (Pfeiffer, 2013) représente le potentiel archéologique du territoire wallon à une échelle de référence de 1:10 000 (carte en Annexe 19). Elle distingue quatre niveaux de sensibilité : existence avérée de sites archéologiques, présomption forte, présomption faible ou indéterminée, et présomption nulle. Le potentiel archéologique y est estimé par corrélation spatiale entre les sites recensés et des variables environnementales (Annexe 4), ce qui relève de l'approche biophysique. Cette carte est retenue pour ce service car elle permet d'intégrer en amont des projets d'aménagement non seulement le patrimoine archéologique connu, mais également le patrimoine potentiel encore non identifié, constituant ainsi un outil d'aide au diagnostic patrimonial. Elle n'a toutefois pas fait l'objet d'une publication, de sorte que son format de diffusion n'est pas documenté et que son intégration effective à l'outil suppose sa mise à disposition par l'administration.

5.2. Cartographie et agrégation des indicateurs par service écosystémique

5.2.1. Production alimentaire et de biomasse

Carte de fertilité potentielle

La cartographie de la fertilité potentielle repose sur l'estimation de la CEC_{sol} , qui est interprétée comme un indicateur du potentiel de fertilité chimique, dans la mesure où elle renseigne la capacité du complexe organo-minéral à retenir les cations échangeables. Le taux de

³⁰ Art. D.3.4° à 6° – Code wallon du Patrimoine.

³¹ <https://geodata.wallonie.be/id/abe74a37-3c88-452b-94fd-5922d97d2e60>

³² <https://geodata.wallonie.be/id/01491630-78ce-49f3-b479-4b30dabc4c69>

³³ <https://geodata.wallonie.be/id/a25cdf65-d35b-4883-beaf-5f89713726db>

³⁴ <https://geodata.wallonie.be/id/9e11aa59-e36e-4440-99e9-8da32abbee83>

saturation du complexe d'échange est généralement considéré comme un indicateur plus représentatif de la fertilité chimique (Baize, 2000), mais il suppose la connaissance de la somme des cations échangeables, une propriété dynamique fortement influencée par les pratiques de gestion des terres et caractérisée par une importante variabilité spatiale (Zhang et al., 2023). La CEC_{sol} est estimée selon la relation :

$$CEC_{sol} = (A \times CEC_{arg}) + (MO \times CEC_{MO}) \quad (2)$$

Les teneurs en argiles (A) et en matière organique (MO) ont été obtenues à partir des données cartographiques disponibles, notamment les fractions texturales et les données de COS (5.1.1). Les données mobilisées ne permettent pas de distinguer le type minéralogique des argiles présentes, ce qui a conduit à retenir une valeur unique de CEC pour la fraction argileuse (CEC_{arg}) dans l'équation (2). Cette valeur a été fixée à $30 \text{ cmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$ pour la CEC_{arg} , soit le milieu de la gamme admise pour l'illite, comprise entre 20 et $40 \text{ cmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$. Ce choix s'appuie sur Brahy et al. (2000), qui ont montré que les phyllosilicates de type illite et chlorite se concentrent dans la fraction inférieure à $2 \mu\text{m}$ des sols développés sur loess en Belgique. Une valeur de $174 \text{ cmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$ a été utilisée pour la CEC de la matière organique (CEC_{MO}), conformément à Baize (2000). Cette valeur correspond à l'estimation de $300 \text{ cmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$ de carbone organique obtenue par Genon et Dufey (1991) sur des sols du sud-est de la Belgique et convertie en équivalent matière organique.

La Figure 16 représente ainsi la capacité maximale du sol à stocker les cations échangeables, exprimée sous forme de CEC_{sol} estimée, classée par quantiles. La carte révèle un gradient spatial marqué à l'échelle wallonne, avec des valeurs de CEC_{sol} plus élevées dans la partie nord de la région, correspondant aux sols limoneux, et des valeurs plus faibles dans la partie sud-est, associée aux sols plus sableux ou plus pauvres en matière organique. Cette structure spatiale est entièrement portée par la texture et la teneur en matière organique, les deux variables d'entrée du calcul.

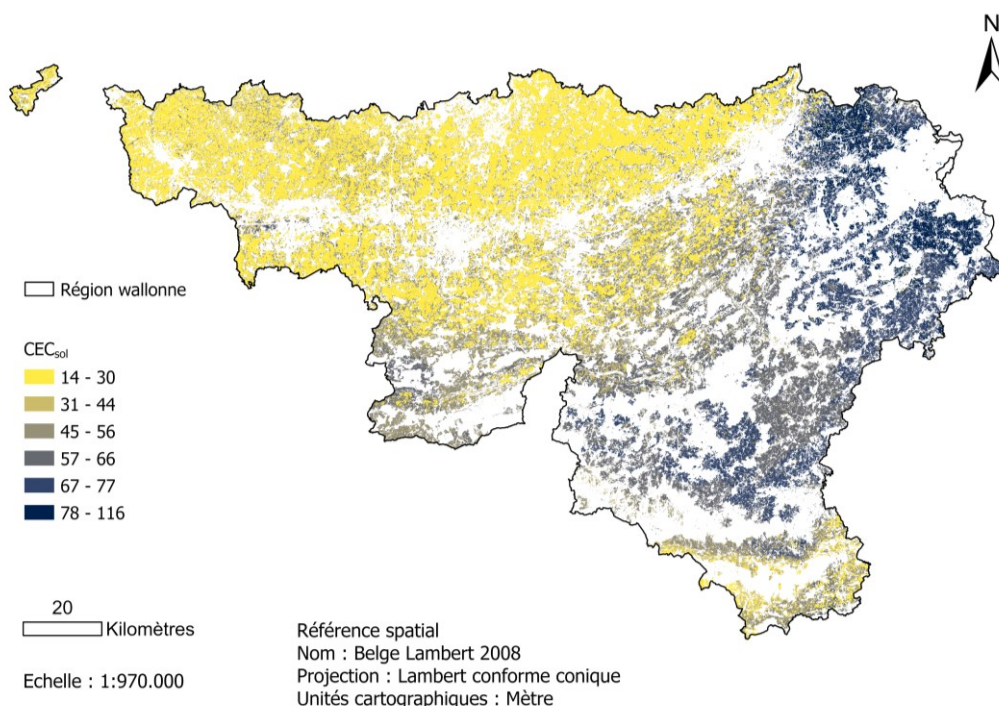


Figure 16. Capacité d'échange cationique du sol (CEC_{sol}) estimée à l'échelle wallonne, utilisée comme indicateur du potentiel de fertilité chimique.

La carte de CEC_{sol} présente un intérêt pratique en ce qu'elle fournit une estimation spatialisée et continue de la fertilité potentielle, alors que les mesures directes de CEC restent ponctuelles et coûteuses à généraliser à l'échelle régionale. Elle permet ainsi de situer une parcelle donnée par rapport à l'ensemble du territoire agricole wallon sans recourir systématiquement à une analyse de sol, et peut à ce titre appuyer l'identification des secteurs à prioriser dans les politiques de préservation ou de restauration de la fertilité des sols. La stabilité relative de la CEC_{sol} dans le temps renforce par ailleurs la pertinence d'une telle carte comme outil de référence à moyen terme, moins sensible aux variations liées aux pratiques de gestion.

La CEC_{sol} renseigne la capacité de rétention des cations échangeables, mais ne tient pas compte de paramètres déterminants pour la disponibilité des nutriments, notamment le pH, les teneurs en phosphore, potassium, magnésium, calcium et azote. Le pH influence en particulier fortement la disponibilité des éléments nutritifs, indépendamment de la capacité d'échange.

Par ailleurs, la valeur unique retenue pour CEC_{arg} constitue une simplification notable. La CEC de la fraction argileuse dépend étroitement de la minéralogie des argiles, elle-même déterminée par le matériau parental et les conditions climatiques qui ont présidé à la pédogenèse. Une différenciation par région bioclimatique ou par type de matériau parental permettrait d'attribuer une valeur de CEC_{arg} spatialement variable, reflétant la diversité minéralogique des sols wallons, et conduirait à une estimation de la fertilité potentielle plus précise à l'échelle régionale.

Enfin, la couverture spatiale de la carte se limite aux sols agricoles, ce qui exclut notamment les forêts et les friches. Cette limite est toutefois à relativiser selon le type de surface concerné. Pour les surfaces forestières, l'intérêt d'une extension reste difficile à établir, les données documentant des conversions de forêts vers un usage agricole en Wallonie faisant défaut. Pour les friches, la situation est plus nuancée. Les friches imperméabilisées ont perdu l'essentiel de leurs fonctions écologiques et ne constituent pas une cible pertinente pour une évaluation de la fertilité chimique. Les friches dont le sol demeure perméable forment en revanche une catégorie pour laquelle une évaluation du potentiel de fertilité chimique présente un intérêt en vue d'une éventuelle réaffectation productive. Si la disponibilité des nutriments peut être améliorée par des pratiques de fertilisation, la capacité du sol à les retenir demeure une propriété plus intrinsèque qui conditionne son potentiel agronomique. L'absence de caractérisation systématique de ces surfaces représente dès lors une lacune que l'extension de la carte pourrait contribuer à combler.

Carte du service écosystémique de production alimentaire

La carte de production alimentaire repose sur le même service et le même indicateur que la carte de production non alimentaire, dont elle se distingue par l'exclusion des terrains recensés dans la BDES (5.1.2).

L'usage de cette cartographie dans un contexte d'aide à la décision suppose de découper l'échelle continue de CEC_{sol} en niveaux ordonnés, chacun traduisant un degré de fertilité chimique. Une valeur élevée reflète un fort potentiel de rétention des nutriments, sous réserve que ceux-ci soient effectivement disponibles dans le sol. L'établissement de ces classes constituerait une étape supplémentaire vers une cartographie opérationnelle, mobilisable à l'échelle de la parcelle.

Néanmoins, une interprétation basée uniquement sur la CEC présenterait des limites. La CEC étant une propriété intrinsèque fortement influencée par la texture, la nature des argiles, le pH et la teneur en matière organique, une même valeur ne revêt pas la même signification selon le contexte pédologique. Une CEC relativement faible peut ainsi être satisfaisante pour un sol sableux, tandis qu'elle sera considérée comme insuffisante pour un sol argileux. Une classification tenant compte de la texture adopterait un référentiel relatif, rapportant chaque valeur au potentiel attendu pour le type de sol concerné plutôt qu'à des seuils identiques sur l'ensemble du territoire. Un sol sableux présentant une CEC modérée pourrait ainsi obtenir un niveau de qualité supérieur à celui attribué sur la seule base de la valeur brute de CEC, alors qu'un sol argileux présentant la même valeur serait davantage pénalisé.

À ce jour, la littérature scientifique ne propose pas de classification universelle permettant d'associer directement une valeur de CEC à un niveau de qualité des sols. Cette absence de consensus s'explique par le caractère intrinsèque de cette propriété, dont les valeurs dépendent étroitement de la texture, de la minéralogie des argiles, du pH et de la teneur en matière organique. Le développement d'une classification adaptée aux principaux contextes pédologiques apparaît dès lors comme une perspective de recherche pertinente pour renforcer le caractère opérationnel de cet indicateur dans l'évaluation de la fertilité chimique des sols.

Cartographie de la production sylvicole

L'indicateur de production sylvicole vise à identifier les conditions stationnelles favorables au développement des espèces forestières à l'échelle wallonne, dans une logique d'adéquation essence-station (Ridremont et al., 2011). L'approche s'appuie sur les écogrammes d'aptitude des fiches essences³⁵ du Fichier écologique des essences, qui permettent pour chaque espèce de croiser le niveau hydrique et le niveau trophique du milieu, disponibles sous forme spatialisée (5.1.2), afin d'attribuer une classe d'aptitude stationnelle (Figure 17).

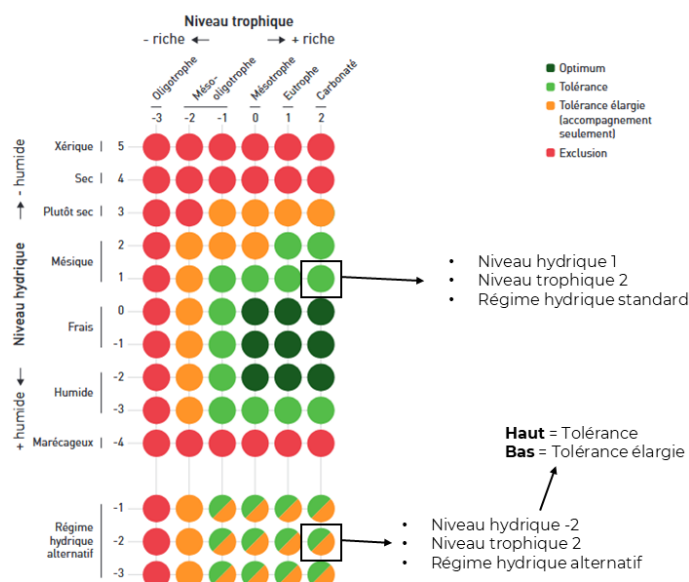


Figure 17. Écogramme d'aptitude du hêtre commun. Source : Fichier écologique des essences

³⁵ <https://www.fichierecologique.be/- !/>

Les peuplements de chênes, de hêtres, d'épicéas et de douglas dominant la superficie forestière productive wallonne (SPW ARNE, 2021). Sept essences productives ont été sélectionnées sur la base de leurs fiches essence : le chêne pédonculé, le chêne sessile, le hêtre, l'épicéa commun et le douglas comme essences principales, et le chêne rouge d'Amérique et l'épicéa de Sitka comme essences secondaires en raison de leur moindre présence.

La logique d'attribution peut être représentée par la relation suivante :

$$R(x), H(x), T(x) \rightarrow A_i x \quad (3)$$

où, pour le pixel considéré, $R(x)$ correspond au type de régime hydrique (standard ou alternatif), $H(x)$ au niveau hydrique, $T(x)$ au niveau trophique, et $A_i(x)$ à la valeur d'aptitude attribuée pour l'essence ou l'indicateur considéré. Quatre niveaux d'aptitude, issus des écosgrammes du Fichier écologique des essences, ont été distingués : exclusion, tolérance élargie, tolérance et optimum. La carte synthétique finale (Figure 18) retient, pour chaque pixel, la valeur d'aptitude la plus élevée parmi les espèces retenues selon l'hypothèse haute, afin d'évaluer le potentiel stationnel le plus favorable (Figure 17).

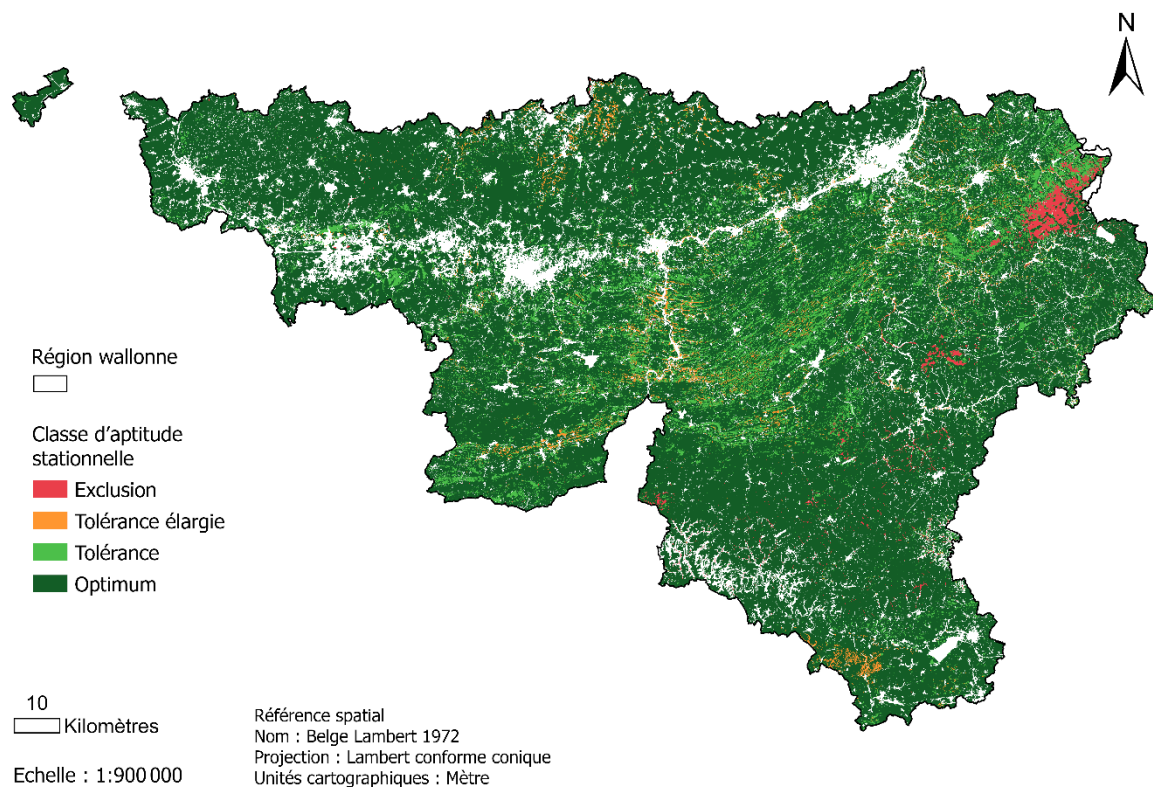


Figure 18. Potentiel stationnel pour la production sylvicole en Wallonie, établi à partir des niveaux hydrique et trophique du Fichier écologique des essences.

La carte (Figure 18) révèle une domination nette de la classe optimum, qui représente 85,8 % de la superficie cartographiée, contre 11,0 % en tolérance, 1,9 % en tolérance élargie et 1,2 % en exclusion. Les zones d'exclusion et de tolérance élargie sont localisées principalement au nord-est de la Wallonie, correspondant aux tourbières et landes des Hautes-Fagnes, milieux dont les conditions hydriques et trophiques sont incompatibles avec les exigences stationnelles des espèces retenues. Les zones blanches correspondent aux surfaces urbaines, exclues de la couverture des données d'entrée (5.1.2).

Les classes d'aptitude stationnelle présentent un intérêt qui dépasse la seule confirmation des choix d'essences en contexte déjà forestier. Dans les zones où les données de fertilité potentielle du sol restent lacunaires, en particulier sous couvert forestier où les mesures directes de CEC_{sol} sont rares, elles constituent une source d'information complémentaire sur l'aptitude du sol à soutenir une production biologique, sans prétendre s'y substituer de façon systématique. Cette complémentarité tient au caractère spatialement continu de l'indicateur, qui ne dépend pas de l'occupation forestière actuelle du sol. Cela ouvre la possibilité d'évaluer, de façon prospective, l'aptitude stationnelle de parcelles actuellement affectées à d'autres usages, dans une perspective de changement d'affectation du sol. Cette application n'a pas été développée dans le cadre de la présente analyse, mais elle constitue une piste pertinente pour des travaux ultérieurs portant sur la planification de l'usage du sol.

Les classes d'aptitude stationnelle constituent un indicateur partiel de la qualité du sol au sens de Bünnemann (2018), dans la mesure où les conditions hydriques et trophiques utilisées reflètent la capacité du sol à soutenir la productivité biologique des essences forestières considérées. Elles ne tiennent pas compte de la gestion sylvicole, de l'âge des peuplements, des choix d'exploitation, des contraintes économiques ni des perturbations biotiques et climatiques. Par ailleurs, certaines espèces ne présentent pas l'ensemble des classes d'aptitude sur la carte, ce qui ne traduit pas une erreur de traitement mais reflète l'absence de certaines combinaisons hydriques et trophiques dans les rasters d'entrée. Enfin, l'hypothèse haute retenue tend à surestimer le potentiel stationnel dans les zones où les conditions locales correspondent à des situations limites entre deux classes d'aptitude.

Carte de service de production sylvicole

Pour la production sylvicole, l'objectif est d'évaluer si un espace présente des conditions favorables à l'installation d'au moins une essence productive. Chaque classe d'aptitude de la carte synthétique (Figure 18) est convertie en un score discret de service écosystémique, compris entre 0 et 3, allant de l'exclusion à l'optimum (Tableau 3).

Tableau 3. Correspondance entre les classes d'aptitude stationnelle et les scores de l'indicateur de production sylvicole

Aptitude	Score service écosystémique
Exclusion	0
Tolérance élargie (accompagnement seulement)	1
Tolérance	2
Optimum	3

Conclusion

Les deux cartes produites pour ce service ne se recoupent que sur les terres agricoles, seules surfaces où la fertilité potentielle et l'aptitude stationnelle sont simultanément renseignées. Les surfaces forestières n'ont été caractérisées que par leur aptitude stationnelle, et les zones urbaines par aucun des deux indicateurs, de sorte que le service n'a pas été évalué de manière homogène sur le territoire. Là où les deux couches coexistent, elles décrivent un même

pixel selon deux vocations productives qui ne peuvent s'exercer simultanément sur une même parcelle, hors systèmes agroforestiers, ce qui prive de signification une agrégation par somme ou par moyenne. Une valeur unique supposerait de retenir le score le plus élevé entre les deux composantes, revenant à évaluer le potentiel de production biologique indépendamment de l'usage, selon la logique déjà appliquée entre essences dans la construction de l'éco-gramme élargi. La restitution séparée des deux couches, l'arbitrage étant laissé à l'utilisateur selon l'usage envisagé, constitue l'alternative à ce choix.

Le passage des indicateurs aux scores de service s'est en outre opéré de manière asymétrique. Pour la production sylvicole, les classes d'aptitude étant déjà ordonnées de l'exclusion à l'optimum, leur traduction a consisté à numériser une graduation existante plutôt qu'à définir des seuils de qualité. Cette graduation ayant été établie à des fins d'adéquation entre essences et stations, elle se trouve reconduite comme échelle de service sans adaptation à cette finalité. Pour la production alimentaire et non alimentaire, aucune conversion équivalente n'a pu être établie, la classification en quantiles de la CEC_{sol} estimée n'exprimant que des niveaux relatifs au sein de la distribution wallonne. Une seule des deux composantes est donc traduisible en score à ce stade, et l'évaluation du service demeure incomplète à ce titre.

5.2.2. Régulation du cycle de l'eau

La régulation du cycle de l'eau par le sol recouvre plusieurs processus, parmi lesquels l'infiltration de l'eau à la surface, le ruissellement, la percolation vers les horizons profonds et le stockage dans la porosité du sol. Cette section n'aborde pas ces processus de manière équivalente, mais mobilise ceux pour lesquels des données spatialisées sont disponibles à l'échelle wallonne. L'axe principal développé est celui de l'infiltration et du ruissellement, approché par l'indice de battance, calculé dans le cadre de ce mémoire à partir des cartes de fractions granulométriques et de teneur en matière organique. La percolation n'est pas traitée directement. Le stockage est abordé indirectement, par la reclassification de la carte de capacité de rétention en eau du sol de Ridremont et al. (2011) issue de l'inventaire des données existantes. La démarche consiste ainsi à combiner des cartes produites dans ce travail et des cartographies préexistantes, ce qui soulève la question de leur agrégation en un indicateur unique de service écosystémique, discutée en fin de section.

Indice de battance

L'indice de battance permet d'apprécier la sensibilité des horizons superficiels du sol à la formation d'une croûte de battance, phénomène qui réduit la perméabilité de surface et favorise le ruissellement, dans les premiers horizons généralement assimilés aux 30 premiers centimètres. Il est estimé à partir de l'indice proposé par Baize (2018), qui repose sur la composition granulométrique du sol, sa teneur en matière organique et son pH selon la relation suivante :

$$I_b = 5 \left(\left(\frac{1,5LF + 0,75LG}{A + 10MO} - 0,2(pH - 7) \right) - 0,2 \right) \quad (4)$$

Avec $0,2(pH - 7) = 0$ si $pH \leq 7$

où I_b désigne l'indice de battance, LF les limons fins (%), LG les limons grossiers (%), A les argiles (%), MO la matière organique (%) et pH le pH mesuré dans l'eau. Les fractions granulométriques et la teneur en matière organique (5.1.1) constituent les principales données d'entrée. En l'absence de données spatialisées homogènes sur le pH à l'échelle wallonne, ce paramètre a été estimé à partir de la charge calcaire issue de la CNSW (5.1.1) : un pH de 8 a été attribué arbitrairement aux pixels présentant une charge calcaire, argilo-calcaire ou schisto-calcaire. Pour les autres pixels, un pH inférieur ou égal à 7 étant supposé, ce terme était nul et donc absent de l'équation.

La carte (Figure 19) révèle un gradient spatial marqué à l'échelle wallonne. Les valeurs d'indice de battance élevées dans la partie nord-ouest de la région correspondent aux sols limoneux du Hainaut et du Brabant wallon, où la majorité des pixels présentent des valeurs supérieures à 9, seuil au-delà duquel Baize (2000) qualifie les sols de très battants. Les valeurs plus faibles dans la partie sud-est, associées aux sols plus argileux ou sableux des Ardennes, correspondent quant à elles majoritairement aux classes non battant et peu battant (indice inférieur à 7). Ce gradient, cohérent avec la pédologie wallonne connue, reflète la contribution des limons fins et grossiers dans le calcul de l'indice, ces fractions déterminant une sensibilité structurale plus élevée au nord que dans les sols ardennais à texture plus argileuse ou plus grossière. Une hétérogénéité locale est également observable sur l'ensemble du territoire, avec des variations de valeurs à courte distance, probablement liées aux teneurs en matière organique, paramètre qui joue un rôle stabilisateur sur la structure du sol et dont l'estimation repose ici sur les données CARBIOSOL.

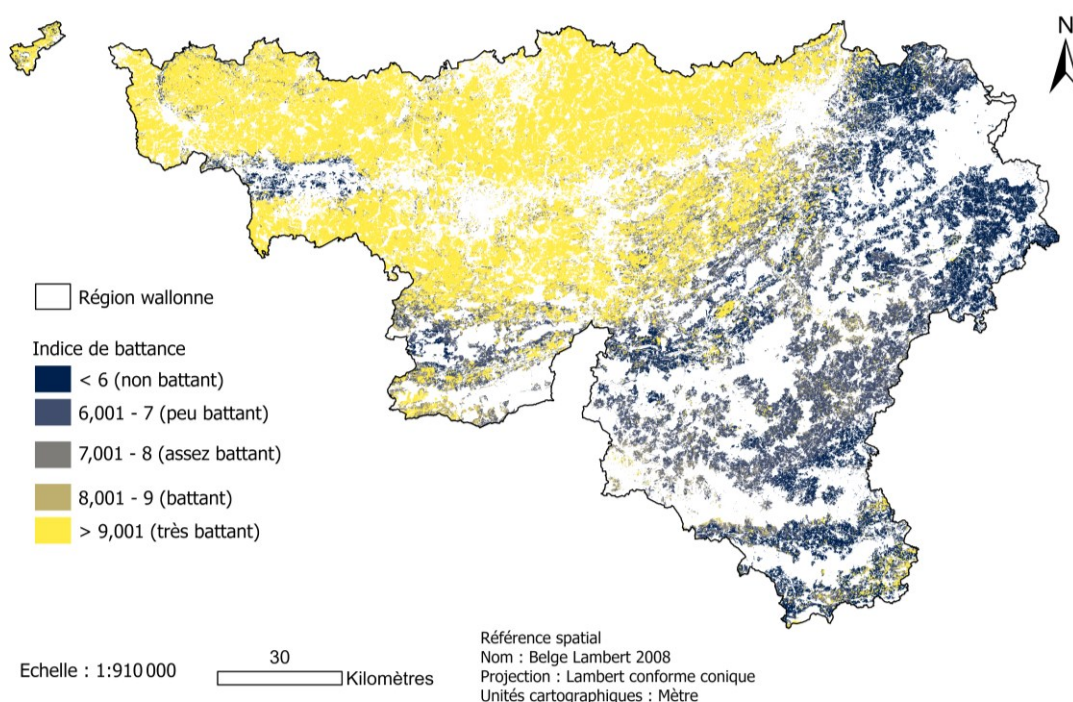


Figure 19. Indice de battance à l'échelle wallonne.

Ces données se limitent aux sols agricoles, soit un déficit de couverture de 43,3 % par rapport à la surface couverte par la carte des fractions granulométriques. La sensibilité à la battance n'est pas un phénomène pertinent sous les couverts permanents, où la litière et l'absence de mise à nu protègent la surface des impacts directs, de sorte que l'absence de valeurs en zone

forestière ne traduit pas une lacune du même ordre qu'une donnée manquante. La composante que cet indicateur représente, à savoir les conditions d'infiltration et de limitation du ruissellement, conserve en revanche toute sa pertinence sur ces surfaces, et reste sans évaluation dans l'outil. La restriction porte ainsi moins sur l'indicateur que sur la composante qu'il est censé renseigner, ce qui limite la portée de la cartographie du service dans une perspective d'aménagement du territoire, où la contribution des sols forestiers et des espaces non bâtis périurbains à la régulation hydrique constitue un enjeu au regard des événements survenus durant l'été 2021 en Wallonie (Tradowsky et al., 2023).

Plusieurs limites méthodologiques doivent être signalées. La rastérisation de la couche de charge calcaire à une résolution de 90 m entraîne des pertes d'information locales, la valeur du pixel correspondant à l'unité occupant la plus grande surface dans la cellule, ce qui génère des lacunes ponctuelles dans la carte. Une autre limite concerne l'estimation du pH, approximé dans cette étude par la seule présence ou absence de charge calcaire. Cette simplification est notable dans la mesure où le pH influence directement la disponibilité des nutriments et la stabilité structurale indépendamment de la charge. Enfin, l'indice de battance mélange des propriétés statiques du sol (texture, teneur en argile) et des propriétés plus dynamiques (matière organique), ce qui peut introduire une incohérence temporelle dans l'interprétation des résultats (Greiner et al., 2017).

Capacité de rétention en eau du sol et réserve utile

Sur la base de la carte produite par Ridremont et al. (2011), il est possible d'associer un score aux différentes classes de capacité de rétention en eau du sol. Afin d'associer ce score, il est nécessaire de convertir cette capacité en une réserve utile en eau exprimée en pourcentage, comparable aux seuils de disponibilité en eau pour les plantes établis dans la littérature. En théorie, si la profondeur de sol associée à chaque unité cartographique est connue, cette hauteur d'eau peut être rapportée à l'épaisseur du profil complet afin d'obtenir une teneur volumique moyenne en eau disponible, assimilable à une réserve en eau utile moyenne exprimée en pourcentage :

$$RU_{moyenne}(\%) = \frac{RU_{profil} (mm)}{Profondeur_{profil} (mm)} \times 100 \quad (5)$$

La réserve utile en eau exprimée en pourcentage permet de reclasser les valeurs de capacité de rétention en eau du sol selon les seuils proposés par Mukherjee et Lal (2014). Chaque classe est alors associée à un score traduisant le niveau de disponibilité en eau pour les plantes (Tableau 4). Cette reclassification permet de passer d'une carte quantitative de la capacité de rétention en eau à une carte de réserve utile en eau à l'échelle de la Wallonie.

Tableau 4. Scoring de la réserve utile en eau du sol selon la disponibilité en eau pour les plantes. Source : adapté de Mukherjee et Lal (2014)

Réserve en eau utile (%)	Classe	Score indicateur
< 20	Stress hydrique pour les plantes	0
20–50	Disponibilité en eau modérée	1

Conclusion

Les deux composantes mobilisées pour ce service ne remplissent pas la même fonction. L'indice de battance caractérise un risque environnemental, la formation d'une croûte de surface favorisant le ruissellement et l'érosion, alors que la réserve utile caractérise une capacité du sol à retenir l'eau, dont le bénéfice se rapporte autant à la régulation hydrique qu'à l'alimentation de la plante. Une valeur unique aurait dès lors réuni deux informations qui n'orientent pas les mêmes décisions d'aménagement, l'une portant sur le devenir de l'eau à la surface et l'autre sur le volume retenu dans le profil. Elle aurait en outre supposé d'inverser au préalable l'indice de battance, dont les valeurs élevées expriment une contrainte à l'infiltration et non un bénéfice. Leurs modes de production diffèrent également, l'indice de battance ayant été calculé dans ce travail à partir des fractions granulométriques, de la teneur en matière organique et d'un pH estimé, tandis que la réserve utile a été obtenue en reclassant une carte préexistante, celle de la capacité de rétention en eau des sols de Wallonie (Ridremont et al., 2011). Leurs emprises ne coïncident pas, la première étant restreinte aux sols agricoles par la couverture de CARBIOSOL et la seconde aux unités cartographiées de la CNSW. L'indice de battance est resté sous la forme d'un indice continu, tandis que la réserve utile a été traduite en score selon une grille de disponibilité en eau pour les plantes, critère qui relève autant de la production végétale que de la régulation hydrique. Les deux cartes ont donc été maintenues distinctes, l'évaluation du service se limitant à la juxtaposition de deux composantes partielles.

Le cycle de l'eau reste par ailleurs incomplètement couvert. La percolation vers les horizons profonds, annoncée parmi les processus considérés, n'a fait l'objet d'aucun indicateur, et l'infiltration n'a été approchée qu'indirectement, par la sensibilité des horizons de surface à la formation d'une croûte. Le service repose ainsi sur une caractérisation de la surface et sur une grandeur de stock, sans indicateur des transferts entre les deux.

La composante du ruissellement pourrait quant à elle s'appuyer sur des couches régionales existantes. Les axes de concentration du ruissellement (LIDAXES), qui ont remplacé la couche correspondante du projet ERRUISSOL (ERosion – RUISsellement – SOL), décrivent le cheminement préférentiel de l'eau à partir du modèle numérique de terrain. Leur croisement avec la carte de sensibilité des sols à l'érosion permettrait d'attribuer un score élevé aux surfaces peu sensibles situées hors des axes de concentration, et un score faible aux surfaces sensibles traversées par un axe. Trois réserves accompagnent cette piste. LIDAXES ne mobilise que la topographie, de sorte que son intégration déplacerait l'objet de l'indicateur, de la qualité du sol vers la position de la parcelle dans le bassin versant. La couche exclut par ailleurs les zones densément peuplées, ce qui la rend inopérante là où l'imperméabilisation rend la question du ruissellement la plus sensible. La sensibilité à l'érosion soulève une difficulté du même ordre, son facteur d'érodibilité reposant sur la texture et la matière organique qui déterminent déjà l'indice de battance, de sorte que sa contribution propre relève de la pente et de l'érosivité des pluies. Sa combinaison avec l'indice de battance renforcerait le poids des propriétés texturales sans enrichir la caractérisation pédologique du service.

5.2.3. Habitat pour la biodiversité

Aucune carte d'indicateur n'a été produite pour ce service. Aucune des couches inventoriées au point 5.1.4 ne comporte de cotation publiée ni de variable continue interprétable comme un gradient d'aptitude, propriétés qui auraient permis de construire un indicateur directement à partir des données disponibles. La construction de la hiérarchie manquante aurait supposé de trancher ce qui constitue une qualité d'habitat, décision qui dépend de la perspective adoptée, écologique, conservationniste ou économique (Liquete et al., 2016). Cette section n'expose donc pas de résultat cartographique mais les voies de construction envisageables et les limites qui les encadrent. La forme visée par un tel outil pour l'aménagement communal est une classification spatialisée de la qualité d'habitat, dans laquelle un score élevé signale une surface accueillant effectivement un écosystème fonctionnel.

Une voie possible consiste à situer chaque surface sur un gradient d'influence anthropique. Le concept d'hémérobie fournit une telle référence. Il mesure la distance entre l'occupation actuelle d'un lieu et la VNP, et constitue une mesure inverse de la naturalité lorsque les interventions anthropiques sont réversibles (Kowarik, 2006). Walz et Stein (2014) l'ont opérationnalisé à l'échelle de l'Allemagne en attribuant à chaque classe d'occupation du sol un degré d'hémérobie sur une échelle à sept niveaux allant de l'état ahémérobe, presque exempt d'influence humaine, à l'état métahémérobe, où la biocénose est détruite.

La transposition de cette approche en Wallonie disposerait des deux intrants requis. Les écotopes fourniraient la couche d'occupation du sol et la carte de VNP (Bourdouxhe et al., 2023) fournirait la référence stationnelle. Le croisement qualifierait chaque surface par l'écart entre son état et celui que ses conditions abiotiques autorisent. Cette information, absente de chacune des deux couches prises isolément, constitue l'intérêt principal de l'approche au regard des données disponibles en Wallonie. Les contextes écologiques marginaux et sensibles ordonnent les stations en trois classes hiérarchisées, là où la typologie des écotopes les répartit en catégories de même rang. Ils fourniraient à ce titre un appui pour coter les classes d'écotopes semi-naturelles, sous réserve d'inverser le sens de lecture : la marginalité y renseigne une contrainte productive, et ces conditions contraignantes signalent précisément des milieux d'intérêt biologique potentiels.

La mise en œuvre d'une telle transposition rencontrerait plusieurs obstacles. Elle supposerait de construire la cotation des classes d'écotopes, étape normative que la grille allemande ne dispense pas d'établir, et rencontrerait les zones non cartographiées de la carte de VNP, qui touchent précisément les surfaces artificialisées. Une limite plus fondamentale tient au niveau d'observation, la connectivité entre milieux conditionnant la viabilité des populations autant que les caractéristiques locales des sites (Liquete et al., 2015) : un score parcellaire décrit un potentiel local et non une contribution effective au service, et sa mobilisation supposerait un croisement avec la trame écologique régionale (SPW, 2024) que l'écart entre les 2 m des écotopes et la représentation conventionnelle des liaisons au 1:250 000 rend impraticable à la parcelle.

Ces limites trouvent un appui empirique en Wallonie. Coppée et al. (2022) ont montré que les modèles d'abondance d'oiseaux nicheurs calibrés sur une période prédisent mal les changements observés sur une autre à partir des seules variations d'occupation du sol, et concluent à la nécessité de prédicteurs environnementaux supplémentaires décrivant la qualité des

habitats à une résolution adaptée aux besoins des espèces ainsi que leur configuration spatiale. Les cartes d'abondance issues de ces travaux ne peuvent en revanche servir à valider une classification construite sur les écotopes, leurs prédicteurs environnementaux dérivant de la même base de données rééchantillonnée à 1 km², de sorte qu'une telle confrontation serait circulaire.

La construction d'un indicateur d'habitat pour la Wallonie supposerait ainsi d'articuler une composante d'écart à l'état de référence, pour laquelle le croisement écotopes-VNP constitue l'intrant le mieux documenté, et une composante de configuration traduisant l'insertion de la surface dans le réseau écologique, puis de relier le résultat à un bénéfice humain identifié, condition sans laquelle le service ne peut être évalué comme tel (Liquete et al., 2016). Un tel indicateur resterait toutefois une évaluation de l'habitat de surface et occuperait à ce titre une position particulière au sein de l'outil, les autres services y étant évalués à partir de propriétés pédologiques.

5.2.4. Stockage du carbone

La cartographie du service écosystémique de stockage du carbone repose sur deux indicateurs complémentaires. Le premier porte sur le stock de COS dont les données ont été présentées à la section 5.1.1 (carte en Annexe 9). Le second, le rapport COS/argile, apporte une information distincte sur la stabilité de ce stock, en tant que proxy de la qualité du stockage plutôt que de sa seule quantité. Aucune référence n'établit de relation validée entre ces deux grandeurs, ce qui a conduit à restituer le service par un couple d'indicateurs plutôt que par une carte unique.

COS/argiles

Le rapport COS/argile (Figure 20) a été calculé à partir de la teneur en COS (T_{COS} en 5.1.1), assimilée ici au COS dans la mesure où la biomasse organique du sol n'est pas considérée, et de la teneur en argile (5.1.1). Les deux variables étant exprimées en pourcentage, le rapport a été obtenu par la division des deux couches.

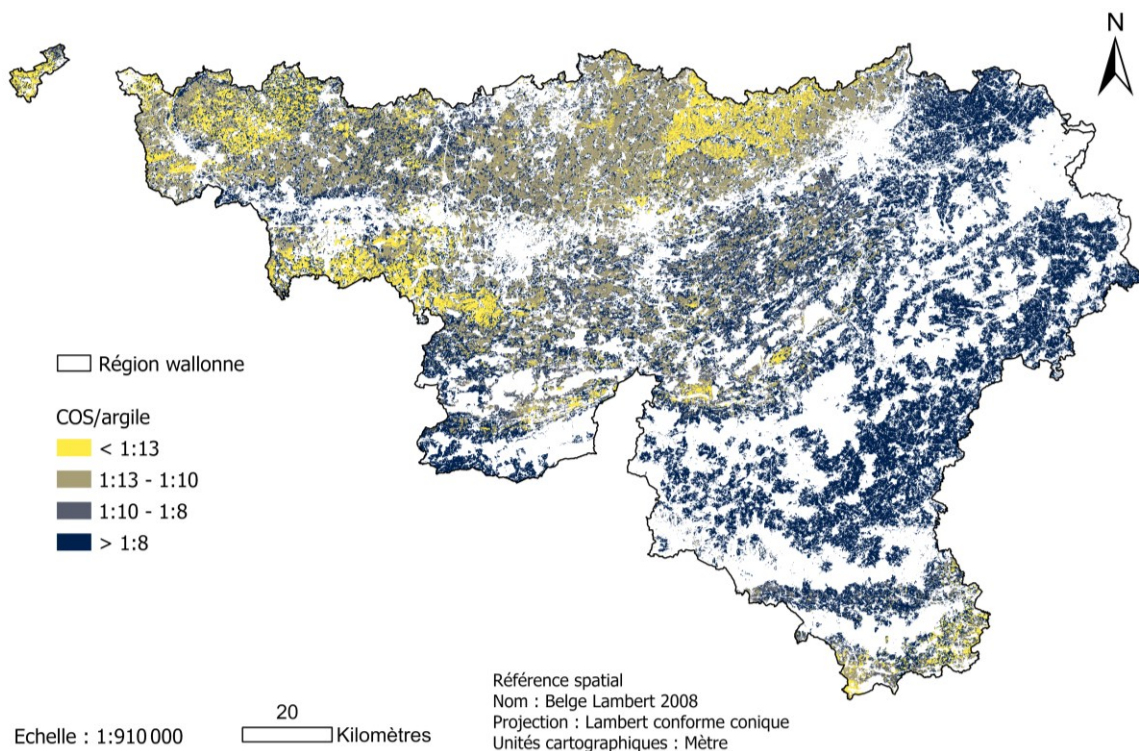


Figure 20. Rapport COS/argile.

La distribution du rapport COS/argile présente une majorité de pixels (52,9 %) au-dessus du seuil de 1:8, valeur associée à une qualité structurale favorable dans le référentiel retenu. La classe intermédiaire comprise entre 1:13 et 1:10 concernait 27,7 % des pixels, tandis que les valeurs inférieures à 1:13 et celles comprises entre 1:10 et 1:8 restent minoritaires, avec respectivement 9,8 % et 9,6 % des pixels. La lecture de la carte fait apparaître des valeurs plus faibles dans le nord et l'ouest de la région et plus élevées dans le sud-est, sans que la distribution se réduise à ce seul gradient. Le rapport combine en effet deux variables aux déterminants distincts, les teneurs en carbone, qui suivent la répartition des systèmes de culture avec les valeurs les plus basses en zone de culture intensive, et les teneurs en argile, héritées du substrat, qui abaissent le rapport sur les sols les plus argileux indépendamment du carbone.

Comme les autres indicateurs dérivés de CARBIOSOL, cette carte ne couvre que les surfaces agricoles. À la différence de la battance, dont la pertinence est limitée sous couvert permanent, la stabilisation du carbone organique par la fraction minérale concerne l'ensemble des sols, de sorte que l'absence de valeurs en zone forestière prive l'évaluation d'une information sur des surfaces qui contribuent au stockage régional. La restriction porte ici sur l'indicateur et non sur la composante qu'il renseigne, laquelle conserve sa pertinence sur ces surfaces sans y faire l'objet d'une évaluation.

L'interprétation du rapport appelle plusieurs réserves indépendantes de sa couverture. La première tient à la validité du seuil : la directive (UE) 2025/2360 prévoit elle-même que les États membres appliquent au rapport des coefficients correcteurs lorsque les types de sols ou les conditions climatiques le justifient, en tenant compte du lien avec la stabilité structurale. Cette disposition reconnaît que la valeur de 1:13 ne vaut pas uniformément, et aucun coefficient n'a été établi pour les sols wallons, de sorte que la position d'un pixel par rapport à une borne indique une tendance plutôt qu'un diagnostic. La deuxième tient à la nature composite

de l'indicateur, qui associe une propriété stable, la teneur en argile, et une propriété sensible aux pratiques, la teneur en carbone organique, si bien qu'une même valeur peut résulter de trajectoires de gestion différentes et que le rapport renseigne sur un état plutôt que sur une dynamique, alors que la perte de carbone que le descripteur vise à caractériser est un phénomène temporel. La troisième tient à l'hétérogénéité des sources mobilisées, les teneurs en carbone provenant de mesures réalisées entre 2015 et 2019 tandis que la teneur en argile dérive de profils décrits lors de l'enquête nationale des sols entre 1949 et 1965, dont seul le premier horizon a été retenu pour la spatialisation.

Conclusion

Le score associé au stock de carbone suit une logique croissante : plus le stock est élevé, plus la contribution au service de stockage du carbone est considérée comme importante. Il n'existe toutefois pas de fonction de score universelle permettant de convertir directement un stock en score de qualité. Mukherjee et Lal (2014) proposent néanmoins une classification du stock de carbone en trois catégories, présentée dans le Tableau 5. Ces seuils relèvent de l'appréciation des auteurs, faute de données de notation disponibles dans la littérature pour cet indicateur, et fixent donc des repères de lecture plutôt qu'un diagnostic.

Tableau 5. Classification du stock de carbone organique du sol (COS). Source : Mukherjee et Lal (2014)

Stock de C (Mg·ha ⁻¹)	Classe
<50	Déficient en carbone
50–100	Niveau de carbone modéré à optimal
> 100	Sol riche en carbone

Pour le rapport COS/argile, la classification de Johannes et al. (2017) suit la même logique, le score croissant avec le rapport (Tableau 6). Le rapport COS/argile diminue avec la dégradation de la qualité structurale du sol.

Tableau 6. Classification du rapport COS/argile selon la qualité structurale attendue du sol. Source : Johannes et al. (2017)

COS/argile	Qualité structurale attendue	CoreVESS
< 1:13	Mauvaise	> 4
1:13 < COS:argile < 1:10	Amélioration suggérée : COS:argile de 1:10	3–4
1:10 < COS:argile < 1:8	Bonne	2–3
> 1:8	Très bonne	< 2

Les deux classifications convertissent des grandeurs continues en classes ordonnées et rendent les valeurs interprétables sans connaissance préalable des ordres de grandeur attendus. En l'absence de règle de combinaison, les deux scores sont consultés séparément pour une parcelle donnée, le premier renseignant la quantité de carbone stockée, de déficiente à riche, le second la qualité attendue de sa stabilisation, de mauvaise à très bonne. Le passage du raster au parcellaire agricole est illustré ci-dessous pour le stock de carbone (Figure 21).

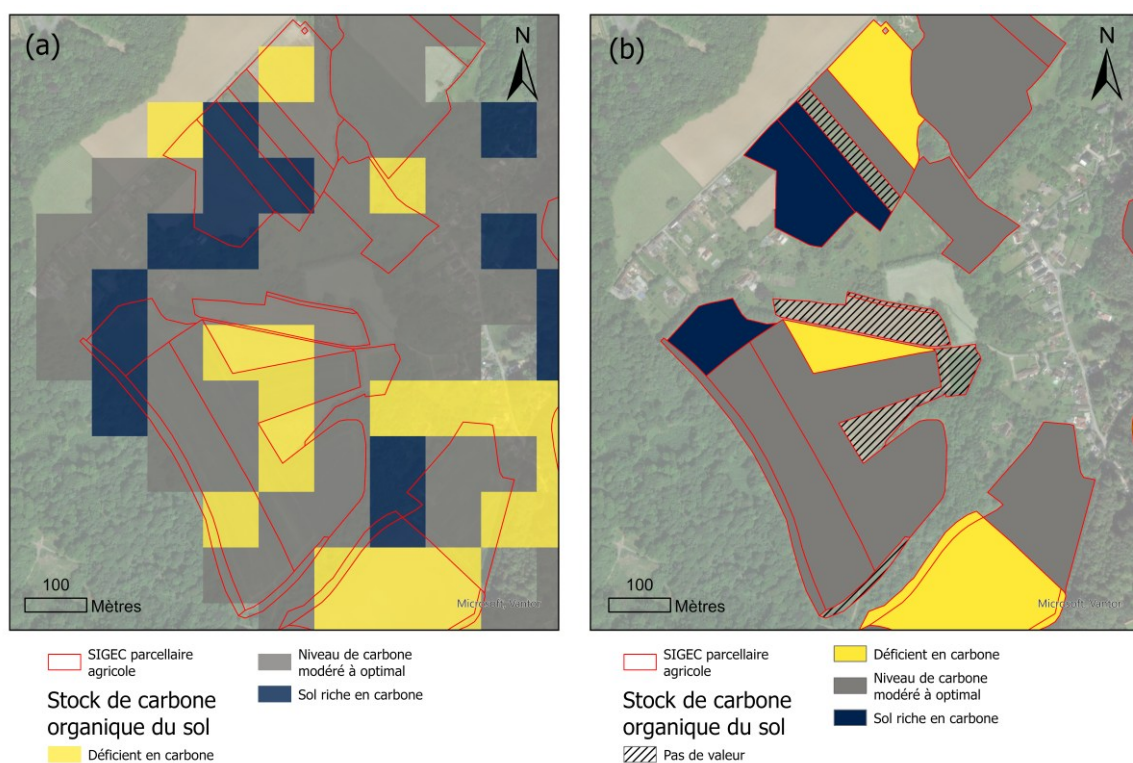


Figure 21. Stock de carbone organique du sol (COS) issu du raster CARBIOSOL (a) et valeurs associées au parcellaire agricole SIGEC (b).

La comparaison des deux représentations a fait apparaître le changement de support opéré entre la donnée source et la donnée restituée. Le raster CARBIOSOL décrit la variabilité du stock selon sa propre maille, indépendamment des limites d'exploitation, tandis que la seconde carte reporte cette information sur le parcellaire SIGEC, unité à laquelle se rapportent les décisions de gestion agricole. Le gain tient au support plutôt qu'au contenu. Ce transfert a eu un coût informationnel, plusieurs parcelles recouvertes par des pixels de classes distinctes ayant reçu une classe unique. La valeur portée par une parcelle doit dès lors être lue comme une tendance centrale et non comme une mesure locale du stock. Le report sur le parcellaire a par ailleurs laissé des parcelles sans valeur attribuée, la conversion n'ayant pas abouti pour l'ensemble des unités.

Les deux indicateurs ne se rapportent pas à la même période, le rapport COS/argile ayant été calculé à partir des teneurs les plus récentes disponibles, mesurées entre 2015 et 2019, alors que la couche de stock la plus récente porte sur les campagnes de 2005 à 2014. La couche de teneurs 2005-2014 aurait permis d'aligner les deux indicateurs sur les mêmes campagnes, au prix d'un éloignement supplémentaire de la période d'usage. L'arbitrage porte ainsi entre la cohérence temporelle du couple et l'actualité de l'information, aucune des deux options ne rapprochant les cartes de l'état présent des sols.

Deux perspectives se dégagent dès lors pour ce service. La première porte sur une règle de combinaison entre les deux scores, qui produirait un indicateur unique comparable à ceux des autres services mais supposerait d'établir au préalable la relation entre les deux grandeurs. La seconde porte sur l'extension au-delà du parcellaire agricole, dont le morcellement plus fin exigerait une résolution supérieure à celle des rasters disponibles.

5.2.5. Archivage du patrimoine

Le zonage archéologique (carte en Annexe 19) a servi de donnée d'entrée principale pour le service écosystémique d'archivage du patrimoine, les couches d'inventaire et de protection répondant à une autre logique. Le renseignement d'une parcelle dans ces bases atteste en effet l'existence d'un bien, de sorte que la question qui s'y pose n'est plus celle du potentiel mais celle de la valeur accordée à ce bien. L'apport d'une évaluation spatialisée se situe à l'inverse là où l'information fait défaut, dans l'estimation de la probabilité qu'un espace recèle une valeur patrimoniale encore non reconnue. Aucun indicateur propre à ce service n'a donc été construit et aucune agrégation n'a été opérée.

La couche n'étant pas diffusée, le service n'a pas pu être cartographié et deux modes de notation sont proposés à titre d'hypothèse, faute de références établissant une correspondance entre potentiel archéologique et fourniture du service. Le premier conserverait les classes de la carte en leur attribuant un score croissant, soit 0 pour la présomption nulle, 1,67 pour la présomption faible ou indéterminée, 3,33 pour la présomption forte et 5 pour l'existence avérée. Le second mobiliserait les valeurs de corrélation, transformées linéairement sur l'intervalle de 0 à 5, les secteurs à présence documentée recevant la valeur maximale non pour un potentiel supérieur mais parce que la question de son estimation ne s'y pose plus. Ce second mode est privilégié, les seuils de classes étant reconnus comme arbitraires par le rapport, qui soumet deux classifications concurrentes, et la classe de présomption nulle y étant décrite comme de définition problématique (Pfeiffer, 2013). Son application suppose toutefois que les valeurs de corrélation soient diffusées et homogènes sur l'ensemble de la Wallonie.

Le zonage n'évalue par ailleurs pas exactement ce que le service désigne. Le sol y intervient comme déterminant de l'implantation humaine passée, ses propriétés conditionnant le choix des sites d'établissement. Le rapport reconnaît que la conservation différentielle, dont dépendent l'érosion, les dépôts et les propriétés du sol, joue également un rôle important dans l'évaluation du potentiel archéologique, mais indique que ces facteurs n'ont pu être intégrés au modèle faute de données et compte tenu du délai imposé (Pfeiffer, 2013). Il en découle que la carte renseigne la probabilité qu'un vestige ait été déposé plutôt que celle qu'il ait été conservé, alors que la conception matérielle du service envisage précisément le sol comme archive active des vestiges du passé.

Ce service se distingue enfin par la logique d'usage qu'il commande, un potentiel élevé n'y appelant pas une valorisation mais une vigilance en amont des projets³⁶, et sa vérification par

³⁶ L'article D.62 du CoPat subordonne l'avis archéologique préalable au permis à des seuils de superficie ou de longueur, ou à la localisation d'un permis d'urbanisation avec ouverture de voirie dans le périmètre de la carte archéologique.

la fouille consommant en partie la ressource qu'il désigne. Cette asymétrie complique son articulation avec les autres services au sein d'un indice composite.

5.2.6. Choix de conception et modalités d'usage de l'outil

Nature de l'évaluation produite

La qualité des sols se distingue (2.3.1) du potentiel, entendu comme l'état maximal atteignable selon les propriétés inhérentes, et de la santé, entendue comme l'état actuel rapporté à ce potentiel. Les indicateurs construits ne se rattachent pas tous au même terme de cette distinction.

L'aptitude stationnelle sylvicole et la capacité de rétention en eau, dérivée de la CNSW, décrivent ce que les conditions stationnelles permettent indépendamment de l'état présent du sol et relèvent du potentiel. La VNP procède de la même logique, modélisant la végétation susceptible de s'établir en l'absence d'activité humaine. Le stock de COS renseigne à l'inverse une quantité effectivement présente et correspond à la définition retenue pour la qualité. Le rapport COS/argile occupe une position intermédiaire, puisqu'il associe une propriété stable, la teneur en argile, et une propriété sensible aux pratiques, la teneur en carbone, et situe ainsi l'état du sol relativement à ce que sa texture lui permet de porter, opération qui correspond à la définition de la santé. L'indice de battance et la CEC combinent également les deux registres, la texture y intervenant aux côtés de la teneur en matière organique.

Cette hétérogénéité tient à la construction même des données mobilisées et non à un défaut de sélection. Les propriétés dites inhérentes portent elles-mêmes la trace des usages passés, la teneur en matière organique d'un sol cultivé depuis un siècle ne relevant ni du potentiel ni d'un état conjoncturel. La distinction conceptuelle (2.3.1) se lit donc mal dans des cartes construites à partir de couches qui agrègent les deux dimensions.

Deux conséquences en découlent. Une même valeur faible n'appelle pas la même lecture selon l'indicateur, tantôt une contrainte durable, tantôt une dégradation susceptible d'être corrigée, distinction qui commande pourtant la réponse à y apporter en aménagement. L'agrégation de scores relevant de registres différents pose par ailleurs une difficulté du même ordre que celle des services antagonistes examinée ci-après, puisqu'un score de potentiel et un score d'état actuel ne se rapportent pas au même objet.

L'évaluation de la santé des sols au sens strict supposerait d'estimer les deux grandeurs pour une même unité spatiale. Le croisement de la VNP avec l'occupation actuelle constituerait une entrée directe dans cette voie, selon la logique d'hémérobie exposée au 5.2.3, l'écart y portant sur la couverture du sol plutôt que sur les propriétés pédologiques.

Agrégation en indice composite de la qualité du sol

L'agrégation des scores de services écosystémiques en un indice de qualité du sol appelle une objection de principe, deux sols pouvant obtenir la même note en assurant des services différents. Cette objection ne vaut pas au niveau inférieur. Les indicateurs réunis pour former le score d'un service renseignent un même objet sous plusieurs angles, le stock de carbone et le rapport COS/argile approchant l'un la quantité présente et l'autre sa stabilité. Les services écosystémiques ne se rapportent en revanche pas à un objet commun. Certains se

relient par des processus documentés, la contribution du carbone organique à la fertilité en fournissant un exemple, et ces relations se prêtent à l'étude. D'autres ne se relient par aucun processus de ce type, la production de biomasse et l'archivage du patrimoine coexistant sans interagir, de sorte que leur réunion dans une valeur unique repose sur une convention et non sur une mesure.

L'incompatibilité entre fonctions du sol (2.3.5) s'est retrouvée à l'intérieur même d'un service. La régulation du cycle de l'eau réunit deux sous-services dont les exigences divergent, l'infiltration et le stockage, approchés respectivement par l'indice de battance et par la capacité de rétention en eau, de sorte qu'une valeur unique pour ce service supposerait déjà un arbitrage. Une agrégation directe, sans traitement préalable de ces oppositions, produirait un score peu représentatif du territoire évalué. Il apparaît donc nécessaire de définir une méthode d'articulation entre services, et à l'intérieur de certains d'entre eux, plutôt que de procéder à une sommation ou à une moyenne.

Les services ne s'évaluent ni à la même échelle spatiale ni à partir des mêmes déterminants. La régulation du cycle de l'eau s'apprécie relativement au bassin versant, où la position d'une parcelle le long d'un versant conditionne sa contribution autant que ses propriétés propres, et l'habitat pour la biodiversité relativement au réseau écologique, où la connectivité entre milieux et la fragmentation induite par le bâti interviennent au même titre que les caractéristiques du sol. La production alimentaire et le stockage du carbone se rapportent en revanche à la parcelle elle-même, leurs déterminants principaux étant des propriétés du sol en place. Une même unité spatiale ne porte donc pas la même signification selon le service considéré, ce qui prive de sens l'addition des scores obtenus.

Les données d'entrée créent une difficulté supplémentaire. La CNSW et les couches qui en dérivent alimentent les indicateurs de quatre des cinq services retenus, de sorte que des scores partageant leurs données d'entrée ne varient pas indépendamment les uns des autres. Le sens de cette dépendance n'est pas uniforme, la teneur en argile augmentant la CEC_{sol} , réduisant la sensibilité à la battance et abaissant le rapport COS/argile, de sorte que son effet net sur un indice global reste à établir. Sa mesure préalable, par examen des corrélations entre cartes de service, constitue une condition de toute agrégation ultérieure.

Une alternative consiste à ne pas dépasser l'échelle du service et à restituer, pour une unité spatiale donnée, le nombre de services que le sol satisfait à un niveau déterminé. Robert et al. (2012) formulent cette voie à l'échelle des fonctions du sol, sous la forme d'un regroupement en composantes de la qualité, d'un recours à des sous-indicateurs ou d'un dénombrement des dépassements de seuil. Ces auteurs relèvent que l'avantage commun à ces approches tient à la possibilité d'identifier rapidement le paramètre responsable de la mauvaise qualité, voire de planifier les actions à mettre en œuvre. Ces auteurs rapportent également que des agriculteurs ont exprimé le souhait d'observer la complexité de leurs sols au moyen d'un indice non agrégé. Le projet UQUALISOL-ZU a mis cette logique en œuvre dans son indice de polyvalence d'usage, dont l'application à deux communes périurbaines a fait apparaître que des sols en adéquation avec leur usage actuel n'étaient adéquats que pour celui-là, alors que des sols moyennement adaptés à cet usage demeuraient mobilisables pour d'autres, constat qu'un score global n'aurait pas permis d'établir. Cette logique, transposée aux services écosystémiques retenus ici, préserverait la lisibilité des antagonismes et

désignerait le service limitant, information plus directement utile à un arbitrage d'aménagement qu'une valeur agrégée.

L'agrégation en un indice unique n'a donc pas été réalisée. Trois obstacles ont conduit à ce choix, la divergence des échelles d'évaluation, le traitement des services antagonistes et la dépendance entre scores issus de données d'entrée communes.

Choix de l'échelle d'évaluation

L'échelle à laquelle l'outil restitue l'information relève d'un choix de conception et non d'une propriété des données. Ce travail a visé la parcelle, unité à laquelle se rapportent la plupart des décisions communales et/ou régionales, qu'il s'agisse d'apprécier une ZACC, une zone d'enjeu communal ou régional, une friche ou un site à réaménager.

Les résolutions retenues ont toutefois découlé des couches d'entrée mobilisées et non de cette unité de décision. Elles se sont échelonnées de 10 m pour certaines couches dérivées à 90 m pour la charge calcaire, de sorte que le niveau de lecture admissible a différé d'un indicateur à l'autre et que la lecture à la parcelle n'a pas été justifiée partout. L'écart entre l'échelle visée et celle que les données supportent effectivement constitue la limite principale de l'outil au stade atteint.

Cette situation est courante en cartographie numérique des sols. Piedallu et al. (2022) observent que la résolution des cartes est généralement fixée par celle des covariables disponibles plutôt que par la variation spatiale des propriétés représentées. Ces auteurs définissent la résolution optimale comme la plus grande taille de cellule au-delà de laquelle l'exactitude diminue pour une étendue donnée et montrent que sa valeur dépend de la propriété considérée, de l'hétérogénéité du milieu et de l'étendue cartographiée. Son évaluation aurait supposé de comparer des cartes calculées à plusieurs résolutions avec un jeu d'observations de terrain indépendant, ce dont la présente étude ne disposait pas.

La question de l'échelle ne se réduit cependant pas à celle de la résolution. La régulation du cycle de l'eau et l'habitat pour la biodiversité se définissent à des niveaux d'organisation supérieurs à la parcelle, respectivement le bassin versant et le réseau écologique. Augmenter la résolution ne rapprocherait donc pas leur évaluation de l'unité de décision, la limite tenant au niveau auquel le processus s'exprime et non à la finesse de la donnée. Pour ces deux services, la parcelle constitue l'unité de restitution mais non l'unité d'évaluation, distinction qui doit être portée par la documentation accompagnant les cartes.

Ce constat rejoint l'enseignement que Jiang et al. (2020) tirent du décalage persistant, dans le champ des systèmes d'aide à la planification, entre l'offre d'outils et les besoins de la pratique. Ces auteurs concluent qu'une technologie n'apporte de valeur ajoutée que si elle est ajustée aux attentes et aux capacités des utilisateurs visés ainsi qu'aux spécificités des tâches à accomplir, compte tenu des particularités du contexte dans lequel elle est appliquée, et que la méconnaissance de ces spécificités a constitué la cause principale du décalage observé. L'échelle d'évaluation relève de cet ajustement plutôt que d'un optimum technique.

Modalités de restitution de l'information

La forme sous laquelle l'information est restituée détermine ce que l'utilisateur peut en faire, et les besoins diffèrent selon l'échelle à laquelle l'information est mobilisée, de la décision

d'affectation à l'appréciation d'un projet déterminé. Trois modalités se distinguent, la valeur brute de l'indicateur, le score ordonné qui la traduit sur une échelle commune, et l'énoncé interprété qui rattache ce score à une signification pour le sol considéré. Le passage de la première à la troisième accroît l'accessibilité et réduit la traçabilité, chaque étape incorporant une convention de lecture qui cesse d'être visible dans le résultat affiché.

Jiang et al. (2020) relèvent que de nombreux systèmes d'aide à la planification ont fonctionné comme des boîtes noires, leurs modèles et leurs variables demeurant invisibles pour l'utilisateur. L'accès à la valeur brute, au seuil appliqué et à sa source, aux côtés du résultat interprété, répond à cet obstacle sans que l'interprétation soit abandonnée. Cette exigence pèse d'autant plus sur l'outil proposé que plusieurs de ses seuils ont été empruntés à des classifications établies dans d'autres contextes ou, à défaut de référence, calés sur la distribution observée.

Une quatrième modalité consisterait à assortir le score d'une orientation d'usage, un score faible en infiltration appelant par exemple de limiter l'urbanisation d'un secteur. Cette formulation change la nature de l'énoncé et fait passer d'une description de l'état du sol à une prescription sur son usage. Ce passage suppose un arbitrage entre la préservation du service et les autres objectifs poursuivis par la commune : la carte établit qu'un secteur contribue fortement à un service, l'autorité seule établit qu'il doit être soustrait à l'urbanisation.

Ces modalités ne se substituent pas les unes aux autres et répondent à des besoins distincts selon le destinataire (voir section 5.3.3). Une dernière condition concerne la mise à jour. La caractérisation d'une atteinte portée à la qualité du sol suppose la comparaison de deux états, ce qu'une cartographie produite une seule fois ne permet pas. La périodicité de mise à jour conditionne donc l'usage de l'outil comme critère d'appréciation d'un dommage.

5.3. Analyse du potentiel opérationnel de l'outil pour l'aménagement du territoire

La construction d'un score agrégé de qualité du sol soulève des questions méthodologiques quant à sa capacité à représenter la complexité du sol (section 5.2.6). La pertinence d'un tel outil ne se limite toutefois pas à sa précision quantitative et réside dans les usages qu'il rend possibles pour ses principaux utilisateurs et destinataires : les autorités publiques communales et régionales, les bureaux d'étude en urbanisme, les bureaux d'étude chargés de l'évaluation des incidences environnementales, les architectes et géomètres, les maîtres d'ouvrage et la société civile... L'outil permet d'abord une comparaison relative entre parcelles ou entre secteurs d'un même territoire, propre à chaque service écosystémique. Il oriente l'attention des autorités communales vers les zones qui justifient une expertise pédologique de terrain plus approfondie. Il remplit ensuite une fonction de communication : les communes ne disposant généralement pas d'une expertise pédologique interne, une cartographie simplifiée rend une information technique accessible à des acteurs non spécialistes et facilite le dialogue avec les experts environnementaux lors de l'instruction des dossiers. Il trouve une troisième application dans le cadre de la séquence Éviter, Réduire, Compenser (ERC), en identifiant en amont les zones où chaque service s'exprime le plus fortement afin d'orienter la localisation des projets vers les secteurs où l'impact environnemental potentiel est le moindre. Il appuie

enfin la motivation des décisions d'aménagement, en offrant aux autorités communales un moyen d'objectiver une appréciation qualitative, sur une base indépendante du dossier du demandeur, sans en fonder à lui seul l'issue.

Les analyses et recommandations issues du projet SOILval, qui a examiné successivement la place de la qualité des sols dans la réglementation, auprès des parties prenantes et dans les instruments d'aménagement et d'urbanisme, sont mobilisées ici pour positionner l'outil développé dans ce mémoire, en identifier les limites et formuler des perspectives d'amélioration et de valorisation. L'analyse examine d'abord l'ancrage juridique susceptible de fonder un tel outil, puis les instruments d'aménagement dans lesquels il pourrait s'insérer et enfin les conditions de son appropriation par les parties prenantes. Cette analyse s'inscrit dans un contexte où le SDER était encore applicable au moment de la recherche, tandis que les évolutions européennes relatives à la préservation de la qualité des sols étaient encore en construction.

5.3.1. Ancrage juridique

La Région wallonne est compétente pour la protection du sol et du sous-sol, au même titre que pour la conservation de la nature³⁷. Cette compétence ne se traduit pas pour autant par un régime unifié. L'analyse juridique conduite dans le cadre de SOILval (Limasset et al., 2021) relève que les dispositions intéressant le sol demeurent dispersées dans de nombreuses législations wallonnes, qui protègent le sol de manière indirecte à travers les réserves naturelles et forestières, le régime forestier, le régime agricole, le permis d'environnement, la police des déchets et la protection des paysages³⁸.

Deux conceptions du sol coexistent dans ce cadre. Le sol constitue d'une part un bien approprié au sens du Code civil³⁹, de sorte que, sauf intervention du législateur, son degré de protection dépend du sort que le propriétaire souhaite lui réserver. Il fait d'autre part partie intégrante du patrimoine commun des habitants de la Région wallonne⁴⁰, notion qui fonde une obligation de transmission aux générations futures. Cette tension conditionne la portée d'un outil tel que celui développé ici, puisqu'une évaluation publique de la qualité des sols porte sur des parcelles majoritairement privées et que sa capacité à orienter les usages dépend des habilitations accordées par le législateur. La notion de patrimoine commun constitue à cet égard le point d'appui le plus direct, dans la mesure où elle rattache le sol à un intérêt collectif indépendant du titre de propriété. Aucun de ces textes ne porte toutefois de définition opérationnelle de la qualité du sol, ce qui explique que le projet SOILval ait porté son analyse sur le décret sols.

Selon cette analyse, le décret relatif à la gestion et à l'assainissement des sols reprend la notion de qualité du sol, mais celle-ci y demeure indéfinie et ne se manifeste qu'à travers l'édiction de valeurs limites de concentration de polluants, ces valeurs variant selon le zonage du plan de secteur auquel le sol appartient⁴¹. Ces valeurs s'appliquent à l'instruction du permis

³⁷ Loi spéciale de réformes institutionnelles du 8 août 1980.

³⁸ Loi du 12 juillet 1973 sur la conservation de la nature, Code forestier, Code wallon de l'Agriculture, régime du permis d'environnement, décret du 27 juin 1996 relatif aux déchets, loi du 12 août 1911 sur la conservation de la beauté des paysages.

³⁹ Art. 552 – Ancien Code Civil // Livre II : Des biens et modifications de la propriété.

⁴⁰ Art. D.1er – Code de l'environnement & Art. 1er, §1^{er} – décret sols.

⁴¹ Annexe II du décret relatif à la gestion et à l'assainissement des sols et art. D.II.23 du CoDT.

en déterminant les usages admissibles selon l'état de pollution de la parcelle, de sorte qu'une contrainte opposable existe déjà, mais sur cette seule dimension. En dehors de ce lien établi autour de la pollution, la notion reste étrangère au CoDT, qui réglemente pourtant l'usage du sol à travers les schémas, les guides d'urbanisme et les permis d'urbanisme⁴². Cette absence de critères qualitatifs explique que l'atteinte à la qualité du sol ne constitue pas, en l'état du droit, un critère matériel susceptible d'influencer la marge d'appréciation de l'autorité compétente en matière d'aménagement du territoire.

C'est sur cette base que le projet identifie le décret sols, plutôt que le CoDT, comme le cadre pertinent pour ancrer un outil d'évaluation. Deux dispositions sont mobilisées à cet effet (Hucq, 2021). La première habilite le Gouvernement wallon à « imposer des obligations de rapportage et de transmission de données et à constituer une banque de données authentiques »⁴³. Cette habilitation pourrait fonder l'adoption d'une carte d'évaluation de la qualité des sols s'appuyant sur la carte des sols existante. La démarche suivie ici en relève, l'outil développé dérivant ses indicateurs de la CNSW et des données pédologiques associées pour produire une évaluation par service écosystémique. Aucune carte d'évaluation de la qualité des sols n'a toutefois été adoptée sur cette base en Wallonie.

La seconde, consacrée à la prévention et à l'information, est identifiée comme le cadre le plus adapté pour un mécanisme de test « qualité des sols ». Ce mécanisme consisterait à assigner, sur la base de la carte, des objectifs de conservation propres à chaque type de sol. Le dispositif s'inspirerait du régime Natura 2000, ces objectifs s'imposant aux autorités sauf dérogation d'intérêt public compensée. Le mécanisme, appliqué à la cartographie développée ici, modulerait la protection d'une parcelle selon les services écosystémiques qu'elle assure le mieux. Une parcelle au potentiel marqué de stockage du carbone appellerait ainsi des objectifs plus contraignants qu'une parcelle dont aucun indicateur ne ressort. Sa mise en œuvre supposerait de convertir les indicateurs continus en classes assorties d'objectifs distincts, opération non menée dans ce travail et dont les seuils conditionneraient la portée du dispositif.

Les auteurs précisent toutefois que ces dispositions ne constituent pas une base légale explicite et suffisante en l'état, que les modalités techniques et d'adoption de la carte restent à préciser, et envisagent l'insertion d'une habilitation spécifique dans le décret. Le décret sols apparaît donc moins comme un fondement juridique déjà opérant que comme le réceptacle institutionnel identifié pour accueillir, à terme, un outil de ce type. Il en résulte que l'insertion d'une cartographie de la qualité des sols dans la décision territoriale ne peut, en l'état du droit, prendre la forme d'un critère opposable au demandeur de permis en dehors de la pollution, et qu'elle relève de la logique indicative qui gouverne la majorité des instruments du CoDT.

5.3.2. Intégration dans les instruments d'aménagement et d'urbanisme

Le projet SOILval a établi un état des lieux de la prise en compte de la qualité des sols dans ces instruments, dont les conclusions cadrent l'analyse qui suit. La connaissance de la qualité des sols y est décrite comme peu développée chez les aménageurs, seuls les sols agricoles étant relativement bien documentés au regard de leur aptitude à la production, de l'érosion, du ruissellement ou des inondations (Quadu et al., 2021a). Lorsque le sol est pris en compte

⁴² Livre II (schémas), livre III (guides d'urbanisme) et livre IV (permis d'urbanisme) du CoDT.

⁴³ Art. 4, al. 2, 4° du décret sols.

dans le SDC, c'est le plus souvent pour évaluer des risques de pollution ou d'instabilité, ou pour préserver son potentiel agronomique et paysager, plutôt que pour ses fonctions écologiques au sens large, les attentes des habitants en matière de programmation, de formes et de densités d'urbanisation demeurant prioritaires. La maturité de la technique y a été qualifiée de limitée et celle du SOL de faible, un objectif de prise en compte de la qualité des sols n'ayant, selon les auteurs, jamais été énoncé explicitement dans les SOL existants (Quadu et al., 2021c). Les indicateurs de suivi des effets sur la qualité des sols ont enfin été décrits comme absents des évaluations environnementales, constat expliqué par un manque de compréhension et de sensibilisation des acteurs et par le risque que le choix et le financement de l'auteur de l'étude par le demandeur conduisent à approfondir une thématique plutôt qu'une autre (Quadu et al., 2021b). L'état des lieux oriente dès lors l'analyse vers l'identification, dans chaque instrument, des points d'entrée par lesquels une cartographie de la qualité des sols pourrait être introduite.

Schéma de développement du territoire

Le SDT présente le développement du territoire comme un levier de la transition climatique et énergétique, reposant notamment sur la protection du patrimoine naturel et sur la valorisation des services écosystémiques. Ces derniers traversent les trois axes du schéma : révision du plan de secteur intégrant le maillage écologique, préservation des fonctions des espaces forestiers et mobilisation des espaces non bâtis pour la production de services⁴⁴, services rendus par les espaces verts et les espaces publics (SPW, 2024). L'inclusion explicite de la qualité des sols dans les mesures de gestion et de programmation constituerait une évolution cohérente avec ces orientations. Le SDT traduit l'objectif de réduction de l'artificialisation par la délimitation des centralités et par le coefficient de pleine terre (2.1.5). Le premier dispositif détermine où l'urbanisation se concentre, le second la part de terrain qui doit rester non imperméabilisée. Ni l'un ni l'autre n'appelle une identification de la qualité des sols préservés. À l'image de la mesure prévoyant un monitoring de l'étalement urbain résidentiel par territoire de gestion assorti d'une évaluation annuelle⁴⁵, le SDT pourrait accueillir une mesure instaurant un monitoring de la qualité des sols et de leur dégradation. Une telle mesure fournirait le cadre nécessaire pour suivre l'évolution de cette qualité et disposer d'un état de référence partagé entre les échelles régionale et communale. Elle s'adresserait aux pouvoirs publics et ne produirait pas d'effet direct sur les permis, mais elle conditionnerait la disponibilité et l'actualisation des données sur lesquelles reposerait tout usage ultérieur. Elle ne consisterait pas à créer un dispositif de suivi entièrement nouveau, plusieurs réseaux assurant déjà en Wallonie le suivi de paramètres physico-chimiques des sols agricoles et forestiers, mais à articuler ces dispositifs sectoriels avec les instruments d'aménagement, dont ils restent aujourd'hui disjointes.

L'outil développé ici a été conçu pour une application communale et ses indicateurs ont été sélectionnés à cette fin. La régulation du cycle de l'eau et l'habitat pour la biodiversité relèvent néanmoins de logiques fonctionnelles qui dépassent les limites administratives, la première s'organisant à l'échelle des bassins versants et la seconde à celle des réseaux écologiques. Une cartographie régionale de ces deux services, reposant sur une simplification des

⁴⁴ Notamment AI3.P6 et AI3.P7 du SDT.

⁴⁵ Mesure SA2.M1 du SDT.

indicateurs et une agrégation plus large, présenterait donc un intérêt pour identifier des continuités que seule une lecture supracommunale révèle. Les liaisons écologiques offrent un point d'appui concret pour cette projection, puisque la structure territoriale du SDT les identifie et les exprime cartographiquement en vue d'une trame cohérente à l'échelle régionale, et que le SDC les reprend au titre de la situation de droit⁴⁶. Ces liaisons étant représentées de manière linéaire et généralisée, elles donnent une orientation stratégique sans permettre de caractériser finement les espaces concernés ni d'évaluer leur qualité fonctionnelle. L'identification de zones présentant une qualité élevée pour le service écosystémique d'habitat pour la biodiversité pourrait donc contribuer à rendre ces corridors plus opérationnels, en localisant les espaces à préserver, à restaurer ou à reconnecter en priorité.

Plan de secteur

Une révision d'ampleur qui déclasserait une part significative des zones destinées à l'urbanisation apparaît difficilement envisageable à court terme, dès lors qu'elle supposerait l'indemnisation des moins-values subies par les propriétaires, dont le coût a été estimé comme considérable par certains acteurs (André, 2018), ainsi qu'un consensus politique dont rien n'indique qu'il soit réuni. Sans exclure des révisions partielles, l'analyse s'est concentrée sur les procédures existantes (Limasset et al., 2021). Le plan de secteur constitue de ce point de vue une entrée privilégiée, non seulement parce qu'il fixe l'affectation du sol sur l'ensemble du territoire wallon, mais aussi parce que le type de zonage conditionne les valeurs seuils applicables au titre du décret sols. Le zonage produit ainsi déjà, de manière indirecte, des effets sur le régime de protection des sols, sans que la qualité intrinsèque de ceux-ci intervienne dans la définition des affectations.

Dans la plupart des zones, la protection du sol découle de son affectation, non de ses propriétés pédologiques. Au sein des zones destinées à l'urbanisation, la seule contrainte quantitative tient à la couverture minimale de 15 % de la superficie en espaces verts publics imposée en zone d'habitat vert⁴⁷. L'outil permet d'identifier les emplacements où l'implantation d'un tel espace présenterait la valeur écologique la plus élevée, sans qu'aucune disposition n'en impose la localisation. Dans les zones d'espaces verts et les zones naturelles, le sol bénéficie d'une protection indirecte intégrée à la notion de milieu naturel, et la cartographie peut y servir de support à l'évaluation d'une activité projetée en objectivant sa contribution à la protection des milieux et des espèces. Les zones agricoles et forestières participent quant à elles à la conservation de l'équilibre écologique et du paysage, formulation qui ouvre une possibilité de mobilisation lors de l'instruction des demandes de permis, notamment pour apprécier si un projet compromet le maintien de cet équilibre. Dans ces trois configurations, la qualité des sols devient un élément d'appréciation parmi d'autres, sans statut autonome. Les zones d'extraction et de dépendances d'extraction constituent les seules zones dont les prescriptions visent explicitement le sol. L'autorité peut y encadrer les modalités d'exploitation, imposer des conditions et limiter la surface exploitée, sans pouvoir s'opposer au principe même de l'exploitation. La cartographie peut y être mobilisée pour délimiter l'emprise autorisée et pour formuler des conditions de permis, par exemple en soustrayant à l'exploitation les secteurs présentant une fertilité élevée pour la production alimentaire ou situés le long d'un corridor

⁴⁶ Art. D.II.2, §5, et D.II.10, §1er, du CoDT.

⁴⁷ Art. D.II.25/1, dernier alinéa, du CoDT.

écologique. Il s'agit du cas où l'outil s'articule le plus directement au texte réglementaire, tout en restant subordonné à l'appréciation de l'autorité.

Trois leviers procéduraux complètent ces entrées. Les prescriptions supplémentaires peuvent préciser ou spécialiser l'affectation des zones, sans déroger à leurs définitions⁴⁸. Cette faculté laisse la possibilité d'adopter des mesures favorables aux sols à l'intérieur d'une affectation donnée (Limasset et al., 2021).

Le périmètre de protection des liaisons écologiques permet d'interdire certains actes et travaux ou de les subordonner à des conditions particulières, de sorte que le sol, en tant qu'espace de transition, y est protégé par ricochet, la cartographie servant alors à vérifier si une demande de permis risque de dégrader les intérêts protégés ; au-delà de cet usage à droit constant, le législateur pourrait introduire dans le CoDT un périmètre de surimpression consacré à la qualité des sols, ce qui lui donnerait un fondement réglementaire autonome. La préservation maximale des terres, inscrite au SDT au titre de l'optimisation spatiale, fournirait la motivation d'une telle révision du CoDT.

Les compensations, enfin, offrent une troisième prise. La compensation planologique impose que l'inscription d'une nouvelle zone destinée à l'urbanisation soit compensée par le classement d'une zone existante en zone non destinée à l'urbanisation⁴⁹. La carte permettrait de faire de la qualité pédologique un critère de choix de la zone compensatoire. La compensation alternative consiste à mettre en œuvre des mesures environnementales ou opérationnelles destinées à limiter ou compenser les incidences résiduelles, sans que le CoDT précise les critères permettant d'objectiver leur choix ; la qualité des sols pourrait constituer l'un de ces critères et permettrait d'identifier les secteurs où le bénéfice environnemental serait le plus élevé.

L'examen de ces dispositions montre que les leviers existants sont réels mais partiels. Aucun n'érige la qualité du sol en critère d'affectation et la plupart n'ouvrent qu'une faculté offerte à l'autorité. L'outil y trouve dès lors une place d'aide à la décision et de motivation, sa portée contraignante restant subordonnée soit à une décision discrétionnaire, soit à une modification du CoDT.

Schéma de développement communal

Le SDC intègre la qualité du sol principalement à travers l'identification et la cartographie de sa structure territoriale, notamment les sites naturels protégés, les réserves naturelles et forestières et les liaisons écologiques. Il peut également proposer des révisions du plan de secteur, du SOL ou du guide communal d'urbanisme, définir des marges de densité d'urbanisation, encadrer la délivrance des permis et motiver un refus sur la base de ses indications, ce qui pourrait lui permettre de réserver une place aux sols perméables ou fertiles dans les zones d'habitat (Quadu et al., 2021a). Les communes sont par ailleurs incitées à actualiser ou à élaborer leur SDC afin de préciser leur stratégie territoriale, dynamique liée à la nécessité de définir les centralités à l'horizon 2030, faute de quoi les centralités prévues à l'échelle régionale servent de référence. Cette situation crée un intérêt concret à se saisir de cet instrument pour adapter les orientations régionales aux spécificités territoriales, et l'intégration de cartes

⁴⁸ Art. D.II.21, §3, du CoDT.

⁴⁹ Art. D.II.45, §3, du CoDT.

de services écosystémiques pourrait contribuer à objectiver la hiérarchisation des espaces à urbaniser, à densifier ou à préserver. L'arbitrage sur l'ordre de mise en œuvre des ZACC constitue à cet égard le point d'application le plus direct de la cartographie. La commune y compare des zones entre elles au sein de son territoire, opération que les scores rendent possible en donnant à chacune une valeur pour chaque service. La cartographie permettrait ainsi d'échelonner cette mise en œuvre selon les services rendus par les sols concernés, en engageant d'abord les zones dont les enjeux écosystémiques apparaissent les plus limités.

Les quatre composantes de l'analyse contextuelle⁵⁰, réalisée par l'auteur de projet agréé, offrent autant de points d'ancrage, quoique de manière inégale. La cartographie contribuerait à l'identification des principaux enjeux territoriaux en révélant la différenciation spatiale de la qualité des sols et en signalant les secteurs dont les fonctions sont les plus élevées ou les plus vulnérables. Elle interviendrait au titre des potentialités et des contraintes du territoire en éclairant les besoins environnementaux et écologiques ainsi que ceux liés à la préservation et à la restauration de la nature. La composante relative à l'artificialisation et à son évolution prévisible constitue le point d'articulation le plus direct, la cartographie permettant de qualifier l'artificialisation et non seulement d'en mesurer l'emprise, en documentant les fonctions effectivement perdues. Elle alimenterait enfin l'évaluation de la contribution du territoire à l'optimisation spatiale, en discriminant au sein même des centralités les secteurs où l'urbanisation entraînerait les pertes de fonctions les plus limitées. L'outil demeure en revanche muet sur les dimensions sociales, économiques, démographiques, énergétiques, patrimoniales et de mobilité également visées, ce qui confirme son statut de contribution sectorielle à un diagnostic de vocation plus large.

Le CoDT impose enfin que le SDC identifie les infrastructures vertes au sein de sa structure territoriale. La planification de l'infrastructure verte relève à ces niveaux d'une approche stratégique, alors qu'aux échelles inférieures elle se rapproche du projet et suppose l'identification des parcelles concernées et le dimensionnement des aménagements (Bruggeman et al., 2020), niveau de détail auquel correspond la carte d'orientation du SOL. Cette obligation constitue le levier le plus direct pour mobiliser l'outil, dans la mesure où l'infrastructure verte se définit par les fonctions qu'elle assure et non par un statut juridique préalable, alors que son identification s'appuie aujourd'hui principalement sur des espaces déjà reconnus⁵¹. Les cartes produites permettraient d'élargir cette base en identifiant des infrastructures vertes potentielles, c'est-à-dire des espaces dont la valeur repose sur leur contribution effective à la régulation du cycle de l'eau, au stockage du carbone, à la production de biomasse ou au support de la biodiversité. Deux limites doivent toutefois être posées. L'outil renseigne la valeur fonctionnelle des espaces mais non leur connectivité, alors qu'une infrastructure verte se définit comme un réseau, de sorte que les cartes fournissent des candidats à intégrer dans une structure et non la structure elle-même. La structure territoriale du schéma conserve par ailleurs une valeur indicative, ce qui limite la portée de l'exercice à la motivation des décisions ultérieures.

⁵⁰ Art. D.II.10 du CoDT.

⁵¹ Loi du 12 juillet 1973 et liaisons écologiques adoptées par le Gouvernement.

Schéma d'orientation local

Le SOL est considéré comme l'outil du CoDT qui permettrait le mieux de décliner à l'échelle locale des objectifs de préservation des sols, de réduction de l'artificialisation et de lutte contre l'étalement urbain déterminés à des échelles supérieures (Quadu et al., 2021c). Son analyse contextuelle peut mettre en évidence des enjeux de préservation ou d'amélioration des fonctions et des services fournis par les sols d'un site. La carte d'orientation comporte les affectations par zones et la densité préconisée pour les terrains non bâtis ou à réaménager, et doit reprendre la structure écologique du territoire. Elle pourrait être établie en fonction de la qualité du sol et de la fourniture potentielle de ses services. Les auteurs relèvent toutefois que seules les fonctions biologiques liées au support de la biodiversité ont la garantie d'être respectées, au regard de la loi sur la conservation de la nature et du CoDT, les autres fonctions demeurant dépourvues de garantie équivalente. Ils signalent également que la valeur indicative du SOL laisse les communes libres de s'en écarter moyennant motivation, de sorte que le schéma oriente les décisions sans les déterminer. Le SOL demeure par ailleurs contraint de suivre au minimum les objectifs du SDC, les mesures guidant l'urbanisation du SDT et le zonage du plan de secteur. Les auteurs relèvent enfin qu'un compromis s'impose entre les marges bénéficiaires attendues sur les projets et les attentes des habitants en matière de cadre de vie.

Les ZACC constituent un cas d'application concret. Le SOL en détermine les affectations par zones et les densités dans sa carte d'orientation⁵², la commune étant amenée à arbitrer entre différentes possibilités d'usage du sol sur la base de critères qui ne mentionnent pratiquement pas les sols. Une cartographie des services écosystémiques permettrait d'identifier, au sein de ces zones, les espaces présentant un intérêt particulier du point de vue de la production alimentaire, de la régulation du cycle de l'eau, du stockage du carbone, du support à la biodiversité ou de la conservation de certaines qualités pédologiques. L'outil ne déterminerait pas l'affectation à retenir mais contribuerait à objectiver les choix, notamment en identifiant les secteurs où le maintien de surfaces de pleine terre préserve les services les plus importants. L'enjeu est significatif dès lors que ces zones représentaient 21 604 ha en Wallonie en 2023 (SPW, 2025b). Cette mobilisation demeure facultative, le demandeur pouvant s'écarter du schéma moyennant motivation.

Évaluation des incidences sur l'environnement

La notice d'évaluation préalable est requise pour chaque demande de permis et comprend une description de la localisation du projet accordant une attention particulière à la sensibilité environnementale des zones susceptibles d'être affectées⁵³. Le formulaire en vigueur ne demande qu'une évaluation sommaire de la qualité biologique du site et du sol⁵⁴. Cette formulation pourrait être précisée pour couvrir la qualité du sol dans son ensemble, une évaluation distincte par service écosystémique pouvant être demandée et les rubriques relatives aux impacts du projet ainsi que la superposition cartographique avec le plan de secteur pouvant être étendues aux services concernés⁵⁵. Ces propositions rejoignent le constat des auteurs

⁵² Art. D.II.10, §4, 4° et D.II.11, §2, 2° du CoDT.

⁵³ Art. D.63 et D.66, §1er, du Livre Ier du Code de l'Environnement.

⁵⁴ Annexe VI à la Partie réglementaire du Livre Ier du Code de l'Environnement. Notice d'évaluation des incidences sur l'environnement.

⁵⁵ Cadres 3, 5 et 7 du formulaire de notice d'évaluation des incidences sur l'environnement.

du projet, pour qui la notice représente souvent la seule opportunité en Wallonie de prendre en compte en amont les effets induits des projets sur le sol, et qui jugent nécessaire de préciser le contenu minimal des études au moyen d'un canevas plus précis et de méthodes standardisées limitant les interprétations orientées (Quadu et al., 2021b). Ces auteurs évoquent explicitement qu'une carte d'évaluation de la qualité des sols pourrait fournir un support décisionnel à l'autorité compétente, constat qui recoupe l'objet du présent mémoire.

Permis d'urbanisme

Le permis d'urbanisme octroie l'autorisation de construire et se situe au bout de la chaîne décisionnelle. Il concrétise sur une parcelle donnée les orientations définies en amont par le SDT, le plan de secteur, le SDC et le SOL. L'autorité expose dans sa décision les motifs de l'octroi ou du refus, et cette motivation s'inscrit dans les objectifs énoncés par ces instruments.

Le régime du permis appréhende toutefois le sol par trois entrées seulement, le relief à travers la modification sensible soumise à permis, la pollution par l'articulation avec le décret sols et la banque de données de l'état des sols, et l'habitat par le régime applicable aux sites Natura 2000 et aux réserves naturelles, où le sol n'est protégé qu'en tant qu'il conditionne les exigences écologiques de certaines espèces⁵⁶. Aucune de ces entrées ne saisit le sol par les fonctions qu'il remplit, ce qui délimite l'espace dans lequel l'outil apporte une information qui n'est pas déjà produite par ailleurs.

Les charges d'urbanisme constituent le point d'insertion le plus direct. Le CoDT range parmi elles la réalisation de voiries et d'espaces verts publics, celle de constructions et d'équipements publics ou communautaires, ainsi que toutes mesures favorables à l'environnement, la partie réglementaire précisant que ces mesures sont celles qui ont un impact favorable notamment sur la diversité biologique, l'eau et les sols⁵⁷. Dès lors que les services écosystémiques sont évalués à l'échelle communale et assortis de critères explicites, l'autorité dispose d'un support pour identifier la fonction dominante du sol mobilisé par l'emprise projetée et pour localiser les emprises où la mesure imposée produit le bénéfice le plus élevé, par exemple en orientant une désimperméabilisation vers les sols dont la capacité d'infiltration est conservée. Cet apport doit être qualifié avec précision, la charge d'urbanisme relevant de la contrepartie au coût collectif du projet et non de la compensation écologique au sens de la séquence ERC. L'outil ne modifie pas cette nature et fournit un élément d'appréciation pour choisir, parmi les mesures que le texte autorise déjà, celle qui correspond à la fonction dégradée.

La cartographie éclaire également les deux principes qui encadrent l'imposition de charges. La proportionnalité requiert un rapport raisonnable entre les charges imposées et le coût que le projet fait peser sur la collectivité en raison de sa localisation et de son importance⁵⁸. L'importance est déterminée en termes de superficie, de personnes accueillies ou de trafic généré, soit des critères qui ne renseignent pas la qualité du milieu récepteur, tandis que la localisation constitue un élément d'appréciation autonome dont l'outil précise la portée. Le principe d'égalité impose quant à lui un comportement identique face à des situations similaires, sauf justification expresse de la différence de traitement (Limasset et al., 2021). La

⁵⁶ Art. D.IV.4, 9° et R.IV.4-3 du CoDT.

⁵⁷ Art. D.IV.54 et R.IV.54-2, §2, al. 3. du CoDT.

⁵⁸ Art. R.IV.54-2, §1. du CoDT.

couverture continue du territoire communal évalue chaque parcelle selon les mêmes critères et permet ainsi d'établir cette similarité au regard de la qualité du sol. La mobilisation de l'outil au titre de ces deux principes s'inscrit dans le cadre réglementaire en vigueur.

Un deuxième point d'insertion tient à la motivation de la décision, qui intervient au regard des incidences du projet sur l'environnement et dont l'exigence est d'autant plus étendue que la marge d'appréciation de l'autorité est large⁵⁹. L'outil y contribue en fournissant un élément factuel, daté et indépendant du dossier introduit par le demandeur. Une carte dérivée de la télédétection demeure cependant indicative, dépourvue de valeur réglementaire et affectée d'une incertitude propre à sa méthode de production, de sorte qu'elle ne peut fonder seule un refus sans exposer la décision à un grief d'erreur manifeste d'appréciation. Sa fonction consiste à déclencher une vérification de terrain, non à s'y substituer. L'instruction des modifications sensibles du relief du sol constitue un troisième point d'insertion. Les critères réglementaires de déclenchement sont déjà spatialisés, puisqu'ils visent notamment l'axe de concentration naturel des eaux de ruissellement, la zone soumise à l'aléa d'inondation et la zone de prévention rapprochée d'un captage, mais ils sont de nature géomorphologique ou hydrologique et ne renseignent pas la sensibilité du matériau pédologique. L'indicateur de battance caractérise la genèse du ruissellement là où le critère réglementaire n'en caractérise que la concentration. La liste réglementaire étant exhaustive, l'outil ne peut élargir le champ des actes soumis à permis et son intérêt se situe entièrement en aval du déclenchement, dans l'appréciation du dossier et le calibrage des charges.

Trois autres mécanismes ont été examinés sans qu'un point d'insertion puisse en être dégagé, les conditions dont le permis peut être assorti, l'articulation avec le décret sols et les renseignements urbanistiques délivrés lors des cessions immobilières⁶⁰. Deux limites structurent par ailleurs l'usage de l'outil à ce stade. La résolution des cartes varie d'un service à l'autre (5.2.6), ce qui pèse davantage ici qu'ailleurs. L'instruction d'un permis porte sur une parcelle déterminée alors que plusieurs cartes ne distinguent pas les terrains voisins. L'outil est en outre dépourvu de valeur normative et n'agit que par la motivation et l'administration de la preuve. L'autorité mobilise ainsi l'outil pour apprécier le dossier et motiver sa décision. Les charges d'urbanisme constituent la seule exception, l'outil contribuant alors à formuler une obligation imposée au demandeur.

5.3.3. Appropriation par les parties prenantes

L'appropriation d'un outil cartographique suppose que sa conception réponde aux attentes des parties prenantes, distinctes de celles du monde scientifique qui le produit. Perks et al. (2024) soulignent que le travail direct avec ces acteurs lors du développement conditionne un usage ciblé et une adoption effective. Hewitt et Macleod (2017) documentent le décalage entre ces deux ensembles d'attentes à partir d'un processus participatif mené en Écosse pour le développement d'un système d'aide à la décision environnementale destiné à la gestion des terres et des eaux, les principes qui en ressortent ayant été formulés par des acteurs issus

⁵⁹ Article D.75 du Livre Ier du Code de l'environnement.

⁶⁰ Art. D.IV.57 pour les conditions accessoires et secondaires, art. D.IV.97 et D.IV.99 pour les renseignements urbanistiques du CoDT.

d'autorités de gestion d'espaces protégés, de conservation de la nature et de protection de l'environnement.

Les auteurs rattachent ces enseignements au cadre proposé par Cash et al. (2003), selon lequel l'information scientifique tend à influencer efficacement l'évolution des réponses sociales aux enjeux publics dans la mesure où les parties prenantes la perçoivent comme crédible, pertinente et légitime. La crédibilité renvoie à l'adéquation scientifique des preuves techniques et des arguments mobilisés, la pertinence à l'adéquation entre l'évaluation produite et les besoins effectifs des décideurs, et la légitimité à la perception selon laquelle la production de l'information a respecté les valeurs et convictions divergentes des parties prenantes, s'est déroulée de manière impartiale et a traité équitablement les points de vue et intérêts opposés. Ces trois dimensions ont été retenues ici comme grille de lecture des exigences applicables à l'outil développé.

La crédibilité repose sur le traitement explicite de l'incertitude, tant des données que des sorties du modèle, ainsi que sur la transparence quant aux limites de l'outil, c'est-à-dire ce qu'il permet et ne permet pas. Les participants relèvent toutefois que la certitude absolue reste hors d'atteinte, les scientifiques eux-mêmes n'étant pas unanimes sur la fiabilité des données ou des résultats, ce qui n'ôte rien à la valeur de ce principe comme orientation de développement. Ils insistent également sur la nécessité de spécifier l'échelle cartographique d'usage, notamment en empêchant l'affichage des données à des niveaux de zoom excédant leur échelle nominale. Ces exigences impliquent, pour l'outil proposé, que la construction des indicateurs soit documentée de manière transparente et que les métadonnées ainsi que la table attributaire complète restent accessibles sans démarche particulière.

La pertinence est plus difficile à établir a priori. L'utilité étant subjective et dépendant de l'utilisateur auquel l'outil s'adresse, elle ne peut être déterminée par les seuls concepteurs, ce qui conduit les participants à recommander une association des utilisateurs finaux au processus de développement et fonde l'exigence de clarté sur la finalité poursuivie, celle-ci variant selon le type d'utilisateur visé. Il en découle que la restitution doit distinguer un niveau de lecture interprété, destiné aux utilisateurs non spécialistes, et un niveau plus détaillé répondant aux besoins des professionnels. Les cartes doivent être consultables sans installation préalable au moyen d'un visionneur en ligne, dans lequel l'utilisateur peut les superposer à d'autres couches d'information, et téléchargeables sous la forme d'un fichier unique exploitable dans les logiciels de systèmes d'information géographique, les légendes étant disponibles à la fois sous un format documentaire explicitant la signification des classes et sous un format directement lisible par ces logiciels. Pour les professionnels de l'aménagement, cette utilité tient pour une large part au temps consacré à la donnée, la collecte constituant fréquemment l'activité la plus chronophage, de sorte qu'une acquisition et une analyse plus rapides portant sur une information de qualité représentent un apport direct (Zwirowicz-Rutkowska & Michalik, 2016).

Les consultations menées dans le cadre de SOILval éclairent la position des communes, puisque plus de la moitié des 129 répondants wallons provenaient de communes ou d'intercommunalités et se situaient dans les phases de planification (44,9 %) et d'autorisation d'urbanisme (42,4 %) (Merly et al., 2021). L'outil doit donc répondre à deux usages distincts, l'élaboration des instruments communaux, où la lecture agrégée du score permet d'identifier les secteurs à préserver ou à densifier, et l'instruction d'une demande de permis, à l'échelle

de la parcelle et dans un délai contraint, cette seconde exigence commandant une consultation en ligne fournissant une réponse lisible en quelques opérations. La qualité des sols y est aujourd'hui appréhendée selon un cadrage qui n'est pas celui des services écosystémiques, la prise en compte relevant majoritairement d'enjeux sanitaires (52 %) puis agronomiques (18 %), les autres enjeux représentant chacun moins de 7 % des réponses. L'outil n'apporte donc pas seulement une information absente, il introduit une grille de lecture qui ne structure pas encore la pratique communale, ce qui justifie d'accompagner la cartographie d'un manuel explicitant ce que recouvre chaque service et ce que la valeur d'un indicateur implique pour une décision. Le choix des services retenus se trouve conforté par l'enquête, les fonctions jugées prioritaires ayant été l'habitat pour la biodiversité et l'infiltration de l'eau, suivies de la rétention des polluants, de la fertilité et du stockage du carbone.

Le frein principal tient à l'adéquation des données, non à leur diffusion, les répondants utilisant des bases de données existantes dans 72 % des cas et 56 % estimant, lorsqu'elles ne sont pas mobilisées, qu'elles ne répondent pas au besoin (Merly et al., 2021). L'apport attendu se situe dès lors à deux niveaux, la réorganisation autour de la notion de service écosystémique de référentiels aujourd'hui consultés séparément, et le dépassement de la restitution de descripteurs pédologiques dont l'interprétation fonctionnelle reste à la charge de l'utilisateur, leur traduction en indicateurs de service supposant le recours à des fonctions de pédotransfert et à des modèles. Ces deux niveaux définissent l'apport visé par l'outil, l'évaluation restant conditionnée par la qualité des données d'entrée. Les outils d'évaluation existants restent par ailleurs ignorés de 73 % des répondants wallons, les leviers identifiés étant la formation, la mise à disposition et, spécifiquement en Wallonie, le fait de les rendre obligatoires. La diffusion peut dès lors s'appuyer sur la formation annuelle des conseillers en aménagement du territoire et urbanisme (CATU) assurée par la CPDT (Conférence Permanente de Développement Territorial), qui conditionne le subventionnement régional et touche une large majorité des communes, tandis que la mobilisation effective suppose l'ancrage dans les instruments réglementaires examiné à la section 5.3.2, la demande d'obligation émanant ici des acteurs eux-mêmes. La production d'une telle information excède enfin les moyens des services communaux, qui ne disposent pas d'expertise pédologique interne, et le développement de l'IQSW situe cette production à l'échelon régional. L'outil s'inscrit dans cette répartition, la Région produisant et documentant l'information, la commune en assurant l'usage, sa mise en œuvre demeurant conditionnée par une volonté locale (Keller et al., 2012) et par une acculturation des élus, relevée comme nécessaire en particulier en milieu rural. Les participants à l'atelier technique ont enfin conclu à la nécessité de dissocier les enjeux urbains, où l'enjeu porte sur la refonctionnalisation, des enjeux ruraux, où il porte sur l'évitement de la consommation de terres, de sorte qu'une même valeur du score agrégé n'appelle pas la même réponse selon le contexte communal, ce qui plaide pour une lecture relative à l'intérieur d'un même territoire plutôt que pour une comparaison entre communes.

Les autres acteurs mobilisent l'outil à des titres distincts. Les bureaux d'étude, qui conduisent l'analyse contextuelle et réalisent les études et notices d'incidences, constituent les destinataires du niveau de lecture détaillé et du fichier téléchargeable, de même que les architectes et les géomètres qui interviennent à l'échelle de la parcelle, ces derniers ayant demandé une adaptation des outils aux différents corps de métier, exigence qui porte sur la restitution et non sur le contenu des indicateurs (Merly et al., 2021). L'adoption par les bureaux d'étude se heurte toutefois à un verrou documenté, les maîtres d'ouvrage intégrant rarement dans leur

cahier des charges une prestation de caractérisation de la multifonctionnalité des sols, alors que la demande explicite dans ce cahier des charges figure parmi les leviers les plus cités (Merly et al., 2021). La consultation de la cartographie représente une étape supplémentaire dans un travail contraint par les délais et ne sera engagée que si elle est attendue, de sorte que l'outil ne peut être diffusé auprès de ces acteurs sans que son usage soit inscrit dans la commande, ce qui renvoie aux autorités communales et régionales. Les maîtres d'ouvrage, qui définissent ce cahier des charges et arbitrent les coûts, constituent à cet égard un destinataire à part entière, la prise en compte de la qualité des sols pouvant conduire au choix de ne pas aménager pour 41,5 % des répondants wallons (Merly et al., 2021) ; l'outil intervient à leur égard en amont de la séquence ERC, en identifiant les secteurs à forte valeur avant que la localisation du projet ne soit arrêtée, moment où le coût d'un déplacement reste faible.

La légitimité constitue la dimension la plus exposée, dans la mesure où l'information produite affecte inégalement les intérêts en présence. L'atelier juridique du projet a identifié un risque d'effets pervers de la donnée, portant sur le report des projets vers d'autres parcelles et sur l'augmentation des prix du foncier, ainsi qu'un enjeu d'opposabilité, l'accumulation des couches d'information pouvant conduire à des situations de blocage (Merly et al., 2021). Le niveau de résolution auquel l'information est rendue publique et son statut juridique engagent donc au-delà de la question technique, limite dont le présent travail ne traite pas la dimension juridique.

Les résultats des consultations ne sont pas restitués séparément pour la société civile et les citoyens, et la fonction de l'outil à leur égard n'est envisagée ici que sur la base de ses caractéristiques. Le niveau de lecture interprété rend une information technique disponible hors du cercle des professionnels et peut soutenir la participation aux enquêtes publiques organisées lors de l'élaboration des instruments communaux et de l'instruction des permis soumis à étude d'incidences. Les associations environnementales et les citoyens interviennent par ailleurs dans la préservation des ressources en dehors de ces procédures, et la cartographie leur fournit un support pour documenter leurs actions, en établissant la valeur des espaces qu'ils contribuent à préserver ou à restaurer.

Hewitt et Macleod (2017) concluent que la co-construction de l'outil avec les parties prenantes constitue la voie privilégiée pour satisfaire les trois exigences, la familiarité des acteurs avec les données mobilisées agissant sur la crédibilité tandis que leur appropriation du processus fonde la légitimité. Ils soulignent enfin que l'outil appuie la décision sans s'y substituer, et que la diversité des objectifs des utilisateurs rend complexe la conception d'une application unique qui les satisferait tous.

6. Conclusion et perspectives

Ce mémoire a porté sur la faisabilité d'une évaluation cartographique de la qualité des sols construite à partir des données géographiques disponibles en Wallonie. Les cartes couvrent l'ensemble du territoire régional. L'échelle communale en contexte périurbain a servi de cadre au choix des indicateurs et à l'analyse de leur portée, dans la perspective d'orienter l'aménagement du territoire. La démarche relevait de l'étude de faisabilité, de sorte que les résultats portent autant sur les conditions de mise en œuvre d'une telle approche que sur les cartes qui en sont issues.

L'inventaire a montré que la Wallonie dispose d'un socle de données mobilisables comme proxys pédologiques, structuré autour de la CNSW, de la carte de référence des textures et fractions granulométriques et des cartographies issues du projet CARBIOSOL. La disponibilité des données n'a donc pas constitué l'obstacle principal au passage d'une évaluation de terrain à une évaluation par proxys géographiques. Quatre couches d'indicateurs ont été produites à partir de ce socle, portant sur la fertilité potentielle approchée par la CEC, la sensibilité à la battance, l'aptitude stationnelle sylvicole et le rapport COS/argile, une cinquième ayant été obtenue par reclassement d'une cartographie existante de la capacité de rétention en eau. Deux services sont restés sans indicateur. L'habitat pour la biodiversité l'est parce que les couches pédologiques disponibles traitent le sol comme un filtre abiotique conditionnant les communautés végétales de surface et non comme le milieu occupé par la biodiversité souterraine, la connectivité étant par ailleurs renseignée par une trame écologique dont les liaisons, représentées au 1:250 000, ne se lisent pas à la parcelle. L'archivage du patrimoine l'est pour un motif d'accès, la couche de corrélation du zonage archéologique n'étant pas diffusée, doublé d'un décalage conceptuel, ce zonage renseignant la probabilité qu'un vestige ait été déposé plutôt que celle qu'il ait été conservé. Les cartes obtenues ont hérité des limites de leurs données d'entrée, la plus contraignante portant sur la couverture spatiale : les indicateurs dépendant de la teneur en matière organique se restreignent aux terres cultivées et aux prairies, et la CNSW exclut les espaces urbains et les infrastructures. Les forêts, les friches et les sols non imperméabilisés du tissu bâti échappent donc à l'évaluation, alors qu'ils fournissent des services écosystémiques et font l'objet des arbitrages communaux.

La traduction des indicateurs en scores de service écosystémique a constitué l'obstacle principal de la démarche, et ce constat forme le résultat méthodologique central du travail. Elle supposait des seuils reliant une valeur mesurée à un niveau de fourniture du service, correspondance disponible dans un nombre restreint de cas. La production sylvicole a pu être menée jusqu'au score parce que les écogrammes établissaient ce lien entre conditions stationnelles et aptitude des essences, seul cas complet du travail. Le stockage du carbone a bénéficié de grilles publiées pour ses deux indicateurs, sans que la manière de les combiner ait été arrêtée, mais il demeure le service le mieux approché, ses déterminants étant documentés et le rapport COS/argile apportant sur la stabilité du stock une information que la seule quantité ne restitue pas. La production alimentaire s'est heurtée à l'absence de classification universelle associant une valeur de CEC à un niveau de fertilité, cette propriété ne prenant sens qu'en référence à la texture et à la minéralogie des argiles, de sorte que la carte obtenue vaut comme point de départ d'un travail d'objectivation. La régulation du cycle de l'eau a posé la

question de l'articulation entre l'indice de battance calculé ici et la carte de capacité de rétention en eau reclassée, sans qu'une règle de combinaison ait été établie. L'agrégation des scores de service écosystémique en un indice de qualité du sol a enfin été examinée sans être réalisée, deux obstacles préalables ayant été identifiés, les antagonismes entre services qu'une sommation effacerait et l'hétérogénéité de leurs échelles d'évaluation.

La faisabilité diffère donc selon l'étape de la démarche considérée. Les cartes d'indicateurs ont pu être construites à partir de données préexistantes, sans campagne de terrain, selon une chaîne de traitement applicable à l'ensemble du territoire. Leur traduction en scores de services dépend de fonctions de score dont la disponibilité a davantage conditionné l'exercice que celle des données. Leur agrégation en un indice unique reste une question ouverte. L'hypothèse transversale posée au départ voulait que la transposition d'une évaluation de la qualité des sols à une échelle macroscopique implique une simplification des phénomènes pédologiques et des dynamiques locales. Elle s'est vérifiée à chacune de ces étapes, dans le choix des proxys, dans les résolutions spatiales, qui proviennent des couches d'entrée et non d'un optimum recherché, et dans la conversion des valeurs d'indicateurs en classes de qualité. Les cartes obtenues ne mesurent pas les services écosystémiques, elles en approchent certaines dimensions à partir de propriétés estimées indirectement, sans validation par données de terrain. Elles autorisent une comparaison entre secteurs d'un même territoire, non l'attribution d'une valeur absolue à une parcelle déterminée. Cette restriction n'annule pas l'intérêt des résultats, elle en délimite la portée.

Deux limites pèsent sur l'interprétation des résultats. La première tient à la définition de ce qui est évalué. Les indicateurs produits ne se rattachent pas tous au même terme de la distinction entre qualité, potentiel et santé du sol. L'aptitude stationnelle sylvicole et la capacité de rétention en eau décrivent un état potentiel, le stock de COS un état actuel, et le rapport COS/argile situe l'état observé relativement à ce que la texture permet, opération qui relève de la santé du sol. Un travail annoncé sur la qualité a donc mobilisé les trois notions. Cette hétérogénéité tient à la construction des données mobilisées, les propriétés dites inhérentes portant elles-mêmes la trace des usages passés. Elle importe pour l'aménagement, une valeur faible traduisant tantôt une contrainte durable, tantôt une dégradation susceptible d'être corrigée. La seconde limite tient au cadre conceptuel retenu. L'approche par services écosystémiques rapporte la valeur des sols aux bénéfices que les sociétés humaines en retirent. Ce cadrage prête à la critique d'une réduction utilitariste, qu'une lecture par les fonctions écologiques du sol permettrait de nuancer.

L'analyse de la portée opérationnelle, conduite sans application à un territoire communal déterminé, a montré que l'outil trouve sa place dans les instruments à vocation stratégique et indicative, où il permet la comparaison relative entre secteurs, rend une information technique accessible à des acteurs dépourvus d'expertise pédologique interne et appuie la motivation des décisions sur une base indépendante du dossier du demandeur. L'obligation faite au SDC d'identifier les infrastructures vertes constitue le levier le plus direct, celles-ci se définissant par les fonctions qu'elles assurent et non par un statut juridique préalable, alors que leur identification s'appuie aujourd'hui sur des espaces déjà reconnus. Les ZACC en fournissent le cas d'application le plus concret, la commune y arbitrant entre plusieurs usages possibles sur la base de critères qui ne mentionnent pratiquement pas les sols. La contribution est plus indirecte au stade du permis et de l'évaluation des incidences, la comparaison relative entre

secteurs qu'autorise l'outil ne suffisant pas à établir la valeur d'une parcelle déterminée, qui est précisément l'objet de ces décisions. Cette appropriation suppose une répartition claire des responsabilités, la Région assurant la production, la cohérence méthodologique et la mise à jour de l'outil, les communes conservant celle de l'interprétation. Cette configuration se justifie d'autant plus que la régulation du cycle de l'eau s'organise à l'échelle des bassins versants et l'habitat pour la biodiversité à celle des réseaux écologiques, où les atteintes résultent de l'accumulation de décisions prises à l'échelle de la parcelle.

Trois perspectives se dégagent de ces constats. La première porte sur la validation, écartée ici au profit d'une vérification qualitative de la cohérence des cartes, ce qui empêche d'apprécier l'écart entre valeurs estimées et valeurs mesurées et de hiérarchiser les indicateurs selon leur fiabilité. Une telle validation supposerait de mobiliser les réseaux de suivi existants, en articulant les données agricoles issues des dispositifs d'analyse de sols aux données forestières de l'IPRFW, puis de compléter cette base par un échantillonnage ciblé sur les milieux qu'aucun réseau ne couvre. Un enjeu distinct tient à la résolution, qui devrait être fixée pour chaque indicateur selon la variabilité spatiale de la propriété représentée et l'unité sur laquelle porte la décision.

La deuxième vise l'absence de fonctions de score, qui ne relève ni de la disponibilité des données ni de la puissance des traitements. L'établissement de ces correspondances constitue un travail de recherche à part entière, qui supposerait par exemple d'établir des classes de fertilité conditionnelles à la texture et à la minéralogie plutôt que de rechercher une classification universelle de la CEC, et de formuler des règles explicites lorsqu'un service est renseigné par plusieurs indicateurs non redondants. L'agrégation des services écosystémiques entre eux relève du même travail, et la voie consistant à restituer un nombre de services satisfaits plutôt qu'un score global mérite d'être évaluée au même titre qu'un indice de qualité du sol, dans la mesure où elle préserve la lisibilité des antagonismes que l'agrégation efface.

La troisième concerne les sols urbains et périurbains. La politique territoriale wallonne, orientée vers la densification des centralités et la réduction de la consommation de sol en dehors de celles-ci, déplace les arbitrages vers les espaces où l'information pédologique est la plus lacunaire. L'extension de la couverture des jeux de données existants ne suffirait pas à combler ce déficit, car les sols anthropisés se caractérisent par des propriétés que les référentiels pédologiques agricoles ne renseignent pas, telles que la présence de matériaux rapportés, la compaction liée aux remblais ou l'imperméabilisation partielle. Les sites à réaménager, présents dans 245 des 262 communes wallonnes et majoritairement localisés en zones urbaines et périurbaines, en constituent le terrain d'application le plus immédiat. Cette connaissance conditionne par ailleurs la contribution de la démarche aux dispositifs de surveillance en construction, au premier rang desquels la transposition de la directive relative à la surveillance et à la résilience des sols, dont l'échéance offre une occasion de rapprochement avec la plateforme Wal-ES et les projets régionaux consacrés au suivi des sols (CarboStock, IQSW, WalIndiSol).

Ce mémoire n'aboutit donc pas à un outil, mais à une méthode et à une identification des conditions dont dépend sa transformation en instrument opérationnel. La cartographie des services écosystémiques suppose des compétences qu'aucune discipline ne réunit à elle seule, l'objet évalué se situant à l'intersection des processus biophysiques, des usages qui en dépendent et des décisions qui les orientent.

Références

- Adhikari, K., & Hartemink, A. E. (2016). Linking soils to ecosystem services—A global review. *Geoderma*, 262, 101-111. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>
- Allen, A. (2003). Environmental planning and management of the peri-urban interface : Perspectives on an emerging field. *Environment and Urbanization*, 15(1), 135-148. <https://doi.org/10.1177/095624780301500103>
- Amundson, R., Berhe, A. A., Hopmans, J. W., Olson, C., Sztein, A. E., & Sparks, D. L. (2015). Soil and human security in the 21st century. *Science*, 348(6235), 1261071. <https://doi.org/10.1126/science.1261071>
- André, M. (2018). *Gérer le territoire avec parcimonie – Rapport scientifique* [Rapport final – Recherche 7 (R7)]. CPDT. <https://cpdt.wallonie.be/wp-content/uploads/2023/04/Rapport-scientifique-2018.pdf>
- Andrews, S. S., Karlen, D. L., & Cambardella, C. A. (2004). The Soil Management Assessment Framework : A Quantitative Soil Quality Evaluation Method. *Soil Science Society of America Journal*, 68(6), 1945-1962. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1945>
- Andrews, S. S., Karlen, D. L., & Mitchell, J. P. (2002). A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 90(1), 25-45. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00174-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00174-8)
- Bai, Y., & Cotrufo, M. F. (2022). Grassland soil carbon sequestration : Current understanding, challenges, and solutions. *Science*, 377(6606), 603-608. <https://doi.org/10.1126/science.abo2380>
- Baize, D. (2000). *Guide des analyses en pédologie* (2e édition revue et augmentée). Editions Quae.
- Baize, D. (2018). *Guide des analyses en pédologie* (3e édition revue et augmentée). Editions Quae.
- Bardgett, R. D., & Van Der Putten, W. H. (2014). Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature*, 515(7528), 505-511. <https://doi.org/10.1038/nature13855>
- Battheu-Noirfalise, C., Herinckx, J., Javaux, M., & Engels, P. (2023). *Note méthodologique pour la réalisation des couches des propriétés hydrauliques des sols agricoles wallons*. <https://metawal.wallonie.be/geonetwork/srv/api/records/6ccd2b79-589b-4156-8418-1b022e13c12d/attachments/Note%20m%C3%A9thodologique%20pour%20la%20r%C3%A9alisation%20des%20cartes%20des%20propri%C3%A9t%C3%A9s%20hydrauliques%20des%20sols%20wallons.docx>
- Baveye, P. C., Baveye, J., & Gowdy, J. (2016). Soil “Ecosystem” Services and Natural Capital : Critical Appraisal of Research on Uncertain Ground. *Frontiers in Environmental Science*, 4. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00041>
- Bhatta, B. (2010). Causes and Consequences of Urban Growth and Sprawl. In B. Bhatta, *Analysis of Urban Growth and Sprawl from Remote Sensing Data* (p. 17-36). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-05299-6_2
- Bianchet, B., Dupont, J., Fettweis, R., Hanin, Y., Harou, R., Nihoul, A., & Quadu, F. (2023). *Réhabilitation des friches* (p. 52) [Rapport de recherche final]. CPDT. <https://cpdt.wallonie.be/recherches/rehabilitation-des-friches/>
- Blain, S., Boodts, A., Crougns, T., Demeulemeester, S., Halleux, J.-M., Hanin, Y., Hendrickx, S., Lambotte, J.-M., Khoury, L., Leclercq, A., Le Fort, B., Stenuit, A.-S., & Van Ngoc, H. (2022). *Intensification et requalification des centralités pour lutter contre l'étalement urbain et la dépendance à la voiture* (p. 62) [Rapport de recherche final]. CPDT.

- Blum, W. E. H. (2005). Functions of Soil for Society and the Environment. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 4(3), 75-79. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-2236-x>
- Bourdouxhe, A., Wibail, L., Claessens, H., & Dufrêne, M. (2023). Modeling potential natural vegetation : A new light on an old concept to guide nature conservation in fragmented and degraded landscapes. *Ecological Modelling*, 481, 110382. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2023.110382>
- Brady, N. C., & Weil, R. R. (2016). *The nature and properties of soils* (Fifteenth edition, global edition). Pearson.
- Brahy, V., Deckers, J., & Delvaux, B. (2000). Estimation of soil weathering stage and acid neutralizing capacity in a toposequence Luvisol–Cambisol on loess under deciduous forest in Belgium. *European Journal of Soil Science*, 51(1), 1-13. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2000.00285.x>
- Brauman, K. A., Daily, G. C., Duarte, T. K., & Mooney, H. A. (2007). The Nature and Value of Ecosystem Services : An Overview Highlighting Hydrologic Services. *Annual Review of Environment and Resources*, 32(1), 67-98. <https://doi.org/10.1146/annurev.en-ergy.32.031306.102758>
- Bruggeman, D., Defer, V., Hendrickx, S., Legrand, A., & Verelst, S. (2020). *Infrastructures vertes : Pourvoyeuses de services écosystémiques* (p. 97). Conférence Permanente du Développement Territorial. https://cpdt.wallonie.be/wp-content/uploads/2023/03/Guide_Infrastructures_Vertes-1.pdf
- Bruxelles Environnement. (2025, octobre 13). *Carte des surfaces imperméables de la Région de Bruxelles-Capitale*. <https://environnement.brussels/pro/outils-et-donnees/cartes/carte-des-surfaces-impermeables-de-la-region-de-bruxelles-capitale>
- Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., De Deyn, G., De Goede, R., Flesskens, L., Geissen, V., Kuiper, T. W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., Van Groenigen, J. W., & Brussaard, L. (2018). Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, 120, 105-125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Burchfield, M., Overman, H. G., Puga, D., & Turner, M. A. (2006). Causes of Sprawl : A Portrait from Space. *The Quarterly Journal of Economics*, 121(2), 587-633. <https://doi.org/10.1162/qjec.2006.121.2.587>
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., & Müller, F. (2012). Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, 21, 17-29. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.019>
- Burkhard, B., & Maes, J. (Éds.). (2017). *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers. <https://doi.org/10.3897/ab.e12837>
- Calzolari, C., Ungaro, F., Filippi, N., Guermandi, M., Malucelli, F., Marchi, N., Staffilani, F., & Tarocco, P. (2016). A methodological framework to assess the multiple contributions of soils to ecosystem services delivery at regional scale. *Geoderma*, 261, 190-203. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.07.013>
- Cash, D. W., Clark, W. C., Alcock, F., Dickson, N. M., Eckley, N., Guston, D. H., Jäger, J., & Mitchell, R. B. (2003). Knowledge systems for sustainable development. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(14), 8086-8091. <https://doi.org/10.1073/pnas.1231332100>
- Charlier, J. (2023). *Degré d'urbanisation ou de ruralité du territoire : La méthode internationale DEGURBA appliquée à la Wallonie* (Working Paper de l'IWEPS N° 39). IWEPS. <https://www.iweps.be/publication/degre-durbanisation-ou-de-ruralite-du-territoire-la-methode-internationale-degurba-appliquee-a-la-wallonie/>
- Chartin, C., Stevens, A., Goidts, E., Krüger, I., Carnol, M., & Van Wesemael, B. (2017). Mapping Soil Organic Carbon stocks and estimating uncertainties at the regional scale

- following a legacy sampling strategy (Southern Belgium, Wallonia). *Geoderma Regional*, 9, 73-86. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2016.12.006>
- CICES. (2023, novembre 23). *CICES Version 5.2 [Spreadsheet]*. https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2025/04/CICES_V5.2_29042025_Final.xlsx
- Claessens, H., Bifulchi, E., Bythell, S., Cordier, S., de Bont, A., Desjonquères, A., Iboukassene, S., Ridremont, F., Van der Perre, R., Vincke, C., & Ponette, Q. (2014). Le nouveau Fichier Écologique des Essences. Pourquoi et comment ? *Forêt Wallonne*, (129), 61-70.
- Commission européenne. (2013). *Infrastructure verte – Renforcer le capital naturel de l'Europe* (Communication de la Commission COM(2013) 249 final; p. 13). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:52013DC0249>
- Commission européenne. (2021). *Stratégie de l'UE pour la protection des sols à l'horizon 2030 : Récolter les fruits de sols en bonne santé pour les êtres humains, l'alimentation, la nature et le climat* (COM(2021) 699 final; p. 31). Commission européenne. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:52021DC0699>
- Conseil de l'Union européenne. (2025a). *Position du Conseil en première lecture en vue de l'adoption d'une directive du Parlement européen et du Conseil relative à la surveillance et à la résilience des sols (directive sur la surveillance des sols)* (9474/1/25 REV 1). Conseil de l'Union européenne.
- Conseil de l'Union européenne. (2025b, septembre 25). *Le Conseil adopte de nouvelles règles pour des sols européens plus sains et plus résilients*. Consilium. <https://www.consilium.europa.eu/fr/press/press-releases/2025/09/29/council-adopts-new-rules-for-healthier-and-more-resilient-european-soils/>
- Coppée, T., Paquet, J.-Y., Titeux, N., & Dufrêne, M. (2022). Temporal transferability of species abundance models to study the changes of breeding bird species based on land cover changes. *Ecological Modelling*, 473, 110136. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.110136>
- Costantini, E. A. C. (2023). Possible policies and actions to protect the soil cultural and natural heritage of Europe. *Geoderma Regional*, 32, e00599. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2022.e00599>
- Cousin, I., Buis, S., Lagacherie, P., Doussan, C., Le Bas, C., & Guérif, M. (2022). Available water capacity from a multidisciplinary and multiscale viewpoint. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 42(3), 46. <https://doi.org/10.1007/s13593-022-00774-8>
- Cousin, I., Desrousseaux, M., Angers, D., Augusto, L., Ay, J.-S., Baysse-Lainé, A., Branchu, P., Brauman, A., Chemidlin, P.-B., Compagnone, C., Gros, R., Hermon, C., Keller, C., Laroche, B., Meulemans, G., Montagne, D., Pérès, G., Saby, N., Vaudour, E., ... Leenhardt, S. (2025). *Préserver la qualité des sols : Vers un référentiel d'indicateurs. Rapport d'étude*. INRAE. <https://doi.org/10.17180/QNPX-X742>
- CRA-W. (2024, février 19). *CarboStock*. Centre wallon de Recherches agronomiques. <https://www.cra.wallonie.be/fr/carbostock>
- Daily, G. C., & Matson, P. A. (2008). Ecosystem services : From theory to implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(28), 9455-9456. <https://doi.org/10.1073/pnas.0804960105>
- De Block, G., & Polasky, J. (2011). Light railways and the rural–urban continuum : Technology, space and society in late nineteenth-century Belgium. *Journal of Historical Geography*, 37(3), 312-328. <https://doi.org/10.1016/j.jhg.2011.01.003>
- De Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3), 393-408. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)

- De Keersmaecker, M.-L., Barthe-Batsalle, H., Brück, L., Georges, X., Halleux, J.-M., Lambotte, J.-M., Maréchal, L., & Rousseaux, V. (2002). *Les coûts de la désurbanisation*. (Édition originale Ministère de la Région wallonne, Direction générale de l'Aménagement du territoire, du Logement et du Patrimoine, Division de l'Observatoire de l'Habitat / CPDT)
- Diaz-Gonzalez, F. A., Vuelvas, J., Correa, C. A., Vallejo, V. E., & Patino, D. (2022). Machine learning and remote sensing techniques applied to estimate soil indicators – Review. *Ecological Indicators*, 135, 108517. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108517>
- Directive (UE) 2025/2360 du Parlement européen et du Conseil du 12 novembre 2025 relative à la surveillance et à la résilience des sols (directive sur la surveillance des sols), L. 2025/2360 Journal officiel de l'Union européenne 1 (2025). <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2025/2360/oj>
- Don, A., Seidel, F., Leifeld, J., Kätterer, T., Martin, M., Pellerin, S., Emde, D., Seitz, D., & Chenu, C. (2024). Carbon sequestration in soils and climate change mitigation—Definitions and pitfalls. *Global Change Biology*, 30(1), e16983. <https://doi.org/10.1111/gcb.16983>
- D'Or, D. (2020). *Rapport méthodologique sur la production des cartes de référence de texture du sol*. Ephesia Consult. https://metawal.wallonie.be/geonetwork/srv/api/records/e90eb7cf-8f7d-40ab-9df9-5c34ddf387ea/attachments/SPW_Texture_Rapport_Complet_2020_compressed.pdf
- Drobnik, T., Greiner, L., Keller, A., & Grêt-Regamey, A. (2018). Soil quality indicators – From soil functions to ecosystem services. *Ecological Indicators*, 94, 151-169. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.052>
- Dubois, O. (2005). Le rôle des politiques publiques dans l'éclatement urbain : L'exemple de la Belgique. *Développement durable et territoires*, Dossier 4. <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.747>
- Dufrêne, M., & Pairon, M. (2023). *Outils opérationnels – services écosystémiques : Rapport technique : Matrice des capacités*. Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech ; Service public de Wallonie (SPW).
- Dupont, J., Fettweis, R., Harou, R., Nihoul, A., Quadu, F., & Hanin, Y. (2023). *Recherche R1 : Réhabilitation des friches. Annexe 7 : Parcours de réhabilitation par acteur* (p. 89) [Rapport final]. CPDT. <https://cpdt.wallonie.be/recherches/rehabilitation-des-friches/>
- EEA. (2022). *Land take and land degradation in functional urban areas*. Publications Office. <https://doi.org/10.2800/714139>
- EEA & FOEN (Éds.). (2016). *Urban sprawl in Europe : Joint EEA-FOEN report*. Publications Office. <https://doi.org/10.2800/143470>
- Elith, J., & Leathwick, J. R. (2009). Species Distribution Models : Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40(1), 677-697. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>
- European Commission. (2009). *Part III: Annexes to Impact Assessment Guidelines*. European Commission. https://ec.europa.eu/smart-regulation/impact/commission_guidelines/docs/iag_2009_annex_en.pdf
- European Commission. (2021, novembre 17). *Soil Strategy for 2030*. https://environment.ec.europa.eu/topics/soil-health/soil-strategy-2030_en
- European Commission: DG ENV. (2011). *La stratégie biodiversité de l'UE à l'horizon 2020*. Publications Office. <https://doi.org/10.2779/3040>
- European Commission: DG ENV. (2013). *Mapping and assessment of ecosystems and their services : An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020 : discussion paper – final, April 2013*. Publications Office. <https://doi.org/10.2779/12398>

- European Commission: DG ENV. (2014). *Mapping and assessment of ecosystems and their services :indicators for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020: 2nd report – final, February 2014*. Publications Office. <https://doi.org/10.2779/2286>
- European Commission: DG ENV. (2021). *EU biodiversity strategy for 2030 – Bringing nature back into our lives*. Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2779/677548>
- European Commission: DG RTD. (2020). *Caring for soil is caring for life – Ensure 75% of soils are healthy by 2030 for food, people, nature and climate – Report of the Mission board for Soil health and food*. Publications Office. <https://doi.org/10.2777/821504>
- European Environment Agency. (2023, mars 23). *Net land take in cities and commuting zones in Europe*. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/net-land-take-in-cities>
- Eurostat. (2020). *Accounting for ecosystems and their services in the European Union (INCA) : Final report from phase II of the INCA project aiming to develop a pilot for an integrated system of ecosystem accounts for the EU : 2021 edition*. Publications Office. <https://doi.org/10.2785/197909>
- Eurostat. (2022). *Land cover statistics*. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Land_cover_statistics
- Eurostat. (2026). *Ecosystem accounts handbook : 2026 edition* (Manuals and Guidelines KS-01-26-019-EN-N). Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2785/9804211>
- FAO. (2017). *Directives volontaires pour une gestion durable des sols*.
- Ferrini, S., Reas, V., Bartolini, A., & Grice, J. (2025). *Economic Methods for Water Ecosystem Services for SEEA EA* [ESCoE Discussion Paper]. Economic Statistics Centre of Excellence. <https://www.escoe.ac.uk/publications/economic-methods-for-water-ecosystem-services-for-seea-ea/>
- García-Onetti, J., Scherer, M. E. G., Asmus, M. L., García Sanabria, J., & Barragán, J. M. (2021). Integrating ecosystem services for the socio-ecological management of ports. *Ocean & Coastal Management*, 206, 105583. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105583>
- Genon, J. G., & Dufey, J. E. (1991). Contribution des argiles et de la matière organique à la capacité d'échange cationique de sols du sud-est de la Belgique. *Revue de l'Agriculture*, 44(2), 277-284.
- Genot, V., Colinet, G., Brahy, V., & Bock, L. (2009). L'état de fertilité des terres agricoles et forestières en région wallonne (adapté du chapitre 4—Sol 1 de « L'Etat de l'Environnement wallon 2006-2007 »). *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 13(1), 121-138.
- Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, C., Leirós, M. C., & Seoane, S. (2005). Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(5), 877-887. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.10.003>
- Grandjean, M., Leclercq, A., & Hanin, Y. (2022). *Perspective opérationnelle de suivi de l'artificialisation et de l'étalement urbain à l'échelle communale (et infra-communale)* (p. 89) [Rapport final]. CPDT. <https://cpdt.wallonie.be/recherches/intensification-et-requalification-des-centralites-pour-lutter-contre-le-taement-urbain-et-la-dependance-a-la-voiture/>
- Greiner, L., Keller, A., Grêt-Regamey, A., & Papritz, A. (2017). Soil function assessment : Review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services. *Land Use Policy*, 69, 224-237. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.06.025>
- Greinert, A. (2015). The heterogeneity of urban soils in the light of their properties. *Journal of Soils and Sediments*, 15(8), 1725-1737. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-1054-6>

- GxABT - Unité Biodiversité et paysage. (2023). *Rapport technique—Modélisation de la répartition des espèces animales et végétales* (Rapport technique ResEco; p. 29). Université de Liège.
- Haines-Young, R. (2023). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.2 Guidance on the Application of the Revised Structure*. https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2025/04/CICES-V5.2_Guidance_final_-_29042025.pdf
- Halleux, J.-M., Brück, L., & Mairy, N. (2002). La périurbanisation résidentielle en Belgique à la lumière des contextes suisse et danois : Enracinement, dynamiques centrifuges et régulations collectives. *Belgeo*, 4, 333-354. <https://doi.org/10.4000/belgeo.16086>
- Harchies, M., Boeraeve, F., Bourdouxhe, A., & Dufrêne, M. (2018). *Cartographie du Réseau écologique wallon—Etat des lieux* (p. 74).
- Hatziordanou, L., Fitoka, E., Hadjicharalampous, E., Votsi, N., Palaskas, D., & Malak, D. (2019). Indicators for mapping and assessment of ecosystem condition and of the ecosystem service habitat maintenance in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *One Ecosystem*, 4, e32704. <https://doi.org/10.3897/oneeco.4.e32704>
- Heink, U., & Kowarik, I. (2010). What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators*, 10(3), 584-593. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.09.009>
- Hewitt, R., & Macleod, C. (2017). What Do Users Really Need? Participatory Development of Decision Support Tools for Environmental Management Based on Outcomes. *Environments*, 4(4), 88. <https://doi.org/10.3390/environments4040088>
- Hølleland, H., Skrede, J., & Holmgaard, S. B. (2017). Cultural Heritage and Ecosystem Services : A Literature Review. *Conservation and Management of Archaeological Sites*, 19(3), 210-237. <https://doi.org/10.1080/13505033.2017.1342069>
- Hucq, A. (2021). *Projet SOILval – Policy Brief Wallonie : L'intégration des qualités du sol dans le droit de l'aménagement du territoire* (p. 6) [Policy brief]. SOILveR. https://soil-ver.eu/wp-content/uploads/2022/02/SOILveR_SOILVAL-Policy_Brief_W-1.pdf
- Hunter, M. L., Acuña, V., Bauer, D. M., Bell, K. P., Calhoun, A. J. K., Felipe-Lucia, M. R., Fitzsimons, J. A., González, E., Kinnison, M., Lindenmayer, D., Lundquist, C. J., Meddellin, R. A., Nelson, E. J., & Poschlod, P. (2017). Conserving small natural features with large ecological roles : A synthetic overview. *Biological Conservation*, 211, 88-95. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.12.020>
- INRAE. (2024). *Préserver la qualité des sols : Vers un référentiel d'indicateurs*. <https://www.inrae.fr/actualites/preserver-qualite-sols-referentiel-dindicateurs-resultats-dune-etude-collective>
- IWEPS. (2015, janvier 1). *Part de superficie artificialisée (%)—Catalogue des indicateurs statistiques—WALSTAT*. https://walstat.iweps.be/walstat-catalogue.php?indicateur_id=215700&ordre=0
- IWEPS. (2024a). *Fiche 2 : L'utilisation et l'artificialisation du sol* (Fiche thématique N° 2; p. 4). <https://www.iweps.be/projet/developpement-territorial-wallon-fiches/>
- IWEPS. (2024b). *Fiche 6 : Recyclage du territoire* (Le développement territorial wallon en fiches). Observatoire du développement territorial (ODT). <https://www.iweps.be/projet/developpement-territorial-wallon-fiches/>
- IWEPS. (2025, janvier 1). Densité de population en Wallonie. *Iweps*. <https://www.iweps.be/indicateur-statistique/densite-de-population/>
- IWEPS. (2026, mars 1). *Structure administrative du territoire*. *Iweps*. <https://www.iweps.be/indicateur-statistique/structure-administrative-territoire/>

- Jaeger, J. A. G., Bertiller, R., Schwick, C., & Kienast, F. (2010). Suitability criteria for measures of urban sprawl. *Ecological Indicators*, 10(2), 397-406. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.07.007>
- Jiang, H., Geertman, S., & Witte, P. (2020). Avoiding the planning support system pitfalls? What smart governance can learn from the planning support system implementation gap. *Environment and Planning B: Urban Analytics and City Science*, 47(8), 1343-1360. <https://doi.org/10.1177/2399808320934824>
- Johannes, A., Matter, A., Schulin, R., Weisskopf, P., Baveye, P. C., & Boivin, P. (2017). Optimal organic carbon values for soil structure quality of arable soils. Does clay content matter? *Geoderma*, 302, 14-21. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.04.021>
- Karlen, D. L., Mausbach, M. J., Doran, J. W., Cline, R. G., Harris, R. F., & Schuman, G. E. (1997). Soil Quality : A Concept, Definition, and Framework for Evaluation (A Guest Editorial). *Soil Science Society of America Journal*, 61(1), 4-10. <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x>
- Keesstra, S., Geissen, V., Mosse, K., Piirainen, S., Scudiero, E., Leistra, M., & Van Schaik, L. (2012). Soil as a filter for groundwater quality. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(5), 507-516. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.10.007>
- Keller, C., Lambert-Habib, M.-L., Robert, S., Ambrosi, J.-P., & Rabot, É. (2012). Méthodologie pour la prise en compte des sols dans les documents d'urbanisme : Application à deux communes du bassin minier de Provence. *Sud-Ouest européen*, (33), 11-24. <https://doi.org/10.4000/soe.173>
- Kowarik, I. (2006). Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien. In W. Schröder, F. Müller, & O. Fränzle (Éds.), *Handbuch der Umweltwissenschaften* (1^{re} éd., p. 1-18). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9783527678525.hbuw2006004>
- La Constitution Belge (2025). https://www.senate.be/doc/const_fr.html
- Larondelle, N., & Haase, D. (2013). Urban ecosystem services assessment along a rural–urban gradient: A cross-analysis of European cities. *Ecological Indicators*, 29, 179-190. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.022>
- Legrain, X. (2009). *Légende de la Carte Numérique des Sols de Wallonie : Tableau simplifié*. ULg – Gembloux Agro-Bio Tech, Unité de Science du Sol ; PCNSW, SPW-DGARNE. https://metawal.wallonie.be/geonetwork/srv/api/records/38c2a87e-d38a-4359-9899-9d4a6b9f0c2a/attachments/LCNSW_TableauSimplifie.pdf
- Lehmann, A., & Stahr, K. (2007). Nature and significance of anthropogenic urban soils. *Journal of Soils and Sediments*, 7(4), 247-260. <https://doi.org/10.1065/jss2007.06.235>
- Lehmann, J., Bossio, D. A., Kögel-Knabner, I., & Rillig, M. C. (2020). The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1(10), 544-553. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8>
- Leifeld, J., & Menichetti, L. (2018). The underappreciated potential of peatlands in global climate change mitigation strategies. *Nature Communications*, 9(1), 1071. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03406-6>
- Letpens, S., Van Orshoven, J., Perrin, D., Van Wesemael, B., & 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. <https://doi.org/10.1051/forest:2008034>
- LifeWatch-FWB. (2022). *LifeWatch—Ecotopes 2022* [Jeu de données]. https://maps.elie.ucl.ac.be/lifewatch/ecotopes_wal.html?lang=en&year=2022
- Limasset, E., Merly, C., Bâlon, P., Quadu, F., Hucq, A., Born, C.-H., Malherbe, A., & Baptist, F. (2021). *Projet SOILval : Quelle prise en compte de la qualité des sols dans la planification et l'aménagement du territoire en France et en Wallonie ? Pour une meilleure reconnaissance de la qualité des sols en contexte de mise en œuvre des objectifs*

- européens de zéro artificialisation nette. *État de l'art juridique et technique (WP2)* (p. 111) [État de l'art juridique et technique – Work Package 2]. ADEME ; SPW ; SOILVER. <https://soilver.eu/news/project-soilval-recognising-soil-values-in-land-use-planning-systems/>
- Liquete, C., Cid, N., Lanzasova, D., Grizzetti, B., & Reynaud, A. (2016). Perspectives on the link between ecosystem services and biodiversity : The assessment of the nursery function. *Ecological Indicators*, 63, 249-257. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.058>
- Liquete, C., Kleeschulte, S., Dige, G., Maes, J., Grizzetti, B., Olah, B., & Zulian, G. (2015). Mapping green infrastructure based on ecosystem services and ecological networks : A Pan-European case study. *Environmental Science & Policy*, 54, 268-280. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.07.009>
- Loi spéciale de réformes institutionnelles (1980). <https://wallex.wallonie.be/eli/loi-decret/1980/08/08/1980080801/2024/02/01#851b1653-5861-4efd-a9ac-60b1b44a1151>
- Lorquet, T., Hendrickx, S., Lambotte, J.-M., & Ruelle, C. (2020). *Bilan de l'artificialisation des sols en Wallonie* (Note de recherche N° 79; p. 38). Conférence Permanente du Développement Territorial. <https://cpdt.wallonie.be/publications/bilan-de-lartificialisation-des-sols-en-wallonie/>
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Condé, S., Vallecillo, S., Barredo, J. I., Paracchini, M. L., Abdul Malak, D., Trombetti, M., Vigiak, O., Zulian, G., Addamo, A. M., Grizzetti, B., Somma, F., Hagyo, A., Vogt, P., Polce, C., Jones, A., Marin, A. I., ... Mauri, A. (2020). *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services : An EU ecosystem assessment* (EUR 30161 EN N° JRC120383). European Commission Joint Research Centre. <https://doi.org/10.2760/757183>
- Marquard, E., Bartke, S., Gifreu I Font, J., Humer, A., Jonkman, A., Jürgenson, E., Marot, N., Poelmans, L., Repe, B., Rybski, R., Schröter-Schlaack, C., Sobocká, J., Tophøj Sørensen, M., Vejchodská, E., Yiannakou, A., & Bovet, J. (2020). Land Consumption and Land Take : Enhancing Conceptual Clarity for Evaluating Spatial Governance in the EU Context. *Sustainability*, 12(19), 8269. <https://doi.org/10.3390/su12198269>
- Maurischat, P. (avec European Commission & European Environment Agency). (2024). *The state of soils in Europe : Fully evidenced, spatially organised assessment of the pressures driving soil degradation* (C. Arias-Navarro, R. Baritz, & A. Jones, Éd.). Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2760/7007291>
- McGarigal, K., & Cushman, S. A. (2005). The gradient concept of landscape structure. In J. A. Wiens & M. R. Moss (Éds.), *Issues and Perspectives in Landscape Ecology* (1^{re} éd., p. 112-119). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511614415.013>
- MEA. (2003). *Ecosystems and Human Well-being : A Framework for Assessment*. Island Press. https://pdf.wri.org/ecosystems_human_wellbeing.pdf
- MEA. (2005). *Ecosystems and Human Well-being : Current State and Trends, Volume 1*. Island Press. <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.804.aspx.pdf>
- Merly, C., Baptist, F., Fournier, M., Limasset, E., Bâlon, P., Desrousseaux, M., Quadu, F., Hucq, A., Malherbe, A., & Méfotie, F. (2021). *Projet SOILval : Quelle prise en compte de la valeur des sols dans la planification et l'aménagement du territoire en France et en Wallonie ? Pour une meilleure reconnaissance de la qualité des sols en contexte de mise en œuvre des objectifs européens de zéro artificialisation nette. Synthèse des consultations avec les parties prenantes (WP3)* (p. 43) [Synthèse des consultations

- avec les parties prenantes – Work Package 3]. ADEME ; SPW ; SOILVER. <https://soilver.eu/news/project-soilval-recognising-soil-values-in-land-use-planning-systems/>
- Mukherjee, A., & Lal, R. (2014). Comparison of Soil Quality Index Using Three Methods. *PLoS ONE*, 9(8), e105981. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105981>
- Murphy, B. W. (2015). Impact of soil organic matter on soil properties—A review with emphasis on Australian soils. *Soil Research*, 53(6), 605-635. <https://doi.org/10.1071/SR14246>
- Nedkov, S., Campagne, S., Borisova, B., Krpec, P., Prodanova, H., Kokkoris, I. P., Hristova, D., Clec'h, S. L., Santos-Martin, F., Burkhard, B., Bekri, E. S., Stoycheva, V., Bruzón, A. G., & Dimopoulos, P. (2022). Modeling water regulation ecosystem services : A review in the context of ecosystem accounting. *Ecosystem Services*, 56, 101458. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101458>
- OCDE. (1993). *Corps central d'indicateurs de l'OCDE pour les examens des performances environnementales* (OCDE/GD(93)179; Monographies sur l'environnement 83). Organisation de coopération et de développement économiques. [https://one.oecd.org/document/OCDE/GD\(93\)179/Fr/pdf](https://one.oecd.org/document/OCDE/GD(93)179/Fr/pdf)
- Parlement européen & Conseil de l'Union européenne. (2024). *Règlement (UE) 2024/3024 du Parlement européen et du Conseil du 27 novembre 2024 modifiant le règlement (UE) no 691/2011 en ce qui concerne l'introduction de nouveaux modules relatifs aux comptes économiques de l'environnement*.
- Pereira, P., Bogunovic, I., Muñoz-Rojas, M., & Brevik, E. C. (2018). Soil ecosystem services, sustainability, valuation and management. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 5. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.12.003>
- Perks, R., Robson, C., Arnell, N., Cooper, J., Dawkins, L., Fuller, E., Kennedy-Asser, A., Nicholls, R., & Ramsey, V. (2024). What Insights Can the Programme Share on Developing Decision Support Tools? In S. Dessai, K. Lonsdale, J. Lowe, & R. Harcourt (Éds.), *Quantifying Climate Risk and Building Resilience in the UK* (p. 111-127). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-39729-5_8
- Pfeiffer, M. (2013). *Zonage archéologique : Études environnementales et paysagères—1ère partie : Analyse paysagère* [Rapport d'activité].
- Piedallu, C., Pedersoli, E., Chaste, E., Morneau, F., Seynave, I., & Gégout, J.-C. (2022). Optimal resolution of soil properties maps varies according to their geographical extent and location. *Geoderma*, 412, 115723. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115723>
- Plieninger, T., Dijks, S., Oteros-Rozas, E., & Bieling, C. (2013). Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. *Land Use Policy*, 33, 118-129. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.12.013>
- Pouyat, R. V., Szlavecz, K., Yesilonis, I. D., Groffman, P. M., & Schwarz, K. (2010). Chemical, Physical, and Biological Characteristics of Urban Soils. In J. Aitkenhead-Peterson & A. Volder (Éds.), *Agronomy Monographs* (p. 119-152). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr55.c7>
- Quadu, F., Bâlon, P., Limasset, E., & Malherbe, A. (2021a). *Projet SOILval : Fiche technique « Le SDC et le SCoT... au service de la qualité écologique du sol »* (p. 10) [Fiche technique]. SOILveR. <https://soilver.eu/news/project-soilval-recognising-soil-values-in-land-use-planning-systems/>
- Quadu, F., Bâlon, P., Limasset, E., & Malherbe, A. (2021b). *Projet SOILval : Fiche technique : « L'évaluation environnementale... Ou comment améliorer la qualité écologique des sols »* [Fiche technique]. SOILveR.

- Quadu, F., Bâlon, P., Limasset, E., & Malherbe, A. (2021c). *Projet SOILval : Fiche technique « SOL et sol... un accord parfait ? »* (p. 6) [Fiche technique]. SOILveR. <https://soil-ver.eu/news/project-soilval-recognising-soil-values-in-land-use-planning-systems/>
- Rabot, E., Keller, C., Ambrosi, J.-P., & Robert, S. (2017). Revue des méthodes multiparamétriques pour l'estimation de la qualité des sols dans le cadre de l'aménagement du territoire. *Étude et Gestion des Sols*, 24, 59-72.
- Radoux, J., Bourdouxhe, A., Coos, W., Dufrêne, M., & Defourny, P. (2019). Improving Eco-
topy Segmentation by Combining Topographic and Spectral Data. *Remote Sensing*, 11(3), 354. <https://doi.org/10.3390/rs11030354>
- Radoux, J., Bourdouxhe, A., Coppée, T., De Vroey, M., Dufrêne, M., & Defourny, P. (2022). A Consistent Land Cover Map Time Series at 2 m Spatial Resolution—The LifeWatch 2006-2015-2018-2019 Dataset for Wallonia. *Data*, 8(1), 13. <https://doi.org/10.3390/data8010013>
- Ridremont, F., Lejeune, P., & Claessens, H. (2011). Méthode pragmatique d'évaluation de la réserve en eau des stations forestières et cartographie à l'échelle régionale (Wallonie, Belgique). *BASE*, 15(Numéro spécial 2), 727-741.
- Ritchie, H., Samborska, V., & Roser, M. (2025). Urbanization. *Our World in Data*. <https://our-worldindata.org/urbanization>
- Robert, S., Ajmone Marsan, F., Ambrosi, J.-P., Biasioli, M., Cormier, C., Criquet, S., Keller, C., Lambert Habib, M.-L., & Rabot, E. (2012). *Préconisation d'utilisation des sols et qualité des sols en zone urbaine et péri-urbaine. Application du bassin minier de Provence. Projet UQUALISOL-ZU* (p. 273). Université d'Aix-Marseille. <https://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/document.html?id=Temis-0078172&requestId=0&number=1>
- Sahana, M., Ravetz, J., Patel, P. P., Dadashpoor, H., & Follmann, A. (2023). Where Is the Peri-Urban? A Systematic Review of Peri-Urban Research and Approaches for Its Identification and Demarcation Worldwide. *Remote Sensing*, 15(5), 1316. <https://doi.org/10.3390/rs15051316>
- Sakschewski, B., Caesar, L., Andersen, L., Bechthold, M., Bergfeld, L., Beusen, A., Billing, M., Bodirsky, B. L., Botsyun, S., Dennis, D. P., Donges, J., Dou, X., Eriksson, A., Fetzer, I., Gerten, D., Häyhä, T., Hebden, S., Heckmann, T., Heilemann, A., ... Rockström, J. (2025). Planetary Health Check 2025 : A Scientific Assessment of the State of the Planet. In N. H. Kitzmann, L. Caesar, B. Sakschewski, & J. Rockström (Éds.), *Planetary Boundaries Science (PBScience)* (p. 144 pages, 22 MB) [Application/pdf]. Potsdam Institute for Climate Impact Research (PIK). <https://doi.org/10.48485/PIK.2025.017>
- Saura, S., Bodin, Ö., & Fortin, M. (2014). Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology*, 51(1), 171-182. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12179>
- Schwantes, A. M., Rauen Firkowski, C., Rodriguez, P. S., Gonzalez, A., & Fortin, M.-J. (2024). A comparison of approaches to quantify carbon for ecosystem service assessments through time. *FACETS*, 9, 1-13. <https://doi.org/10.1139/facets-2023-0053>
- Schwartz, C. (2024). *Désimperméabiliser les villes : Guide opérationnel pour (re)découvrir les sols urbains* (p. 70). Plante & Cité.
- SPW. (2018, janvier 5). *Imperméabilisation des sols—État de l'environnement wallon*. Etat de l'environnement wallon. https://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/SOLS_Focus_1.html
- SPW. (2024). *Schéma de développement du territoire*. <https://territoire.wallonie.be/storage/territoire/documents/content/publication/sdt-web-pages.pdf>

- SPW. (2025a). *Occupation du sol en Wallonie—WALOUS 2023* [Jeu de données]. <https://geodata.wallonie.be/id/4e780ba1-463c-478e-95df-d2f1963a150d>
- SPW. (2025b, janvier 20). *Utilisation des zones d'affectation fixées au plan de secteur—État de l'environnement wallon*. Etat de l'environnement wallon. <https://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicator sheets/TERRIT 4.html>
- SPW. (2025c, décembre 8). *Superficie agricole—Notice méthodologique*. <https://etat-agriculture.wallonie.be/contents/indicator sheets/EAW-1.html>
- SPW. (2026, mars 25). *Forêts wallonnes*. L'Environnement en Wallonie. <https://environnement.wallonie.be/home/milieux/forets-et-nature/forets-wallonnes.html>
- SPW ARNE. (2021). *L'environnement wallon en 10 infographies*. SPW / EDIWALL. <https://ediwall.wallonie.be/l-environnement-wallon-en-10-infographies-2021-087208>
- SPW Environnement. (s. d.). *BDES - Présentation outil*. L'Environnement en Wallonie. Consulté 22 juillet 2026, à l'adresse <https://environnement.wallonie.be/home/milieux/sol/bdes/presentation-outil.html>
- Stanik, N., Aalders, I., & Miller, D. (2018). Towards an indicator-based assessment of cultural heritage as a cultural ecosystem service – A case study of Scottish landscapes. *Ecological Indicators*, 95, 288-297. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.07.042>
- Stratec. (2018). *Rapport sur les incidences environnementales de l'Arrêté d'adoption des liaisons écologiques en Wallonie* [Rapport final]. Stratec. <https://territoire.wallonie.be/storage/territoire/documents/content/page/liaisons-ecologie/liaisons-ecologiques-fr.pdf>
- Tardieu, L., Viguié, V., Hamel, P., Lemonsu, A., De Munck, C., Kervinio, Y., Coste, L., Claron, C., Faure, E., Geoffroy, E., Liotta, C., Mikou, M., Ta, M., & Levrel, H. (2020). *Prise en compte des services écosystémiques dans les décisions d'aménagement urbain—Méthodologie et retour d'expérience du projet IDEFESE mené en Île-de-France*. https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/publications/Efese_M%C3%A9thodologie_retour_exp%C3%A9rience_projet_IDEFESE.pdf
- Tengberg, A., Fredholm, S., Eliasson, I., Knez, I., Saltzman, K., & Wetterberg, O. (2012). Cultural ecosystem services provided by landscapes : Assessment of heritage values and identity. *Ecosystem Services*, 2, 14-26. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.006>
- Tobias, S., Conen, F., Duss, A., Wenzel, L. M., Buser, C., & Alewell, C. (2018). Soil sealing and unsealing : State of the art and examples. *Land Degradation & Development*, 29(6), 2015-2024. <https://doi.org/10.1002/ldr.2919>
- Tradowsky, J. S., Philip, S. Y., Kreienkamp, F., Kew, S. F., Lorenz, P., Arrighi, J., Bettmann, T., Caluwaerts, S., Chan, S. C., De Cruz, L., De Vries, H., Demuth, N., Ferrone, A., Fischer, E. M., Fowler, H. J., Goergen, K., Heinrich, D., Henrichs, Y., Kaspar, F., ... Wanders, N. (2023). Attribution of the heavy rainfall events leading to severe flooding in Western Europe during July 2021. *Climatic Change*, 176(7), 90. <https://doi.org/10.1007/s10584-023-03502-7>
- UN General Assembly. (2015). *Transforming our world : The 2030 Agenda for Sustainable Development* (A/RES/70/1). United Nations. <https://docs.un.org/en/A/RES/70/1>
- Ungaro, F., Tarocco, P., Aprea, A., Bazzocchi, S., & Calzolari, C. (2025). From Fertile Grounds to Sealed Fields : Assessing and Mapping Soil Ecosystem Services in Forlì's Urban Landscape (NE Italy). *Land*, 14(4), 719. <https://doi.org/10.3390/land14040719>
- UN-Habitat (Éd.). (2022). *Envisaging the future of cities*. UN-Habitat.
- United Nations (Éd.). (2025). *World Urbanization Prospects 2025 : Summary of Results*. https://population.un.org/wup/assets/Publications/undesa_pd_2025_wup2025_summary_of_results_final.pdf
- U.S. EPA. (2009). *Valuing the Protection of Ecological Systems and Services Report* (p. 138). U.S. Environmental Protection Agency. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=P100DCSG.txt>

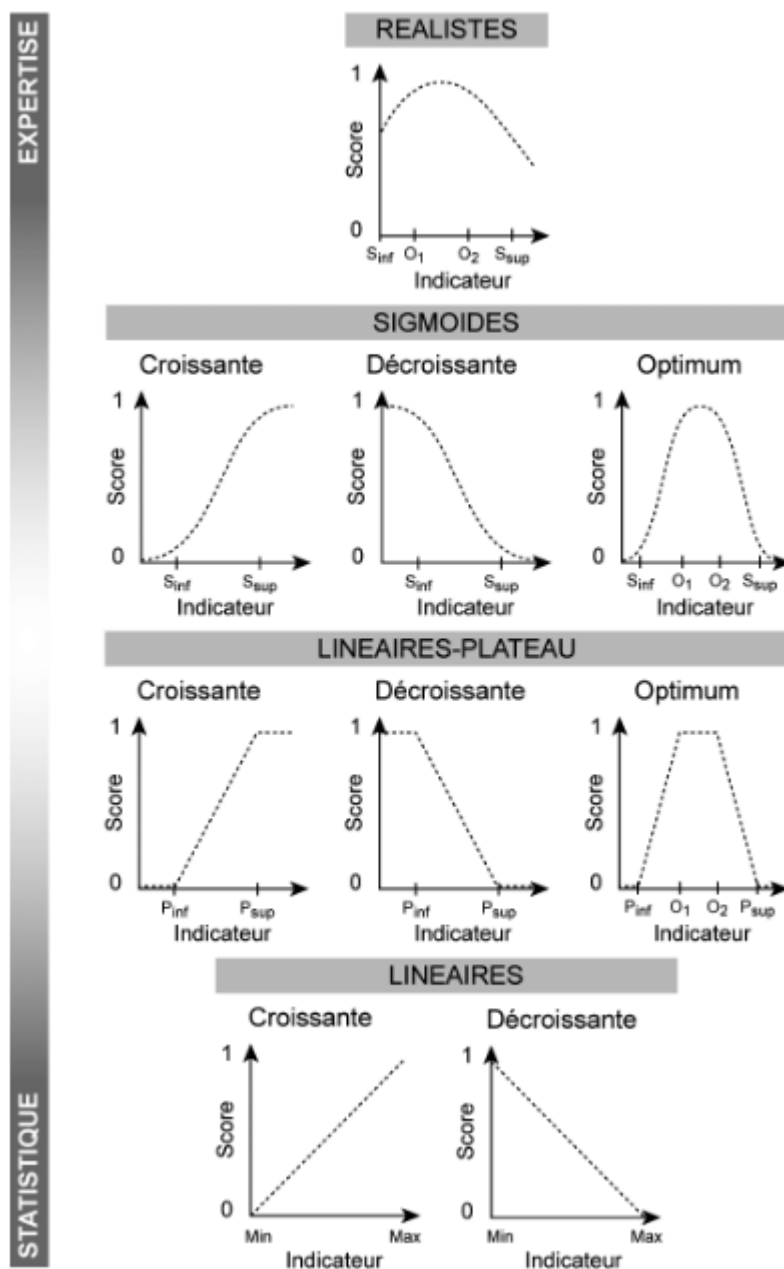
- Usowicz, B., & Lipiec, J. (2017). Spatial variability of soil properties and cereal yield in a cultivated field on sandy soil. *Soil and Tillage Research*, 174, 241-250. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.07.015>
- Van De Vijver, E., Delbecq, N., Verdoodt, A., & Seuntjens, P. (2020). Estimating the urban soil information gap using exhaustive land cover data : The example of Flanders, Belgium. *Geoderma*, 372, 114371. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114371>
- Van Leeuwen, J. P., Creamer, R. E., Cluzeau, D., Debeljak, M., Gatti, F., Henriksen, C. B., Kuzmanovski, V., Menta, C., Pérès, G., Picaud, C., Saby, N. P. A., Trajanov, A., Trinsoutrot-Gattin, I., Visioli, G., & Rutgers, M. (2019). Modeling of Soil Functions for Assessing Soil Quality : Soil Biodiversity and Habitat Provisioning. *Frontiers in Environmental Science*, 7, 113. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00113>
- Van Orshoven, J., & Vandenbroucke, D. (1993). *Guide de l'utilisateur de AARDEWERK — Base de données de profils pédologiques* (Rapport interne N° 18B). Instituut voor Land- en Waterbeheer, KU Leuven.
- Vandermotten, C. (1998). La Wallonie, aménagement du territoire, réalités socio-économiques et contextes transrégionaux. *Hommes et Terres du Nord*, 3(1), 143-154. <https://doi.org/10.3406/htn.1998.2632>
- Vigerstol, K. L., & Aukema, J. E. (2011). A comparison of tools for modeling freshwater ecosystem services. *Journal of Environmental Management*, 92(10), 2403-2409. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.06.040>
- Von Thenen, M., Hansen, H. S., & Schiele, K. S. (2021). A generalised marine planning framework for site selection based on ecosystem services. *Marine Policy*, 124, 104326. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.104326>
- Wal-ES. (2021). *Contextes écologiques marginaux et sensibles méthodologie V3.5* [Rapport méthodologique]. SPW. https://biodiversite.wallonie.be/files/02.DOCUMENTS/01.eval_biologique/04.services_ecosystemiques/ecosystemes/contextesecologiquesmarginauxetsensibles-methodo-1.pdf
- Walz, U., & Stein, C. (2014). Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. *Journal for Nature Conservation*, 22(3), 279-289. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.01.007>
- Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobley, E., Lang, B., Von Lütow, M., Marin-Spiotta, E., Van Wesemael, B., Rabot, E., Ließ, M., Garcia-Franco, N., Wollschläger, U., Vogel, H.-J., & Kögel-Knabner, I. (2019). Soil organic carbon storage as a key function of soils—A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, 333, 149-162. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>
- Zhang, J., Qu, X., Song, X., Xiao, Y., Wang, A., & Li, D. (2023). Spatial Variation in Soil Base Saturation and Exchangeable Cations in Tropical and Subtropical China. *Agronomy*, 13(3), 781. <https://doi.org/10.3390/agronomy13030781>
- Zwirowicz-Rutkowska, A., & Michalik, A. (2016). The Use of Spatial Data Infrastructure in Environmental Management : An Example from the Spatial Planning Practice in Poland. *Environmental Management*, 58(4), 619-635. <https://doi.org/10.1007/s00267-016-0732-0>

Figure 5 : (Schwartz, 2024), Figure 11 : (SPW, 2025a), Figure 15 : (Brady & Weil, 2016)

Annexe 5 : (Legrain, 2009), Annexe 6 : (Van Orshoven & Vandenbroucke, 1993)

Annexes

Annexe 1. Les différents types de fonctions score selon le degré d'expertise requis (S_{inf} : seuil inférieur, S_{sup} : seuil supérieur, O_1 - O_2 : gamme optimale, P_{inf} : percentile inférieur, P_{sup} : percentile supérieur). Source : Rabot et al. (2017)



Annexe 2. Description des services écosystémiques.

La production alimentaire et de biomasse

Le service de production alimentaire et de biomasse désigne la capacité des sols à soutenir la production de matières végétales, qu'elles soient destinées à l'alimentation, à des usages

non alimentaires ou à la production sylvicole. Ce service repose ainsi sur l'aptitude du sol à fournir aux végétaux les conditions nécessaires à leur croissance, à travers sa fertilité chimique, ses propriétés physiques et son fonctionnement hydrique. Il dépend notamment de la texture, de la profondeur utile, de la teneur en matière organique, du pH, de la CEC, de la disponibilité en éléments nutritifs, du drainage et de la réserve en eau, qui influencent le potentiel de production d'une parcelle ou d'une station (Baize, 2000; Genot et al., 2009). Dans le cas des milieux forestiers, cette production correspond plus spécifiquement à la capacité des sols à soutenir la croissance d'essences productives et la production de biomasse ligneuse, principalement sous forme de bois (SPW ARNE, 2021). Ce service est donc envisagé comme un potentiel productif lié aux caractéristiques du sol, et non comme une mesure directe des rendements agricoles ou forestiers observés.

La régulation du cycle de l'eau

Le service de régulation du cycle de l'eau désigne la capacité des sols et des écosystèmes terrestres à influencer les flux d'eau douce, en agissant sur leur infiltration, leur circulation, leur stockage et leur restitution dans le temps. Il s'inscrit dans les services hydrologiques, définis comme les bénéfices fournis aux populations par les effets des écosystèmes terrestres sur l'eau douce (Brauman et al., 2007). Dans l'IQSW, ce service est décliné en plusieurs sous-services présentés dans le Tableau 2, afin de rendre compte des différentes dimensions du rôle hydrologique du sol. Cette distinction permet notamment de ne pas réduire ce service à une seule propriété, comme la capacité d'infiltration, mais de considérer plus largement le fonctionnement du sol dans le cycle de l'eau. Celui-ci dépend à la fois de propriétés pédologiques, telles que la texture, la structure, la porosité, la profondeur utile, la matière organique, la pierrosité ou encore la conductivité hydraulique, et de facteurs territoriaux comme la pente, la couverture végétale, l'occupation du sol et les conditions climatiques. Ce service permet donc d'appréhender le sol comme un régulateur des dynamiques hydriques, capable d'influencer la circulation de l'eau, sa disponibilité pour les végétaux et l'atténuation de certains effets liés aux épisodes de pluie intense ou de déficit hydrique.

L'habitat pour la biodiversité

Le service d'habitat pour la biodiversité désigne la capacité des sols et des milieux terrestres à offrir des conditions favorables à la présence, au développement et au maintien des organismes vivants. La fonction d'habitat peut être définie comme la capacité d'un écosystème à fournir un espace de vie approprié aux espèces végétales et animales sauvages (De Groot et al., 2002). Dans la classification CICES V5.2, ce service est rattaché au maintien des cycles de vie des organismes, à travers la protection des habitats et des composantes écologiques nécessaires à leur reproduction, leur alimentation ou leur refuge (Haines-Young, 2023). Dans l'IQSW, ce service est décliné en plusieurs sous-services présentés dans le Tableau 2, ce qui permet de distinguer différentes dimensions du rôle du sol et des milieux dans le soutien à la biodiversité. L'enjeu n'est toutefois pas de cartographier directement la biodiversité présente, mais plutôt d'approcher le potentiel d'un milieu à fournir un habitat fonctionnel. Cette capacité dépend notamment de la structure du sol, de son statut hydrologique, de son statut nutritionnel, de son activité biologique, mais aussi de la qualité et de la continuité des habitats à l'échelle du paysage. Aucune mesure unique ne permet de rendre compte de manière complète de cette fonction ; il est donc nécessaire

de mobiliser des indicateurs indirects, ou proxys, permettant d'évaluer la capacité du sol à soutenir un habitat favorable à la biodiversité (Van Leeuwen et al., 2019).

Le stockage du carbone

Le service de stockage du carbone désigne la capacité du sol à accumuler et conserver du carbone organique dans ses horizons. Il constitue un paramètre central de la qualité des sols et joue un rôle important dans le cycle global du carbone, notamment comme puits potentiel contribuant à l'atténuation du changement climatique (Chartin et al., 2017; Don et al., 2024). Il dépend notamment de la teneur en matière organique, de la texture, de la structure du sol, de l'humidité, de l'activité du biote (Van Leeuwen et al., 2019), du drainage et des usages du sol.

Le support pour les activités humaines

Le service de support pour les activités humaines désigne la capacité des sols et des surfaces physiques naturelles à fournir une base ou une plateforme permettant l'accueil de diverses activités humaines (Haines-Young, 2023). Il recouvre notamment la capacité des sols à soutenir des structures humaines, des fondations de logements ou des infrastructures d'élevage, ainsi que celle des surfaces aquatiques, telles que les rivières et les lacs, à permettre la navigation et le transport. Le paysage se distingue quant à lui du support physique imperméable et perméable. Il désigne la capacité d'un milieu à offrir un cadre de qualité procurant des bénéfices esthétiques, récréatifs ou identitaires aux populations, et repose sur les caractéristiques visuelles du territoire qui conditionnent la valeur perçue d'un espace (MEA, 2005). Sa valeur étant construite socialement et ne découlant pas d'une propriété intrinsèque du sol, ce sous-service se rapproche davantage des services culturels tels que définis par le MEA.

La production de matières premières

Le service de production de matières premières désigne la capacité des sols à fournir des matières premières telles que l'argile, le sable, le gravier et les minéraux, constituant la base du développement technique, industriel et socio-économique (Blum, 2005). Il s'inscrit parmi les fonctions non-écologiques du sol, aux côtés du support physique des activités humaines et du patrimoine géologique et culturel, en complément des fonctions écologiques telles que la production de biomasse. Dans la classification CICES V5.2, ce service peut notamment être rattaché à la section géophysique sous la classe des substances minérales utilisées à des fins matérielles (CICES, 2023).

L'archivage du patrimoine

Le service d'archivage du patrimoine désigne la capacité des sols à constituer une archive du patrimoine géologique, géomorphologique et archéologique (Commission européenne, 2021). Il considère le sol comme un support matériel capable de dissimuler et protéger des vestiges paléontologiques et archéologiques précieux pour la compréhension de notre histoire et de celle de la Terre (Blum, 2005). Ce service met donc en évidence une fonction culturelle et mémorielle du sol, encore peu prise en compte dans les politiques de gestion et d'aménagement (Costantini, 2023).

La purification de l'eau

Dans le cadre de la régulation du cycle de l'eau, la purification de l'eau est un service écosystémique par lequel le sol filtre et tamponne les polluants avant qu'ils n'atteignent les eaux souterraines et de surface. Keesstra et al. (2012) montrent que son efficacité dépend à la fois des processus d'adsorption et de dégradation des polluants et des processus de transport hydrologique dans le sol, notamment le temps de résidence des polluants dans le filtre. Or, ce temps de résidence est fortement réduit par les flux préférentiels, c'est-à-dire des circulations d'eau rapides qui court-circuitent la matrice du sol via des macropores ou des structures géologiques perméables. De nombreuses études de terrain ont démontré la généralité de ce phénomène, et comme il varie dans le temps et l'espace, l'ignorer conduit à sous-estimer fortement le risque que les polluants atteignent les nappes. En l'absence de données spatialisées suffisamment précises sur ces voies d'écoulement et sur les temps de résidence associés, le sous-service de purification de l'eau ne peut dès lors pas être évalué de manière fiable à l'échelle de la Wallonie à partir des données cartographiques disponibles. Les auteurs formulent à cet égard quatre priorités de recherche : étendre les études expérimentales sur l'influence des conditions climatiques, des types de sols et des modes de gestion des terres sur la fonction filtrante ; concevoir des expérimentations de terrain détaillées reliant distribution spatiale des voies d'écoulement et activité biologique dans le sol ; mener des études expérimentales couplées à de la modélisation sur les processus de transport dans différents types de sols ; et enfin développer et tester des modèles de transport des solutés intégrant la variabilité spatiale de la fonction filtrante et paramétrés à partir de mesures multi-échelles.

Les espèces cibles

Dans le service d'habitat pour la biodiversité, le sous-service relatif aux espèces cibles n'a pas été retenu. Celui-ci renvoie à l'évaluation de la capacité d'un milieu à fournir des conditions d'habitat favorables à des espèces déterminées, par exemple des espèces protégées, patrimoniales ou indicatrices. Or, une telle évaluation nécessite de définir préalablement les espèces concernées, de connaître leurs exigences écologiques et de disposer de données d'occurrence, d'abondance ou de modèles d'habitat adaptés (Elith & Leathwick, 2009). Faute de temps pour développer cet aspect dans le cadre de ce travail, il n'a pas été retenu.

Les îlots de chaleur

Ce sous-service désigne la contribution du sol au rafraîchissement local, principalement à travers les forêts urbaines. Il n'a pas été développé faute de temps pour synthétiser les approches disponibles dans le cadre de ce travail.

Support pour les activités humaines

Ce service écosystémique recouvre trois sous-services écosystémiques, aucun n'ayant été retenu faute de temps pour synthétiser les approches disponibles dans le cadre de ce travail. Le support physique imperméable désigne l'aptitude du sol à accueillir des constructions. Le support perméable désigne la même aptitude pour des usages sans scellement, avec un intérêt potentiel plus marqué, la perméabilité du sol constituant un indicateur

transversal mobilisé par la majorité des autres services écosystémiques retenus dans ce travail. Le support pour le paysage désigne la capacité du sol à porter un paysage de qualité.

Production de matières premières

Le service de production de matières premières n'a pas été développé. Une évaluation séparée de chacune des ressources concernées, telles que les fibres végétales, les ressources médicinales ou les autres matériaux naturels, aurait nécessité pour chacune un référentiel d'exigences pédologiques propre et une donnée de production géoréférencée permettant de calibrer et de valider l'indicateur. Une telle démarche dépassait le temps disponible dans le cadre de ce travail, et le service a donc été écarté du champ de l'étude.

Annexe 4. Tableau récapitulatif des paramètres environnementaux avec leur définition de la carte de zonage archéologique. Source : Pfeiffer (2013)

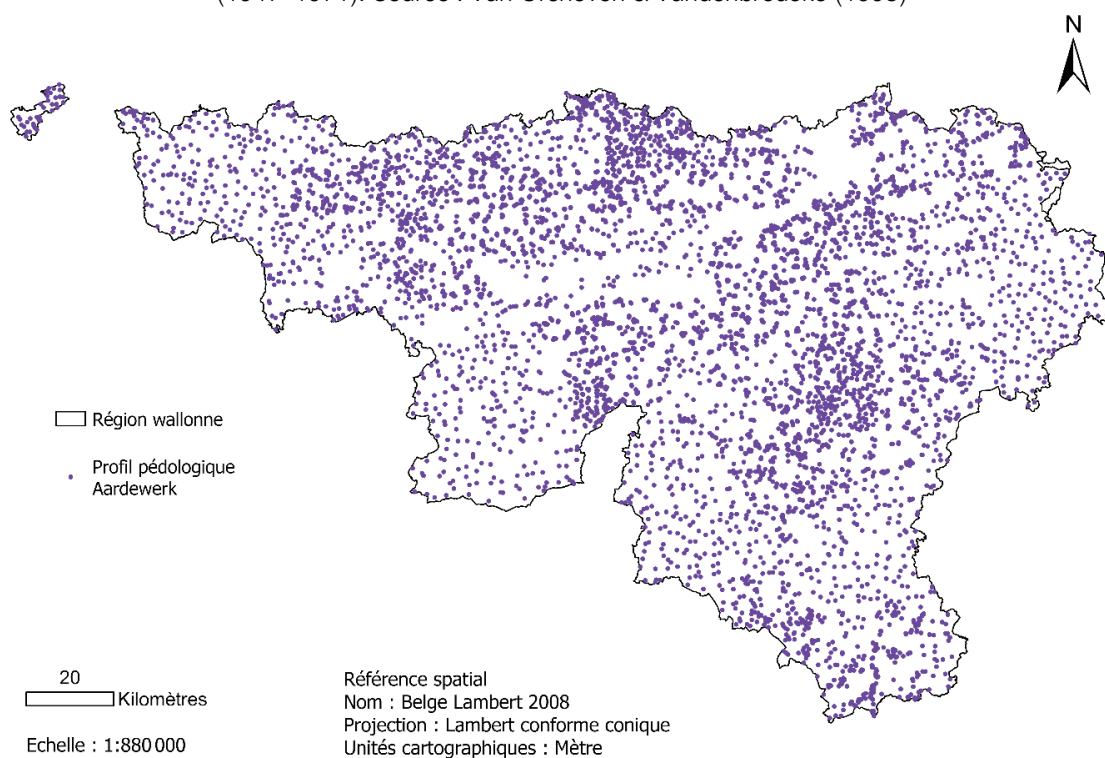
Thème	Sujet	Résumé	Catégories	Fichier	Type	Production	Etat
Topographie	plateaux	zones planes				I-Mage	analyse
	bordure de plateau	zone correspondant à la rupture de pente				I-Mage	concept
	reliefs	éléments morphologiques se détachant dans le paysage				I-Mage	analyse
	fond de vallée	zones planes (<5%) dans l'axe d'un cours d'eau incluant les alluvions (geolbel.shp) et les zones inondables (aléa)	1 catégorie			I-Mage	ok
Hydrologie	confluences		3 catégories			I-Mage	ok
	proximité du réseau hydrographique	zone située à <250m d'un cours d'eau, à l'exclusion des pentes >10%				I-Mage	ok
	sources					I-Mage	concept
Pédologie	affleurements rocheux	CNSW		CNSW_affl_rocheux.shp		SPW-DGO3	ok
	buttes sableuses	CNSW + sélection manuelle		CNSW_buttes_sableuses.shp		SPW-DGO3	ok
	sols à drainage favorable dans plaine de la Haine	CNSW + sélection manuelle		CNSW_Haine_plages_bien_drainees.shp		SPW-DGO3	ok
	zones de carrières	CNSW				SPW-DGO3	à faire
Géologie	zones à silex	pentres >10% sur terrain à substrat crayeux				I-Mage	ok
	zones à cavités karstiques	pentres >10% sur terrain à substrat calcaires				I-Mage	ok
	dolines	Atlas du karst wallon				SPW-DGO3	à faire
	phthanite	vallée de la Malaise				I-Mage	ok
	tourbe	CNSW		CNSW_tourbe.shp		SPW	ok
Mines	zones d'orpaillage	ruisseaux situés au sein des bassins versants en périphérie des massifs calédoniens ou contenant des sites d'orpaillage connu				SPW-DGO4	ok
	minéralisations des oxydes de Fe	zone tampon autour des minéralisations de Fe oxydé		gites_FeOx_50m.shp		SPW-DGO3	ok
	minéralisations de Pb	zone tampon autour des minéralisations de Pb		gites_Pb_50m.shp	polygones	SPW-DGO3	ok
	minéralisations de Zn	zone tampon autour des minéralisations de Zn		gites_Zn_50m.shp	polygones	SPW-DGO3	ok
	minéralisations de Cu	zone tampon autour des minéralisations de Cu		gites_Cu50m.shp	polygones	SPW-DGO3	ok
	sites calaminaires	oxydes de Zn et oxydes de Fe		gites_calamines_50m.shp	polygones	SPW-DGO3	ok
	Thématiques vallées métallurgiques	vallées adjacentes aux minéralisations de Fe et drainées par un cours d'eau				SPW+I-Mage	concept
	sols de maraichage	sols à horizon humifère anormalement épais				SPW-DGO3	notice à consulter
	profil hydraulique à fort contraste énergétique	localisation des passages entre pentes faibles et des pentes fortes				I-Mage	concept
	puits de mines avant 1850	sélection des puits de mine avant période industrielle				SPW-DGO3	contact

Annexe 5. Légende de la carte numérique des sols de Wallonie - Tableau simplifié*. Source : Legrain (2009)

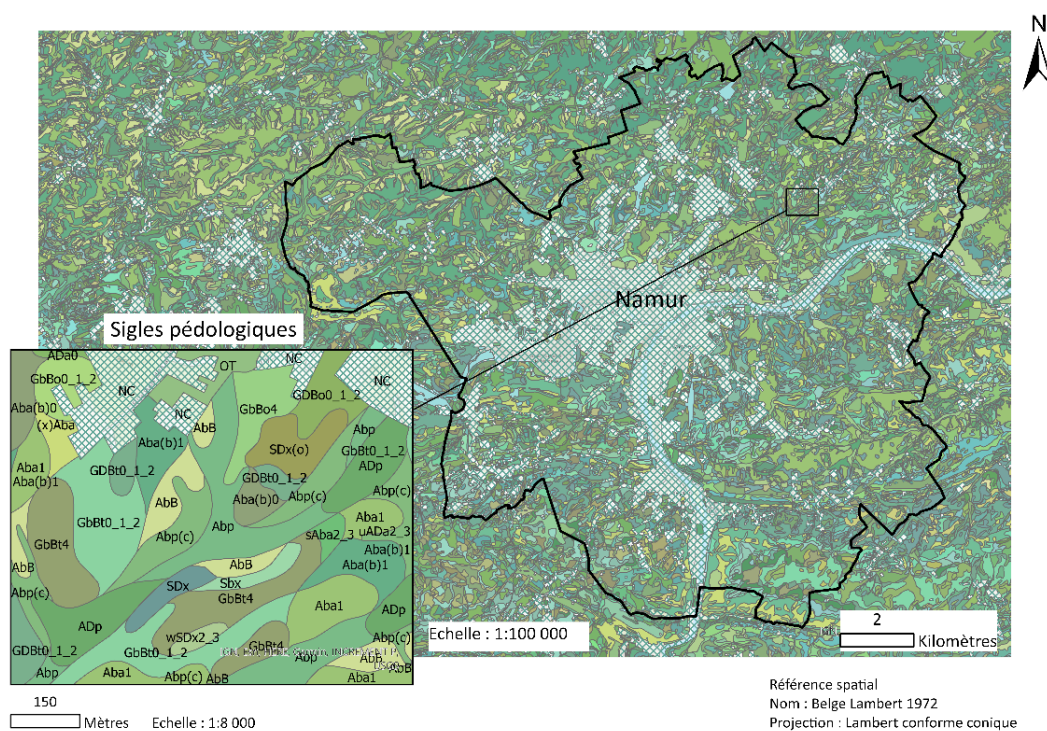
SÉRIES PRINCIPALES			
SÉRIES DÉRIVÉES	TEXTURE	DRAINAGE	CHARGE EN ÉLÉMENTS GROSSEIRS
SUBSTRAT Préfixe de la série principale (X...) Sols organiques V Tourbe (> 30% M.O.) W Tourbière haute intacte (inactive) Sols minéraux Z Sable limoneux S Sable limoneux P Limon sableux léger L Limon sableux A Limon E Argile légère U Argile lourde (G) Limon peu caillouteux (sols p)¹ G Limon peu caillouteux (sols non p) Limon caillouteux (sols p) Limon (très) caillouteux (sols non p) ou² COMPLEXES ... si G... Substrat indiqué si "aberrant" (nature anologique différente de la charge) et du fait d'une phase de profondeur			
1^{ère} position de la série principale (X...) Sols organiques V Tourbe (> 30% M.O.) W Tourbière haute intacte (inactive) Sols minéraux Z Sable limoneux S Sable limoneux P Limon sableux léger L Limon sableux A Limon E Argile légère U Argile lourde (G) Limon peu caillouteux (sols p)¹ G Limon peu caillouteux (sols non p) Limon caillouteux (sols p) Limon (très) caillouteux (sols non p) ou² COMPLEXES ... si G... Substrat indiqué si "aberrant" (nature anologique différente de la charge) et du fait d'une phase de profondeur			
2^{ème} position de la série principale (...XX) Textures L, A, E, U, G - Textures Z, S, P Drainage : Définition - sols : a excessif très secs b favorable non gleyés c modéré faiblement gleyés d imparfait modérément secs modérément humides à engorgement d'eau temporaire - sans horizon réduit h assez pauvre fort gleyés i pauvre très gleyés à engorgement d'eau permanent - à horizon réduit e assez pauvre fort gleyés f pauvre très gleyés g très pauvre réduits COMPLEXES A (a)h+b+c+d I h+I B a+b F e+f D c+d G e+f+g			
3^{ème} position de la série principale (...XX) Horizon : a B textural b B structural c B textural fortement tacheté (textures A, L) ou morcelé (textures Z, S, P) d B textural jaune rougeâtre f B humique oulet ferrugineux peu distinct g B humique oulet ferrugineux distinct h B humique oulet ferrugineux morcelé m A humique anthropogène épais p Absence de développement de profil x Développement de profil non défini COMPLEXES B a+b F f+g(+b) P p+b / p+x			
4^{ème} position de la série principale (...XX) CHARGE EN ÉLÉMENTS GROSSEIRS f schisteuse fi schisto-phylladeuse fp schisto-psammitique fq quatzito-gréseuse k calcaire K argilo-calcaire Kf schisto-calcaire m de marnage n crayeuse p psammitique q gréseuse r schisto-gréseuse t de gravier x de silice ¹ pour les sols G non p (très) caillouteux pour les sols Z, S, P et U à plus de 5%.			
SÉRIES SPÉCIALES Sols artificiels OE Fosse d'extraction ON Remblai OT Terrain remanié Terrains non différenciés B Zone de source H Complexe de sols sur fortes pentes J Affaissement rocheux R Ravin ou fond de vallon rocheux S Fond de vallon limoneux NON CARTOGRAPHIÉ Zones non cartographiées (zones blanches, cours d'eau, canaux, marais, routes, chemins de fer, domaines militaires,...)			
PHASES DIVERSES Suffixe de la série principale Phases liées à la charge en éléments grossiers en surface PHASE : (a) (gros) cailloux (ou blocs) gréseux (ou quartziques) épars (en surface) (r) à charge modérée de petits cailloux non phylliques 1 peu caillouteuse (A-G, p) c caillouteuse Phases liées à l'altération (a) Phase à débris de roches fortement altérées b Phase rougeâtre Phase liée à la matière organique (v) Phase à couverture tourbeuse			
VARIANTES DE DEV. DE PROFIL Suffixe de la série principale Sols des plateaux et des pentes : A (L/P/S) . a (b/c/x) (b) Horizon B textural tacheté 1 Horizon A : épais (> 40 cm) mince (< 40 cm) A b/c/d B Développement : 1 profond (> 125 cm) 2 moyennement ou peu profond (40-125 cm) 3 superficiel (< 40 cm) Sols des vallées et des dépressions (p) : (c) Horizon B : entre 40 et 80 cm textural enfoui : entre 80 et 125 cm 0 Colluvions ou alluvions de plus de 125 cm ¹ ancienne nomenclature (A1+A2) → A+E			
PHASES DE PROFONDEUR Suffixe de la série principale Sols non caillouteux (< 5%) et sols organiques SUBSTRAT DÉBUTANT (¹) entre 80 et 125 cm 2 entre 40 et 80 cm 3 entre 20 et 40 cm Sols très caillouteux (> 50%) caillouteux (15-50%) peu caillouteux (5-15%) organiques SUBSTRAT DÉBUTANT : 0 à plus de 125 cm 1 entre 80 et 125 cm 2 entre 40 et 80 cm 3 entre 20 et 80 cm ; 4 entre 40 et 80 cm ; 5 entre 20 et 40 cm 6 à moins de 20 cm ¹ nature du substrat en préfixe entre parenthèses			
PHASE ANTHROPIQUE Io Phase à (forte) influence anthropique			

*Les sigles dont les symboles sont repris dans ce tableau simplifié couvrent 97% du territoire de la Région wallonne

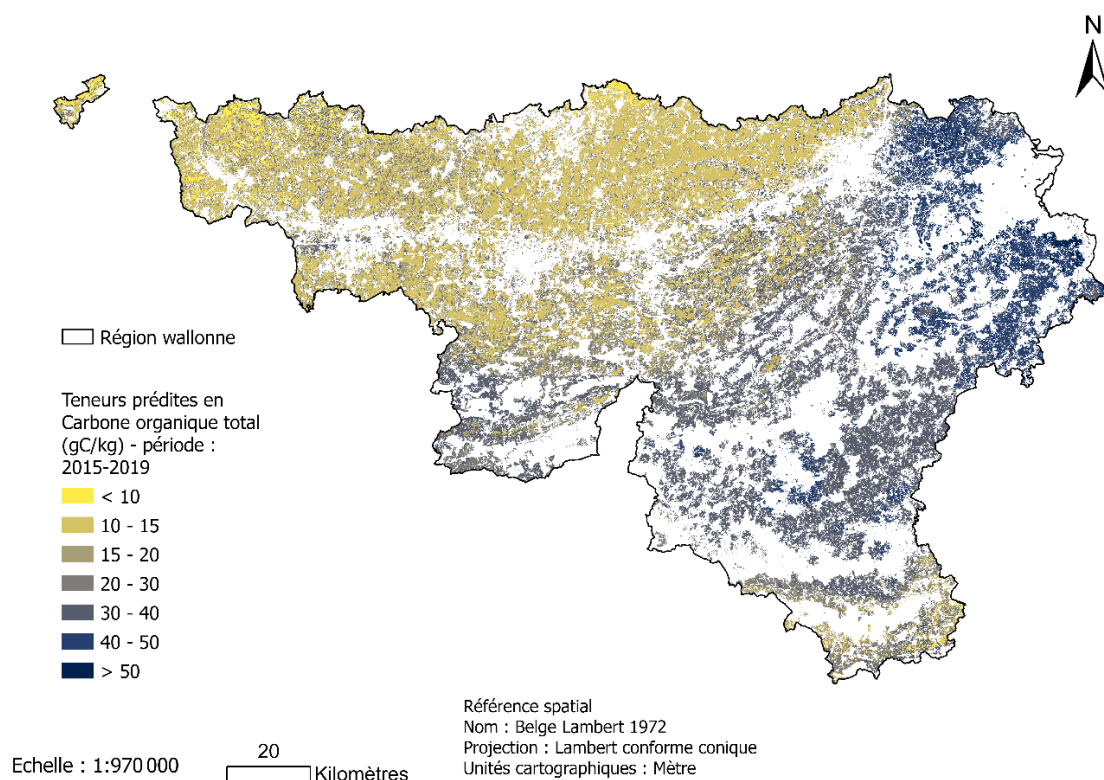
Annexe 6. Localisation des profils pédologiques de la base de données Aardewerk en Région wallonne (1947–1971). Source : Van Orshoven & Vandenbroucke (1993)



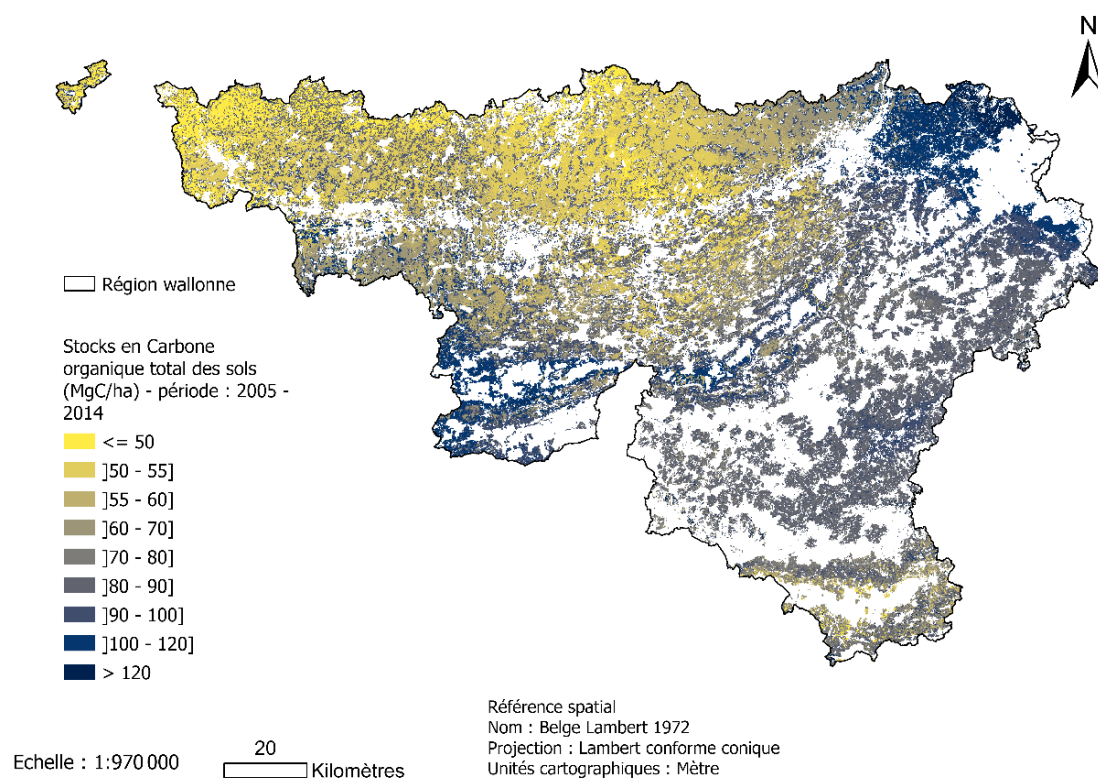
Annexe 7. Carte Numérique des Sols de Wallonie et les sigles pédologiques.



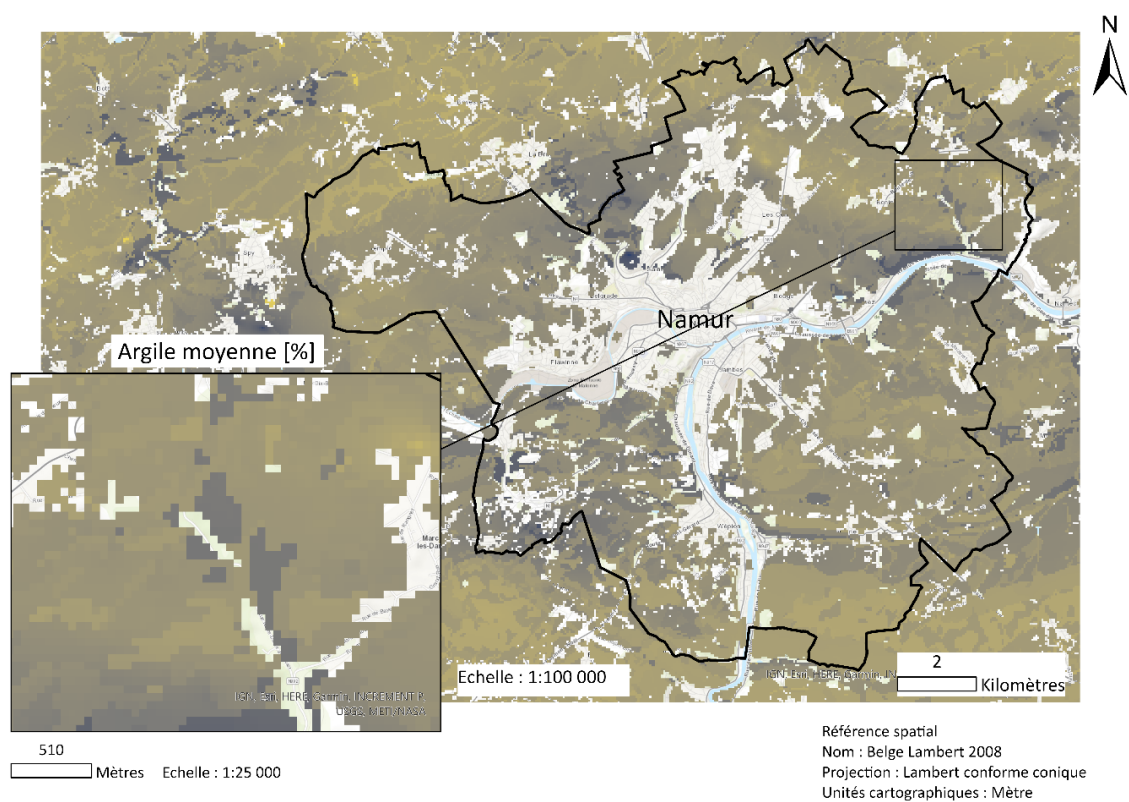
Annexe 8. Teneurs prédites en Carbone organique total (gC/kg) - période : 2015 - 2019.



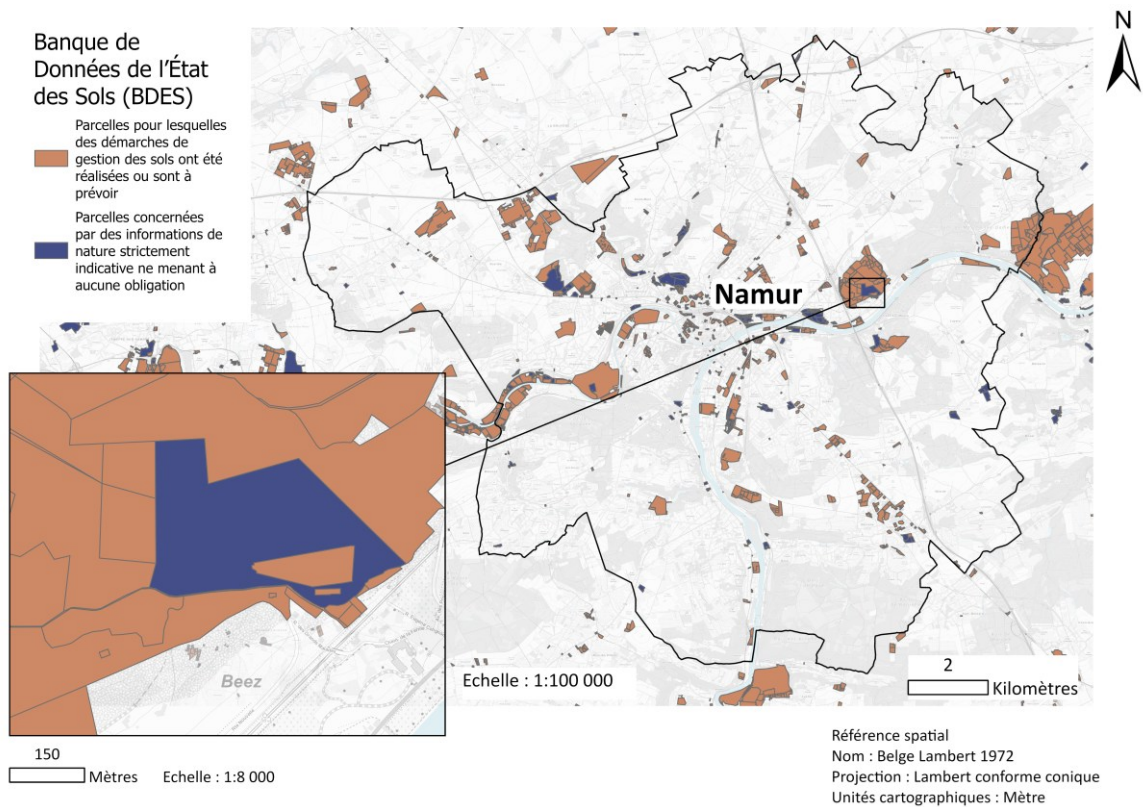
Annexe 9. Stocks en carbone organique total des sols (MgC/ha), période : 2005 – 2014.



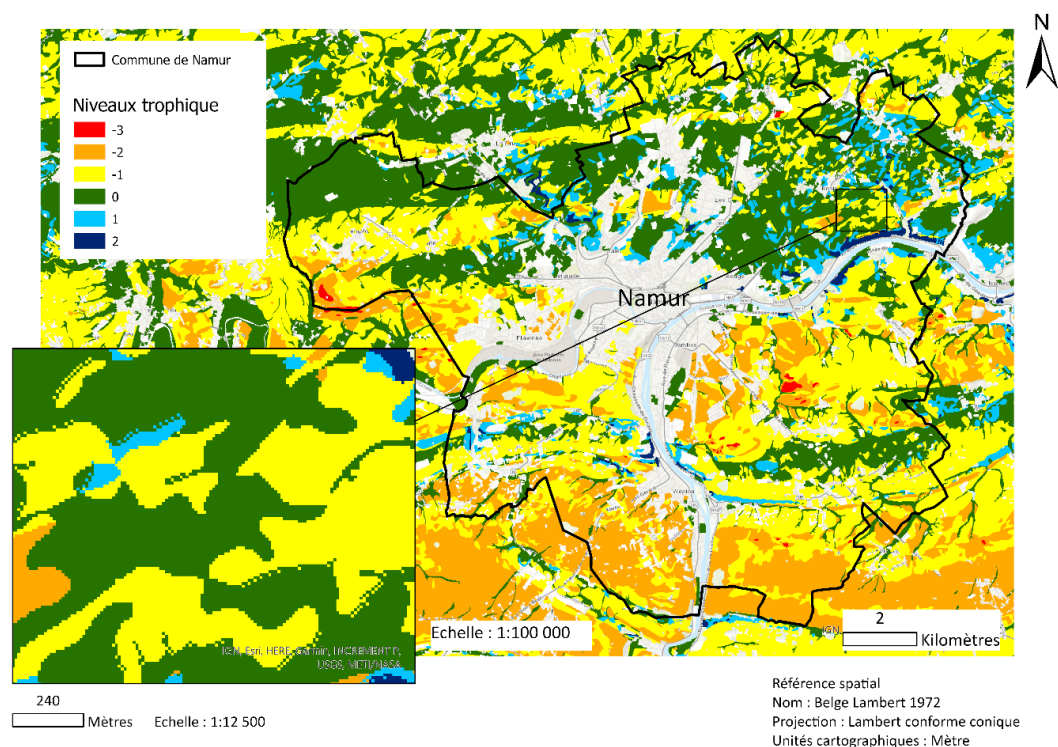
Annexe 11. Textures et fractions granulométriques de référence des sols de Wallonie.



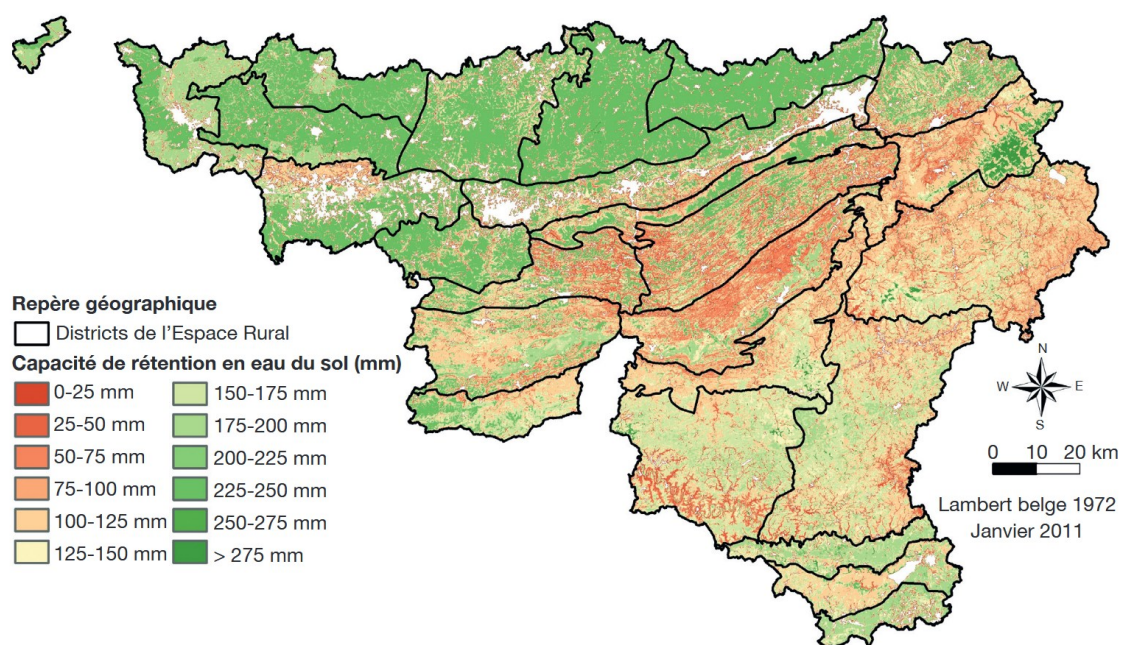
Annexe 10. Banque de Données de l'État des Sols (BDES).



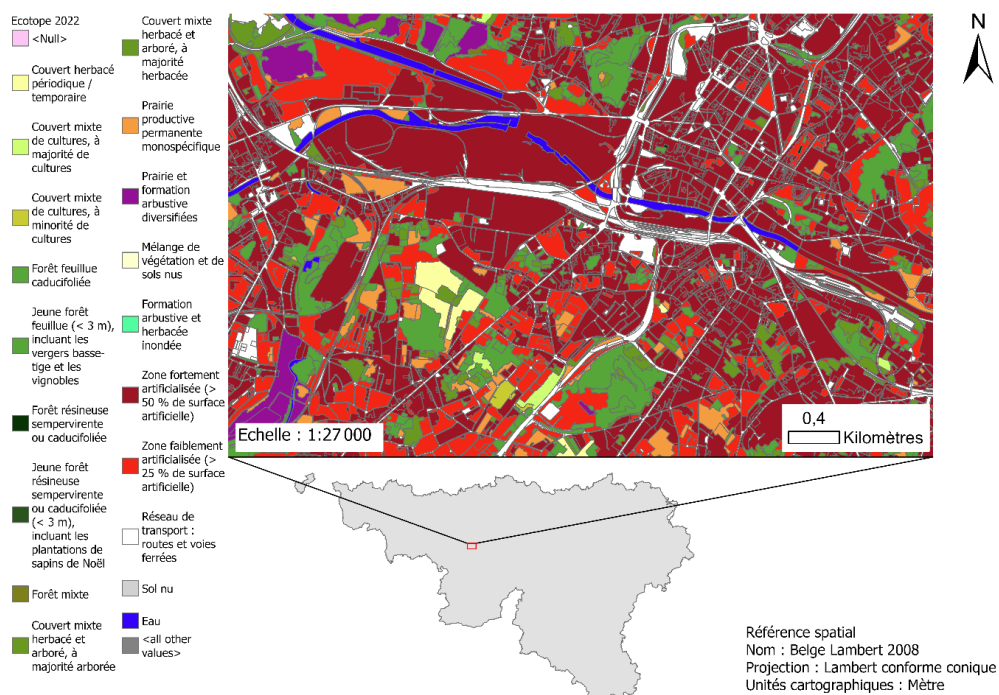
Annexe 12. Niveaux trophiques des sols de la commune de Namur. Source : Fichier écologique des essences



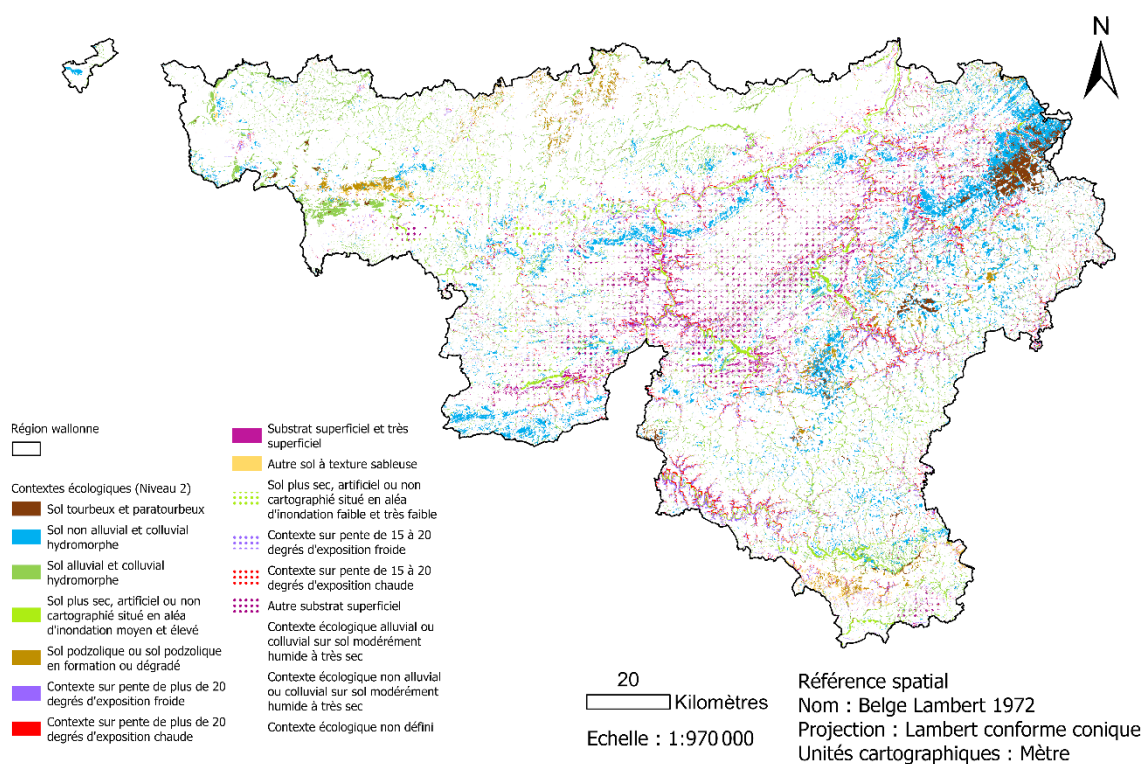
Annexe 13. Distribution spatiale de la capacité de rétention en eau des Principaux Types de Sols de Wallonie. Source : Ridremont et al. (2011)



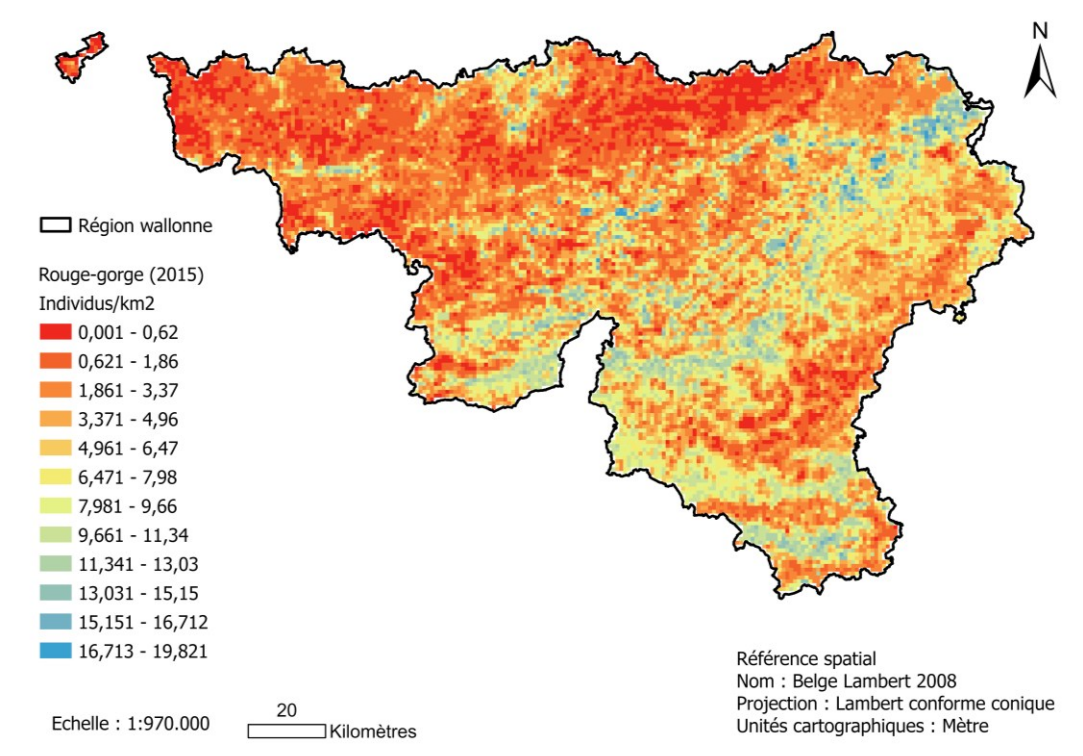
Annexe 14. Ecotope 2022. Source : Lifewatch-FWB (2022)



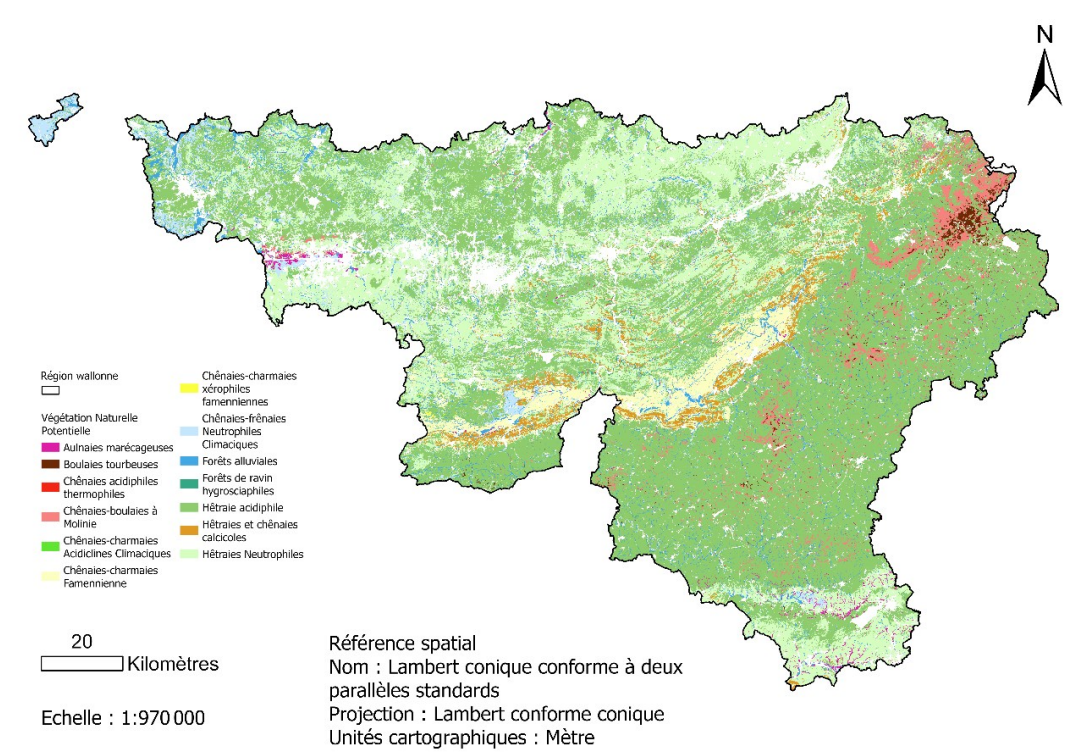
Annexe 15. Contextes écologiques marginaux et sensibles, niveau 2.



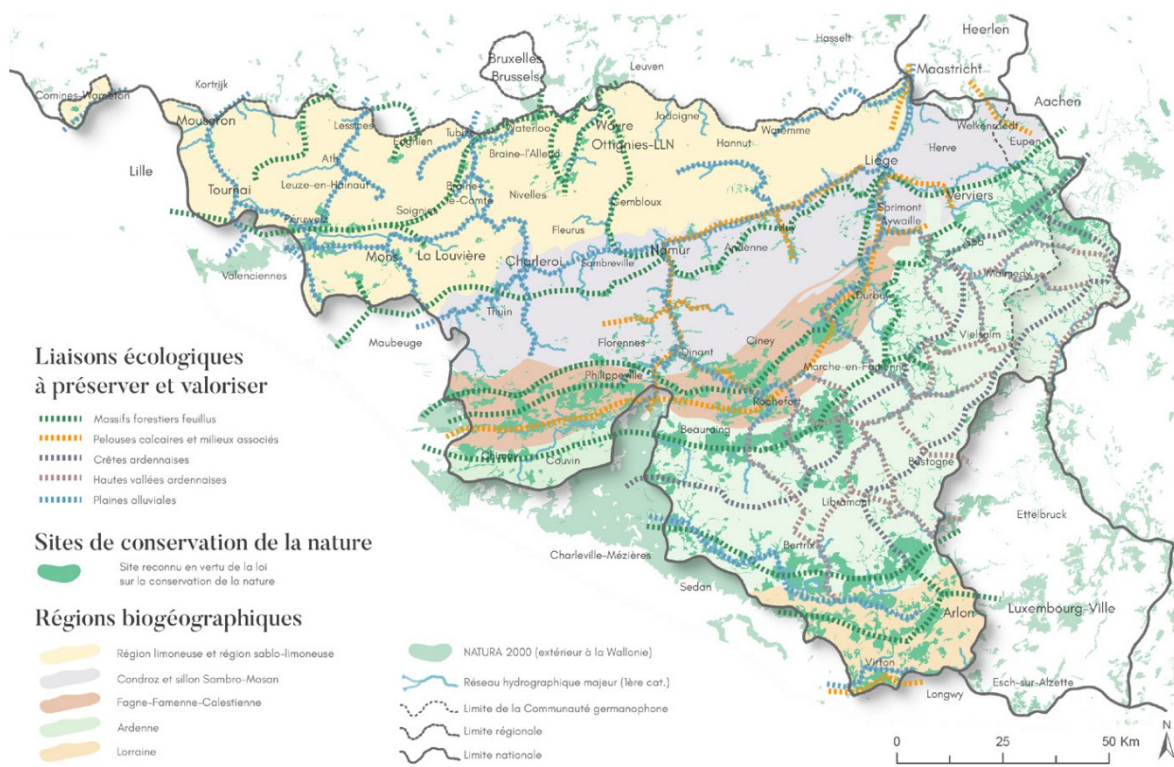
Annexe 16. Abondance modélisée du rouge-gorge (*Erithacus rubecula*) en Wallonie en 2015 (individus/km²). Carte réalisée à partir des données LifeWatch, classes de la source, symbologie adaptée.
Source : Coppée et al. (2022)



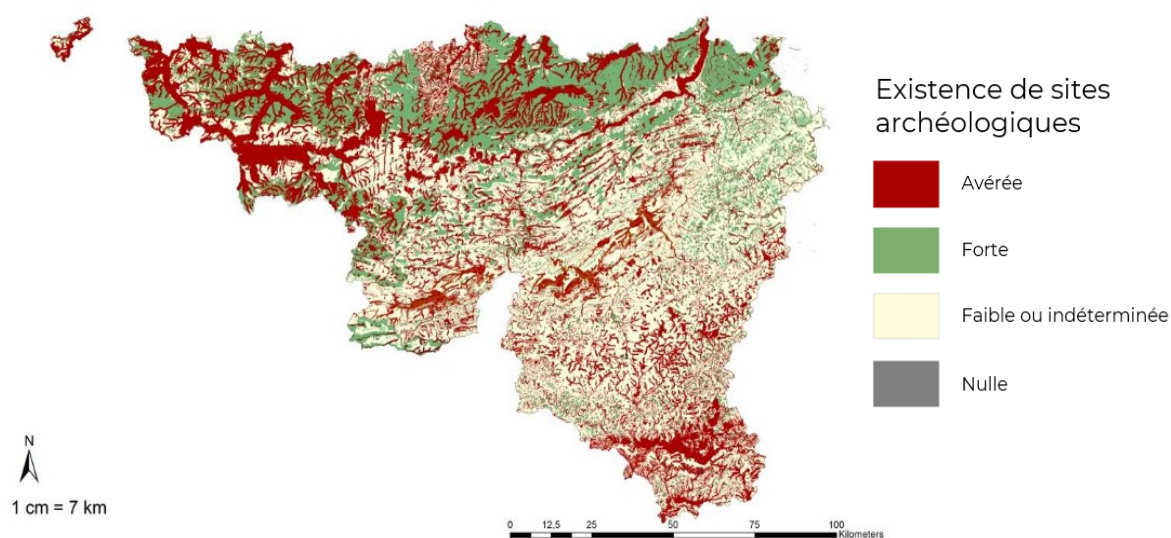
Annexe 17. Végétation naturelle potentielle. Source : Bourdouxhe et al. (2023)



Annexe 18. Trame écologique régionale. Source : SPW (2024)



Annexe 19. Carte permissive de zonage archéologique. Source : Pfeiffer (2013)



Un indice de qualité des sols en tant qu'outil d'orientation de l'aménagement du territoire

Approche cartographique pour évaluer les services écosystémiques

Antoine Sulon

Les changements d'affectation des terres exercent des pressions croissantes sur les écosystèmes, en particulier dans les espaces périurbains, où les sols remplissent des fonctions dont dépendent plusieurs services écosystémiques : production de biomasse, régulation du cycle de l'eau, stockage du carbone et accueil de la biodiversité. Cette ressource se dégrade plus vite qu'elle ne se reconstitue et sa qualité reste peu mobilisée dans les décisions de planification. L'objectif de ce mémoire est d'évaluer la faisabilité d'une évaluation cartographique de la qualité des sols fondée sur des proxys géographiques plutôt que sur des données de terrain, à travers : (1) l'inventaire des données disponibles en Wallonie, (2) la production de cartes d'indicateurs, (3) leur traduction en scores et leur agrégation par service, et (4) l'analyse du potentiel opérationnel de l'outil dans l'aménagement du territoire communal. Les résultats obtenus montrent (1) un socle mobilisable, structuré autour de la carte numérique des sols, de la carte des textures et du projet CAR-BIOSOL. (2) Cinq cartes d'indicateurs en ont été dérivées : fertilité chimique potentielle, sensibilité à la battance, aptitude stationnelle sylvicole, rapport entre carbone organique et argile, capacité de rétention en eau. L'habitat pour la biodiversité et l'archivage du patrimoine sont restés sans indicateur, faute de données réunissant qualité du milieu et connectivité pour le premier, d'accès à la donnée d'entrée pour le second. (3) La traduction des indicateurs en scores a constitué l'étape déterminante, car elle suppose des correspondances entre valeur mesurée et niveau de fourniture, disponibles pour la seule production sylvicole. La restriction des indicateurs issus de la matière organique aux sols agricoles et l'absence de validation de terrain limitent la lecture à une comparaison entre secteurs d'un même territoire, et l'agrégation des services en un indice composite a été examinée sans être réalisée. Enfin, (4) l'apport de l'outil se situe dans les instruments stratégiques et indicatifs, en particulier l'identification des infrastructures vertes au schéma de développement communal et l'arbitrage des zones d'aménagement communal concerté. Ce travail établit la faisabilité de la démarche et en explicite les conditions : une méthode reproductible à partir des données wallonnes, les indicateurs qu'elle permet de produire et les fonctions de score à construire pour passer de l'indicateur au service écosystémique.