



HAL
open science

Méthodologie d'évaluation hybride des interactions entre la biodiversité et les systèmes urbains : vers une synergie entre l'Analyse de Cycle de Vie, l'expertise écologie et la data science

Aline Brachet

► To cite this version:

Aline Brachet. Méthodologie d'évaluation hybride des interactions entre la biodiversité et les systèmes urbains : vers une synergie entre l'Analyse de Cycle de Vie, l'expertise écologie et la data science. Biodiversité et Ecologie. Museum national d'histoire naturelle - MNHN PARIS, 2020. Français. NNT : 2020MNHN0016 . tel-03433005

HAL Id: tel-03433005

<https://theses.hal.science/tel-03433005v1>

Submitted on 17 Nov 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

MUSÉUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE



École Doctorale 227

Sciences de la nature et de l'Homme : évolution et écologie

Année 2020

N°attribué par la bibliothèque

|||||

THÈSE

Pour obtenir le grade de
DOCTEUR DU MUSÉUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE

Spécialité : Écologie, aménagement et biodiversité en milieu urbain

Présentée et soutenue publiquement par

Aline BRACHET

le 16/07/2020

**Méthodologie d'évaluation hybride des interactions
entre la biodiversité et les systèmes urbains : vers une
synergie entre l'Analyse de Cycle de Vie, l'expertise
écologie et la data science**

Sous la direction de :	Mr. CLERGEAU Philippe Mme. SCHIOPU Nicoleta	Professeur, MNHN Docteure et cheffe de projet, CSTB	Directeur de thèse Directrice de thèse
Devant le jury :	Mr. HABERT Guillaume Mr. TATONI Thierry Mme. BONHOMME Marion Mme. GROMAIRE Marie-Christine	Professeur, ETH Zürich Professeur, IMBE Maître de conférences, INSA Toulouse Directrice de recherches, École des Ponts ParisTech	Rapporteur Rapporteur Examinatrice Examinatrice
Membre invité :	Mr. NERVA Sébastien	Directeur adjoint, EpaMarne EpaFrance	- Invité

*À ma mère, à ma sœur,
Votre amour et votre soutien me sont indispensables,
Je vous aime.*

Remerciements

Si je n'ai (presque) pas eu besoin de mouchoirs le jour de ma soutenance, croyez-moi, l'écriture de ces quelques lignes se passe bien différemment. Quelques lignes qui signent la fin d'un travail passionnant et me replongent avec émotions dans mes souvenirs. Quelques lignes aussi qui, je l'espère, retranscriront l'immense gratitude et la profonde reconnaissance que je ressens pour vous qui, de près ou de loin, professionnellement ou personnellement, m'avez aidée à mener à bien ce travail.

Je remercie tout d'abord Guillaume HABERT, Thierry TATONI, Marie-Christine GROMAIRE et Marion BONHOMME d'avoir accepté d'évaluer mes travaux, ainsi que pour le temps que vous y avez consacré. Merci également pour nos échanges très enrichissants lors de la soutenance, je garde un excellent souvenir de cette journée.

Je remercie chaleureusement mes directeurs de thèse, Philippe CLERGEAU et Nicoleta SCHIOPU, d'avoir aussi bien encadré et dirigé mes travaux, le tout avec patience, pragmatisme et clairvoyance. J'ai adoré échanger avec vous et, par-dessus tout, me nourrir de vos expériences. Vous avez toujours su vous rendre disponibles, malgré les aléas de la vie, et je vous en remercie très sincèrement. À cette occasion, j'ai une pensée toute particulière pour Alexandra LEBERT et Jacques CHEVALIER qui sont intervenus en cours de route dans l'encadrement de ma thèse. Merci à vous d'avoir pris le relai avec tant de motivation et d'entrain. Vos conseils et votre regard neuf m'ont été précieux. Merci.

Un grand merci à la direction de l'EPA MARNE ainsi qu'à la direction du CSTB pour l'investissement financier et temporel dans ces travaux de recherche. Merci en particulier à Claude ROBINEAU et Sébastien NERVA pour nos nombreux échanges.

Je pense aussi à Emmanuelle PORCHER et Colin FONTAINE que je remercie de m'avoir si gentiment et si rapidement communiqué les données d'inventaire « Vigie-Flore » et « SPIOLL ». Merci également à Marc BARRA, Audrey MURATET et Frederic MADRE pour les échanges que nous avons pu avoir au cours de ces trois années ainsi que pour les données d'inventaires sur les toitures. Si vous passez par-là, j'espère que vous serez ravi de savoir que ce partage d'informations m'a été d'une très grande utilité dans mes travaux. Merci infiniment. Je tiens également à remercier Nathalie MACHON. Merci pour votre disponibilité et vos conseils avisés lors des comités de thèse.

Mickaël OLMOS, merci pour ton sérieux et ton travail sur les données environnementales des végétaux urbains. J'espère que tu as apprécié ton expérience au CSTB autant que j'ai apprécié de travailler avec toi.

Pascal SCHETELAT, un immense merci pour toute l'aide que tu m'as apportée, que ce soit pour le développement des modèles de prédiction ou pour nos nombreux échanges sur un tas d'autres sujets. Sans toi, sans ta clairvoyance et sans ton pragmatisme, ce travail n'aurait pas pris cette dimension

Remerciements

opérationnelle et n'aurait surement pas obtenu d'aussi bons retours. Merci, merci, merci ! (Merci également pour tous ces fous rires ! Comprendra qui pourra).

Julien HANS, merci infiniment pour ton partage d'expérience et ta disponibilité. Tu as parfaitement su discerner les moments où j'avais besoin d'un petit coup de pression, des moments où j'avais besoin d'être rassurée. Je suis toujours ressortie reboostée à bloc de nos échanges (en particulier celui juste avant la soutenance :p). Merci.

Manuel MANTHEY, Matthieu COSNIER et Anthony REY, merci pour votre aide dans le dimensionnement et dans la modélisation des scénarios énergétiques du bâtiment cas d'étude. Grâce à cela, j'ai pu en apprendre davantage sur ces expertises et mettre en application la méthodologie développée.

Merci aux docteur.e.s (Adé, Koji, Christ, Syphax, Tamara, Guillaume...) que j'ai eu le plaisir de voir diplômé(e)s pendant ma thèse, et merci aux docteur.e.s « to be » (Denise, Juan, Léa, Nada, Rafaela,...) qui le seront prochainement ☺. Merci à tout.e.s de m'avoir soutenue, merci pour votre bonne humeur, les fous rires et tous ces moments partagés ensemble <3.

Un immense merci à toute l'équipe environnement du CSTB, en particulier à ceux que je n'ai pas encore cités : Charlotte, Clément, Emilie, Florence, Géraldine, Ingrid, Manu, Marine, MathildE, MathiLde, Nathalie, Pierre. Merci aux anciens de l'équipe : Charlène, Emmanuelle, Francis, Guillaume, Solène... Merci à chacun.e d'entre vous pour votre bonne humeur, votre partage d'expérience et votre disponibilité, vos conseils, ou encore pour les corrections d'article. Dans un autre registre, merci aussi pour les cours de sport, les karaokés, les restos, les soirées, les sorties, les discussions, les potins... et j'en passe ! Vous n'imaginez pas à quel point chacun de ces moments m'a été important au quotidien.

Plus généralement, un grand merci à tous les membres du CSTB, ceux avec qui j'ai pu échanger et ceux que j'ai simplement croisé. C'est votre bienveillance qui m'a permis de me sentir si bien pendant ces trois années. Merci !

Je remercie également très sincèrement mes amis, qui se reconnaîtront, pour tous les moments que nous avons partagés. Vous avez été un véritable bol d'air frais et m'avez permis, le temps d'un instant, de penser à autre chose qu'à la thèse. Je pense notamment à nos soirées, nos vacances, nos apéros/gouters, nos journées au refuge de l'APAGI avec les loulous, nos moments de rigolade, etc. Merci également de m'avoir encouragée dans les moments un peu plus difficiles. Je n'oublierai jamais.

Mes derniers remerciements, et non les moindres, s'adressent à ma famille.

Maman, aucun mot ne suffira pour exprimer à quel point je te suis reconnaissante pour tout ce que tu as fait, tout ce que tu fais et tout ce que tu feras pour moi. Depuis toujours tu me soutiens dans tout ce que j'entreprends, tu sais trouver les mots quand ça ne va pas, tu sais me remuer et m'encourager

Remerciements

quand il le faut. Ta présence m'a été indispensable tout au long de ces trois dernières années. Un grand merci en particulier d'avoir eu le courage de relire plusieurs fois ce manuscrit. Merci également de m'avoir offert l'opportunité de m'y consacrer à 100 % pendant le confinement.

Mylène, merci pour ton soutien et tes encouragements. J'ai apprécié chacun de mes déplacements à Paris grâce à toi. Merci d'avoir écouté mes présentations, merci pour tes précieux conseils et merci de m'avoir donné du courage et de la confiance en moi quand j'en avais le plus besoin. Maman et toi, à vous deux, vous êtes la meilleure famille qu'une personne pourrait rêver d'avoir. Je ne changerai pour rien au monde, et je pèse mes mots.

Enfin, merci à toi, Erwin, de bien vouloir partager ta vie avec moi. Merci de me soutenir dans tout ce que j'entreprends, merci de t'occuper si bien de moi. Tu m'apportes la stabilité dont j'ai besoin et bien plus d'amour qu'il n'en faut. J'ai hâte de continuer la vie avec toi. C'est à tes côtés que j'ai confiance en l'avenir.

Liste des abréviations

ACB	Analyse Coût-Bénéfice
ACV	Analyse du Cycle de Vie
ADEME	Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie
AFNOR	Association Française de Normalisation
ALUR (loi)	Accès au Logement et un Urbanisme Rénovécs
ANOVA	ANalysis Of Variance (Analyse de la variance)
BDP	Potentiel de Dommages à la Biodiversité
BIM	Building Information Modeling/Model
BREEAM	Building Research Establishment Environmental Design (Certification environnementale britannique)
CBS	Coefficient de Biotope par Surface
CDB	Convention sur la Diversité Biologique
CEN	Comité Européen de Normalisation
CEN TC	Comité Technique du Comité Européen de Normalisation
CESCO	Centre d'Écologie et des Sciences de la Conservation ancien CERSP
CME	Capacité Maximale en Eau
CNRS	Centre National de la Recherche Scientifique.
COV	Composé Organique Volatil
CSTB	Centre Scientifique et Technique du Bâtiment
DED	Données Environnementales par Défaut
DOO	Document d'Orientations et d'Objectifs
DREAL	Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement
EBC	Espaces Boisés Classés
ECOCERT	Organisme de contrôle & de certification
ECS	Eau Chaude Sanitaire
EFFINATURE	Première certification consacrée entièrement à la prise en compte de la biodiversité dans les projets de constructions
EIE	État Initial de l'Environnement
EIE	Évaluation des Impacts sur l'Environnement
ÉLODIE	Évaluation à l'échelle de l'ouvrage des impacts environnementaux
EN	Norme Européenne
EPA MARNE	Établissement Public d'Aménagement de Marne-la-Vallée
ERC	Eviter-Réduire-Compenser
EURO 5	Norme européenne fixant les limites de taux de pollution en g/km.2008/2009
FC	Facteurs de caractérisation
FDES	Fiche de déclaration environnementale et sanitaire
GES	Gaz à Effet de Serre
GPS	Global Positioning System (Géo-positionnement par satellite)

Liste des abréviations

GROOVES	Green ROOfs Verified Ecosystem Services
GTP	Température Globale Potentielle
GWP	Potentiel de réchauffement global
HPDE	High Density Polyethylene
HQE	Haute Qualité Environnementale (Certification environnementale française)
ICV	Impact du Cycle de Vie
IDF	Ile De France
IES	Indice d'Équitabilité Spécifique
ILCD	International Reference Life Cycle Data System
INIES	Base de données sur les caractéristiques environnementales et sanitaires de référence pour le bâtiment
INRA	Institut national de la recherche Agronomique
INSEE	Institut National de la Statistique et des Études Économiques
IPBES	Plateforme Intergouvernementale Scientifique et Politique sur la Biodiversité et les Services Ecosystémiques
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IRICE	Institut de Recherche et d'Innovation pour le Climat et l'Écologie
ISO	Organisation Internationale de Normalisation
ITCE	Témoin de Cohérence Ecologique
IUCN	Union Internationale pour la Conservation de la Nature
IVE	Indice de valeur Ecologique
IVS	Indice de Valorisation du Site
LCIA	Life Cycle Impact Assessment
LDPE	Low Density Polyethylene
LEED	Leadership in Energy and Environmental Design (Certification environnementale américaine)
Loi ALUR	Loi pour l'Accès au Logement et un Urbanisme Rénové,
LPDE	Lox Density Polyethylene
LU	Land Use
MEA	Millenium Ecosystem Assessment
MEDDE (2012-2017)	Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie ex MEDDTL
MEDDTL (2010-2012)	Ministère de l'Écologie, du Développement durable des Transports et du Logement
MNHN	Muséum National d'Histoire Naturelle
MSA	Mean Species Aboundance
MTES depuis 2017	Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire ex MEDDE
NatureParif ARB îdF	NatureParif- Agence régionale pour la nature et la biodiversité. Transformée en 2018 en Agence Régionale de la Biodiversité en Île-de-France
OAP	Orientations d'Aménagement et de Programmation
OLS	Ordinary Least Squares

Liste des abréviations

ONU	Organisation des Nations Unies
PADD	Plan d'Aménagement et de Développement durable
PDCE	Produits de Construction et Équipements
PDF	Potentially Disappeared Fraction of Species
PEBIOS	Performance environnementale des Bâtiments Biosourcés
PEP	Profil Environnemental Produit
PLU	Plan Local d'Urbanisme communal
PLUi	Plan Local d'Urbanisme intercommunal
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'Environnement
PNV	Végétation Naturelle Potentielle
PP	Polypropylène
PRG	Pouvoir de Réchauffement Global
RSET	Récapitulatif Standardisé d'Étude Thermique
RT	Règlementation Thermique
SCoT	Schéma de Cohérence Territoriale
SETAC	Société de Toxicologie Environnementale et Chimie
SIG	Système d'Information Géographique
SNB	Stratégie Nationale pour la Biodiversité
SNBC	Stratégie Nationale Bas-Carbone
SNDD	Stratégie Nationale de Développement durable
SON	Suivi des Orthoptères Nocturnes (insectes à ailes droites : sauterelles, criquets, grillons...)
SPIPOLL	Suivi Photographique des Insectes Pollinisateurs
SRCE	Schéma régional de Cohérence Ecologique
Sref	Richesse spécifique du milieu de référence
STELI	Suivi Temporel des Libellules
STOC	Suivi Temporel des Oiseaux Communs
STREF	Suivi Temporel des Rhopalocères de France (<i>papillons de jour</i>)
TGV	Train à Grande Vitesse
TP	Potentiel de Toxicité
TVB	Trame Verte et Bleue
TVU	Trame Verte Urbaine
UE	Union Européenne
UF	Unité fonctionnelle de référence de l'ACV
UML	United Modeling Language
UMR	Unité mixte de recherche
UNEP-SETAC	Union Nationale des Entreprises du Paysage - Society of Environmental Toxicology and Chemistry
UNICEM	Union Nationale des Industries de Carrières et Matériaux de Construction
WWF	World Wildlife Fund (Fonds mondial pour la nature)

Liste des abréviations

ZAC	Zone d'aménagement concerté
ZICO	Zone Importante pour la Conservation des Oiseaux
ZNIEFF	Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique
Zone UP	Zone Urbaine récréative et d'animations de Plein air

Résumé

Face au 6ème phénomène d'extinction de masse, la préservation de la biodiversité a été placée au même rang que le changement climatique dans les priorités des politiques publiques (par ex. Plan Biodiversité adopté en 2018). À l'instar de la nécessité d'évaluer l'empreinte carbone des projets de construction (par ex. future Réglementation Environnementale pour les bâtiments neufs RE 2020), il apparaît aujourd'hui nécessaire de se munir d'outils capables de mesurer l'empreinte biodiversité du cadre bâti. Cinq grandes pressions s'exercent sur la biodiversité : la perte d'habitats, le réchauffement climatique, les pollutions, la surexploitation des ressources et l'introduction d'espèces invasives. Ces pressions s'exercent sur la biodiversité, au niveau local (sur le site d'un projet de construction) et global (planétaire). Qu'elle soit considérée comme ordinaire ou reconnue comme menacée, la biodiversité dans son ensemble est affectée par ces pressions. Dans ce contexte, l'objectif scientifique de la thèse est de développer une méthodologie fiable et robuste d'évaluation des interactions entre les systèmes urbains et la biodiversité. L'objectif opérationnel est d'aboutir à des outils d'aide à la décision, qui permettent d'identifier les scénarios de construction les plus favorables à la biodiversité.

La méthodologie d'évaluation Hybride des Interactions BiOdiversité / système Urbain est proposée (méthodologie d'évaluation HIBOU). Elle est basée sur la synergie entre l'écologie, l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) et la data science. Elle permet de prendre en compte les interactions entre les systèmes urbains et la biodiversité in-situ (locale) et ex-situ (globale), ainsi que les cinq pressions qui s'exercent sur la biodiversité. Le jeu d'échelle sous-jacent à la stratégie implique un développement de type gigogne des travaux (composant, bâtiment, parcelle, quartier, territoire). Les principaux développements méthodologiques concernent :

- La prise en compte du cycle de vie des végétaux urbains dans l'évaluation : trois bases de données ont été structurées selon les critères nécessaires à la méthode hybride proposée : 1) Végétaux utilisés en ville, 2) Richesse Spécifique Floristique des Habitats en Ile de France, 3) Données environnementales pour les végétaux urbains ;
- La prise en compte des spécificités du site d'implantation du projet : un modèle, une base de données et un outil de programmation permettent le calcul d'un indicateur d'utilisation des sols spécifique à l'Ile de France avec près de 900 combinaisons possibles de transformation des sols ;
- La compatibilité de la méthode hybride avec les méthodes et outils promus par la réglementation : des modèles de régression linéaire et un outil de programmation permettent le calcul des impacts sur la biodiversité ex-situ à partir des sorties d'un logiciel d'évaluation environnementale conforme à la RE2020 (i.e. ÉLODIE)

L'opérationnalité de la méthode pour l'identification des leviers d'action a été testée par application sur un cas d'étude réel, à l'échelle bâtiment, en Ile de France (projet EPA Marne). Des développements pour application de la méthode hybride aux échelles supérieures sont proposés à partir des outils traitant ces échelles comme le BIM/CIM (Building/City Information Modeling) et un logiciel d'évaluation à l'échelle du quartier basé sur la même approche que la RE2020 (i.e. UrbanPrint).

Mots clés : bâtiment, projet urbain, biodiversité, ACV, expertise écologique, data science, méthode hybride

Summary

The ongoing 6th mass extinction event put biodiversity preservation on the same level as climate change in the list of public policy priorities (e.g. French Biodiversity Plan, 2018). The construction industry has already been asked to assess the carbon footprint of their new projects (e.g. future environmental regulations for new buildings, RE 2020). It has now also become necessary to have tools able to assess construction projects' impacts on biodiversity. One can list five major risks facing biodiversity: habitats loss, global warming, pollution, resources overexploitation and invasive species introduction. These risks can have local causes - on the construction site of a project – or global ones. Both common and endangered species are affected by these risks. In this context, the scientific goal of this Ph.D. is to develop a reliable and robust methodology to assess interactions between the biodiversity and the urban system. The operational goal is to design aid tools in order to identify the best construction scenario considering the biodiversity.

We propose a **Hybrid** methodology to assess the **Interactions** between the **BiO**diversity and the **Urban** system (HIBOU). HIBOU methodology is based on the synergy between Life Cycle Assessment (LCA), ecology and data science and considers the five major threats to biodiversity. The methodology takes into account the interactions between the urban systems and both the in-situ (local) and the ex-situ (global) biodiversity. The multi-scale process underlying our strategy involves a vertical development of the methodology (component, building, plot, district, territory). The main methodological developments concern:

- The urban plants' life cycle data creation: three databases were structured according to the selected criteria for the proposed hybrid method: 1) Plants used in an urban setting, 2) Specific richness of floristic species for the habitats in the Ile-de-France area, 3) Environmental data for urban plants;
- The local specificities of the construction project: a model, a database and a programming tool allow to calculate a land use indicator specific for the Ile-de-France area, with nearly 900 possible combinations of soil transformation;
- The compliance of the hybrid methodology with the data issued from tools promoted by the regulatory bodies: models and a programming tool allow the calculation of ex-situ impacts on the biodiversity from the outputs of an environmental assessment software compliant with the French environmental regulation RE2020 (i.e. ELODIE)

The method's operability to identify the levers for action was tested on a real case study at building scale in the Ile-de-France area (EPA Marne project). Developments for the hybrid method's application to larger scales are proposed based on specific tools, such as BIM / CIM (Building / City Information Modeling) and a district scale assessment software based on the RE2020 approach (i.e. UrbanPrint).

Keywords : building, urban project, biodiversity, LCA, ecological expertise, data science, hybrid method

Table des matières

Remerciements	3
Liste des abréviations	6
Résumé	10
Summary	11
Table des matières	12
Table des figures	21
Table des tableaux	24
Table des équations	27
Introduction générale	28
I. Chapitre 1 : État de l'art : biodiversité et milieu urbain	33
1. Biodiversité et changements globaux	34
1.1. Définition de la biodiversité	34
1.2. Biodiversité et pressions anthropiques	35
1.2.1. Déclin des espèces et déclin des populations, vers une 6 ^{ème} extinction de masse.....	35
1.2.2. Pressions responsables de l'érosion de la biodiversité et effet de leur cumul	35
1.3. Réponse aux pressions : la politique de conservation des espèces menacées	39
2. Interaction entre le système urbain et la biodiversité	42
2.1. Influence du système urbain sur la biodiversité.....	43
2.1.1. Système urbain, pression sur la biodiversité <i>in-situ</i> et <i>ex-situ</i>	43
2.1.2. Système urbain, support de biodiversité	46
2.2. Influence de la biodiversité sur le système urbain	49
2.2.1. Biodiversité, un atout pour la résilience climatique des systèmes urbains	49
2.2.1.1. Services d'approvisionnement	49
2.2.1.2. Services de régulation	50
2.2.1.3. Services à caractère culturel.....	53
2.2.1.4. Service de support	54
2.2.2. Biodiversité, une contrainte pour le système urbain.....	55
2.2.2.1. Aggravation des phénomènes naturels	55
2.2.2.2. Problèmes de santé publique et de biodiversité non désirée	55
2.2.2.3. Nuisances pour la biodiversité locale	56
2.2.2.4. Compétition pour la ressource en eau	56

2.2.2.5. Facteur d'inégalités sociales	56
3. Évaluation des impacts des systèmes urbains sur la biodiversité dans un contexte de changement global	58
3.1. Expertise écologique	59
3.1.1. Grands principes de l'expertise écologique	59
3.1.1.1. Réglementations et historique des évaluations	59
3.1.1.2. Diagnostic	60
3.1.1.3. Calcul/qualification/évaluation des impacts	61
3.1.1.4. Élaboration et mise en place de mesures : la séquence ERC.....	63
3.1.2. Outils réglementaires d'expertise écologique	63
3.1.2.1. Documents d'urbanisme	63
3.1.2.2. Étude d'impact	67
3.1.2.3. Certifications et labels	68
3.1.3. Limites des mesures réglementaires	71
3.1.3.1. Biodiversité, un critère parmi tant d'autres et un facteur de risque pour le projet.....	71
3.1.3.2. Connaissances lacunaires et mesures compensatoires insuffisantes	73
3.1.3.3. Les limites des évaluations	74
3.1.3.4. Outils obligatoires/réglementaires versus outils d'initiative volontaire	74
3.2. Analyse du Cycle de Vie (ACV)	75
3.2.1. Grands principes de l'ACV	75
3.2.1.1. L'inventaire de Cycle de Vie.....	76
3.2.1.2. Calcul des impacts environnementaux.....	76
3.2.1.3. Interprétation des résultats.....	77
3.2.2. ACV et système urbain	78
3.2.3. Intérêts de l'ACV pour l'évaluation de la biodiversité dans un contexte urbain	80
4. Synthèse	83
II. Chapitre 2 – Méthodes ACV biodiversité	87
1. Revue des méthodes ACV « endpoint » pour l'évaluation des dommages sur la biodiversité	88
1.1. Challenge des ACV biodiversité	88
1.2. Analyse comparative de méthodes ACV « endpoint »	89
2. Analyse de la méthode ReCiPe 2016	93
2.1. Présentation générale de ReCiPe 2016	93
2.1.1. Voies d'impact et aires de protection	93
2.1.2. Choix de l'horizon temporel.....	94
2.1.3. Facteurs de caractérisation au niveau « midpoint ».....	95
2.1.4. Facteurs de caractérisation au niveau « endpoint ».....	95

2.2. Présentation des indicateurs de ReCiPe 2016	96
2.2.1. Indicateurs de réchauffement climatique	96
2.2.1.1. Description du phénomène	96
2.2.1.2. Modèles utilisés pour caractériser l'impact	97
2.2.2. Formation d'ozone photochimique	97
2.2.2.1. Description du phénomène	97
2.2.2.2. Modèles utilisés pour caractériser l'impact	98
2.2.3. Acidification	98
2.2.3.1. Description du phénomène	98
2.2.3.2. Modèles utilisés pour caractériser l'impact	99
2.2.4. Eutrophisation des eaux douces	100
2.2.4.1. Description du phénomène	100
2.2.4.2. Modèles utilisés pour caractériser l'impact	100
2.2.5. Toxicité	101
2.2.5.1. Description du phénomène	101
2.2.5.2. Modèles utilisés pour caractériser l'impact	101
2.2.6. Water Use	102
2.2.6.1. Description du phénomène	102
2.2.6.2. Modèles utilisés pour caractériser l'impact	102
2.2.7. Occupation des terres (cas de l'urbanisation)	103
2.2.7.1. Description du phénomène	103
2.2.7.2. Modèles utilisés pour caractériser l'impact	104
2.3. Point de vigilance pour la comparaison des indicateurs	109
3. Application de la méthode ReCiPe 2016 à un cas pratique : le système de toiture	110
3.1. Le système toiture	110
3.2. Objectif et cadre de l'étude	111
3.3. ICV des toitures	112
3.3.1. ICV pour l'impact des toitures sur la biodiversité <i>ex-situ</i>	112
3.3.1.1. Phase de production (A1 à A3)	112
3.3.1.2. Phase de construction (A4 à A5)	114
3.3.1.3. Phase de vie en œuvre (B1 à B6)	114
3.3.1.4. Phase de fin de vie (C1 à C4)	115
3.3.2. ICV pour l'impact des toitures sur la biodiversité <i>in-situ</i>	116
3.4. Traitement des résultats ACV	116
3.5. Résultats et interprétation	117
3.5.1. Impacts des toitures sur la biodiversité <i>ex-situ</i>	117
3.5.2. Impacts des toitures sur la biodiversité <i>in-situ</i>	120
3.6. Synthèse	123

III. Chapitre 3 – Développement d’une méthode hybride d’évaluation des interactions système urbain/biodiversité.....	126
1. Proposition d’une nouvelle stratégie pour évaluer les interactions système urbain/biodiversité	127
2. Évaluation en « haute résolution » des impacts <i>in-situ</i> liés à l’occupation directe des terres pour le secteur de la construction.....	131
2.1. Création d’un modèle spatial	132
2.1.1. Voie d’impact modélisée.....	132
2.1.2. Typologie de l’usage des terres.....	133
2.1.3. La différenciation biogéographique et l’état de référence	136
2.1.4. Modèle de calcul des impacts	138
2.2. Collecte de données	139
2.2.1. Création d’une base de données de richesse spécifique des typologies d’occupations des terres	139
2.2.1.1. Présentation des bases de données utilisées pour définir la richesse spécifique floristique des habitats en Ile-de-France	140
2.2.1.2. Traitement et concaténation des bases de données d’inventaire floristique	142
2.2.2. Le temps de régénération	148
2.2.3. Facteurs de caractérisation génériques ou spécifiques	148
2.2.4. Allocation des impacts	152
2.3. Calcul de l’impact d’occupation des terres	153
2.3.1. Période de modélisation	153
2.3.2. Incertitudes	153
2.4. Synthèse des travaux effectués pour évaluer l’indicateur d’utilisation du sol en « haute résolution »	154
2.5. Discussion autour du modèle de calcul des impacts directs relatifs à l’occupation des terres.	155
2.5.1. Choix de l’indicateur de mesure de la diversité biologique.....	155
2.5.1.1. Indicateurs de diversité spécifique	156
2.5.1.2. Diversité taxonomique	158
2.5.1.3. Diversité phylogénétique.....	158
2.5.1.4. Diversité fonctionnelle	158
2.5.2. Choix du groupe taxonomique : la flore	159
2.5.3. Choix de la durée d’occupation	161
2.5.4. Faiblesse de l’approche : influence du niveau de détail dans la définition des occupations des terres sur le résultat.....	162
3. Renforcement de la prise en compte des impacts <i>ex-situ</i> : création d’Inventaires de Cycle de Vie pour les végétaux associés aux bâtiments	163
3.1. Comment réaliser l’ICV « cradle to gate » d’un végétal ?	164

3.1.1. Définir l'unité fonctionnelle et les frontières de l'étude	164
3.1.2. Choisir un modèle de prédiction pour évaluer les émissions des fertilisants et des pesticides ..	165
3.1.3. Modéliser les systèmes d'irrigation	165
3.1.4. Modéliser les transports et l'utilisation des énergies	165
3.1.5. Modéliser les pots et les substrats de culture	165
3.1.6. Allouer les impacts liés aux infrastructures et aux co-produits	166
3.2. Étapes préalables à la création d'ICV	166
3.2.1. Identification des végétaux adaptés au paysage urbain	166
3.2.2. Identification des pépinières fournissant des végétaux urbains et collecte de données	169
3.3. ICV de végétaux urbains adaptés à la vie sur un bâtiment. Exemple de <i>Centaurea montana</i>	169
3.3.1. Définition des frontières de l'étude et de l'unité fonctionnelle	169
3.3.2. Modélisation des différentes étapes du cycle de vie	171
3.3.2.1. Étapes A1 à A3	171
3.3.2.2. Étapes A4 et A5	174
3.3.2.3. Étapes B1 à B6	175
3.3.2.4. Étapes C1 à C4	176
3.4. Synthèse	176
4. Création d'une passerelle entre les indicateurs environnementaux calculés selon le cadre normatif de l'ACV bâtiment actuel et les indicateurs biodiversité	178
4.1. De l'ACV produit à l'ACV bâtiment	178
4.1.1. L'ACV des produits de construction	178
4.1.2. L'ACV bâtiment dans le cadre du référentiel « Energie-Carbone »	180
4.2. Création d'une méthodologie d'analyse prédictive adaptée aux besoins de l'étude	184
4.2.1. Principes de l'analyse prédictive	184
4.2.2. Protocole de réalisation d'une analyse prédictive dans le cadre du bâti	185
4.2.2.1. Création des jeux de données d'apprentissage	185
4.2.2.2. Réalisation de tests de dépendance entre les variables prédictives	186
4.2.2.3. Détermination des paramètres des modèles de régression linéaire	187
4.2.2.4. Test de la fiabilité des modèles	187
4.3. Déploiement de la méthodologie d'analyse prédictive	188
4.3.1. Prédiction des impacts biodiversité relatifs au contributeur « Produits de Construction et Équipements »	188
4.3.1.1. Création des jeux de données d'apprentissage	188
4.3.1.2. Recherche du degré de corrélation entre les variables prédictives	188
4.3.1.3. Détermination des paramètres des modèles de régression linéaire	191
4.3.1.4. Tests de validité des modèles	192
4.3.2. Prédiction des impacts biodiversité relatifs aux autres contributeurs : énergie, eau et chantier	195
4.4. Synthèse	197

5. Opérationnalisation de la méthode : premiers pas vers l’automatisation	199
5.1. Construction d’un outil de génération de facteur de caractérisation : outil Biodiv-In.....	199
5.2. Construction d’un outil de prédiction des impacts <i>ex-situ</i> : Outil Biodiv-Ex	202
IV. Chapitre 4 – Application des développements méthodologiques à l’échelle bâtiment	206
1. Prédiction des impacts biodiversité d’un bâtiment « cas d’étude ».....	207
1.1. Présentation du bâtiment « cas d’étude »	207
1.2. Impacts biodiversité du bâtiment « cas d’étude »	208
1.2.1. Impacts sur la biodiversité <i>in-situ</i>	208
1.2.2. Impacts sur la biodiversité <i>ex-situ</i>	209
2. Démarche d’éco-concepteur : comment réduire l’empreinte biodiversité du bâtiment « cas d’étude » ?	213
2.1. Réduction de l’impact <i>in-situ</i>	213
2.1.1. Paramètre 1 : remplacer la toiture gravier par une toiture végétalisée	213
2.1.2. Paramètre 2 : implanter le bâtiment sur une autre parcelle	214
2.2. Réduction de l’impact <i>ex-situ</i>	215
2.2.1. Étude des contributions à l’impact	215
2.2.2. Paramètre 1 : changement du type d’isolant	218
2.2.3. Paramètre 2 : changement du type de toiture	220
2.2.4. Paramètre 3 : changement des blocs portes de communication	222
2.2.5. Paramètre 4 : changement du vecteur d’énergie principale	224
2.3. Synthèse de l’analyse	225
2.4. Discussion des résultats obtenus	227
2.4.1. Discussion des résultats à l’échelle bâtiment	228
2.4.2. Discussion des résultats à l’échelle produit	228
2.4.2.1. Laine de verre et blocs-portes de communication en bois	228
2.4.2.2. Prise en compte des végétaux urbains dans les ACV.....	230
V. Chapitre 5 - Vers le déploiement de la méthode hybride aux échelles parcelle, quartier	232
et territoire.....	232
1. Méthodes et outils ACV d’analyse environnementale aux échelles parcelle, quartier et territoire.....	233
1.1. Méthode E+C- Quartier et UrbanPrint	233
1.2. BIM et maquette numérique urbaine	233
2. Pistes pour le déploiement de la méthode hybride aux échelles parcelle, quartier et territoire.....	238
2.1. Évaluation de l’impact sur la biodiversité <i>ex-situ</i>	238
2.2. Évaluation de l’impact sur la biodiversité <i>in-situ</i>	239

3. Développements méthodologiques à prévoir aux échelles supérieures pour compléter la stratégie globale d'évaluation de la biodiversité	241
3.1. Enrichissement du jeu d'indicateurs pour prendre en compte la diversité spatiale et d'autres indicateurs de pressions.....	241
3.2. Intégration des services écosystémiques dans les analyses ACV	242
3.3. Étapes identifiées pour opérationnaliser le passage aux échelles supérieures	243
Conclusion et perspectives	245
1. Bilan de la thèse	245
2. Perspectives	252
2.1. Synthèse des perspectives abordées dans les chapitres 3 et 5.....	252
2.1.1. Perspectives pour l'indicateur en « haute résolution » d'occupation directe des sols	252
2.1.1.1. Prise en compte des diversités taxonomique, phylogénétique et fonctionnelle	252
2.1.1.2. Intégration de nouveaux groupes taxonomiques pour calculer les facteurs de caractérisation	252
2.1.1.3. Prise en compte de la régénération des milieux	253
2.1.1.4. Pénalisation de l'impact en fonction du niveau de détail apporté à la caractérisation des milieux	253
2.1.2. Perspectives pour le développement de la méthode hybride aux échelles parcelle, quartier et territoire.....	253
2.1.2.1. Développement de nouveaux indicateurs.....	253
2.1.2.2. Intégration des services écosystémiques	253
2.2. Calcul d'un indicateur d'occupation des sols indirect	254
2.3. Agrégation des résultats en un score unique	254
Bibliographie	256
Annexes	278
1. Liste des principales espèces végétales trouvées en ville et de leur potentiel allergène (RNSA, 2019) .	278
2. Extraits du Code de l'urbanisme et du Code de l'environnement	280
3. Résultats bruts des impacts des toitures sur la biodiversité	282
4. Profil des données FLORIHA, niveau hiérarchique I	283
5. Profil des données FLORIHA, niveau hiérarchique III	284
6. Facteurs de caractérisation pour l'indicateur d'occupation du sol, pour toutes les combinaisons de changement d'usage	286
7. Questionnaire de collecte pour les ICV de végétaux	306

8. Informations complémentaires pour la création de l'ICV de <i>Centaurea montana</i>	307
8.1. Étape A1	307
8.1.1. Masse du godet.....	307
8.1.2. Masse du terreau	307
8.1.3. Création de la donnée bicarbonate de potassium	308
8.2. Étape A2	308
8.2.1. Transport de la graine	308
8.2.2. Transport des plastiques (godets et protections de sol).....	309
8.2.3. Transport du terreau.....	309
8.2.4. Transport du fertilisant	310
8.2.5. Transport fongicide	310
8.3. Étape A3	310
8.3.1. Besoins en eau	310
8.3.2. Consommation électrique.....	311
8.3.3. Consommation de carburant	311
8.3.4. Traitement des déchets plastiques	311
8.3.5. Traitement des déchets compostables	312
8.3.6. Émissions de substances dans l'eau, l'air et le sol	313
8.3.6.1. Modélisation des substances chimiques	313
8.3.6.2. Modélisation des substances en tant que ressources	313
8.4. Étape A4	314
8.5. Étapes B2, B4, B7 (pour un usage en toiture végétalisée)	314
8.6. Étape C2 et C4	315
8.7. Analyses de sensibilités et analyses d'incertitudes	315
8.7.1. Analyses de sensibilités.....	315
8.7.2. Analyses d'incertitudes	318
9. Liste des espèces des données environnementales collectives	319
9.1. Liste des espèces de la fiche collective des plantes succulentes.....	319
9.2. Liste des espèces de la fiche collective des plantes herbacées.....	319
9.3. Liste des espèces de la fiche collective des plantes arbustives.....	320
10. Jeu de données d'apprentissage pour la création des modèles de régression linéaire du contributeur « PDCE »	321
11. Graphiques de corrélation entre les indicateurs ReCiPe 2016 et les indicateurs EN 15 804 (référentiel Energie-Carbone)	324
12. Validation des modèles de régression linéaire	330
13. Résultats détaillés des impacts des processus du bâtiment cas d'étude	333

13.1. Détails des résultats du contributeur « Produit de construction et équipement » - Bâtiment cas d'étude	333
13.2. Détails des résultats du contributeur « Énergie » - Bâtiment cas d'étude.....	339
13.3. Détails des résultats du contributeur « Eau » - Bâtiment cas d'étude.....	340
13.4. Détails des résultats du contributeur « Chantier » - Bâtiment cas d'étude	340
14. Étapes préalables à l'étude des variantes du bâtiment cas d'étude	341
14.1. Dimensionnement des variantes du bâtiment	341
14.1.1. Estimation des charges des différents systèmes de toitures	341
14.1.2. Impact de la charge des toitures sur le dimensionnement du bâtiment.....	342
14.2. Modélisations ÉLODIE	344
<i>Liste des publications, communications et activités relatives à la thèse.....</i>	349

Table des figures

Figure I-1 : « Big killers », menaces des espèces inscrites sur la liste rouge de l'IUCN. Adapté de (Maxwell et al., 2016)	38
Figure I-2 : Modèles pour définir les mécanismes qui s'opèrent entre plusieurs pressions (facteurs de stress), d'après (Côté et al., 2016)	39
Figure I-3 : Interactions systèmes urbain / biodiversité	42
Figure I-4 : Postes consommateurs d'énergie et émissions carbone	44
Figure I-5 : Émissions de GES en 2015 (en Mt éq. CO ₂) en fonction de différents secteurs d'activités, d'après (Carbone 4 & ADEME, 2019)	44
Figure I-6 : Démarche d'évaluation environnementale des documents d'urbanisme, d'après (MEDDTL, 2011b).....	65
Figure I-7 : Cadre méthodologique de l'ACV défini par les normes ISO 14 040 et 14 044 (AFNOR, 2006a, 2006b)	76
Figure I-8 : Catégories d'impacts en ACV et leur positionnement de long de la chaîne de cause à effet, image tirée de (Jolliet et al., 2003)	77
Figure I-9 : Grandes étapes du cycle de vie du cadre bâti (LEBERT & CHEVALIER, 2018)	79
Figure I-10 : Modules du cycle de vie des bâtiments et leurs subdivisions (LEBERT & CHEVALIER, 2018).....	80
Figure I-11 : Exemple d'interactions entre les activités humaines et la biodiversité	84
Figure II-1 : Vue d'ensemble des catégories d'impact couvertes par la méthode ReCiPe 2016 et relation avec les aires de protection (RIVM, 2016)	93
Figure II-2 : Représentation graphique du calcul des impacts liés à l'occupation du sol.....	105
Figure II-3 : Biomes terrestres, selon le WWF (source image : https://fr.wikipedia.org/wiki/Biome)... ..	108
Figure II-4 : Limites du système d'étude selon les différentes étapes de l'évaluation d'un bâtiment (EN 15 978).....	112
Figure II-5 : Résultats d'impact des toitures sur la biodiversité ex-situ	119
Figure II-6 : Résultats d'impact des toitures sur la biodiversité in-situ	121
Figure III-1 : Représentation graphique de la méthodologie d'évaluation HIBOU	128
Figure III-2 : Étapes à respecter pour la création d'un modèle spatial pour l'indicateur d'occupation du sol	131

Figure III-3 : Chaîne de cause à effet pour l'impact de l'utilisation des terres sur la biodiversité et sur les services écosystémiques (de Baan et al., 2013). La chaîne surlignée en vert représente la voie d'impact suivie par notre modèle.	133
Figure III-4 : Carte des 584 mailles Vigie-flore échantillonnées depuis 2009	141
Figure III-5 : Spatialisation des 1842 données de FLORIHA	144
Figure III-6 : Extraits de la base FLORIHA.....	145
Figure III-7 : Profils des données de FLORIHA classées selon le niveau hiérarchique I (boîtes à moustache).....	147
Figure III-8 : Éléments de compréhension pour le calcul des facteurs de caractérisation.....	149
Figure III-9 : Profils des facteurs de caractérisation pour la transformation des états initiaux de type « terres agricoles, niveau hiérarchique III » en états finaux de type « Toitures minérales » (boîtes à moustache).....	151
Figure III-10 : Profils des facteurs de caractérisation pour la transformation des états initiaux de type « terres agricoles, niveau hiérarchique III » en états finaux de type « Toitures végétalisées » (boîtes à moustache).....	152
Figure III-11 : Travaux effectués pour mettre en place le modèle Biodiv-In, et comparaison avec le modèle de ReCiPe 2016	155
Figure III-12 : Photographie d'une forêt de hêtres, à gauche, et d'une toiture végétalisée, à droite ..	160
Figure III-13 : Extrait de la base de données FloraCity.....	168
Figure III-14 : Frontières du système pour l'établissement des ICV de végétaux urbains.....	170
Figure III-15 : Contributeurs des ACV bâtiment et phasage en fonction des étapes du cycle de vie, selon le référentiel E+C-.....	182
Figure III-16 : Carte de chaleur pour identifier le degré de corrélation entre les indicateurs EN 15 804 (référentiel « Energie-Carbone »).....	189
Figure III-17 : Carte de chaleur pour identifier les couples d'indicateurs ReCiPe 2016 ~ EN 15 804	190
Figure III-18 : Représentation graphique de la corrélation entre les indicateurs de réchauffement climatique de ReCiPe 2016 et EN 15 804 (référentiel « Energie-Carbone »).....	193
Figure III-19 : Diagramme d'activité de l'outil Biodiv-In	201
Figure III-20 : Extraits du fichier .csv fournis par le logiciel ACV ÉLODIE	203
Figure III-21 : Exemple de sortie de l'outil Biodiv-Ex : contribution des processus à l'impact total sous forme de carte de chaleur.....	204
Figure III-22 : Diagramme d'activité de l'outil Biodiv-Ex.....	205
Figure IV-1 : Photographie aérienne de l'emplacement du bâtiment cas d'étude	207

Figure IV-2 : Vue architecte du projet de la ZAC du Chêne Saint Fiacre	208
Figure IV-3 : Impacts du bâtiment cas d'étude représentés sous forme d'histogrammes.	211
Figure IV-4 : Diagramme radar présentant les impacts du contributeur PDCE pour différents types d'isolant.....	219
Figure IV-5 : Diagramme radar présentant les impacts du bâtiment cas d'étude pour différentes typologies de toitures.....	222
Figure IV-6 : Diagramme radar présentant les impacts du bâtiment cas d'étude pour différents blocs-portes.....	223
Figure IV-7 : Diagramme radar présentant les impacts du bâtiment cas d'étude pour différents vecteurs d'énergie.....	225
Figure IV-8 : Diagramme radar présentant les impacts du bâtiment cas d'étude dans les versions initiale et optimisée	227
Figure V-1 : Les 5 LOD du langage CityGML, (Biljecki & Ledoux, 2016)	235
Figure V-2 : Exemple de représentation des objets « végétation » dans le CityGML(Gröger et al., 2006)	235
Figure V-3 : Listes CityGML pour les attributs « classe » et « espèces » (Gröger et al., 2006)	236
Figure Ccl-0-1 : Représentation schématique de la méthodologie d'évaluation HIBOU	247
Figure Ccl-0-2 : Schéma bilan des travaux de thèse	250
Figure Ccl-0-3 : Représentation schématique de l'interopérabilité des actifs de la thèse – interopérabilité entre actifs ainsi qu'avec les outils d'évaluation existants	251

Table des tableaux

Tableau I-1 : Exemples d’actions liées à une opération d’aménagement et impact sur les pressions qui s’exercent sur la biodiversité	46
Tableau I-2 : Indicateurs ACV et pressions s’exerçant sur la biodiversité	80
Tableau I-3 : Grille des critères à respecter pour une évaluation fiable et robuste de la biodiversité et mise en perspective avec les pratiques actuelles d’évaluations	85
Tableau II-1 : Critères de sélection pour les méthodes ACV. Références : ¹ CEN TC 350 (CEN, 2016), ² EC-JRC (EC-JRC, 2010), ³ Simapro 8.4., ⁴ Chaudary & al. 2015 (Chaudhary, Verones, de Baan, & Hellweg, 2015), ⁵ Impact World + (CIRAIG, DTU, QUANTIS, & MICHIGAN, 2018), ⁶ UNEP-SETAC (UNEP/SETAC, 2016), ⁷ Allacker & al. (Allacker, de Souza, & Sala, 2014), ⁸ ReCiPe 2016 (RIVM, 2016), ⁹ EPS 2000 (Steen, 1999), ¹⁰ Ecological Scarcity 2013 (Frischknecht, 2013)	90
Tableau II-2 : Présentation des catégories d’impact « midpoint » de ReCiPe 2016.....	95
Tableau II-3 : Facteurs de conversion globaux (moyennes mondiales) de ReCiPe 2016, pour passer de la caractérisation « midpoint » à la caractérisation « endpoint »	96
Tableau II-4 : Nomenclature des typologies d’occupation du sol utilisées dans ReCiPe 2016 (Koellner et al., 2012).....	106
Tableau II-5 : Nature et quantité des matériaux utilisés pour modéliser 1m ² de toiture conventionnelle. Données de Ecoinvent 3.4.	114
Tableau II-6 : Nature et quantité des matériaux utilisés pour modéliser 1m ² de toiture végétalisée. Données de ¹ Ecoinvent 3.4. et ² AGRIBALYSE 1.3.....	114
Tableau II-7 : Répartition des types d’occupation du sol considérées sur les 50 ans de vies des toitures.	116
Tableau II-8 : Résultats des impacts des toitures sur la biodiversité ex-situ	117
Tableau II-9 : Résultats des impacts des toitures sur la biodiversité in-situ	120
Tableau II-10 : Facteurs de caractérisation de l’indicateur d’occupation du sol. Seuls les facteurs relatifs aux terres urbanisées sont présentés (ReCiPe 2016).	121
Tableau II-11 : Grille des critères à respecter pour une évaluation fiable et robuste de la biodiversité et mise en perspective avec l’approche ACV.....	125
Tableau III-1 : Grille des critères à respecter pour une évaluation fiable et robuste de la biodiversité, synthèse des chapitres 1 et 2.....	127
Tableau III-2 : Grille des critères à respecter pour une évaluation fiable et robuste de la biodiversité et mise en perspective avec la méthodologie d’évaluation HIBOU.....	130

Tableau III-3 : Détail de la nomenclature CORINE Biotopes pour la typologie de niveau I « Paysages artificiels »	134
Tableau III-4 : Typologies d'utilisation des terres ajoutées à la nomenclature CORINE Biotopes	136
Tableau III-5 : Nombre de données en fonction des niveaux de la nomenclature CORINE Biotopes	146
Tableau III-6 : Facteurs de caractérisation pour la transformation des états de référence (niveau hiérarchique I) en « Paysages artificiels » de niveau hiérarchique I	149
Tableau III-7 : Facteurs de caractérisation pour la transformation des états de référence (niveau hiérarchique III) en « Paysages artificiels » de niveau hiérarchique V	150
Tableau III-8 : Espèces végétales inventoriées en fonction du type de plantes	167
Tableau III-9 : Modélisation de l'étape A1 de l'ICV de <i>Centaurea montana</i>	172
Tableau III-10 : Distances de transport modélisées pour l'ICV de <i>Centaurea montana</i>	173
Tableau III-11 : Modélisation de l'étape A3 de l'ICV de <i>Centaurea montana</i>	174
Tableau III-12 : Quantification des besoins en eau de <i>Centaurea Montana</i> implantée sur différentes typologies de toitures végétalisées	175
Tableau III-13 : Logiciels ACV bâtiment agréés par le référentiel « Energie-Carbone » (ADEME & MTEs, 2020)	182
Tableau III-14 : Couples [variable prédictive ~ variable prédite]	191
Tableau III-15 : Paramètres de régressions calculés par le modèle OLS pour les couples [variable prédite ~ variable prédictive]	192
Tableau III-16 : Résultats du test du R ² pour les couples [variable prédite ~ variable prédictive]	192
Tableau III-17 : Description des incertitudes obtenues pour chaque indicateur, après application des modèles sur les toitures et les maisons individuelles INCAS	194
Tableau III-18 : Comparaison des valeurs théoriques (obtenues par Simapro) avec les valeurs prédites (obtenues par les modèles de régression linéaire, pour les indicateurs d'eutrophisation, et d'écotoxicité des eaux douces et marines)	194
Tableau III-19 : Modules EcoInvent utilisés pour créer les modèles de régression linéaire pour les processus des contributeurs « énergie », « eau » et « chantier »	196
Tableau III-20 : Paramètres de régression pour prédire les indicateurs des contributeurs « énergie », « eau » et « chantier »	196
Tableau IV-1 : Impacts des contributeurs du bâtiment sur la biodiversité ex-situ – application des modèles Biodiv-Ex	209
Tableau IV-2 : Contribution relative des contributeurs à l'impact de chaque indicateur	209

Tableau IV-3 : Prédictiones moyennes, basses et hautes du modèle Biodiv-Ex pour le contributeur « PDCE ».....	210
Tableau IV-4 : Impacts sur la biodiversité in-situ obtenus par le modèle Biodiv-In, liés à l'implantation sur un terrain en friche, d'un bâtiment dont le degré de végétalisation croît. Comparaison des résultats avec ceux obtenus avec ReCiPe 2016.	213
Tableau IV-5 : Impacts d'un bâtiment à toiture gravier sur la biodiversité in-situ, liés à l'implantation sur des typologies d'occupation du sol initiales différentes – Modèle Biodiv-In.....	214
Tableau IV-6 : Contribution (sous forme de carte de chaleur) des produits de construction à l'impact total, pour chaque indicateur.	215
Tableau IV-7 : Contribution (sous forme de carte de chaleur) des processus énergétiques à l'impact total, pour chaque indicateur.	218
Tableau IV-8 : Impacts du contributeur PDCE sur la biodiversité ex-situ, en fonction de différents types d'isolant.....	219
Tableau IV-9 : Estimation des charges des différents systèmes de toiture et comparaison avec celle de la toiture gravier (*CME=Capacité maximale en eau).	220
Tableau IV-10 : Tableau de synthèse des quantités de bois et de béton à ajouter au bâtiment pour supporter la charge additionnelle induite par les toitures végétalisées.	221
Tableau IV-11 : Impacts du bâtiment cas d'étude sur la biodiversité ex-situ, en fonction de différentes typologies de toitures.....	222
Tableau IV-12 : Impacts du bâtiment cas d'étude sur la biodiversité ex-situ, en fonction de différents blocs portes	223
Tableau IV-13 : Impacts du bâtiment cas d'étude sur la biodiversité ex-situ, en fonction de différents vecteurs d'énergie	224
Tableau IV-14 : Impacts du bâtiment cas d'étude dans sa version initiale et dans sa version optimisée	226
Tableau IV-15 : Impacts extrêmes du bâtiment cas d'étude dans sa version initiale et optimisée, sur la biodiversité in-situ	228
Tableau IV-16 : Résultats de l'étude de sensibilité pour le produit de construction « laine de verre »	229
Tableau IV-17 : Résultats de l'étude de sensibilité pour le produit de construction « bloc-porte de communication »	229
Tableau IV-18 : Classement de l'impact de la couche végétale par rapport à l'impact des autres matériaux de construction	230
Tableau Ccl -1 : Grille des critères à remplir pour une évaluation fiable et robuste de la biodiversité	246

Table des équations

Équation II-1 : Formule de principe présentant le passage de la caractérisation « midpoint » à la caractérisation « endpoint » de ReCiPe 2016.....	95
Équation III-1 : Formule de principe pour le calcul du facteur de caractérisation de régénération.....	161
Équation III-2 : Formule de principe d'une équation linéaire.....	184
Équation V-1 : Formule de principe pour le calcul de l'indicateur d'occupation du sol à l'échelle quartier	239

Introduction générale

La population humaine est en constante augmentation. Dans les années 1800, la Terre compte 1 milliard d'individus. Ce chiffre est multiplié par 6 en moins de 150 ans pour atteindre 6 milliards en 1999 (ONU, 2019). En 2011, la population mondiale dépasse 7 milliards d'individus (ONU, 2019) et pourra atteindre jusqu'à 9,4 milliards d'individus en 2050 (Primack, Sarrazin, & Lecomte, 2012). Parallèlement à ce phénomène de croissance démographique, le nombre de citoyens croît de manière exponentielle : en 1800, seulement 2% de la population mondiale est urbaine (ONU, 2001), en 2014 ce pourcentage atteint 54% (ONU, 2014) et pourrait dépasser 68% en 2050 (ONU, 2018). En France, selon l'INSEE, 85% de la population réside en ville (Brutel & Levy, 2011). L'engouement pour la ville s'explique par une offre de conditions de vie jugées meilleures (plus d'emplois, salaires plus élevés, plus de services, facilités d'accès à la culture et à l'éducation, etc.).

Historiquement, l'urbanisation répond aux besoins de reconstruction et de relance de l'économie au lendemain de la dernière guerre mondiale. Les architectes de l'époque (Auguste Perret, Le Corbusier, etc.) conçoivent et réalisent de lourdes infrastructures, industrialisent les villes et développent des voies de communication (routes, voies ferrées, etc.). Ce nouvel environnement est fortement minéral. La nature peine à s'y exprimer et un manque se fait progressivement ressentir par les citoyens : « la ville doit être réhabilitée comme un lieu de plaisir de l'homme » (Bourdeau-lepage, 2011). Ainsi, pendant les Trente Glorieuses, de plus en plus d'espaces verts sont implantés dans les villes. Véritable élément de décor à vocation récréative, cette nature est dominée par l'Homme qui l'entretient à l'aide de produits phytosanitaires (CNRS, 2010), ce qui ne lui laisse plus rien de naturel. Aussi appelée « hygiéniste », cette nature (parterres de gazon, alignements d'arbres, ceintures vertes, etc.) n'a qu'une utilité réduite pour la biodiversité : la diversité spécifique et les interactions biologiques sont fortement réduites. La prise en compte de la nature dans les politiques d'aménagement ne tient pas compte des caractéristiques intrinsèques des territoires (géographie, histoire, végétation, hydrographie, etc.) et aucune réflexion quant à leur impact sur l'environnement n'est menée. Au cours des années 1980, l'aspect récréatif de la nature est délaissé au profit de son aspect paysager. Sa présence, sous forme de jardins intérieurs privés, devient alors un critère important dans le choix de localisation des habitants (Kervadec & Le foll, 2010), garant d'un cadre de vie de qualité. Ce n'est qu'à partir des années 1990 (CNRS, 2010), avec l'avènement du Développement durable que la « nature en ville » se rationalise et se réfléchit dans sa complexité systémique et sa fragilité. Elle fait l'objet de réflexions plus poussées et est envisagée sur le long terme, c'est-à-dire dans toute sa diversité et avec un mode de gestion plus respectueux de l'environnement. Elle joue alors un rôle social et écologique important dans la dynamique de la ville : lorsque les conditions de son intégration sont optimales, elle apporte des bienfaits (services écosystémiques) qui sont aujourd'hui largement appréciés. Il est d'ailleurs reconnu que les espaces urbains peuvent contribuer à la conservation de la biodiversité (Dearborn & Kark, 2010; Kervadec & Le foll, 2010).

La nature est progressivement devenue un des piliers des stratégies urbaines, une aide pour repenser la ville et pour planifier autrement, en recherchant de nouveaux équilibres entre le bâti et le non-bâti. Les collectivités font preuve d'initiatives afin d'intégrer et de développer la nature au sein de leurs aires urbaines (parterres d'immeubles, toitures et façades végétalisées, etc.). Cependant, ces actions bienveillantes restent encore dispersées et surtout, leur impact sur la biodiversité n'est pas évalué dans sa globalité, c'est-à-dire en prenant en compte les cinq grandes causes de pertes de biodiversité : changement climatique, perte d'habitat, pollutions, surexploitation des ressources, introduction des espèces invasives. Il apparaît donc que ces efforts ne suffisent pas à enrayer le déclin de la biodiversité qui traverse actuellement son 6^{ème} épisode d'extinction de masse.

La question posée à la recherche est la suivante :

Comment un système urbain peut-il protéger et renforcer la biodiversité ?

Pour répondre à cette question, **l'objectif de la thèse est de développer une méthodologie robuste d'évaluation des interactions entre la biodiversité et les systèmes urbains afin de mettre en évidence les leviers d'action permettant de les améliorer. Cette approche a nécessité de circonscrire la notion de biodiversité et de définir un nouveau cadre spatio-temporel pour son évaluation.**

Concernant la notion de biodiversité, sa définition la plus courante est la suivante : la biodiversité fait référence à la variété en écosystèmes, en espèces et en gènes. Elle englobe les différentes interactions qui s'établissent entre ces trois niveaux d'études ainsi qu'avec leur environnement. Sachant que ces trois niveaux d'études sont imbriqués (la diversité génétique au sein d'un écosystème augmente avec la diversité des espèces) et que l'étude de la diversité génétique, moteur de l'évolution des espèces, nécessite une connaissance poussée en génomique structurale et fonctionnelle, **nous avons choisi de concentrer les travaux sur l'étude des écosystèmes et des espèces.**

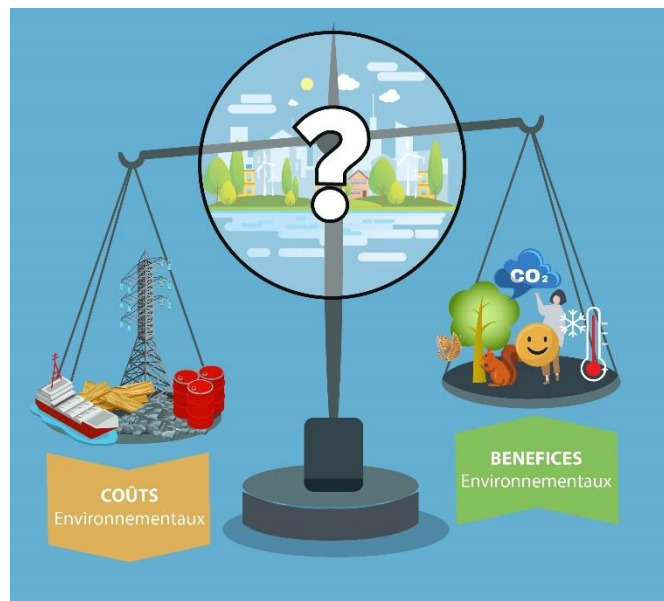
Concernant le cadre spatio-temporel, il est aujourd'hui établi qu'une opération d'aménagement a des conséquences sur la biodiversité de la parcelle aménagée et de son environnement proche, mais aussi sur celle des milieux plus éloignés. Les impacts cachés des matériaux de construction sont plus ou moins forts en fonction de leur provenance et des modalités de leur fin de vie. En effet, extraction, transformation, fabrication, transport des matériaux et élimination des déchets produisent et émettent des polluants dans l'eau, le sol et l'air, ce qui perturbe les écosystèmes et contribue à l'érosion de la biodiversité. C'est pourquoi nous définissons deux notions clés pour la suite de ce manuscrit : les notions de biodiversité *in-situ* et de biodiversité *ex-situ*. La biodiversité *in-situ* (sur site) correspond à la biodiversité locale présente sur le site aménagé. La biodiversité *ex-situ* (hors site) correspond quant à elle à la biodiversité globale impactée par la construction. Il peut par exemple s'agir de la biodiversité située au niveau de la carrière d'où proviennent les matières premières ou bien de la biodiversité terrestre qui est impactée par le réchauffement climatique lié à la dispersion des Gaz à Effet de Serre

(GES) émis tout au long du cycle de vie de l'aménagement en question (étapes d'extraction des matières premières, transport, fin de vie, etc.). Prendre en compte les impacts locaux et globaux est un premier pas vers des modes de construction plus durables et vers la réduction des taux de perte de biodiversité dans le monde (De Baan et al., 2015). **En plus d'évaluer les impacts biodiversité sur le site et pendant la période d'occupation directe du milieu, nous avons choisi d'étendre notre analyse en choisissant de lever les barrières spatio – temporelles et ainsi pouvoir :**

- **Évaluer la biodiversité *in-situ* et la biodiversité *ex-situ* ;**
- **Prendre en compte les impacts d'un projet d'aménagement tout au long de son cycle de vie.**

Enfin, pour consolider notre évaluation, nous tenons **compte des cinq pressions qui s'exercent sur la biodiversité**, identifiées en 2005 par le Millenium Ecosystem Assessment : la perte et le changement des habitats, le réchauffement climatique, la surexploitation des ressources, les pollutions et l'introduction d'espèces invasives. Ces pressions sont majoritairement d'origine anthropique et contribuent localement (*in-situ*) ou globalement (*ex-situ*) à la perte de biodiversité (MEA, 2005). L'action de ses pressions est globale, cumulée et méconnue (Sirami et al., 2017; Titeux et al., 2017). Sous-estimer cet effet cumulatif, ou ne pas le prendre en compte, c'est risquer une mauvaise évaluation de la biodiversité et donc sa mauvaise gestion (Titeux et al., 2017).

La méthodologie d'évaluation que nous souhaitons mettre en place devrait faciliter la volonté de placer la biodiversité au cœur du processus décisionnel des projets urbains au même titre que les enjeux énergétiques ou le changement climatique (P Clergeau & et al., 2020). Notre approche hybride devrait permettre notamment de garantir l'équilibre entre les bénéfices d'une action favorable à la biodiversité et ses coûts environnementaux.



L'enjeu est notamment de lever les **verrous scientifiques** suivants :

- **Comment quantifier l'empreinte biodiversité d'un projet de construction ?**
- **Comment rendre compte des impacts sur la biodiversité *in-situ* et *ex-situ* ?**
- **Quels sont les phénomènes qui impactent la biodiversité *ex-situ* et comment ?**
- **Quelle méthode ACV est la plus adaptée pour évaluer les impacts liés au secteur de la construction ? Quelles sont ses limites ?**
- **Comment représenter les cinq pressions qui s'exercent sur la biodiversité ? Quels indicateurs faut-il mettre en place ?**
- **Comment prendre en compte les différents niveaux d'interactions système urbain/biodiversité ?**
- **Comment intégrer les spécificités locales des territoires et des projets dans les méthodes ACV ?**
- **Comment mettre en évidence les leviers d'actions des aménageurs pour une amélioration continue des interactions biodiversité / projets d'aménagement ?**

Ce manuscrit de thèse s'articule autour de cinq chapitres. Le **chapitre 1** est consacré à l'état de l'art relatif à la biodiversité et au système urbain. Son objectif est double, d'une part il s'agit de comprendre quels sont les différents niveaux d'interactions entre la biodiversité et les projets urbains, et d'autre part d'identifier les différents critères à remplir pour que la méthodologie d'évaluation de ces interactions soit robuste. Il explique aussi dans quelle mesure les différents critères d'évaluation sont intégrés aux méthodes actuelles d'évaluation de la biodiversité, par une analyse qui a permis d'identifier les potentialités des approches actuelles ainsi que les verrous qui restent à lever. Il souligne notamment la pertinence d'utiliser l'approche d'Analyse de Cycle de Vie (ACV). Bien que de nombreux modèles ACV existent pour évaluer la biodiversité, et que ces derniers soient prometteurs, aucun ne fait consensus dans le monde scientifique. Le **chapitre 2** est consacré à l'analyse de ces modèles ACV biodiversité à travers une grille de lecture capable d'identifier le plus adapté à nos travaux. Le modèle retenu ReCiPe 2016 est appliqué sur un cas d'étude : le système toiture. Les indicateurs qu'il restitue sont explicités afin de faciliter la compréhension des résultats ACV. Ces différentes étapes nous permettent d'identifier les verrous scientifiques et opérationnels quant à l'usage de l'ACV pour évaluer la biodiversité (mise en perspective avec les critères d'évaluation définis dans le chapitre 1). Au regard des conclusions tirées des deux premiers chapitres, le **chapitre 3** propose une stratégie globale d'évaluation des interactions biodiversité / systèmes urbains, reposant sur une méthodologie hybride, et notamment sur le couplage de l'ACV avec l'expertise écologique et la data science. Le **chapitre 4** restitue les modalités d'application de cette méthodologie hybride à un cas pratique. Il présente les résultats des interactions bâtiment / biodiversité selon divers scénarios, et vérifie sa cohérence ainsi que son opérationnalité. Enfin, le **chapitre 5** est consacré à l'exploration de pistes pour développer la méthode hybride aux échelles parcelle, quartier et territoire.

Ces travaux de recherche sont menés en partenariat avec trois structures :

- Le Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB), pour l'expertise bâtiment, ACV et data science appliquée au domaine de la construction ;
- Le Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris (MNHN), pour l'expertise écologie et biodiversité ;
- L'Établissement Public d'Aménagement de Marne-la-Vallée (EPA MARNE), pour l'expertise spécifique aux projets d'aménagement urbains.

Les travaux de thèse se déroulent essentiellement dans l'équipe « Environnement » du CSTB de Grenoble, et dans l'équipe « Écologie, aménagement et biodiversité en milieu urbain » du Centre d'Écologie et des Sciences de la Conservation (CESCO, UMR 7204). Ils sont cofinancés par l'EPA MARNE et le CSTB.

Chapitre 1 : État de l'art : biodiversité et milieu urbain

Ce premier chapitre a pour but de présenter les enjeux de la biodiversité dans le système urbain. Il se décline en trois parties dont la première replace la biodiversité dans le contexte actuel de changement global, entraînant sa 6^{ème} extinction de masse. Le second volet dresse un état des lieux de sa place dans le système urbain, et de son rôle au sien de nos sociétés. Il met en évidence les différents niveaux d'interactions entre la biodiversité et le système urbain que nous devons maîtriser pour mener à bien une évaluation robuste. La troisième partie expose les pratiques actuelles d'évaluation de la biodiversité ainsi que leurs limites dans l'enrayement du déclin de la biodiversité, et propose d'explorer une autre approche d'évaluation de la biodiversité, l'Analyse de Cycle de Vie, qui permet de repousser certaines limites des pratiques actuelles. Ce chapitre, volontairement détaillé, est conçu à l'intention des aménageurs et des ACVistes, dont les domaines d'expertise peuvent être éloignés de celui de la biodiversité. Ils trouveront dans chacune des sous-parties traitées les résumés des principales notions à retenir.

1. Biodiversité et changements globaux

1.1. Définition de la biodiversité

La biodiversité, contraction des mots « biologique » et « diversité », désigne la diversité du vivant. Définie lors de la Convention sur la Diversité Biologique (CDB), la diversité biologique s'apparente à la « variabilité des organismes vivants de toute origine y compris [...] les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes » (CDB - UNITED-NATIONS, 1992).

La biodiversité intègre trois niveaux d'organisation liés les uns avec les autres (Philippe Clergeau, 2010) :

- La richesse des espèces : diversité des espèces vivantes (animaux, plantes, champignons, micro-organismes) et caractéristiques (nombre, nature, abondance, etc.) ;
- La variabilité génétique : mutation des gènes qui permet à une espèce de s'adapter à des changements dans l'environnement ;
- La diversité des fonctions écologiques et des écosystèmes : interactions des populations et de leurs environnements physiques.

La biodiversité ne se réduit donc pas à la seule variété des espèces dites emblématiques ou remarquables sur lesquelles se focalise généralement l'attention (rhinocéros, lion, ours polaire, etc.). Elle fait référence à toutes les formes de vie (micro-organismes, champignons, plantes, animaux terrestres et aquatiques, etc.) qui regroupent aujourd'hui plus de 8 millions d'espèces (Mora, Tittensor, Adl, Simpson, & Worm, 2011). Plus encore, la biodiversité renvoie aux interactions qui s'opèrent entre les espèces et entre les écosystèmes (Barra, 2012; Philippe Clergeau, 2012).

Les écosystèmes sont des complexes dynamiques formés « de communautés de plantes, d'animaux et de micro-organismes et de leur environnement non vivant qui, par leur interaction, forment une unité fonctionnelle » (CDB - UNITED-NATIONS, 1992). Les écosystèmes sont composés d'un biotope (environnement physico-chimique), d'une biocénose (ensemble d'êtres vivants) et de fonctions écologiques. Les espèces peuvent être divisées en quatre catégories (animaux, végétaux, champignons et êtres unicellulaires) au sein desquelles peuvent être classifiés différents taxons (ensembles d'organismes vivants descendant d'un ancêtre commun) : arthropodes, plantes vasculaires, amphibiens, etc.

Les fonctions écologiques sont à l'origine de services écosystémiques (explicités dans la partie 2.2.1 de ce chapitre) dont l'Homme peut tirer des bénéfices directs ou indirects. La réalisation de ces fonctions est assurée par l'ensemble des caractéristiques biotiques (biocénose) et abiotiques (biotope).

1.2. Biodiversité et pressions anthropiques

1.2.1. Déclin des espèces et déclin des populations, vers une 6^{ème} extinction de masse

Les besoins constants générés par la croissance démographique modifient la biosphère à travers le changement climatique (Scholze, Knorr, Arnell, & Prentice, 2006), l'acidification des océans (Widdicombe & Spicer, 2008), ou encore les changements d'usage des sols (Newbold et al., 2015).

Malgré sa faible représentativité (seulement 0.01 % de la biomasse globale (Bar-On, Phillips, & Milo, 2018)) et sa jeunesse à l'échelle des temps géologiques (-120 000 ans), l'impact de l'espèce humaine est considérable. En France, quelques exemples illustrent l'importance des dégradations : la superficie des prairies a diminué de 30% en trente ans, 60% des zones humides ont disparu au XXe siècle, 75% des rivières renferment des pesticides, 50% du territoire est pollué par les nitrates et en trente ans, la Beauce a perdu plus de 30% des composés organiques de son sol (Chevassus-au-Louis, Salles, & Pujol, 2009).

Ces changements rapides agissent en synergie et sont responsables du déclin de la biodiversité (Nappi-Choulet, Dieulesaint, & Gagneux, 2015). Certaines espèces disparaissent à un rythme bien supérieur à leur taux d'extinction « naturel » (Barbault & Chevassus-au-Louis, 2005). Au niveau mondial, sur les deux cents dernières années, le rythme de disparition des espèces est estimé, suivant les espèces considérées, de 10 à 100 fois supérieur au rythme naturel d'extinction (Ceballos et al., 2015). En 2050, il pourrait être, suivant les espèces, de 100 à 1 000 fois supérieur (MEA, 2005). Les scientifiques s'accordent à dire que le processus d'extinction actuel est en train de provoquer la sixième extinction de masse de la biodiversité (Feral & Tatoni, 2011; Teysseire, 2004). Ainsi, dans la dernière édition de la liste rouge des espèces menacées de l'IUCN, sur les 91 523 espèces étudiées, 25 821 sont menacées d'extinction dont : 41% d'amphibiens, 13% d'oiseaux et 25% de mammifères (IUCN, 2016). Selon le WWF, en 2020, avec le taux d'extinction actuel, le monde perdra deux tiers des populations mondiales d'espèces sauvages en seulement un demi-siècle (WWF, 2016). Si l'extinction d'une espèce est une perte inestimable pour le patrimoine naturel, l'érosion de la biodiversité provoquée par le déclin du nombre d'individus au sein d'une même espèce a des conséquences dramatiques sur le fonctionnement des écosystèmes (Baker et al., 2018; Ceballos, Ehrlich, & Dirzo, 2017). En 2017, Hallmann et al. ont montré qu'entre 76% et 82% de la biomasse d'insecte avait disparu dans les aires protégées d'Allemagne, durant des 27 dernières années (Hallmann et al., 2017). En France, les populations d'oiseaux de campagne ont diminué d'un tiers en 15 ans (CNRS, 2018).

1.2.2. Pressions responsables de l'érosion de la biodiversité et effet de leur cumul

Les causes de l'érosion de la biodiversité ont été formellement identifiées par le Millenium Ecosystem Assessment (MEA) dans le cadre d'une évaluation réalisée pour répondre aux besoins de la Convention sur la Diversité Biologique (MEA, 2005). Elles ont été de nouveau signalées en 2019 par la Plateforme Intergouvernementale sur la Biodiversité et les Services Ecosystémiques (IPBES) (IPBES, 2019). Ainsi,

cinq grandes pressions directes sont reconnues responsables de la perte de biodiversité (classement par impact décroissant) :

- Perte, modification et fragmentation de l'habitat ;
- Surexploitation des ressources et des espèces ;
- Réchauffement climatique ;
- Pollutions ;
- Introduction d'espèces invasives.

Perte, modification et fragmentation de l'habitat

Les pertes et les modifications de l'habitat engendrent une perte d'espèces directe et instantanée. Elles sont toutes liées aux activités humaines. Afin d'assurer sa survie, l'Homme transforme les habitats naturels en milieux agricoles ou urbains, lesquels impactent fortement les écosystèmes. Selon le rapport de l'IPBES (IPBES, 2019), plus d'un tiers de la surface terrestre mondiale est aujourd'hui consacrée à la production agricole et la surface totale des villes a doublé en moins de 30 ans. En fonction de leur intensité, ces mutations rendent les milieux de moins en moins accueillants pour la biodiversité et ont tendance à homogénéiser leur diversité biologique (Doxa, Paracchini, Pointereau, Devictor, & Jiguet, 2012). Les modifications de la couverture terrestre entraînent également une dégradation et une fragmentation rapide et croissante des habitats naturels subsistants (Grimm et al., 2008; IPBES, 2019; Norris, 2008). À titre d'illustration, l'augmentation du nombre de barrages fluviaux depuis 50 ans est tenue responsable de la fragmentation fluviale qui bouleverse la libre circulation des espèces aquatiques. En effet, 50 000 grands barrages de plus de 15 m de hauteur et environ 17 millions de réservoirs contenant près de 8 070 km³ d'eau quadrillent le territoire (IPBES, 2019).

Surexploitation des ressources et des espèces

La surexploitation des ressources et des espèces par la chasse, la pêche ou la cueillette met en danger de nombreux écosystèmes. Plus de 60 billions de tonnes de matières renouvelables ou non sont aujourd'hui extraites des terres (IPBES, 2019). L'exploitation minière a par exemple connu une hausse spectaculaire dans les zones en développement, lesquelles constituent souvent des points chauds de biodiversité dont la réglementation liée à cette activité est lacunaire. Selon le groupement scientifique de l'IPBES, même si l'étendue des exploitations minières reste encore limitée (moins de 1% des terres mondiales (IPBES, 2019)), ses impacts directs et indirects (disponibilité et qualité de l'eau) sur la biodiversité terrestre et océanique (installations pétrolières offshore) pourraient être plus importants que ceux générés par l'agriculture. Aussi, entre 1990 et 2015, la couverture forestière a diminué de 6%. Les arbres abattus sont utilisés comme matière première pour les industriels et en tant que bois de chauffage. En ce qui concerne la surexploitation des espèces, c'est plus d'un quart des espèces animales et végétales recensées par l'IUCN qui sont menacées par cette pression (Maxwell, Fuller, Brooks, & Watson, 2016). À titre d'exemple, 75 % des principaux stocks de poissons marins sont actuellement épuisés ou surexploités par la pêche. Cette activité couvre la moitié des océans et aurait une empreinte quatre fois plus large que celle de l'agriculture (IPBES, 2019). Dans l'hémisphère Nord, la chasse prélève chaque année plus de 6 millions d'ondulés sauvages (IPBES, 2019). En outre, ces

données ne prennent pas en compte toutes les activités illégales liées à l'exploitation des ressources. Ainsi, la pêche illicite représentait 33% de la capture totale mondiale en 2011, la foresterie illégale fournit 10 à 15% du bois mondial, et le braconnage pousse certaines espèces à l'extinction (rhinocéros, tigre, etc.) (IPBES, 2019).

La surexploitation des espèces altère le fonctionnement des écosystèmes ainsi que les relations complexes impliquées dans la chaîne alimentaire, selon la population : les prédateurs ou les proies (Hunter & Price, 1992).

Réchauffement climatique

Les émissions de GES provoquées par les activités anthropiques ont doublé depuis 1980, entraînant une augmentation de la température globale de un degré par rapport à la période préindustrielle (IPBES, 2019). Ce changement de température affecte grandement les processus biologiques des espèces comme par exemple leur morphologie (espèces de plus en plus petites), leur distribution (déplacement géographique des espèces vers les pôles ou en altitude) ou encore leur phénologie (décalage des périodes de reproduction) (Chen, Hill, Ohlemüller, Roy, & Thomas, 2011; Parmesan & Yohe, 2003; Scheffers et al., 2016). Au cours des dernières décennies, ce réchauffement a bouleversé les régimes de précipitations, augmenté la fréquence et l'ampleur des phénomènes météorologiques extrêmes ainsi que le niveau moyen de la mer (+3 mm/an) (IPBES, 2019; IPCC, 2014).

Pollutions

Les pollutions chimiques se diffusent dans plusieurs compartiments : l'eau, le sol et l'air. D'après le groupement scientifique de l'IPBES (IPBES, 2019), plus de 80% des eaux usées sont restituées dans l'environnement sans traitement. Chaque année, ce phénomène équivaut au déversement dans les eaux du monde entier de plus de 300 à 400 millions de tonnes de métaux lourds, de solvants, de boues toxiques et d'autres déchets. Parmi les polluants aquatiques, les fertilisants qui atteignent les côtes sont responsables de l'hypoxie de plus de 400 zones pour une superficie totale de 245 000 km². En parallèle, l'érosion, l'acidification et la salinité des sols ont augmenté partout dans le monde. La pollution atmosphérique autre que les gaz à effet de serre (particules en suspension) dégrade la qualité de l'air. Bien que les évaluations quantitatives de la pollution soient limitées, il est aujourd'hui estimé que 75% de l'environnement terrestre, 40% de l'environnement marin et 50% des cours d'eau présentent de graves dégradations liées à la pollution. À ces pollutions chimiques s'ajoutent des pollutions sensorielles générées par les espaces urbains, notamment lumineuses et sonores.

Introduction d'espèces invasives

La capacité de détection et de suivi des espèces invasives est variable d'un continent à un autre, mais de plus en plus d'espèces exotiques sont recensées chaque année. Leur nombre a doublé en 50 ans à cause de l'intensification du commerce et de la densité de population.

En 2016, Maxwell et al. ont quantifié les contributions de différentes pressions à la menace qui pèse sur la biodiversité (cf. Figure I-1). Ils se sont appuyés sur la liste rouge des espèces menacées élaborée

par l'IUCN. Les principales pressions identifiées par le MEA et l'IPBES sont reprises dans leur analyse, mais dans un ordre de classement différent. Ainsi la surexploitation est tenue responsable de la mise en danger de 6 241 espèces, les modifications d'usage des sols de 5 407 espèces pour celles liées à l'agriculture et 3 014 espèces pour celles imputables au développement urbain. Les espèces invasives arrivent en troisième position et affectent 2 298 espèces (Maxwell et al., 2016).

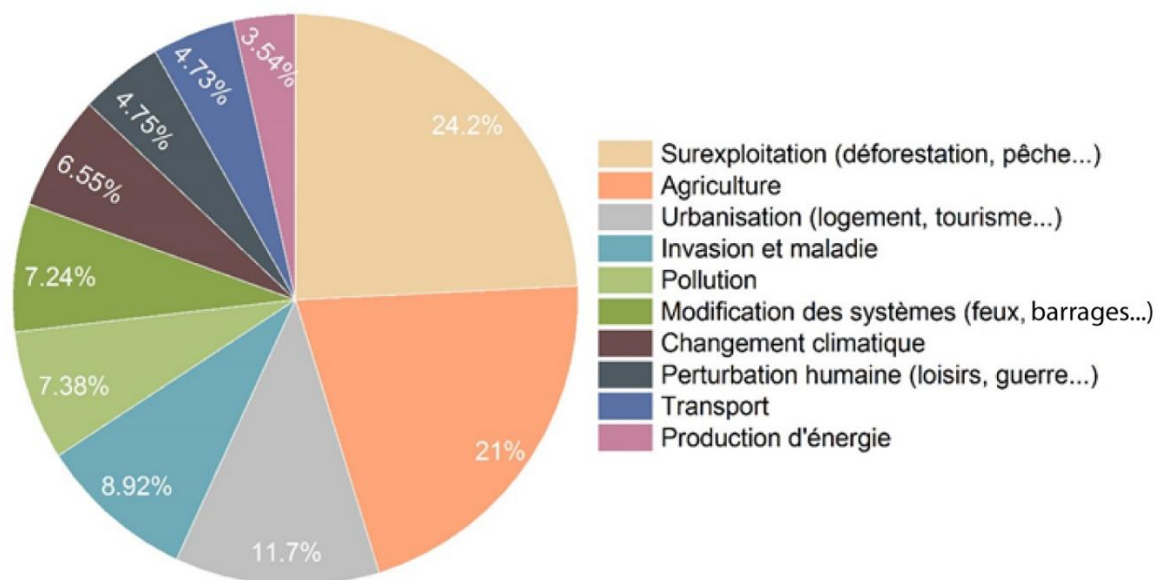


Figure I-1 : « Big killers », menaces des espèces inscrites sur la liste rouge de l'IUCN. Adapté de (Maxwell et al., 2016)

Le rapport de l'IPBES indique également que ces cinq pressions directes résultent d'une combinaison de facteurs indirects, eux-mêmes liés à des facteurs démographiques, technologiques, économiques et gouvernementaux (IPBES, 2019).

Un consensus scientifique est clairement établi en ce qui concerne la nature des pressions responsables de la perte de biodiversité. En revanche, l'ordre d'importance des pressions les unes par rapport aux autres suscite des débats. En effet, la réponse adaptative d'un organisme face à une perturbation est difficilement prévisible. Elle varie d'un individu à l'autre, mais aussi d'une espèce à l'autre. Selon la théorie du « continuum écologique » de Whittaker, le développement des organismes les moins plastiques nécessite des conditions environnementales stables, souvent caractéristiques de zones précises. À l'inverse, les organismes plastiques sont capables de se développer dans des conditions plus variables et bénéficient par conséquent d'aires de répartition plus vastes. Les espèces peu plastiques sont donc plus fortement impactées par une perturbation de leur environnement que les espèces plastiques. De plus, les actions sur la biodiversité des facteurs de changement ne se limitent pas à leurs simples effets. Elles se cumulent, et peuvent aussi interagir les unes avec les autres (Côté, Darling, & Brown, 2016; Folt, Chen, Moore, & Burnaford, 2015; Travis, 2003). Par exemple, près de 25% des GES proviennent du défrichement (exploitation des ressources), de la production agricole (perte et changement de l'habitat) et de la fertilisation (pollution) (IPBES, 2019). La Figure I-2 montre que lorsque les pressions n'interagissent pas entre elles, un « facteur de stress » (Côté et al., 2016)

peut dominer, se multiplier ou s'additionner à l'effet d'un autre facteur. Dans le cas où les pressions interagissent entre elles, les facteurs de stress peuvent agir en synergie ou en opposition. La Figure I-2 résume les différents scénarios de cumul possibles dès lors que la biodiversité est soumise à plusieurs pressions.

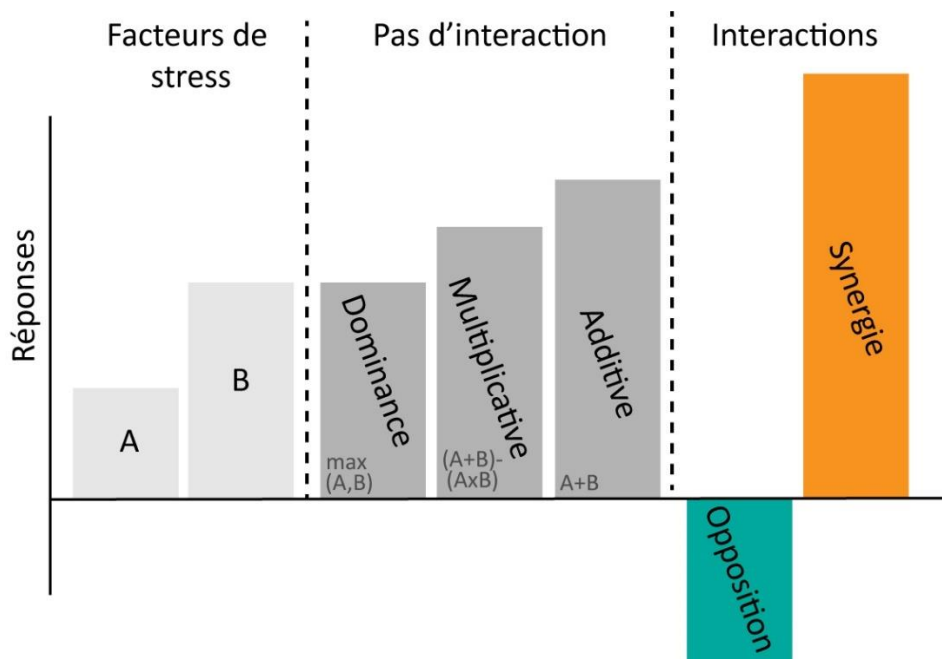


Figure I-2 : Modèles pour définir les mécanismes qui s'opèrent entre plusieurs pressions (facteurs de stress), d'après (Côté et al., 2016)

Si les effets d'une pression sur un organisme sont difficilement palpables et généralisables à l'ensemble des espèces, les interactions des facteurs de stress et leurs effets sur les individus le sont plus encore (Côté et al., 2016). De récents travaux étudient cette problématique, mais ils n'englobent pas encore l'ensemble des pressions qui s'exercent sur la biodiversité. Les travaux de (Sirami et al., 2017; Titeux et al., 2017; Travis, 2003) traitent seulement de l'effet cumulé du changement climatique et de la destruction des habitats. Or, sous-estimer les effets cumulatifs, quels qu'ils soient (en interaction ou non), ou les occulter, c'est risquer une évaluation tronquée de la biodiversité et conduire à sa mauvaise gestion (Titeux et al., 2017).

1.3. Réponse aux pressions : la politique de conservation des espèces menacées

Face au constat du déclin de la biodiversité, sa préservation a été reconnue comme un enjeu crucial pour le devenir de l'Humanité (Cardinale et al., 2012), au même titre que le changement climatique, les deux sujets étant par ailleurs interconnectés. Cette prise de conscience a permis l'adoption de politiques visant à réduire les impacts d'origine anthropique. Ainsi, en 1976, la loi relative à la protection de la nature (LEGIFRANCE, 2000) marque cette volonté de conservation. Elle pose les bases de la protection de la nature en France, en donnant les moyens de protéger les espèces et les milieux. « La protection des espaces naturels et des paysages, la préservation des espèces animales et végétales, le maintien

des équilibres biologiques auxquels ils participent et la protection des ressources naturelles contre toutes les causes de dégradation qui les menacent sont déclarés « d'intérêt général » (LEGIFRANCE, 2000). Cette loi est à l'origine de la plupart des articles du Code de l'Environnement. Depuis, des mesures de protection d'espèces et d'espaces ont été prises : l'évolution des statuts de protection de certaines espèces a ralenti leur déclin, notamment en empêchant la chasse de ses dernières (Fasola, Rubolini, Merli, Boncompagni, & Bressan, 2010; Martínez-abraín, Jiménez, Gómez, & Oro, 2016; Sanderson et al., 2016) ou en protégeant leurs espaces de vie. Ainsi, parmi les piliers fondamentaux des stratégies nationales et internationales de conservation de la biodiversité, les aires protégées sont considérées comme l'un des meilleurs outils pour la conservation des écosystèmes et de la biodiversité dans le monde (Chape, Harrison, Spalding, & Lysenko, 2010; Gaines et al., 2010; Gray, 2020; Naughton-treves, Holland, & Brandon, 2005). Les réserves, parcs ou sites Natura 2000 agissent en effet comme refuges pour les espèces, fournissent un milieu favorable à leur évolution naturelle (Naughton-treves et al., 2005) et jouent un rôle positif sur les tendances d'espèces et de communautés (Devictor, Godet, Julliard, Couvet, & Jiguet, 2007; Kleijn, Cherkaoui, Goedhart, Hout, & Lammertsma, 2014). Outre les aires protégées proprement dites, d'autres systèmes d'identification et de classification existent dont l'objectif est aussi la conservation : Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique (ZNIEFF) (Elissalde-Videmnt & Hoorellou, 2004), « Hotspots » de biodiversité (Mittermeier, Myers, & Thomsen, 1998; Myers, Mittermeier, Mittermeier, Fonseca, & Kent, 2000), Zones Importantes pour la Conservation des Oiseaux (ZICO) (Bibby, 1992), zones Humides de la Convention Ramsar (Kleijn et al., 2014), etc. Ces mesures réduisent les pressions sur les habitats et les espèces, par une utilisation raisonnée et durable des ressources naturelles. Dans certains cas, elles permettent aux espèces de s'adapter plus facilement au changement climatique en accueillant des espèces dont l'aire de distribution se déplace sous l'effet du réchauffement (Peach, Cohen, Frair, Lansing, & Lang, 2018; Thomas & Gillingham, 2015). Cependant, ces espaces protégés occupent une surface relativement faible (Monde : 15% (Jones et al., 2018) ; Europe : 18% (EEA, 2012); France : 12% (IUCN, 2007)) et parmi eux, 32.8% sont soumis à une pression humaine intense (Jones et al., 2018).

Ces zones sont souvent modérément contraignantes dans la limitation des activités humaines (Parcs Naturels Régionaux et sites Natura 2000 notamment). La surface réservée aux espaces protégés et les mesures qui en découlent restent insuffisantes pour enrayer la dynamique globale de perte de biodiversité (Butchart et al., 2010; Ney-nifle & Mangel, 2000; Rybicki & Hanski, 2013) et il devient difficile dans le contexte actuel d'en créer de nouveaux. Enfin, l'établissement des aires protégées repose uniquement sur l'analyse de la richesse et/ou de l'abondance spécifique et/ou du caractère protégé des espèces. La protection des espaces est définie et gérée pour des espèces menacées. Pour un certain nombre d'espèces et de communautés, ces espaces restent donc peu efficaces (Watson, Dudley, Segan, & Hockings, 2014).

Biodiversité et changements globaux – Conclusion et transition :

La biodiversité fait référence aux espèces et aux relations qu'elles entretiennent les unes avec les autres ainsi qu'avec leur environnement. Les perturbations de cet environnement ont petit à petit conduit les espèces au bord de leur 6^{ème} extinction de masse. Elles sont regroupées en cinq grands facteurs d'origine anthropique :

- Le changement et la perte d'habitat ;
- La surexploitation des ressources et des espèces ;
- Le changement climatique ;
- Les pollutions ;
- L'introduction d'espèces invasives.

Afin d'enrayer l'extinction des espèces, la démarche de conservation se positionne au cœur des priorités scientifiques et témoigne d'une avancée remarquable. Pourtant, la surface en espaces protégés et les mesures qui en découlent sont insuffisantes pour enrayer les déclinis globaux et concernent surtout les espèces déjà menacées, laissant de côté les espèces plus communes qui voient elles aussi leur abondance décliner. Il est donc nécessaire de mettre en œuvre de nouveaux moyens de lutte contre l'érosion de la biodiversité et aussi de s'attaquer aux pratiques à l'origine des changements globaux (c'est-à-dire celles liées aux activités humaines). La suite des recherches bibliographiques se concentre sur une activité en particulier : l'urbanisation. Le travail consiste à identifier les différents niveaux d'interactions entre les systèmes urbains et la biodiversité afin de comprendre leur fonctionnement, comment s'exercent les pressions mutuelles et quels bénéfices ils en retirent / en quoi l'un fait pression sur l'autre et en quoi l'un sert à l'autre.

2. Interaction entre le système urbain et la biodiversité

L'urbanisation est un phénomène démographique se traduisant par une tendance à la concentration de la population dans les villes. Elle conduit à l'intensification et à l'étalement des systèmes urbains. Ces derniers résultent de l'imbrication de plusieurs échelles spatiales : les produits de construction composent des bâtiments, les bâtiments constituent des quartiers qui, à leur tour, forment le système urbain. Un système urbain fait référence à un ensemble d'opérations et d'aménagements adaptés aux activités humaines. Il sert de support à une ou plusieurs fonctions précises et indispensables au développement humain (lieux de vie, de travail, de production, etc.). Il doit évoluer en permanence afin de s'adapter au dynamisme économique et au mode de vie des citoyens. Ce système adaptatif implique donc la circulation permanente de flux de matières, d'énergies et de personnes qui assurent sa fonctionnalité et son attractivité. En ce sens il peut s'apparenter à un métabolisme ou à un écosystème : il rassemble toutes les fonctionnalités nécessaires à la soutenabilité de l'espèce humaine et évolue en même temps qu'elle. Les systèmes urbains sont implantés dans des milieux plus ou moins naturels et les rapports qu'ils entretiennent avec la biodiversité sont complexes. Les systèmes urbains sont fortement dépendants de la biodiversité, notamment en termes d'approvisionnement en ressources (matières premières pour la construction, eau, nourriture, etc.), mais, dans le même temps, ils la dégradent dangereusement. Outre cette équation complexe, système urbain et biodiversité sont en perpétuelles interactions, c'est-à-dire qu'ils réagissent réciproquement l'un sur l'autre, soit sous forme de dépendance, soit sous forme d'impact. Les différents niveaux d'interactions qui se jouent entre les systèmes urbains et la biodiversité sont synthétisés dans la Figure I-3 et développés dans les parties suivantes.



Figure I-3 : Interactions systèmes urbain / biodiversité

2.1. Influence du système urbain sur la biodiversité

2.1.1. Système urbain, pression sur la biodiversité *in-situ* et *ex-situ*

Afin d'accueillir une population grandissante (ONU, 2019; Primack et al., 2012), les systèmes urbains se développent et se ramifient. En 1800, seulement 2% de la population mondiale est urbaine (ONU, 2001), en 2014 elle atteint 54% (ONU, 2014) et pourrait dépasser 68% en 2050 (ONU, 2018). Cette expansion se réalise au détriment des milieux dans lesquels les systèmes urbains sont implantés. En France par exemple, l'équivalent de la surface moyenne d'un département est artificialisé tous les sept ans (Laugier, 2012), si bien qu'en 2015, 9.3% des terres sont urbanisées (Gouvernement.fr, 2018). Chaque année, 0.8% des terres agricoles ou naturelles sont artificialisées (Gouvernement.fr, 2018). Au niveau mondial, la densité croissante des systèmes urbains affecte les modèles spatiaux d'utilisation des terres si bien que leur superficie a doublé de 1992 à 2015, à la défaveur des milieux agricoles et naturels (IPBES, 2019). À cela s'ajoutent les effets des infrastructures de transport qui relient les villes les unes aux autres et augmentent la perte et la fragmentation des habitats naturels (IPBES, 2019; Mckinney, 2002). Autrefois anecdotique, il est aujourd'hui reconnu que l'urbanisation engendre une perte durable et croissante des habitats naturels ou semi-naturels (Grimm et al., 2008) en modifiant les conditions biotiques (interactions entre organismes vivants) et abiotiques (propriétés physico-chimiques) des écosystèmes (Nappi-Choulet et al., 2015).

L'espace urbain est un écosystème dominé par le minéral et dans lequel la nature a du mal à s'exprimer. Considérée autrefois comme un élément de décor, la nature était présente sous forme d'éléments de verdure, et domptée à l'aide de produits phytosanitaires pour la rendre « propre » (CNRS, 2010) : jardins à la française, alignements d'arbres, etc. Hygiénistes, l'utilité de ces éléments de verdure pour les autres éléments de biodiversité est très limitée : la diversité spécifique et les interactions biologiques au sein de ces milieux sont fortement réduites. Après les Trente Glorieuses, période de reconstruction du pays, la nature n'est pas vraiment prise en compte dans les politiques d'aménagement. Ces dernières ne prennent pas en considération les caractéristiques intrinsèques des territoires (géographie, histoire, végétation, hydrographie, etc.), ni les impacts des aménagements sur l'environnement. Pourtant, ces impacts vont bien au-delà des frontières géographiques du système : pour s'adapter à la dynamique des citadins, le système urbain est en permanence traversé par des flux de matières et d'énergies. Les conséquences écologiques du mode de vie urbain ne se limitent donc pas au niveau local, elles atteignent un niveau global et planétaire. La contribution du secteur de la construction au réchauffement climatique illustre valablement ce constat. En effet, chacune des différentes étapes du cycle de vie d'un bâtiment (extraction des matières premières, fabrication des matériaux, transport jusqu'au lieu d'implantation, processus de construction, vie en œuvre du bâtiment, remplacement et fin de vie des déchets) produit des GES. D'après la plus grande expérimentation menée à ce jour sur le parc de bâtiments neufs français, la moitié de ces GES est imputable à la production et à la consommation d'énergie nécessaire à la vie en œuvre des bâtiments (postes à énergies réglementaires ou spécifiques), l'autre moitié à la fabrication et au transport des produits de construction et des équipements (HQE Performance, 2012). Dans certains cas, les émissions cachées (qui ne sont pas émises pendant la vie en œuvre) peuvent atteindre 90% des émissions des GES totales (Röck et al.,

2020). Les postes de consommation d'énergie et leur contribution aux émissions carbone sont présentés dans la Figure I-4.

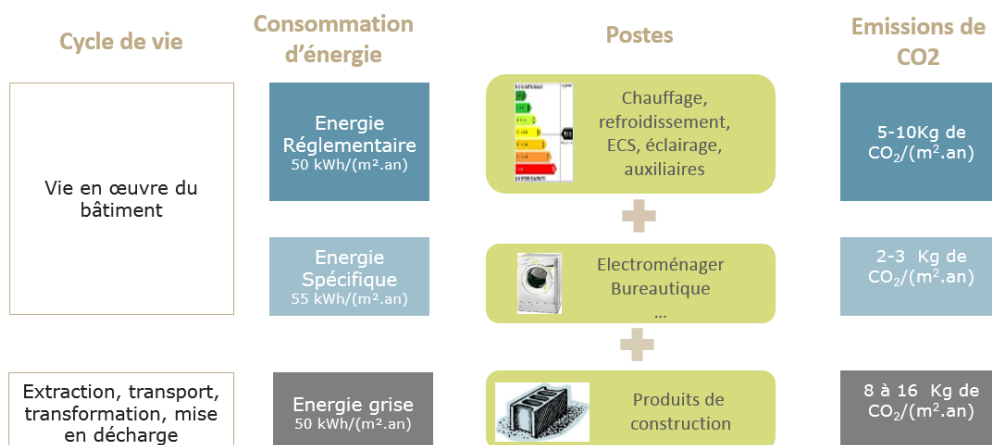


Figure I-4 : Postes consommateurs d'énergie et émissions carbone

Pourtant, selon la Stratégie Nationale Bas-Carbone (SNBC), en 2015, les consommations énergétiques des bâtiments résidentiels et tertiaires ne représentent que 19% des émissions de GES (Carbone 4 & ADEME, 2019). Ces chiffres diffèrent de ceux obtenus à la suite des expérimentations menées par l'alliance HQE, car ils ne prennent pas en compte les émissions qui s'opèrent lors de la production d'énergie (10%), ni la part liée au transport et à la fin de vie potentielle de cette énergie (cf. Figure I-5). Ainsi, en se limitant aux habitudes de consommation énergétiques des occupants d'un bâtiment (postes RT et postes spécifiques), une partie importante des postes émetteurs de GES est occultée.

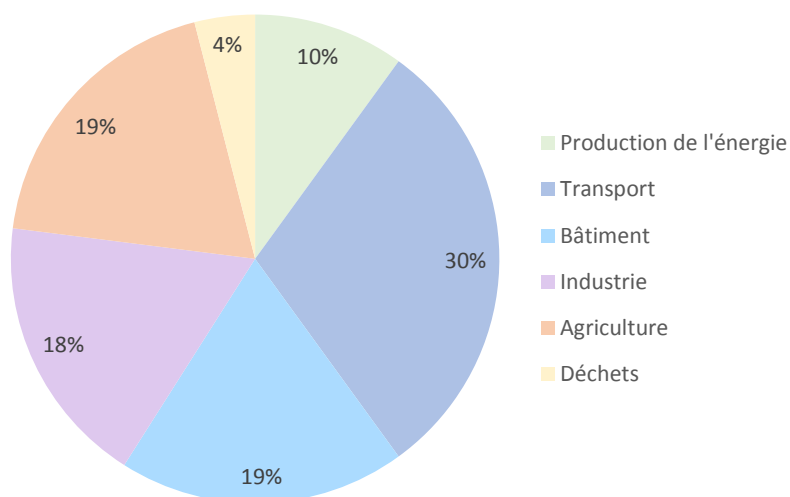


Figure I-5 : Émissions de GES en 2015 (en Mt éq. CO₂) en fonction de différents secteurs d'activités, d'après (Carbone 4 & ADEME, 2019)

La Figure I-5 montre que le transport est le premier contributeur au réchauffement climatique. Or, une fraction des émissions de carbone liées au transport est imputable au secteur de la construction. En effet, entre 1980 et 2010 la demande totale de matériaux affectés à la construction et l'industrie a

quadruplé (IPBES, 2019). Dans le même temps, les distances parcourues par ses matériaux n'ont cessé d'augmenter (IPBES, 2019). De plus, la fréquence des transports de marchandises par voie maritime a quadruplé et celui des minéraux a quintuplé (IPBES, 2019). Le transport représente actuellement 15 % des émissions mondiales de CO₂ dans l'atmosphère (IPBES, 2019) et 30% des émissions en France (Carbone 4 & ADEME, 2019).

En raison de la mondialisation de l'économie, le secteur de la construction sollicite de plus en plus les industries et le transport de marchandises, modifiant ainsi fortement son empreinte écologique. Le système urbain contribue au réchauffement climatique, mais pas seulement. Il participe aux autres pressions qui s'exercent sur la biodiversité :

- Perte d'habitat directe (0.8% d'espaces urbanisés par an (Gouvernement.fr, 2018)) et indirecte (occupation des terres par les mines d'extraction de matières premières, les décharges, etc.) ;
- Pollution des eaux et des sols (IPBES, 2019), notamment par le rejet de déchets dangereux (peintures, solvants, etc.) (*i.e.* 2.4 millions de tonnes de déchets dangereux en 2012, en France (Haeusler & Berthoin, 2016)) ;
- Pollution physique : l'éclairage artificiel nocturne attire par exemple de nombreux insectes qui sont désorientés et finissent par mourir au contact de la chaleur (FRAPNA, 2013)
- Introduction involontaire d'espèces invasives via le transport des marchandises (IPBES, 2019) ou volontaire dans les parcs et les jardins pour leurs qualités esthétiques (Péguin & Delangue, 2013) ;
- Surexploitation des ressources : énergies fossiles pour le fonctionnement des machines, les matériaux de construction, etc. (*i.e.* près de 15 millions de tonnes de sable sont nécessaires chaque année pour la construction, ce qui fait du sable la deuxième ressource la plus consommée au monde, après l'eau (CONSOGLOBE.COM, 2016)).

Pour terminer, une action réalisée sur un site aménagé n'a pas forcément un impact sur la biodiversité propre à ce site. Par analogie avec le réchauffement climatique : les GES émis lors de la consommation d'énergie pendant la vie en œuvre du bâtiment (sur la parcelle) n'ont pas d'impact sur la biodiversité locale. En effet, ils se dispersent dans l'atmosphère et provoquent un impact sur la biodiversité globale (*in-situ* + *ex-situ*). Il faut également distinguer les impacts temporaires, comme la dégradation d'habitats ou la perturbation d'espèces en phase de chantier, des impacts permanents comme la perte d'habitats correspondant aux emprises au sol des bâtiments et infrastructures et conduisant à une rupture définitive de continuums écologiques. Le Tableau I-1 présente d'autres exemples pour illustrer la difficulté à traiter un sujet tel que la biodiversité. Il montre que lorsque toutes les phases du cycle de vie d'une opération d'aménagement sont achevées, le système urbain impacte :

- **Les cinq pressions qui s'exercent sur la biodiversité ;**
- **Différents types de biodiversité : 1) la biodiversité propre à la parcelle aménagée ; 2) la biodiversité propre aux autres sites impliqués dans l'opération et 3) la biodiversité globale/planétaire.**

Tableau I-1 : Exemples d'actions liées à une opération d'aménagement et impact sur les pressions qui s'exercent sur la biodiversité

Actions liées à une opération d'aménagement	Exemple de pressions sur la laquelle l'action peut agir	Exemple d'impacts	Origine de l'impact	Impact biodiversité
Transport routier des produits de construction	Modification et perte d'habitat	Construction d'un bâtiment sur une parcelle (semi)-naturelle	Hors site d'aménagement : emprise au sol des voies de circulation	Impact sur la biodiversité locale des sites occupés et fragmentés par les voies de transport
	Introduction d'espèces invasives	Dissémination d'espèces emprisonnées dans les conteneurs ou dans les rainures des pneus des engins	Hors site et sur site d'aménagement (étapes de construction et déconstruction sur site)	Biodiversité locale des sites impactés
	Changement climatique	Émissions de GES liées à la consommation de combustibles fossiles	Hors site d'aménagement	Biodiversité globale (les GES se dispersent dans l'atmosphère)
	Surexploitation des ressources	Consommation des réserves d'énergies fossiles	Hors site d'aménagement	Biodiversité locale des sites impactés
Chauffage du bâtiment	Changement climatique	Émissions de GES liées à la combustion de matériaux biosourcés (si chauffage bois)	Sur site d'aménagement (pendant la vie en œuvre du bâtiment)	Biodiversité globale (les GES se dispersent dans l'atmosphère)
	Surexploitation des ressources	Exploitation forestière (si chauffage bois) Consommation des réserves d'énergies fossiles (si chauffage au fioul) Exploitation de minerais (si chauffage électrique)	Sur site d'aménagement (pendant la vie en œuvre du bâtiment)	Biodiversité locale des sites impactés
Traitement des eaux usées	Surexploitation des ressources	Les eaux usées sont le résultat de la consommation d'eau douce	Sur site d'aménagement (pendant la vie en œuvre du bâtiment)	Biodiversité locale des sites dans lesquels l'eau est prélevée
	Pollution	Rejets d'eau potentiellement polluée, eutrophisation et acidification des milieux	Hors site d'aménagement (dans les usines de traitement des eaux)	Biodiversité globale (les polluants se dispersent dans l'eau)

En conclusion, même si les zones urbaines ne représentent que 3% de la superficie totale des terres (IPBES, 2019), elles sont associées à des impacts qui vont au-delà de leur empreinte locale (perte et changement des habitats). Elles jouent un rôle non négligeable sur les changements globaux, sont étroitement impliquées dans les cinq pressions qui s'exercent sur la biodiversité et exacerbent les impacts des autres activités humaines (*i.e.* l'agriculture). Pourtant, depuis quelques années, les systèmes urbains intègrent de plus en plus d'éléments de biodiversité faisant de la ville un lieu d'accueil pour certaines espèces.

2.1.2. Système urbain, support de biodiversité

Au cours des années 1980, l'aspect récréatif de la nature est délaissé au profit de l'aspect paysager et, à partir des années 1990 (CNRS, 2010), la « nature en ville » se rationalise et se réfléchit dans sa complexité systémique. Elle est envisagée sur le long terme, en considérant sa diversité et sa fragilité (mode de gestion respectueux). Il est aujourd'hui reconnu que les espaces urbains peuvent contribuer

de manière globale à la conservation de la biodiversité (Dearborn & Kark, 2010; Kervadec & Le foll, 2010) malgré les conditions de vie bien particulières qui y règnent (Aufroy & Roville, 2008) :

- Température plus élevée qu'en milieu naturel ;
- Sols extrêmement imperméabilisés réduisant les connexions écologiques ;
- Composition de l'air différente de celles des autres écosystèmes terrestres du fait de la forte concentration des transports et des industries ;
- Lumières et bruits permanents.

La biocénose du système urbain est adaptée à un biotope dominé par le minéral. La prépondérance du minéral se traduit par une faible biomasse (producteurs primaires peu actifs). L'espèce humaine y joue le rôle d'espèce « clé de voûte », car elle structure l'écosystème (Worm & Paine, 2016). La faune qui vit en zone urbaine est la preuve de l'adaptabilité et de la capacité de colonisation de certaines espèces. Les systèmes urbains abritent en effet une diversité remarquable d'habitats (jardins, parcs, cimetières, berges, ruisseaux, murs, zones industrielles, friches, etc.) capables d'accueillir de nombreuses espèces animales et végétales (Abbadie, 2020; Klaus & and all, 2003). Cette diversité est complexe et profondément déterminée par l'organisation, la planification et la gestion de l'environnement bâti, lui-même influencé par des valeurs économiques, sociales et culturelles (NATUREPARIF, 2011). Elle est le résultat d'un assemblage d'espèces horticoles ou d'espèces ayant spontanément migré de leurs habitats naturels vers les villes (Dearborn & Kark, 2010; Hope et al., 2003).

La ville abrite une biodiversité multiple et variée pour certaines espèces qui s'y portent mieux qu'à la campagne (Kervadec & Le foll, 2010) et qui sont souvent généralistes, mobiles, au régime omnivore ou opportuniste (Abbadie, 2020; Philippe Clergeau, 2010). Ainsi, les milieux urbains regroupent :

- Les **espèces domestiquées** : espèces choyées, sélectionnées et entretenues par l'Homme (plantes d'intérieur, géraniums, platanes, oliviers, parcs, chiens, chats, perruches, etc.) pour embellir son environnement et lui tenir compagnie ;
- Les **espèces acclimatées** au milieu urbain : espèces opportunistes/généralistes (rats, blattes, pigeons, etc.) qui peuvent s'adapter à différents habitats, à l'homogénéisation biotique ainsi qu'à de forts niveaux de perturbation (Devictor, Julliard, & Jiguet, 2008; Julliard, Clavel, Devictor, Jiguet, & Couvet, 2006) . Elles trouvent en ville une source de nourriture considérable résultant des déchets humains, de nombreux habitats permettant leur développement (parcs, friches, égouts, caves, etc.), mais aussi des moyens de colonisation puisque véhicules, semelles de chaussures, poils d'animaux, etc. permettent notamment le déplacement des graines (MNHN, n.d.) ;
- Les **espèces néophytes**, arrivées en ville clandestinement avec les moyens de transport et les marchandises. Souvent envahissantes, car robustes, elles constituent un danger pour les espèces indigènes (Kühn, Brandl, & Klotz, 2004; Obrist et al., 2012) ;
- Les **espèces anciennement domestiquées** qui se sont échappées des foyers et ont formé des populations sauvages dans d'autres espaces urbanisés : perruches, arbres à papillon (Muséum National d'Histoire Naturelle, nd) et autres plantes de jardins (Obrist et al., 2012) ;

- Les **espèces natives**, aussi appelées « nature ordinaire » (Kervadec & Le foll, 2010) : guêpes, abeilles, bourdons, fourmis, papillons, araignées, carabes, etc.

Les espèces plus sensibles, spécifiques, ne supportant que très peu l'agitation humaine sont difficiles à étudier. Elles peuvent toutefois se maintenir en ville dans les boisements peu fréquentés, les cimetières, les berges des cours d'eau, etc.

La mosaïque d'habitats d'un système urbain présente des similitudes avec d'autres écosystèmes. Elle favorise en effet l'implantation et la diversité des espèces (Kervadec & Le foll, 2010). Ainsi, en Europe, les villes sont souvent plus riches en espèces que les espaces ruraux (Hope et al., 2003). Même si cette richesse spécifique est relative puisqu'elle concerne essentiellement les angiospermes et les oiseaux (CNRS, 2010), il est possible de trouver dans la capitale française plus de 60 espèces d'oiseaux nicheurs (Péguin & Delangue, 2013), 75 espèces de pollinisateurs et 218 espèces de plantes (NATUREPARIF, 2011). Certaines profitent de leur capacité de dispersion pour s'adapter et profiter de la variabilité des habitats disponibles. D'autres, comme certains insectes, sont incapables de voler sur de longues distances, ce qui limite leur diversité en ville (Péguin & Delangue, 2013). Concernant les abeilles, une étude du CNRS a assuré le suivi de 9 colonies d'abeilles, dont trois en zone urbaine (Saint-Denis (Seine-Saint-Denis)) et six en zone rurale (Rambouillet (Yvelines) et Saint-Cyr-sous-Dourdan (Essonne)). Cette étude montre d'une part que les colonies des zones urbaines n'ont subi aucune perte contrairement aux colonies des zones rurales et, d'autre part, que les abeilles urbaines sont celles qui ont produit le plus de miel (CNRS, 2010).

Les espèces sont présentes soit dans des espaces similaires à leurs habitats naturels (parcs, jardins, friches), soit au niveau des constructions humaines, qui leur offrent de nouveaux habitats (toitures, égouts, bâtiments). Les toitures végétalisées accueillent par exemple des habitats pour divers insectes, micro-organismes et oiseaux, parfois rares (Obrist et al., 2012) : le pic vert (*Picus viridis*), l'hirondelle de rochers (*Ptyonoprogne rupestris*), le torcol fourmilier (*Jynx torquilla*), le bruant zizi (*Emberiza cirilus*) ou le rougequeue à front blanc (*Phoenicurus phoenicurus*). Ainsi, une cinquantaine de couples de faucons crécerelles logent dans les hauteurs de la cathédrale de Notre Dame, de l'Arc de Triomphe ou de la tour Eiffel à Paris et les tours de la Défense accueillent même un couple de faucons pèlerins (Péguin & Delangue, 2013). Enfin, en zones périurbaines, on observe de plus en plus fréquemment une faune sauvage en raison de la destruction et de la fragmentation de leur habitat. Elle y trouve aussi plus facilement de la nourriture (Péguin & Delangue, 2013). Les zones urbaines les moins perturbées par l'Homme sont les plus favorables à la colonisation spontanée d'espèces. Ainsi, le programme de suivi des plantes communes (Vigie-flore) montre que les parcs et jardins sont moins propices au développement de la flore sauvage que les friches ou autres espaces délaissés (Natureparif, 2011).

Enfin, grâce à la diversité des habitats proposés, le système urbain constitue un support intéressant pour la biodiversité, qu'il ne faut cependant pas oublier de mettre en perspective avec les espaces périurbains, voir naturels. Ainsi, concernant l'avifaune, même si l'abondance des espèces (nombre

d'individus d'une même espèce) augmente, la richesse spécifique (nombre d'espèces différentes) diminue de la campagne vers le centre-ville (Philippe Clergeau, 2008). Aussi, selon les travaux menés par l'Agence Nationale de la Recherche et répertoriés dans le Référentiel (Philippe Clergeau, Blanc, & and all, 2013), plus les espaces verts sont vastes et connectés entre eux (que ce soit de manière linéaire ou en pas japonais), plus la distribution des espèces est bonne. Il a aussi été démontré que les jardins proches des espaces verts abritent plus d'espèces que ceux plus éloignés. L'exemple du point de Hongrie, un papillon rare qui se maintient grâce aux friches urbaines à deux conditions : une surface minimale de 2.500 m² et une distance de quelques centaines de mètres maximums entre elles pour pouvoir se disperser (Gutiérrez, Thomas, & León-Cortés, 1999). Pour développer une biodiversité riche en ville, il est donc important de prévoir des espaces suffisamment étendus pour supporter les processus biologiques et permettre aux espèces de se déplacer dans l'espace construit, en maintenant ou en restaurant les corridors écologiques qui relient les différents espaces de vie urbains et périurbains (parcs et forêts) (Philippe Clergeau, 2012).

Pour conclure, la biodiversité urbaine, longtemps considérée comme un élément plus ou moins passif dans l'espace urbain et opposé à la ville, est aujourd'hui perçue comme un élément qui agit en interaction avec elle. Constituée d'une faune et d'une flore riche et spécifique, elle fait partie intégrante de la ville qui profite en retour de ses multiples fonctions écologiques.

2.2. Influence de la biodiversité sur le système urbain

2.2.1. Biodiversité, un atout pour la résilience climatique des systèmes urbains

La biodiversité ordinaire qui caractérise nos villes constitue notre cadre de vie et conditionne également nos activités économiques, notamment l'agriculture et la pêche. Son état de préservation et sa dynamique sont donc d'importance cruciale pour nos sociétés. Les services rendus par la biodiversité en ville, appelés « services écosystémiques », sont répartis en quatre groupes (MEA, 2005) :

- Les services d'approvisionnement ;
- Les services de régulation ;
- Les services à caractère culturel ;
- Les services de support.

2.2.1.1. Services d'approvisionnement

Les services d'approvisionnement désignent tous les produits et biens créés par les écosystèmes et consommables par l'Homme : eau, aliments, oxygène, médicaments, etc.

▪ Ressource en eau

Les ressources en eau fournissent aux habitants une eau de bonne qualité qui leur est vitale puisque l'Homme ne peut survivre plus de 3 jours sans boire (Kervadec & Le foll, 2010). Ces ressources sont

stockées dans les milieux naturels (nappes souterraines, cours d'eau, lacs, etc.), mais aussi dans des milieux artificiels (plans d'eau, canaux), confectionnés par l'Homme, afin d'assurer son approvisionnement continu. Les eaux littorales, après dessalement, peuvent aussi constituer une ressource en eau domestique (CENTRE D'INFORMATION SUR L'EAU, 2013). Les réserves en eau doivent être conséquentes et maîtrisées pour garantir la pérennité des villes à long terme. Un Français consomme en moyenne 148 litres d'eau par jour (boisson, cuisine, arrosage, douche, sanitaires, linge, etc.). À ce chiffre s'ajoute l'ensemble des consommations liées aux collectivités (hôpitaux, écoles, arrosage des espaces verts, etc.) (CIEAU, 2014).

▪ Ressource en produits alimentaires

La cueillette des fruits et des légumes issus des jardins suscite l'enthousiasme des citoyens pour disposer davantage de « nature en ville ». Pour des raisons économiques et sanitaires (traçabilité des produits), les jardins de ville naissent sous forme de petits potagers sur les balcons, terrasses ou toitures, mais aussi de jardins partagés au pied des immeubles ou dans les délaissés urbains (terres abandonnées, en friche). Ils s'apparentent aux jardins ouvriers de la révolution industrielle (Minaret, 2013). En 2009, on comptait 120 jardins partagés en Ile de France, dont 80 à Paris (Péguin & Delangue, 2013). L'autosuffisance alimentaire nécessite aussi de disposer de produits d'origine animale, qu'il est potentiellement possible de trouver en ville comme le miel des ruches urbaines (DREAL RHONES-ALPES, 2012), les œufs des poules, etc. Bien que les villes dépendent majoritairement des milieux extérieurs pour leur besoin en produits alimentaires, le développement de cette nouvelle source d'approvisionnement peut s'envisager une fois les espaces de toitures mieux maîtrisés et la pollution réduite (Philippe Clergeau et al., 2013).

▪ Ressource en matières premières

Les écosystèmes fournissent les systèmes urbains en matières premières telles que le bois, le sable, les biocarburants. Ce service est important puisqu'il permet de bénéficier d'un large panel de produit de construction.

▪ Ressources médicinales

Une large palette de plantes médicinales disponibles dans la nature permet de soigner efficacement un grand nombre de pathologies.

2.2.1.2. Services de régulation

La biodiversité, et notamment les espaces verts, permet de lutter contre les problématiques environnementales actuelles en canalisant certains phénomènes naturels ou anthropiques.

▪ **Régulation du régime des eaux de pluie**

Le ruissellement des eaux de pluie varie en fonction du type de surface. Sur un sol imperméable (routes, pavés, etc.), 90% des eaux sont récupérées dans le réseau d'évacuation des eaux pluviales (Chaib, 1997). Sachant que ce réseau se déverse le plus souvent dans un ruisseau ou dans un fleuve aux alentours de la commune, en cas de fortes précipitations, le niveau du cours d'eau peut vite monter, se saturer, provoquant ainsi des crues et des inondations (Reygrobellet, 2007).

Lorsqu'un sol est végétalisé, 80 % de l'eau de pluie est interceptée par le végétal (retenue par la canopée ou stockée dans l'écorce d'un arbre par exemple). Seuls les 20% restants se déversent sous forme de pluie dans les réseaux. L'eau qui ne ruisselle pas est restituée dans l'atmosphère par évaporation ou percole dans le sol jusqu'aux nappes phréatiques (Chaib, 1997).

La végétalisation des sols augmente leur perméabilité et permet la régulation de la quantité des eaux de pluie se déversant dans les réseaux.

▪ **Régulation des mouvements de terrain**

Le végétal joue un rôle important dans la fixation des sols. Son système racinaire renforce la cohésion des sols et ralentit son érosion. L'eau infiltrée en surface ou subsurface est directement consommée par le végétal. Grâce à ce pouvoir de régulation de la teneur en eau des sols, le végétal permet de limiter les risques de glissement de terrain (Fort, 2015).

▪ **Amélioration de la qualité de l'air, des eaux et des sols**

Certains végétaux et les organismes qui leur sont associés peuvent être utilisés en tant que phytoépuration. Ils sont capables de dépolluer les sols, les eaux et même l'air (DREAL RHONES-ALPES, 2012) en extrayant, accumulant et dégradant les agents polluants (Dabouineau, Lamy, & Collas, 2005; Nowak, Crane, & Stevens, 2006; Nowak, Wang, & Endreny, 2007). Au-delà de la bioaccumulation, les végétaux agissent sur les caractéristiques physico-chimiques des sédiments et permettent ainsi d'éviter le transfert des métaux lourds dans les nappes phréatiques (Péguin & Delangue, 2013). Le système foliaire des végétaux, par sa rugosité, peut aussi intercepter les particules de pollution, jusqu'à près de 20 kg par an pour un arbre mature (Lessard & Boulfroy, 2008), et les disperser en faisant barrière au vent (Escobedo & Nowak, 2009).

▪ **Lutte contre le changement climatique local et global**

Le minéral, prépondérant dans les villes, favorise l'inertie thermique et emmagasine une grande partie de la chaleur en journée : une ville absorbe ainsi 15 à 30 % d'énergie de plus que son environnement immédiat (Péguin & Delangue, 2013). Cette chaleur souvent restituée la nuit est à l'origine des îlots de chaleur urbains. Ce phénomène se traduit par une différence de température entre le centre-ville et sa périphérie pouvant atteindre 16°C (Thibault, Valette, & Cordeau, 2010). Les végétaux peuvent s'avérer

efficaces pour diminuer les îlots de chaleur urbains en rafraichissant l'air ambiant. En effet, par l'ombrage qu'ils apportent et par le phénomène d'évapotranspiration, caractéristique de la photosynthèse, ils interceptent les rayons lumineux et augmentent l'humidité de l'air. Ainsi, un arbre feuillu peut émettre jusqu'à 4000 litres d'eau par jour, ce qui représente une puissance de refroidissement équivalente à celle de cinq climatiseurs pendant 20 heures (Boutefeu, 2007). Une étude portant sur le « Grand Paris » a simulé l'impact d'une augmentation de 30% de la surface boisée en Ile-de-France couplée au remplacement des cultures céréalières environnantes (dans un rayon de moins de 50 km) par du maraîchage et à la création de retenues d'eau. La conclusion est que, d'ici 2030, la température nocturne de Paris intra-muros pourrait diminuer de 2°C (Péguin & Delangue, 2013). Dans les parcs, la température de l'air est inférieure d'au moins 2°C à celle du reste de la ville. Cependant, l'effet de rafraîchissement n'est plus perceptible au-delà d'un éloignement de 200 m (Abbadie, 2020).

Au niveau du climat global, tout au long de leur vie, et particulièrement pendant leur croissance, les végétaux prélèvent le carbone de l'atmosphère pour le stocker dans leurs tissus (Nowak et al., 2006). D'une manière générale, les plantes ligneuses séquestrent plus de carbone que les plantes herbacées (Jo & McPherson, 1995). Elles constituent donc un moyen de lutte contre les GES, même si les émissions urbaines dépassent leur capacité de stockage. À Lyon par exemple, la croissance annuelle de l'ensemble de la végétation de l'agglomération ne permet de stocker que 3 jours de ses émissions totales (Bruyat, 2011). Aussi, selon le Centre de transfert de technologie en foresterie (CERFO), il faut annuellement environ 130 arbres de 30 ans pour fixer les 4500 kg de CO₂ produits par une automobile parcourant 20 000 km (Lessard & Boulfroy, 2008). La présence du végétal impacte aussi indirectement l'empreinte carbone des Hommes en jouant sur la consommation énergétique des bâtiments. En effet, en été et selon leur implantation, les végétaux rafraichissent l'air à l'intérieur des bâtiments en interceptant les rayons lumineux et via l'évapotranspiration. En hiver, ils jouent le rôle de barrière mécanique au vent, ce qui permet aux bâtiments de conserver leur chaleur (McPherson, 1992). Les toitures végétalisées permettent de réduire la consommation énergétique des bâtiments plus ou moins efficacement en fonction du type de végétation implantée et de l'épaisseur du substrat (Getter & Rowe, 2006).

▪ Gestion des déchets

La biodiversité urbaine peut jouer un rôle dans la gestion des déchets des villes. Les micro-organismes primaires, les décomposeurs (bactéries, champignons, etc.) (Obrist et al., 2012), sont capables de dégrader la matière organique par un processus naturel. Ce concept est utilisé dans le compostage collectif ou individuel et permet de réduire et de valoriser les déchets verts par les propriétés fertilisantes du compost (DREAL RHONES-ALPES, 2012).

Il convient d'ajouter la contribution des autres animaux qui consomment aussi les déchets organiques (moineaux, pigeons, insectes, rats, etc.).

- **Lutte biologique**

Certaines espèces peuvent devenir de véritables alliées dans la lutte contre les insectes indésirables. Par exemple, les araignées se nourrissent des insectes volants et rampants (mouches, moustiques, blattes, etc.) qu'elles capturent dans leur toile.

De même, les chauves-souris, insectivores, réduisent de manière considérable les populations d'insectes. L'installation de nichoirs pour chauve-souris à l'Université de Floride a permis de lutter efficacement contre les insectes indésirables en quelques années (un murin de Daubenton peut avaler à lui seul 60 000 moustiques en un été).

- **Pollinisation**

En pollinisant les végétaux, la faune (insectes, oiseaux, chiroptères, etc.) joue un rôle fondamental dans la production des fruits, des légumes et des semences. Ce service, dont dépendent plus de 70% des espèces végétales cultivées dans le monde (Péguin & Delangue, 2013), est estimé à une valeur de 2 à 5 milliards d'euros (Le Monde, 2016).

2.2.1.3. Services à caractère culturel

Ce sont tous les bénéfices immatériels que la nature procure en termes de bien-être, santé et loisirs.

- **Vecteur de lien social et de solidarité**

Les jardins partagés, initiés en réponse à la crise économique et sanitaire, permettent de créer du lien social entre les usagers et favorisent la mixité sociale. Ils sont majoritairement soutenus par les municipalités qui en retirent des bénéfices multiples : cohésion sociale, économies de gestion des espaces entretenus par les habitants, amélioration de la qualité écologique et paysagère, etc. (Laïlle, Provendier, Colson, & Salanié, 2014).

- **Amélioration du cadre de vie, bien-être et santé des citoyens**

La nature « de proximité » améliore à plus d'un titre le cadre de vie des citoyens (Reygrobellet, 2007). Selon le rapport du Conseil général de l'Environnement et du Développement durable (Lavarde, Fouquet, & Maler, 2013), des études ont montré que des relations existent entre longévité, perception de sa santé, capacité à se relaxer et fréquentation des espaces. De plus, la proximité d'arbres et d'herbe visibles depuis les logements semble avoir des effets positifs sur la capacité des habitants à « *faire face aux défis de la vie et à minorer l'agressivité à l'intérieur de la famille en réduisant la fatigue mentale* ». Un lien entre capacité de concentration et fréquentation des espaces verts a aussi pu être établi chez les enfants : ils parviennent à mieux se concentrer après une activité pratiquée dans un environnement vert. Ce constat, pourtant bien établi, n'est pas encore bien quantifié. À titre d'exemple, il est possible de citer les travaux menés par Emmanuel Boutefeu auprès des habitants de l'agglomération lyonnaise

et retranscrits dans le retour d'expérience de la « nature en ville » en Rhône-Alpes (2012). Sur les 305 personnes interrogées, plus de la moitié déclare aller dans un parc quasi quotidiennement pour se promener (40%) ou profiter des aires de jeux (26%). Les travaux révèlent aussi que les espaces verts sont « très appréciés des citoyens » et ont un « effet bienfaiteur » en agissant sur le sentiment de satiété. Le calme est apprécié et recherché par les usagers des espaces verts. Leur dimension récréative (promenades, sports, jeux d'enfants, etc.) participe à leur bien-être.

Plus largement, une étude réalisée par l'Union Nationale des Entrepreneurs du Paysage confirme que l'ensemble des Européens s'accordent autour d'un besoin quotidien de végétal. Plus précisément, 81 % des femmes et 72 % des hommes affirment qu'un contact régulier avec les espaces verts est indispensable à leur bien-être (Andre, 2013).

Enfin, les premiers résultats d'une étude menée par Assaf SCHWARTZ dans les hôpitaux de Paris révèlent que les personnes interrogées ont envie de rencontrer des animaux et des fleurs dans les jardins jouxtant les bâtiments. Ces conclusions confortent l'idée du lien entre le bien-être et la biodiversité urbaine (NATUREPARIF, 2011).

▪ **Identité et valorisation du système urbain – Tourisme**

Les espaces verts occupent une place essentielle dans la perception de la ville. Ils ont souvent modelé la structure des villes et font partie intégrante du patrimoine local. Les points de vue, les alignements d'arbres, les cours d'eau, etc. sont des atouts pour les sites urbains. Le végétal est un vecteur d'identité territoriale, souvent fièrement revendiquée par les communes.

Les végétaux sont devenus incontournables pour accroître l'attractivité des villes : ils sont utilisés pour mettre en valeur le patrimoine architectural en façades, ou pour fleurir les entrées de villes.

2.2.1.4. Service de support

Ce service fournit des espaces de vie aux espèces. Il est le fondement même de tous les écosystèmes et de leurs services, car il permet de créer les conditions de base au développement de la vie sur Terre : cycle de l'eau, du carbone, photosynthèse, formation des sols, etc.

▪ **Formation des sols, support d'habitats**

Les sols se forment par érosion des roches et par accumulation de matières organiques. Leurs caractéristiques physico-chimiques (fertilité, pH, etc.) conditionnent le développement d'espèces végétales et animales et la richesse des milieux. Les sols sont par nature des supports d'habitats et offrent aux espèces de quoi se nourrir et se reproduire (Péguin, Moncorps, & Rolland, 2012). Les écosystèmes sont donc des supports de diversité spécifiques. La faune et la flore qui vivent en zone urbaine en sont la preuve. C'est ainsi que l'intégration d'espaces de nature en ville peut apporter de nouveaux lieux de vie pour un certain nombre d'espèces (Péguin & Delangue, 2013).

▪ Accomplissement des cycles naturels

Les écosystèmes permettent la réalisation de plusieurs processus naturels tels que la circulation et le transfert de carbone, d'azote, de phosphore et d'eau d'un compartiment/milieu à l'autre (air, eau et sol). L'intégration d'espaces de verdure en ville facilite par exemple le passage de l'eau du compartiment air vers celui du sol et permet au cycle de l'eau de s'accomplir correctement. Les écosystèmes réunissent les conditions d'accomplissement de la photosynthèse qui produit l'oxygène atmosphérique et de la matière organique, lesquels jouent un rôle clé dans les chaînes alimentaires (Péguin et al., 2012).

Le rôle stratégique de la nature est un paramètre incontournable dans l'urbanisation des villes. Cependant, avant toute démarche de naturalisation des villes, il est nécessaire de maîtriser les nuisances biologiques et les risques sanitaires qu'elle peut engendrer.

2.2.2. Biodiversité, une contrainte pour le système urbain

2.2.2.1. Aggravation des phénomènes naturels

En cas de fortes intempéries, l'intégration d'éléments favorisant la biodiversité peut devenir un facteur aggravant. La présence d'un cours d'eau peut être à l'origine de fortes inondations et la chute d'arbres en cas de tempête peut en accroître les dégâts. En période de sécheresse, les arbres consomment de l'eau qui devient alors de plus en plus rare pour les besoins anthropiques, etc. (DREAL RHONES-ALPES, 2012). Ces phénomènes restent cependant exceptionnels.

2.2.2.2. Problèmes de santé publique et de biodiversité non désirée

Certaines espèces animales ou végétales peuvent véhiculer des maladies :

- Les allergies : plus de 20 % de la population française souffre d'allergie respiratoire (DREAL RHONES-ALPES, 2012). Les allergènes sont respirés en intérieur (acariens, poils d'animaux domestiques, etc.) ou en extérieur (pollens). En ville, les principales plantes (arbres et herbacées) qui produisent des pollens allergisants sont répertoriées dans l'Annexe 1. Parmi elles, l'Ambroisie, une espèce envahissante, est particulièrement virulente ;
- Les moustiques : le moustique *Aedes albopictus* ou « moustique tigre » s'est développé en Métropole de manière continue depuis 2004. Il peut transmettre des maladies potentiellement graves comme la dengue ou le chikungunya. Il est particulièrement bien adapté en milieu urbain et périurbain ;
- Les zoonoses : maladies infectieuses transmises de l'animal à l'homme (*i.e.* grippe aviaire). Elles se contractent lors d'exposition directe ou indirecte à des animaux (rats, singes, volailles domestiques, etc.) ou par ingestion de produits qui en sont issus (viande, lait, œufs, etc.).
- La leptospirose : maladie grave, parfois mortelle, due à des bactéries, les leptospires, que l'on retrouve principalement dans les urines des rongeurs.

En plus d'être à l'origine de maladies, certaines espèces sont indésirables. C'est le cas des pigeons, des insectes (blattes, puces, punaises, mites, termites, etc.) et des adventices aussi appelées « mauvaises herbes ».

2.2.2.3. Nuisances pour la biodiversité locale

Certaines espèces, comme les nouveaux animaux de compagnie, peuvent, lorsqu'ils sont abandonnés, être à l'origine de dégâts écologiques importants sur les populations locales. C'est le cas des tortues de Floride qui, jeunes, sont présentées comme des tortues naines alors qu'elles peuvent atteindre 30 centimètres à l'âge adulte. Jugées alors trop encombrantes, elles sont relâchées dans la nature, dans laquelle elles s'adaptent très bien. Omnivores, elles se nourrissent aussi bien d'algues que de poissons, d'insectes et même d'amphibiens. Le climat européen et l'absence de prédateurs leur permettent de se reproduire et de proliférer. Agressives, elles menacent la tortue européenne (la cistude) qui voit son territoire et ses proies se réduire progressivement (Servan & Arvy, 1997).

Les espèces envahissantes peuvent aussi être de nature végétale, comme la Renouée du Japon. Certaines plantes utilisées comme ornement contribuent paradoxalement au déclin de la biodiversité locale en se substituant aux plantes autochtones. (Ailante, arbre provenant de Chine, Buddleia de David, ou « arbre aux papillons » , etc.) (Péguin & Delangue, 2013). Leur capacité à se reproduire et à éliminer leurs concurrents fait d'elles des compétitrices hors pair. Certaines sécrètent des substances capables de tuer les racines des plantes voisines, d'autres les privent de lumière par la densité de leurs feuilles (Havard, 2018).

2.2.2.4. Compétition pour la ressource en eau

La gestion de l'eau est au cœur des enjeux écologiques et financiers, surtout durant la période estivale. Les efforts des collectivités pour intégrer plus de végétalisation génèrent l'entretien et l'arrosage de davantage d'espace. La prise de conscience de la compétition pour la ressource en eau se traduit par l'émergence de la gestion écologique des espaces verts urbains, basée sur la connaissance des besoins des végétaux, la radiation solaire, l'évapotranspiration et les propriétés physiologiques des plantes (Plante&Cité, 2013).

2.2.2.5. Facteur d'inégalités sociales

Si la végétalisation participe à l'amélioration du cadre de vie des citoyens, elle peut aussi être à l'origine d'inégalités sociales. En effet, la configuration des villes, la répartition des habitats et des populations peuvent induire des différences d'accessibilité et de qualité des espaces verts. Le système urbain devient alors source d'injustices environnementales : les populations des quartiers les plus pauvres sont les plus exposées aux nuisances (bruits, pollutions, etc.), aux risques (naturels et technologiques) et ont un accès moindre aux services et aux espaces verts de qualité (Boutaud, 2012). Ces inégalités peuvent accentuer la ségrégation sociale et spatiale en créant une « fracture écologique » entre les quartiers où les espaces verts ne sont pas vraiment entretenus, et les quartiers où ils sont choyés.

Pourtant, la lutte contre les inégalités urbaines par la qualité environnementale est indispensable à la réussite de l'objectif de mixité sociale (Kervadec & Le foll, 2010) .

Pour conclure, bien que la nature soit majoritairement considérée comme un vecteur de bien-être et qu'elle fournisse des avantages sanitaires à l'Homme, elle peut potentiellement être à l'origine de certaines nuisances. Cette ambivalence doit cependant être nuancée, car même si certaines nuisances sont fondées, les effets négatifs restent secondaires et pourraient être réglés en sensibilisant les populations. Ils doivent constituer des points de vigilance, sans pour autant remettre en cause la légitimité de l'intégration de la biodiversité dans le système urbain.

Interaction entre le système urbain et la biodiversité – Conclusion et transition :

Le rôle des systèmes urbains dans les changements globaux n'est pas anecdotique. Ils contribuent activement aux cinq pressions qui s'exercent sur la biodiversité et impactent différents types de biodiversité : 1) la biodiversité propre à la parcelle aménagée, qui dépend fortement des spécificités du territoire aménagé ; 2) la biodiversité propre aux autres sites impliqués dans l'opération et 3) la biodiversité globale/planétaire. Pourtant, sans la biodiversité, les villes ne pourraient pas se maintenir. En effet, elles dépendent fortement des services que la biodiversité leur procure. Par exemple, en plus de fournir les matières premières nécessaires à la construction de bâtiments et d'infrastructures, la biodiversité permet de réduire les risques d'inondation, les îlots de chaleur et elle contribue au bien-être des citoyens. Il semble donc important de s'attacher à la conserver, d'autant plus que les systèmes urbains s'avèrent être un bon support de vie lorsque la végétalisation y est intégrée intelligemment.

La conciliation des objectifs des villes avec la conservation de la biodiversité et toutes les fonctions et services écosystémiques qu'elle fournit constitue un enjeu majeur. Afin de mener des actions de conservation efficaces, il est impératif de prendre conscience des différents niveaux d'interaction et de les intégrer dans les évaluations de la biodiversité afin d'anticiper les réels impacts potentiels d'une opération d'aménagement. La troisième partie de ce chapitre a pour objectifs de faire l'état des lieux des évaluations de la biodiversité appliquées aux systèmes urbains et de voir dans quelle mesure elles rendent compte :

- Des changements globaux qui s'opèrent de l'échelle locale à l'échelle planétaire ;
- Des différents niveaux d'interactions système urbain/biodiversité.

3. Évaluation des impacts des systèmes urbains sur la biodiversité dans un contexte de changement global

La partie 1.3 a mis en évidence les limites des actions de conservation de la biodiversité. Les zones protégées mises en place ne permettent pas d'enrayer le déclin de la biodiversité causé par les changements globaux :

- Leur superficie reste insuffisante ;
- Elles sont soumises aux pressions et sont peu contraignantes pour les activités humaines ;
- Elles sont conçues pour protéger les espèces menacées, souvent localisées dans des milieux à caractères naturels ;
- Elles agissent sur une seule des cinq pressions qui s'exercent sur la biodiversité (la perte et le changement d'habitat) et ne traitent pas les contributeurs de pression à leur source.

Les protections mises en place jusqu'aux années 2000 ciblaient surtout des espèces menacées, et non pas les espèces ordinaires, plus proches des communautés humaines, mais néanmoins touchées par les changements globaux induits par les pressions qui s'exercent sur la biodiversité (Denis, Vandeveld, Pew, & Trusts, 2014; Gaston & Fuller, 2007; Julliard et al., 2006). Les espèces ordinaires peuvent se définir par défaut : ce sont celles qui ne sont ni menacées, ni domestiquées, ni exploitées. Elles regroupent une large majorité d'espèces : près de 80 % des vertébrés (Vandeveld, 2016). Les espèces menacées et ordinaires diffèrent par leur sensibilité aux sociétés humaines, justifiant ainsi des politiques de préservation distinctes (Rosenzweig, 2003). Les espèces incompatibles avec la présence humaine pourraient correspondre aux espèces menacées ; celles qui accompagnent le développement des sociétés, aux espèces ordinaires (Rosenzweig, 2003). Cette différence de sensibilité s'explique par des caractéristiques biologiques particulières. Contrairement aux espèces ordinaires, les espèces menacées sont pour la plupart des espèces spécialistes de grande taille, à long cycle de vie et à distribution réduite (Kotiaho, Kaitala, Komonen, & Pa, 2005). Par ces caractéristiques, elles constituent un échantillon biaisé de l'ensemble des espèces, à la fois par rapport aux causes et aux conséquences de leur déclin (Gaston, 2011). Comme elles ne font pas partie des écosystèmes urbains, la protection qui leur est allouée ne bénéficie pas aux zones urbaines. Pourtant, malgré le fait qu'elles soient en partie responsables des pressions qui pèsent sur la biodiversité, elles sont le siège de processus évolutifs pour la biodiversité ordinaire (partie 2.1.2) et le support de dynamiques écosystémiques (partie 2.2.1). Depuis quelques années, la prise de conscience de la nécessité d'une gestion différenciée entre espèces menacées et espèces ordinaires a conduit à prendre des mesures de réduction de l'impact des systèmes urbains sur la biodiversité : les regards se tournent petit à petit vers une performance de « zéro perte de biodiversité » (et non plus vers des aires de protections délocalisées des lieux à l'origine des impacts, spécifiques à la protection d'espèces menacées qui ne sont pas représentatives des environnements directement connectés aux sociétés humaines).

Cette partie dresse l'état des lieux des méthodes d'évaluation des impacts des systèmes urbains sur la biodiversité. Son objectif est de discerner dans quelle mesure elles rendent compte des changements

globaux et des différents niveaux d'interactions système urbain/biodiversité et de s'assurer que les mesures prises sont en faveur de la biodiversité. Le périmètre des recherches est limité au contexte français.

3.1. Expertise écologique

3.1.1. Grands principes de l'expertise écologique

3.1.1.1. Réglementations et historique des évaluations

Même si depuis la loi du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature, les aménageurs publics ont l'obligation d'évaluer les impacts sur la biodiversité, elle n'est réellement appliquée qu'après l'instauration des lois Grenelle I (3 août 2009) et II (12 juillet 2010). Leurs décrets portant sur l'engagement national pour l'environnement fixent en effet des conditions pour restaurer la « nature en ville », protéger et à valoriser la biodiversité dans ses formes les plus diverses. Plus récemment, la loi du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages inscrit des principes forts en termes de biodiversité. L'objectif d'absence de perte nette de biodiversité, voire de gain, et l'obligation de respecter la séquence éviter, réduire et compenser (ERC) pour tout projet impactant la biodiversité et les services qu'elle fournit est maintenant inscrit dans la loi. Si la séquence éviter, réduire et compenser n'est pas appliquée de manière satisfaisante, le projet ne pourra pas être autorisé en l'état (Ministère de la transition écologique et solidaire, 2019). Toutes les activités, publiques ou privées sont soumises à autorisation environnementale selon des critères annexés dans le code de l'urbanisme et de l'environnement (voir Annexe 0).

Jusqu'aux années 2000, la biodiversité n'était pas considérée comme un risque pour les aménageurs puisque les problématiques environnementales n'étaient pas susceptibles de provoquer des conflits entre acteurs de l'aménagement et acteurs locaux (Vandavelde, 2016). C'est l'acceptabilité sociale qui comptait. Les associations de protection de la nature ne contestent que très peu les aménagements et les espaces naturels sont souvent sacrifiés (Lolive, 1999) (*i.e.* 70% du tracé de la ligne TGV Méditerranée est situé dans des ZNIEFF). Et pour cause, la loi de 1976 introduit l'obligation pour les aménageurs de réaliser une étude d'impact sur l'environnement pour chacun de leurs projets, étape indispensable pour être autorisé à effectuer des travaux, mais, en 1976, tout ou presque est à construire (les outils, les procédures détaillées, les métiers). Cette obligation réglementaire est alors considérée comme une formalité administrative qui prend la forme d'une simple déclaration des effets de l'aménagement sur l'environnement (Vandavelde, 2016). Des chercheurs ont ainsi montré qu'en Europe, comme aux États-Unis, et ce jusqu'à la fin des années 1990, l'effet des études d'impact sur la décision (de faire ou de ne pas faire un projet) est très modeste (Barker, 1999; Jay, Jones, Slinn, & Wood, 2007).

À partir des années 2000, la biodiversité devient un risque pour l'aménagement et l'environnement n'est plus une préoccupation secondaire. Les problématiques environnementales sont reconnues comme d'intérêt général et ne sont plus seulement considérées comme un objet « à risque » du fait des impacts

potentiels du projet, mais deviennent un risque pour le projet (Boholm & Corvellec, 2010; Corvellec & Boholm, 2008). L'environnement occupe alors une place centrale dans les projets et sa prise en charge au travers d'instruments et d'outils permet de gérer de manière simultanée ce « double risque ». Ce nouveau positionnement résulte de l'enrichissement du corpus réglementaire, de la sophistication des méthodes d'évaluation des impacts et de l'implication plus importante des aménageurs, notamment du fait du risque que représente pour leur activité la mauvaise prise en compte de l'environnement. La législation européenne en matière d'environnement et de protection de la nature et les politiques, en particulier les lois Grenelles de 2009 et 2010, ont largement orienté la production des savoirs, mais aussi les façons de « gouverner » le risque environnemental au travers d'instruments d'action publique (Vandevelde, 2016) . Au fil des années, la thématique de la biodiversité s'est placée au cœur des réflexions d'aménagement, la faisant sortir du champ de l'écologie dans lequel elle était confinée (Franchomme, Bonnin, & Hinnewinkel, 2013; Lepart & Marty, 2006).

Aux lois, s'ajoutent de nombreux plans et programmes en faveur de la nature traduisant un réel engagement en faveur de la biodiversité (*i.e.* Stratégie Nationale de Développement durable (SNDD) en 2003 et 2010, Stratégie Nationale pour la Biodiversité (SNB) en 2004, Plan ville durable en 2008, Agenda 21, plan « Restaurer et valoriser la nature en ville » en 2010, Plan biodiversité en 2018, etc.).

La « zéro perte de biodiversité » en ville s'atteint en diminuant les pressions qui ont pour origine les activités liées au système urbain. En fonction du projet, le dispositif législatif impose au maître d'ouvrage soit l'élaboration d'un rapport d'évaluation des incidences sur l'environnement (qui sera soumis à l'autorité autorisant le projet), soit un examen au cas par cas s'il est soumis à autorisation environnementale. Quelle que soit l'échelle d'analyse de l'étude (échelle territoriale, communale ou de zone d'aménagement), la « zéro perte de biodiversité » nécessite de mettre en place plusieurs étapes. Tout d'abord, un diagnostic identifie tous les enjeux environnementaux du territoire avant perturbation. Une deuxième étape évalue les impacts potentiels d'une perturbation (opération d'aménagement) au regard des enjeux identifiés sur le territoire et au regard des changements globaux. Enfin, une troisième étape élabore et met en place des mesures pour éviter, réduire ou compenser l'impact. Ce phasage est indispensable pour prendre des mesures **adaptées** à la lutte contre l'érosion de la biodiversité.

3.1.1.2. Diagnostic

La phase de diagnostic, aussi appelée « état initial de l'environnement », consiste à connaître l'état de l'environnement avant impacts et à identifier les éléments présents sur le territoire et susceptibles d'être touchés par un éventuel projet d'aménagement. Le diagnostic est effectué transversalement pour dix thématiques environnementales, dont la biodiversité (paysage et patrimoine, milieux naturels et biodiversité, risques naturels, eau, occupation du sol, énergie, déchets ; qualité de l'air, risques technologiques et bruits) (MEDDTL, 2011a). Un diagnostic se déroule généralement en trois étapes : il faut d'abord collecter les données, puis les hiérarchiser et enfin les synthétiser sous forme de carte.

La collecte des données consiste à recenser les informations considérées comme pertinentes vis-à-vis de la biodiversité puis à les spatialiser dans un système d'information géographique (SIG). Les données collectées diffèrent en fonction de l'échelle d'analyse. Pour échelle territoriale, il s'agit essentiellement des zonages réglementaires, de la carte d'occupation du sol et des zonages des aires de protection ou d'intérêts pour la biodiversité (Réserves naturelles, Arrêtés de Protection du Biotope, Sites Natura 2000, ZNIEFF, etc.). Pour les échelles plus fines, des données d'inventaire de faune, de flore et d'habitat peuvent être utilisées, certaines sont collectées directement sur le terrain. La variabilité de la qualité des données (précision, ancienneté, etc.) remet souvent en cause dans l'évaluation et peut donner lieu à des échanges entre l'aménageur et les détenteurs des données afin de trouver un accord sur les données à prendre en compte (Vandeveld, 2016).

La hiérarchisation des données est fonction du niveau de sensibilité des éléments de biodiversité préalablement identifiés. Les enjeux peuvent être catégorisés (*i.e.* enjeu fort, modéré ou faible) selon un ou plusieurs critères. Une hiérarchisation est effectuée pour les données de chaque thématique environnementale qui sont ensuite additionnées pour montrer les enjeux environnementaux globaux du territoire (Vandeveld, 2016).

L'analyse est restituée sous forme de synthèses cartographiques. La hiérarchisation des enjeux (globaux ou par thématiques) est représentée graphiquement, souvent par un code couleur pour permettre aux différentes parties prenantes du projet de les visualiser et de mieux les appréhender (Vandeveld, 2016).

3.1.1.3. Calcul/qualification/évaluation des impacts

L'évaluation des impacts est l'étape clé des évaluations de la biodiversité. Elle consiste à anticiper les impacts d'une opération d'aménagement au regard des changements globaux et des enjeux diagnostiqués sur le territoire. Comme explicité dans la partie 2.1.1., les aménagements urbains engendrent deux types d'impacts :

- Les impacts directs, conséquences immédiates de l'aménagement dans l'espace et dans le temps. L'emprise de l'aménagement peut provoquer la destruction, la perturbation et la fragmentation des habitats naturels ou semi-naturels et des espèces qui y vivent.
- Les impacts indirects, conséquence de l'activité même du secteur de la construction. Qu'il s'agisse des émissions carbone, des pollutions ou encore des organisations foncières (mines, usine, décharges, etc.) engagées dans le cycle de vie des opérations d'aménagements, ces impacts indirects sont souvent plus importants que ceux engendrés directement par la construction de l'aménagement (Vandeveld, 2016).

Les impacts se cumulent, résultat de l'interaction de plusieurs effets directs et indirects générés par un même aménagement dans le temps et l'espace. Ils peuvent conduire à des modifications rapides ou progressives des milieux naturels et semi-naturels.

Pour une opération donnée, l'aménageur peut proposer différents scénarios de construction et d'aménagement. L'évaluation consiste alors comparer les caractéristiques fonctionnelles, techniques et économiques des différentes options d'un point de vue environnemental, par exemple en calculant pour chacune les superficies d'enjeux environnementaux qu'elles recourent.

Avant les années 2000, les outils permettant de prédire les impacts au-delà des dires d'experts n'existent pas, même si certains impacts sont mieux étudiés que d'autres (*i.e.* pollutions de l'air et sonore facilement simulables). De plus, les bureaux d'études sollicités par les aménageurs sont vus comme les avocats du maître d'ouvrage, jonglant entre « respect des prescriptions réglementaires, qualité technique des méthodes pour y répondre et prise en compte des intérêts du client aménageur » afin de défendre le dossier devant les services instructeurs de l'état (Vandeveld, 2016). À cette époque, les impacts prédits ont tendance à être sous-estimés au profit d'études descriptives (Vandeveld, 2016). Cette situation a conduit l'État à produire des guides de bonnes pratiques à destination des auteurs d'études d'impacts. Cependant, ces guides se contentent en général de décrire la procédure d'évaluation au travers d'une lecture procédurale, plutôt que de proposer des méthodes permettant de réaliser l'exercice de prédiction (*i.e.* le guide de l'évaluation environnementale des documents d'urbanismes (MEDDTL, 2011a)). À partir des années 2000, pour répondre à ces faiblesses et à l'état parcellaire des connaissances et des outils à leur disposition, les aménageurs et leurs bureaux d'études spécialisés en écologie créent leurs propres méthodes de prédiction (Vandeveld, 2016), légitimant leur qualité en tant que prestataires de conseil et d'expertise. Pour répondre aux attentes de l'état, les outils tendent de plus en plus vers des analyses multicritères cherchant à mettre en perspective les enjeux des différentes thématiques environnementales : paysage et patrimoine, milieux naturels et biodiversité, risques naturels, eau, occupation du sol, énergie, déchets ; qualité de l'air, risques technologiques et bruits. Bien que certaines de ses thématiques se recoupent, chacune est traitée de manière individuelle. En ce qui concerne la biodiversité, le focus est positionné sur la perte d'habitat naturel et ses conséquences (*i.e.* Biodi(V)strict (AGROPARISTECH VINCI - CHAIRE ECO-CONCEPTION, 2008)), ainsi que sur la sensibilité des espèces observées sur le site, notamment sur leur statut de protection au titre de la liste rouge des espèces menacées de l'IUCN. L'objectif est d'éviter toute perte d'espèces. Au fur et à mesure, l'approche se complexifie, en pondérant par exemple l'impact vis-à-vis de l'espèce afin de mieux juger de la menace pesant sur l'espèce (certaines espèces ne sont pas spécialement sensibles aux aménagements). Quelques exemples de méthodes et d'outils développer pour l'évaluation des impacts sur la biodiversité sont présentés dans la partie 3.1.2. *In fine*, le critère de biodiversité est mis en perspective avec d'autres critères environnementaux (ressource en eau, pollution de l'air, etc.) qui sont eux-mêmes relativisés aux regards des enjeux sociaux, économiques ou techniques (relief, hydrographie, etc.), qui doivent rendre compte de l'intérêt public majeur de l'aménagement et notamment des besoins identifiés sur le territoire.

La détermination du caractère de l'impact conditionne les actions qui seront menées pour atténuer les impacts d'un projet aménagement sur la biodiversité. En effet, depuis la loi de 1976, tous projets d'aménagement qui a un impact notable sur les écosystèmes doit prendre des mesures d'évitement de

Évaluation des impacts des systèmes urbains sur la biodiversité dans un contexte de changement global

réduction et de compensation de cet impact en appliquant la séquence Éviter, Réduire et Compenser (ERC).

3.1.1.4. Élaboration et mise en place de mesures : la séquence ERC

Les aménageurs ont l'obligation d'intégrer les enjeux biodiversité lors de la conception des projets en appliquant la séquence réglementaire « Éviter Réduire Compenser » (ERC). Cette séquence arrive après l'évaluation des impacts biodiversité engendrés par le projet et consiste à mettre en œuvre des mesures pour les réduire si des résidus subsistent et en dernier recours de les compenser si les précédentes étapes n'ont pas suffi à atteindre l'objectif d'absence de perte nette de biodiversité fixé par la réglementation.

Les mesures pour éviter et réduire les impacts sont appliquées au projet qui est alors réévalué. S'il engendre toujours des pertes de biodiversité, des mesures compensatoires sont mises en place. Concrètement, les mesures compensatoires consistent à restaurer ou maintenir la biodiversité (par exemple une population d'espèces) dans un milieu X qui aurait pu être altérée par un aménagement dans un milieu Y. Ce principe de compensation est inscrit dans la loi sur la Protection de la nature de 1976, réaffirmé dans la loi pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages de 2016 et occupe une position centrale dans la réalisation des projets d'aménagements. La nature des compensations doit être précisée par le maître d'ouvrage et ce dernier reste l'unique responsable de l'efficacité de la compensation. Trois modalités de mise en œuvre de la compensation sont proposées, le maître d'ouvrage peut :

- Réaliser lui-même les mesures ;
- Faire appel à une tierce partie ;
- Recourir à l'acquisition d'unités de compensation écologiquement équivalentes d'un site naturel de compensation agréé par l'État.

Pour renforcer cette séquence, après la réalisation du projet, l'autorité environnementale impose un suivi de l'efficacité des mesures d'évitement, de réduction et de compensation.

Le cadre normatif relatif à la protection de la biodiversité et à l'aménagement des territoires est important et est déclinable à différents niveaux d'échelles (territoire, commune, aire urbaine, zone d'aménagement, parcelle, etc.). De multiples outils de protection, de mise en valeur ou de restauration de la nature existent. Quelques exemples sont explicités succinctement dans la partie suivante.

3.1.2. Outils réglementaires d'expertise écologique

3.1.2.1. Documents d'urbanisme

À partir des années 2000, les politiques de conservation de la nature et d'aménagement du territoire se sont progressivement articulées ensemble. Les documents d'urbanisme (PLU, PLUi, SCoT et cartes communales), outil de planification urbaine, sont élaborés afin de traduire les orientations des

municipalités et doivent déterminer des conditions d'aménagement du territoire permettant d'assurer l'équilibre entre l'urbanisation, la conservation de la biodiversité et les développements sociaux économiques de la collectivité. Cet outil, aujourd'hui obligatoire, se déploie sur des échelles communales, voire intercommunales. L'article L121-1 du Code de l'Urbanisme stipule que les documents d'urbanisme doivent assurer :

- L'équilibre entre le renouvellement urbain, un développement urbain maîtrisé et restructuré, le développement de l'espace rural, la revitalisation des centres urbains et ruraux, la préservation des espaces affectés aux activités agricoles et forestières et la protection des espaces naturels et des paysages, la sauvegarde des ensembles urbains et du patrimoine bâti remarquable et les besoins en matière de mobilité ;
- La diversité des fonctions urbaines et la mixité sociale dans l'habitat urbain et rural, en prévoyant des capacités de construction et de réhabilitation suffisantes pour la satisfaction des besoins présents et futurs en matière d'habitat, d'activités économiques, d'équipements publics, sportifs, culturels et d'intérêt général, en tenant compte de l'équilibre entre emploi et habitat, de la diversité commerciale et de la préservation des commerces de détail et de proximité ainsi que des moyens de transport ;
- Une utilisation économe et équilibrée des espaces naturels, urbains, périurbains et ruraux, la maîtrise des besoins de déplacement et de la circulation automobile, la préservation de la qualité de l'environnement (air, eau, écosystèmes, sites et paysages, réduction des nuisances sonores, sauvegarde du patrimoine bâti remarquable, prévention des risques et des pollutions, etc.).

Les orientations actuelles d'urbanisme tendent donc à limiter la consommation des terres en densifiant les centres urbains (loi ALUR) dans les respects des objectifs de développement durable (préservation des espaces de nature, intégration de la végétalisation dans les villes, etc.). Concrètement, les documents définissent les règles indiquant quelles formes doivent prendre les constructions, quelles zones doivent rester naturelles, quelles zones sont réservées pour les constructions futures, etc.

Les phases d'élaboration des documents d'urbanismes, et notamment des PLU sont les mêmes qu'évoquée dans la partie 593.1 : un diagnostic du territoire, une évaluation environnementale notamment à travers l'analyse de la consommation d'espaces naturels, agricoles et forestiers restituée sous forme de rapport d'incidences des projets d'aménagements de la collectivité sur l'environnement et enfin une explication des choix d'aménagements retenus à travers la séquence ERC. S'en suivent une phase administrative (délibération du conseil municipal pour « arrêter » le nouveau PLU et enquête publique auprès de la population) et une phase d'approbation (entrée en vigueur du PLU si approbation de l'État, sinon modifications). La prise en compte de l'environnement dans la démarche de planification constitue un aspect majeur de la construction globale du document. Ainsi, l'environnement est intégré dans les PLU dès la première phase de son élaboration (le diagnostic) à travers l'État Initial de l'Environnement (EIE). Les enjeux dégagés lors de cette étape sont pris en compte pour la réalisation

Évaluation des impacts des systèmes urbains sur la biodiversité dans un contexte de changement global

des étapes suivantes (rédaction du Projet d'Aménagement et de Développement durable (PADD)¹ et des Orientations d'Aménagement et de Programmation (OAP)²) et traduits sous forme de zonage et de dispositions à appliquer dans le règlement³. Les communes devront respecter ce règlement sous peine de sanctions. Ce processus est résumé dans la Figure I-6.

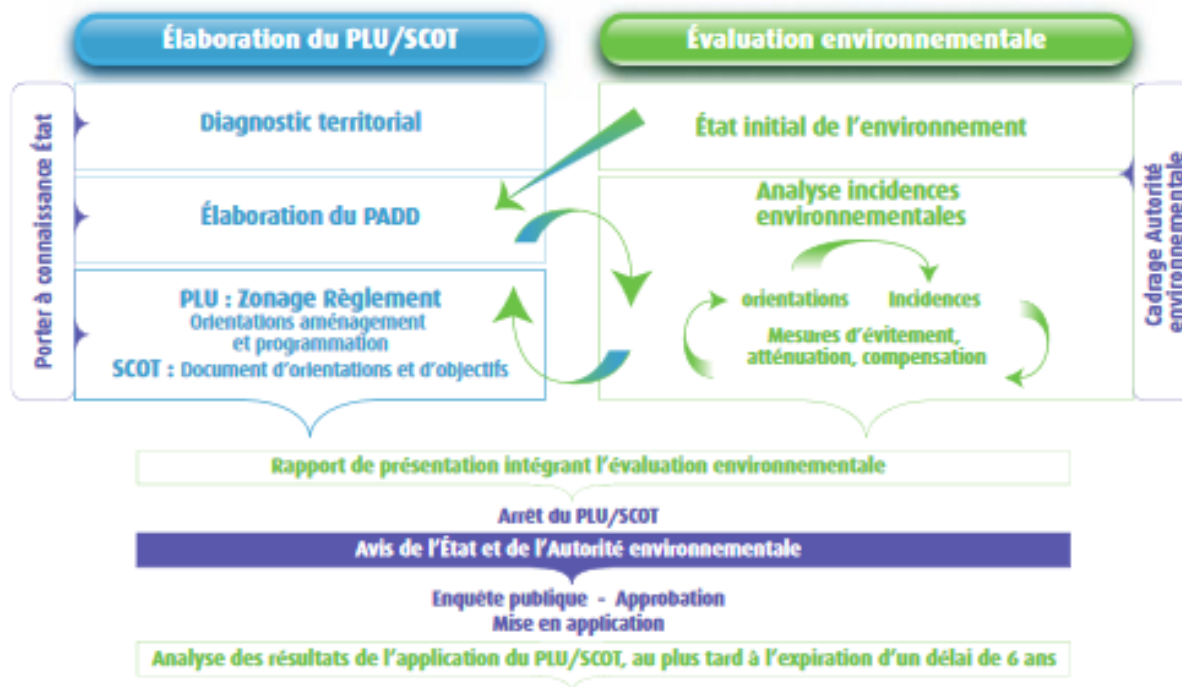


Figure I-6 : Démarche d'évaluation environnementale des documents d'urbanisme, d'après (MEDDTL, 2011b)

La délimitation à la parcelle de zones à vocation agricole, naturelle ou de zones urbaines spécifiques (zone UP « parc », etc.) à l'intérieur des zones à vocation urbaine actuelle ou future constitue un des leviers de base du maintien de la biodiversité en ville. En effet, pour chacune de ces zones, un niveau de protection en faveur de la nature peut exister si le règlement instauré par la commune le permet. D'après l'article L123-1-5 du Code de l'Urbanisme, le règlement doit :

¹ Le Projet d'Aménagement et de Développement durable (PADD) définit les orientations générales d'aménagement, d'urbanisme, d'habitat, de déplacements, d'équipement, de protection des espaces et de préservation ou de remise en bon état des continuités écologiques.

² Les Orientations d'Aménagement et de Programmation (OAP) détaillent le projet de la commune sur certains secteurs en complément du zonage et du règlement, dans le respect du PADD.

³ Le zonage délimite les différentes zones de la collectivité : urbaines (U), à urbaniser (AU), agricoles (A), naturelles et forestières (N) et le règlement définit pour chaque type de zone des règles applicables en matière d'implantation et de construction.

- « Déterminer des règles concernant l'aspect extérieur des constructions neuves, rénovées ou réhabilitées, [...] l'aménagement de leurs abords, afin de contribuer à la qualité architecturale et paysagère, [...]. Des règles peuvent, en outre, imposer une part minimale de surfaces non imperméabilisées ou écoaménageables [...] afin de contribuer au maintien de la biodiversité et de la nature en ville ;
- Identifier et localiser les éléments de paysage et délimiter les quartiers, îlots, immeubles, espaces publics, monuments, sites et secteurs à protéger, à mettre en valeur ou à requalifier ;
- Localiser, dans les zones urbaines, les terrains cultivés et les espaces non bâtis nécessaires au maintien des continuités écologiques à protéger et inconstructibles quels que soient les équipements qui, le cas échéant, les desservent » ;

Ces obligations se traduisent à travers différents articles du règlement :

- Article 2 : liste les occupations et utilisations du sol qu'il est possible de mettre en place sur le territoire. L'occupation et l'utilisation des sols peuvent être soumises à des conditions particulières, par exemple : recul de x mètres des constructions par rapport aux berges des fossés et des cours d'eau ;
- Article 4 : Il concerne les dessertes par les réseaux, par exemple le réseau d'eau potable ou le réseau d'assainissement. Il peut être stipulé dans le règlement que les réseaux doivent être implantés de façon à ne pas empêcher le développement du végétal (développement racinaire, garantir la pérennité des plantations, etc.) ;
- Article 7 : Il peut limiter l'implantation des constructions par rapport aux limites séparatives. Ainsi, il est possible de moduler les aires de constructibilité afin de laisser place à la nature.
- Article 9 : Il concerne le coefficient d'emprise au sol. L'utilisation de cet article permet de préserver une part d'espace vide de construction sur une parcelle, en fixant l'emprise maximale autorisée du bâti ;
- Article 11 : Il concerne l'aspect extérieur des constructions. Il peut être mobilisé pour végétaliser les façades extérieures (toitures, murs, etc.). Il peut aussi obliger la perméabilité des clôtures en faveur du passage de la petite faune ;
- Article 13 : Il concerne les espaces non bâtis. Il peut donc être utilisé en faveur de la nature, en réponse à des enjeux de cadre de vie. Il peut fixer des obligations qualitatives (types d'essences, modalité de plantation, etc.) et quantitatives (nombre d'arbres minimum, ratios de surfaces végétalisées = coefficient biotope), et des mesures compensatoires de plantation sur les espaces non bâtis.

Aussi, les dispositions générales du règlement peuvent protéger certains espaces verts en leur appliquant le statut d'Espaces Boisés Classés et d'Espaces Verts Protégés. Même si les documents d'urbanisme ne sont pas spécifiquement dédiés à la biodiversité, toutes ces prescriptions contribuent à accroître les surfaces végétalisées sur le territoire, à diversifier les formes et les essences du paysage végétal, en privilégiant les espèces locales et non invasives. Ils peuvent donc jouer un rôle majeur dans la protection de la biodiversité. La planification urbaine vise aujourd'hui à renforcer les continuités

écologiques, ou connectivités, afin de favoriser le déplacement des espèces au sein de la matrice non favorable que représente la ville. La politique de Trame Verte et Bleue (TVB), mise en place depuis le Grenelle de l'environnement, en est l'exemple le plus concret.

La Trame Verte et Bleue est un outil d'aménagement du territoire qui définit des réseaux écologiques fonctionnels reliant des « réservoirs de biodiversité » (espaces de taille importante où la biodiversité est la plus riche et où les espèces peuvent effectuer tout ou partie de leur cycle de vie (se reproduire, se développer, se nourrir, etc.)) grâce à des « corridors écologiques » continus ou discontinus (en pas japonais) (Vimal & Mathevet, 2011). Elles permettent une gestion intégrée du territoire qui préserve la biodiversité ordinaire, les fonctions des écosystèmes et les capacités d'adaptation de la nature. La TVB met en avant le besoin de tenir compte de l'organisation spatiale de la biodiversité, de ses dynamiques à l'échelle des paysages et des processus écologiques qui sous-tendent ces dynamiques. Elle traduit les concepts d'écologie du paysage définissant une organisation écologique à une échelle globale afin de lutter contre la dispersion et la fragmentation des habitats (Philippe Clergeau et al., 2013), ainsi que contre l'érosion de la biodiversité (LEGIFRANCE, 2019 article L371-1 du Code de l'Environnement mis en place après la loi n°2010-788 du 12 juillet 2010).

En matière de planification, l'outil TVB permet donc d'identifier les réservoirs de biodiversité et les corridors écologiques afin de mieux les préserver de l'activité humaine. Il permet aussi d'identifier des secteurs à enjeux pour la nature, dans lesquels l'Homme doit entreprendre des travaux en faveur de sa restauration. Les TVB sont principalement appliquées à l'échelle des territoires, et très peu à l'échelle des zones urbanisées. En milieu urbain, la TVB relève d'une réalité très différente, et est qualifiée de « Trame Verte Urbaine » (TVU) ou « nature en ville ». Elle dépasse clairement les seuls enjeux écologiques et doit intégrer un ensemble d'autres fonctions et usages liés à l'Homme : qualité de vie, bienfaits sur la santé, régulation des phénomènes naturels, liens sociaux, etc. Cet aspect multifonctionnel de la « nature en ville » n'est pas suffisamment mis en avant lors de l'élaboration des documents d'urbanisme, et notamment les PLU. Enfin, les documents d'urbanismes et les TVB ne permettent pas de traiter tous les changements globaux à l'origine des pertes de biodiversité. L'attention est tournée vers les actions locales en anticipant les impacts liés au changement d'affectation des sols.

3.1.2.2. Étude d'impact

L'étude d'impact est un outil de planification urbaine qui se déploie à des échelles plus petites que les documents d'urbanismes et permet aussi d'évaluer l'impact de certains projets sur l'environnement à court, moyen et long terme. Sont concernés par les études d'impact « *les projets qui, par leur nature, leur dimension ou leur localisation, sont susceptibles d'avoir des incidences notables sur l'environnement ou la santé humaine* » (LEGIFRANCE, 2019). Cela peut correspondre à des projets de toutes sortes : constructions de grande taille, parcs éoliens et photovoltaïques, défrichements, routes, voies ferrées, ouvrages d'art, forages, zone d'aménagement concerté, etc.

D'après les articles L.122-3 et R. 122-5 du Code de l'Environnement, les études d'impacts doivent :

- Décrire le projet (informations relatives à sa conception et à ses dimensions) ;
- Analyser l'état initial de la zone et des milieux susceptibles d'être affectés par le projet, en général un inventaire faune-flore est réalisé (phase de diagnostic) ;
- Prédire les impacts du projet (phase d'évaluation des impacts à proprement parlé) ;
- Proposer des mesures pour éviter, réduire ou compenser les impacts

Tout comme les documents d'urbanisme, cette évaluation se réalise idéalement en amont de la prise de décision, mais manque parfois de cohérence au regard du projet communal global. Une fois réalisé, le dossier d'impact est soumis à l'autorité environnementale qui décide de sa faisabilité ou non.

D'un point de vue réglementaire, les documents d'urbanismes et les études d'impacts sont mis en œuvre pour limiter l'impact des aménagements sur l'environnement. Cependant, à l'usage, les outils actuels se révèlent être insuffisants pour lutter contre l'érosion de la biodiversité. La partie ci-après met en lumière les principaux points limitant des pratiques réglementaires dans la préservation de la biodiversité.

3.1.2.3. Certifications et labels

▪ Référentiels de certification

Depuis les années 2000, les nouvelles réglementations telles que les lois Grenelle poussent les bâtiments à être de plus en plus vertueux d'un point de vue environnemental. La démarche de performance biodiversité peut se déployer grâce à des démarches de certifications que nous développerons ci-après.

En France, plusieurs certifications se partagent le marché :

- **BREEAM** (Building Research Establishment Environmental Assessment Method), certification britannique ;
- **LEED** (Leadership in Energy and Environmental Design), certification américaine ;
- **HQE** (Haute Qualité Environnementale), certification française ;
- **EFFINATURE** ;
- **ECOCERT Engagement pour la biodiversité.**

Les trois premières certifications (BREEAM, LEED et HQE) évaluent les performances environnementales (et non écologiques) des ouvrages souvent tertiaires, grâce à des systèmes de notations différents, tout en agissant sur des thématiques similaires. Les bâtiments sont certifiés sur plusieurs thèmes / cibles, que sont l'énergie, le confort, la santé, le transport, l'environnement, les nuisances, les pollutions, les matériaux et les déchets. La certification **BREEAM** s'appuie sur dix thématiques, dont une sur l'écologie et l'utilisation des terres. La certification **LEED** se découpe en 9 thématiques, dont une sur la soutenabilité des sites qui examine si le milieu a subi une évaluation

environnementale. Enfin, la certification **HQE** s'articule autour de quatre thématiques : qualité de vie, management responsable, performance économique et respect de l'environnement. Le référentiel se découpe en 12 objectifs. Le 6^{ème} traite de la nature et la biodiversité avec un focus sur le potentiel écologique des milieux, les continuités écologiques, l'innocuité envers le vivant et la préservation des espèces pendant la phase chantier (HQE, 2015). Initialement divisé en 14 cibles environnementales (*i.e.* qualité de l'eau, gestion de l'énergie, chantier à faible nuisance, etc.), l'organisme réfléchit à l'ajout d'une 15^{ème} cible dédiée aux problématiques de biodiversité. En collaboration avec Orée, l'association HQE a monté un groupe de travail « Bâtiment et biodiversité » visant à favoriser la prise en compte de la biodiversité dans les projets de construction et d'aménagement afin de réduire les impacts négatifs sur les écosystèmes. En 2015, elle a notamment testé l'outil Biodi(V)strict sur une vingtaine de projets immobiliers, dans le cadre du test HQE Performance Biodiversité. L'outil Biodi(v)strict mis au point dans le cadre de la chaire écoconception Vinci-ParisTech évalue la biodiversité au travers de cinq indicateurs traduisant le potentiel écologique d'un ensemble construit :

- La diversité des habitats naturels ;
- La perméabilité du sol ;
- La diversité des strates végétales ;
- La proportion d'espaces verts ;
- La connectivité entre les différents éléments de végétalisation du site.

Aussi, la certification HQE intègre les indicateurs de la certification **EFFINATURE**, dédiée à la biodiversité (IRICE, 2019). Le référentiel EFFINATURE couvre quatre thématiques assurant le maintien de la biodiversité :

- La biodiversité : il s'agit ici de protéger et valoriser la faune, la flore et le sol en préservant les habitats naturels ;
- Le microclimat : il s'agit ici de réduire les phénomènes d'îlot de chaleur urbain grâce à l'intégration de végétaux ;
- Le rapport Homme-nature : il s'agit ici d'assurer le bien-être des habitants ;
- Le bâtiment responsable : il s'agit ici de favoriser la gestion durable du bâtiment et de prendre en compte l'impact environnemental de sa construction (ressources, bio-sourcés, filière courte, etc.).

Les indicateurs concernant la biodiversité sont les suivants : le Coefficient de Biotope par Surface (CBS), l'Indice de Valeur Ecologique (IVE), l'Indice d'Équitabilité Spécifique (IES), l'indice de Valorisation du Site (IVS), le Témoin de Cohérence Ecologique (ITCE) et un témoin de pollution lumineuse (IRICE, 2019).

La certification **ECOCERT Engagement pour la biodiversité** (Environnement, 2019) valorise les organisations qui positionnent la biodiversité au cœur de leur stratégie et modèle économique dans le but de devenir résilientes et attractives. Elle a été pensée pour s'adapter à toutes les échelles et à toutes les structures (bâtiments, petite ou grande entreprise, collectivités, territoire, parc naturel, aire de

conservation, etc.). Cette certification prend en compte la biodiversité tout au long de la chaîne de valeur, sur les territoires directs et indirects de l'organisation évaluée. La mesure d'empreinte biodiversité est au cœur de ce dispositif et les principaux facteurs de pression responsables de l'érosion de la biodiversité sont évalués (dégradation des habitats et des continuités écologiques, pollution des écosystèmes, surexploitation des ressources naturelles, espèces invasives et changement climatique. La dynamique d'amélioration continue de la performance biodiversité est valorisée. Elle permet à chaque organisation d'agir progressivement sur les différents leviers afin de réduire son impact sur les écosystèmes (ECOCERT, 2016).

Si BREEAM et LEED s'appuient davantage sur la partie environnementale, sans pour autant creuser la thématique de la biodiversité, HQE et ECOCERT Engagement pour la biodiversité présentent des cibles plus orientées vers la biodiversité.

▪ Labels

Le label **BiodiverCity®** (CIBI, 2019) est un outil de gestion du risque ou de réponse technique face à une problématique environnementale. Il concerne tous les projets d'urbanisation et complète les certifications qui intègrent la question de la biodiversité sans faire l'objet d'une évaluation approfondie. Il repose sur un système de notation multicritère quant aux performances des projets en termes de biodiversité et vise à promouvoir la conception de bâtiment qui donne une place importante à la nature en ville. En effet, le premier axe de ce label consiste à diagnostiquer la biodiversité du site et à mettre en œuvre un programme d'aménagement qui lui est adapté. Le deuxième axe de ce label consiste à concevoir des aménagements favorables à l'accueil du vivant (réflexions sur l'emplacement du bâtiment sur la parcelle au regard de la TVB, inspiration de l'ambiance écologique locale, etc.), le troisième à optimiser le potentiel écologique du projet en préservant au mieux les éléments de nature existants et en maximisant les biotopes utiles et les fonctionnalités écologiques. Enfin, le quatrième axe est orienté sur les bénéfices pour les usagers en favorisant les services écosystémiques (CIBI, 2015). Le label BiodiverCity® est pour l'instant déployé à l'échelle de l'ouvrage, mais des réflexions sont en cours pour qu'il soit aussi utilisé à l'échelle quartier.

Le label **Biodiversité pour tous** (Biodiversité pour tous, 2019) ne se distingue pas la contribution qu'ils apportent à la conservation de la diversité biologique de proximité. Il convient à tous les acteurs souhaitant s'engager dans la préservation de la biodiversité locale (entreprises, industries, collectivités, associations, écoles, particuliers, etc.). Il valorise notamment les actions en faveur de l'installation de la biodiversité locale comme la création d'aménagements pour la faune sauvage tels que des nichoirs, des hôtels à insectes, des abris à hérisson, etc.

Le label **EcoQuartier** est porté par le Ministère de la Cohésion des Territoires et des Relations ainsi que par le Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire. Il vise à favoriser l'émergence d'une

nouvelle façon de concevoir, de construire et de gérer la ville durablement. Ce label est bâti sur une charte de 20 engagements regroupés en 4 dimensions (MTES, 2019):

- Démarche et processus ;
- Cadre de vie et usage ;
- Développement territorial ;
- Environnement et climat.

La thématique de la biodiversité constitue le 20^{ème} engagement et est intégrée dans la thématique « Environnement et climat ». Cet engagement a pour vocation de préserver et valoriser la biodiversité, les sols et les milieux naturels. Il repose sur le calcul d'un indicateur : le Coefficient de Biotopes par Surface (CBS). Pour renforcer cette approche biodiversité, Plante&Cité a élaboré en 2016 un guide d'autoévaluation de la biodiversité dans les EcoQuartiers (Faure, Aurenche, & Provendier, 2016) à destination des professionnels de la ville durable. Cette démarche propose d'évaluer le quartier pendant sa phase de vie, et non pendant sa phase de conception. À travers un questionnaire, la méthode permet d'évaluer les actions mises en place par les aménageurs vis-à-vis de la biodiversité. Les gestionnaires peuvent s'approprier cette évaluation pour construire des outils de suivi appropriés à leurs spécificités.

3.1.3. Limites des mesures réglementaires

3.1.3.1. Biodiversité, un critère parmi tant d'autres et un facteur de risque pour le projet

Dans le processus d'évaluation des documents d'urbanismes, des études d'impacts et de la plupart des certifications, le critère de biodiversité est *in fine* mis en perspective avec d'autres critères environnementaux (ressource en eau, pollution de l'air, etc.) qui sont eux-mêmes relativisés au regard des enjeux sociaux, économiques ou techniques (relief, hydrographie, etc.) rendant compte de l'intérêt public majeur de l'aménagement et notamment des besoins identifiés sur le territoire. L'analyse multicritère est utilisée comme un outil d'aide à la décision tendant à trouver un consensus sur le choix d'un scénario d'aménagement en fonction de plusieurs critères et en fonction du poids qu'il leur ait donné (Bojorquez-Tapia & Sanchez-Colon, 2005). L'alternative d'aménagement retenue est celle qui satisfait le mieux aux différents critères. L'atout principal des méthodes d'analyses multicritères est qu'elles peuvent être présentées et discutées dans le cadre des processus de concertation (Vatn, 2009). Cependant, les spécialistes de l'évaluation environnementale reconnaissent volontiers que les méthodes d'évaluation des impacts restent encore souvent la « boîte noire » de l'évaluation environnementale (Glasson, Therivel, & Chadwick, 1999). En effet, au-delà de l'équilibre, difficile à trouver, entre les critères (environnementaux, sociaux, économiques et technique), elles impliquent un niveau de spécialisation et d'abstraction important, ce qui donne aux seuls experts le contrôle de ces méthodes, qui établissent seuls les critères à partir desquels juger de l'importance des impacts environnementaux, au regard notamment des autres dimensions du projet, par exemple les bénéfices sociaux qu'il est censé apporter (Glasson et al., 1999). Les méthodes manquent souvent de neutralité car elles ont pour but de réduire le risque institutionnel, c'est-à-dire de réduire le risque que le projet d'aménagement ne puisse pas se réaliser. En effet, selon (Vandevelde, 2016), les méthodes

d'évaluations multicritères « sont pétries de valeurs sous-tendant certains choix à faire pour rester dans le domaine du faisable ou possible pour l'aménagement » et « ces valeurs et les choix qui en sont issus ne sont souvent pas discutés ». Ainsi, les impacts sont catégorisés au regard de la faisabilité du projet. Dans le cas de l'aménagement d'infrastructures ferroviaires, par exemple le tracé de la ligne nouvelle Paris-Normandie, les enjeux en matière de biodiversité sont définis comme (Vandevelde, 2016) :

- Très forts pour les « secteurs où la présence de contraintes réglementaires (ex : arrêté de protection de biotope), ou de fait (ex : secteur bâti dense) peuvent rendre incompatible le passage de l'infrastructure à un coût raisonnable ; supposent une prise en compte très en amont du projet d'aménagement et la mise en place de mesures spécifiques lourdes, voire exceptionnelles ; nécessitent des autorisations administratives spéciales ; risquent de générer une opposition importante lors de la concertation locale » ;
- Forts pour les « secteurs où l'aménagement est difficile en raison de contraintes réglementaires ou assimilées, et de contraintes d'utilisation du sol. L'aménagement dans ces secteurs nécessite la mise en place de mesures de réduction d'impacts importantes » ;
- Modérés pour les « zones [...] caractérisées par la présence d'enjeux jugés non pertinents à ce stade d'étude, mais qu'il conviendra d'analyser plus précisément dans une phase ultérieure ».

Dans le cadre des documents d'urbanisme et des études d'impacts, la biodiversité est un critère d'évaluation parmi d'autres et son importance est jugée au regard du risque pour le projet ne rendant pas forcément compte de ses impacts réels. La frontière est mince entre le risque écologique qu'un projet d'aménagement peut faire peser sur la biodiversité et le risque que la biodiversité présente pour le projet. Cette ambivalence est révélatrice des problématiques liées aux évaluations environnementales actuelles qui penchent souvent en faveur d'un risque plutôt que de l'autre. La détermination du caractère de l'impact est parfois subjective puisque d'une part l'impact est jugé acceptable ou non par le preneur de décision et, d'autre part, la valeur accordée aux enjeux est tributaire du pétitionnaire de l'étude. Les choix conditionnent les actions qui seront menées pour atténuer les impacts d'un projet aménagement sur la biodiversité.

Les certifications et les labels ne sont en revanche pas considérés comme une menace pour le projet par leur caractère spontané. Cependant, certaines certifications (toutes sauf EFFINATURE), dont les exigences sont centrées sur des exigences de moyens quant à la qualité matérielle et fonctionnelle des ouvrages, ne garantissent pas forcément la préservation de la biodiversité et la valorisation de la biodiversité d'une opération.

Enfin, les labels spécialisés dans la biodiversité (BiodiverCity et Biodiversité pour tous) sont plutôt axés dans la préservation de la biodiversité, mais leur obtention n'a rien d'obligatoire et reste au bon vouloir des aménageurs.

3.1.3.2. Connaissances lacunaires et mesures compensatoires insuffisantes

Malgré une forte ambition et une volonté de suivi des engagements des maîtres d'ouvrages, la démarche ERC, qui devrait promouvoir l'évitement, débouche souvent sur des mesures de compensation (Tatoni & Frapa, 2015) qui ne sont pas satisfaisantes du point de vue de la biodiversité (Quétier & Lavorel, 2011). En effet, malgré le développement de guide, la méthodologie déployée peine à qualifier et à quantifier les incidences sur la biodiversité (Quétier & Lavorel, 2011). Outre le fait de considérer que les dégradations d'écosystèmes sont compensables, de nombreuses questions restent en suspens, aussi bien en ce qui concerne les bases scientifiques (quels indicateurs ? Quelles équivalences ? etc.) que les dispositions institutionnelles requises à mettre en œuvre (Compensation individuelle ou collective ? Prix ? etc.). Les lacunes de connaissance en matière d'écologie et de biologie des populations induisent une incertitude certaine entre les mesures de compensation et la préservation effective de la biodiversité. À cela s'ajoutent les espèces qui ne sont pas encore connues (ou connues uniquement de quelques spécialistes), en particulier celles des milieux aquatiques (eaux douces ou marines). Ces lacunes rendent les impacts encore plus difficilement prévisibles (*i.e.* impacts sur les récifs coralliens pour les aménagements portuaires et littoraux). Les avis des experts ne permettent pas, dans certain cas, de réduire les incertitudes sur les connaissances, mais font plutôt un état de ce qui est connu et de ce qui est encore incertain, afin que la décision soit prise en toute âme et conscience (Callon, Lascoumes, & Barthe, 2001) ou afin de rendre l'arbitrage de l'État plus acceptable (Vandevelde, 2016). De plus, la doctrine ERC incite à prendre des mesures compensatoires spatialement et écologiquement la plus proche possible du milieu impacté (Mckenney & Kiesecker, 2010), ce qui n'est pas toujours facile à mettre en œuvre dans un milieu urbanisé. Enfin, l'usage de ces mesures compensatoires est souvent controversé (Vandevelde, 2016). En effet, à la différence du principe de précaution, la séquence ERC ne remet pas en cause la faisabilité du projet : la « dette » de biodiversité disparaît peut-être avec les mesures compensatoires, mais les impacts négatifs pour la biodiversité du site de projet sont toujours bien présents. Mais, la participation du public et des « parties prenantes » (associations) au projet, sous forme de concertation ou d'enquête publique, est progressivement devenue obligatoire et permet de réduire les biais entre la volonté de l'accomplissement du projet et les impacts sur la biodiversité.

Après la réalisation du projet, l'autorité environnementale impose un suivi de l'efficacité des mesures d'évitement, de réduction et de compensation (MEDDE 2012). Là encore, la pratique ne suit pas la théorie. En effet, les réglementations ne précisent pas quels sont les indicateurs à surveiller, à quelle fréquence et pendant combien de temps. En général, sur le terrain, les projets de compensation ne sont pas satisfaisants dans l'objectif de préservation de la biodiversité (Quétier, Regnery, & Levrel, 2013). Parfois, certaines mesures ne sont tout simplement pas mises en œuvre. Enfin, les mesures compensatoires peuvent prendre des dizaines d'années avant d'avoir un effet significatif sur la biodiversité, alors que les impacts négatifs des projets sont majeurs et immédiats.

3.1.3.3. Les limites des évaluations

Par manque de temps, de moyens financiers et de connaissances sur le sujet, les bureaux d'études ne peuvent pas réaliser des évaluations fines. La biodiversité *ex-situ* et les pressions autres que le changement d'usage des sols font partie des laisser pour compte dans les évaluations.

- **La biodiversité ordinaire**

Les évaluations sont souvent faites en fonction de la sensibilité des espèces observées sur le site du projet, et notamment sur leur statut de protection au titre de la liste rouge des espèces menacées de l'IUCN. Effet, contrairement aux espèces protégées, la destruction des habitats des espèces ordinaires ne nécessite pas de dérogation ou d'autorisation pour les aménageurs. Les praticiens ont encore du mal à se détourner de ces espèces, laissant pour compte les espèces plus ordinaires, elles aussi touchées par les changements globaux, mais qui ne sont pas visées par les mesures compensatoires (Regnery et al., 2013).

- **Les impacts *ex-situ* (indirects)**

Les outils présentés s'intéressent principalement à l'évaluation des impacts sur la biodiversité *in-situ*, c'est-à-dire la biodiversité présente sur le site d'un projet urbain. Le focus est positionné sur la perte d'habitat naturel, l'évaluation des autres impacts directs (pollution sonore et lumineuse par exemple) est soit inexistante, soit très superficielle en raison de la difficulté à prendre en compte et compenser le dérangement de la faune et de la flore. Les impacts indirects liés aux aménagements (pollutions, surexploitation des ressources, changement climatique et espèces invasives), différés dans l'espace et le temps, ne sont quant à eux ni évalués, ni prédits. Les méthodes proposées jusqu'à présent ne prennent donc pas en compte tous les changements globaux qui s'opèrent à l'échelle locale et à l'échelle planétaire, ni les différents niveaux d'interactions système urbain/biodiversité.

3.1.3.4. Outils obligatoires/réglementaires versus outils d'initiative volontaire

Si les documents d'urbanismes et les études d'impacts sont aujourd'hui obligatoires pour l'aménagement des communes, la certification ou la labellisation d'un projet est un acte volontaire de la part des aménageurs. Aux échelles plus fines (projet, bâtiment), chacun est donc libre de mener son action pour pouvoir répondre aux critères. Dès lors, deux aménageurs qui auraient de très bons résultats en HQE ou BREEAM peuvent mener des actions très différentes. L'une pourrait par exemple se focaliser sur le transport et l'énergie tandis que l'autre s'appuierait sur les déchets et la biodiversité. Pour avoir une certification ou une labellisation, il n'est pas nécessaire d'être également performant sur tous les critères.

Pour conclure, dans la démarche d'évaluation de la biodiversité, seule la phase de description (le diagnostic) est généralement bien conduite. La phase d'évaluation en tant que telle et la séquence ERC

sont sujettes à controverse car les dispositions institutionnelles et les bases scientifiques nécessaires pour atteindre l'absence de perte nette de biodiversité sont lacunaires, laissant les évaluateurs face à leur application (Quétier et al., 2013). Les indicateurs et outils développés sont souvent qualitatifs, construits pour les espèces menacées et ne représentent pas tous les impacts directs et indirects de l'aménagement (et notamment les cinq pressions qui s'exercent sur la biodiversité). L'outil environnemental multicritère obéit à une logique de justification du projet d'aménagement et comme un moyen en vue d'une fin souhaitable qui a peu à voir avec la biodiversité ou l'environnement (Vandevelde, 2016). Les réglementations actuelles tendent à évaluer la biodiversité sur des échelles vastes (territoriale ou zone d'aménagement). Les enjeux biodiversité à cette échelle sont forts et tournent autour de la fragmentation de la Trame Verte et Bleue. Cependant, à l'échelle parcellaire/bâtiment, les enjeux biodiversité sont différents, mais tout aussi importants puisque c'est à cette échelle que la plupart des impacts indirects sont générés. Ces échelles d'aménagement, plus fines, ne sont pas intégrées dans la réglementation, mais de nombreuses certifications et labels se développent. Leur analyse quant aux impacts directs semble plus robuste, mais reste incomplète en ce qui concerne les impacts indirects. De plus, leur utilisation n'a rien d'obligatoire et est à l'initiative des aménageurs. Depuis quelques années, de nouvelles méthodologies s'efforcent de comptabiliser les impacts indirects dans les évaluations environnementales, notamment à travers une approche en cycle de vie. Cette approche est décrite dans la partie suivante.

3.2. Analyse du Cycle de Vie (ACV)

3.2.1. Grands principes de l'ACV

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est une méthode consensuelle et normalisée (ISO 14040 à 14044) qui permet une évaluation globale des impacts environnementaux d'un produit, d'un bien ou d'un service. Elle prend en compte les différentes étapes du cycle de vie d'un système (de l'extraction des matières premières à la fin de vie du produit) et permet une évaluation multicritère en calculant plusieurs catégories d'impacts environnementaux : changement climatique, eutrophisation, acidification, etc.). Elle compile et évalue les consommations d'énergie et de matières premières, ainsi que les rejets dans l'environnement.

Le cadre méthodologique de l'ACV d'un produit est défini par les normes ISO 14040 (AFNOR, 2006a) à 14044 (AFNOR, 2006b) et réalisé en trois étapes itératives présentées dans la Figure I-7 :

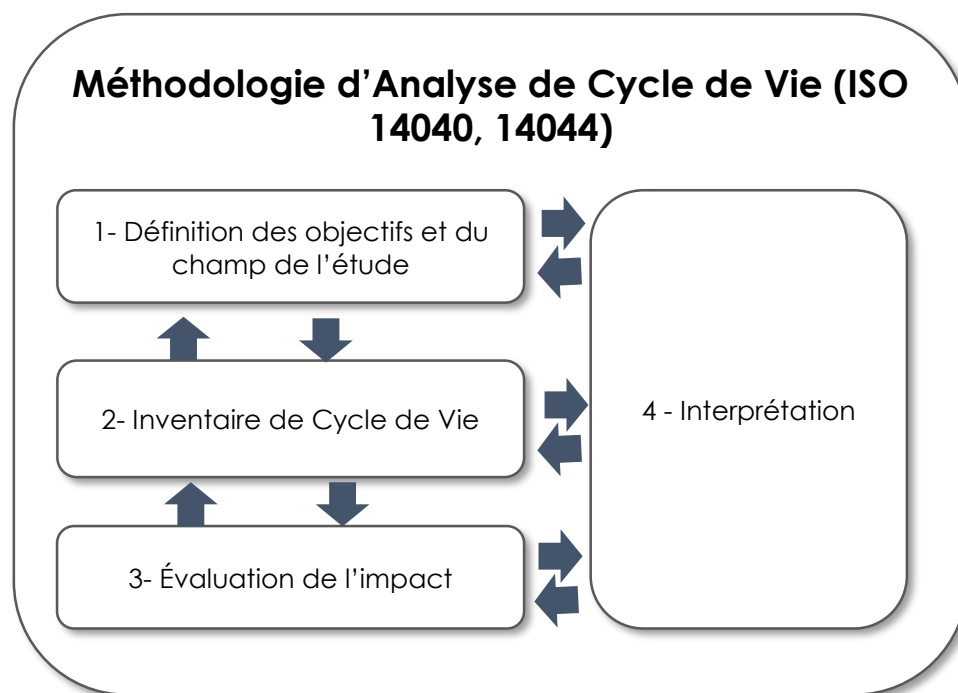


Figure I-7 : Cadre méthodologique de l'ACV défini par les normes ISO 14 040 et 14 044 (AFNOR, 2006a, 2006b)

3.2.1.1. L'inventaire de Cycle de Vie

La première étape de l'ACV consiste à réaliser l'Inventaire de Cycle de Vie (ICV) du système étudié. Cette étape s'apparente à la phase de diagnostic des évaluations environnementales. Elle s'attache à répertorier tous les flux entrants et sortants du système (i.e. consommation d'eau, d'électricité, émissions de CO₂, etc.). Ce bilan des différents flux de matières et d'énergies, réalisé pour chacune des étapes du cycle de vie, permet à l'ACV de délivrer une évaluation multicritère en quantifiant plusieurs types d'impacts environnementaux (i.e. changement climatique, acidification de l'air, eutrophisation, etc.).

3.2.1.2. Calcul des impacts environnementaux

La deuxième étape de l'ACV consiste à calculer **quantitativement** les indicateurs d'impact au regard des données collectées dans la phase précédente. Il existe deux catégories d'impacts (cf. Figure I-8) :

- La catégorie d'impact « midpoint » qui quantifie les effets globaux des substances émises ou consommées (i.e. effet de serre, destruction de la couche d'ozone stratosphérique, épuisement des ressources naturelles, etc.) ;
- La catégorie d'impact « endpoint » qui quantifie les dommages potentiels sur la santé humaine, le réchauffement climatique, la qualité des écosystèmes et la destruction des ressources naturelles.

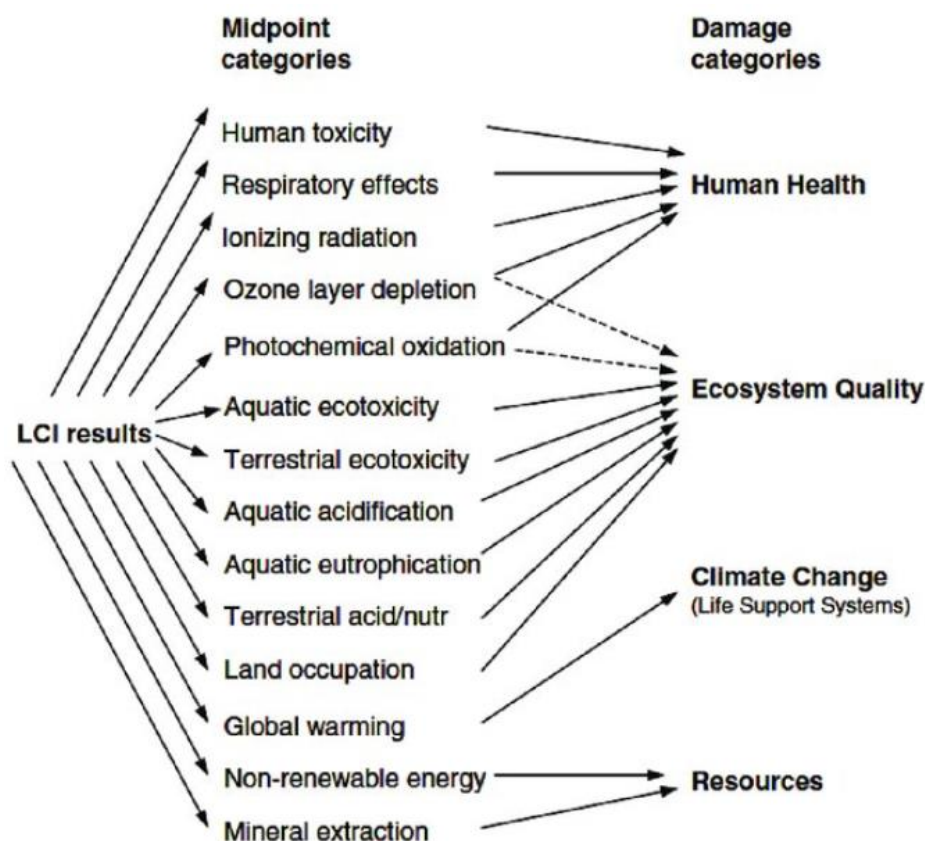


Figure I-8 : Catégories d'impacts en ACV et leur positionnement de long de la chaîne de cause à effet, image tirée de (Jolliet et al., 2003)

L'agrégation des indicateurs « midpoint » permet d'obtenir les indicateurs de dommage (endpoint). Le passage de l'Inventaire de Cycle de Vie aux indicateurs « midpoint », et le passage des indicateurs « midpoint » aux indicateurs « endpoint » se réalisent grâce à des facteurs de caractérisation qui traduisent tous les éléments considérés pour le calcul des indicateurs dans la même unité. Les approches « midpoint » et « endpoint » sont complémentaires, mais la caractérisation « midpoint » a une relation plus étroite avec les flux environnementaux de l'inventaire, ce qui lui confère une incertitude plus faible. En revanche, la caractérisation « endpoint » est d'interprétation plus facile (Jolliet et al., 2015).

La traduction des flux élémentaires en impacts s'opère à l'aide de facteurs de caractérisation. Ils convertissent les substances polluantes émises en unité équivalente, correspondant à la catégorie d'impact à laquelle elle contribue (ex. : le facteur d'équivalent du N₂O est de 296 éq. CO₂, substance de référence de la catégorie « effet de serre »).

3.2.1.3. Interprétation des résultats

La troisième étape de l'ACV est consacrée à l'interprétation et à l'analyse des résultats obtenus. Il s'agit de repérer les points forts et les points faibles du système étudié, de manière à proposer des alternatives pour l'améliorer.

Des analyses de sensibilité peuvent être réalisées afin d'évaluer l'influence sur les résultats de certains choix (établis à partir d'hypothèses) et de paramètres clés. De même, des analyses d'incertitude permettent de rechercher puis de quantifier l'incertitude introduite dans les résultats d'un inventaire de cycle de vie par les effets cumulés de l'incertitude sur les flux entrants et de la variabilité des données.

Enfin, l'étude ACV réalisée doit faire l'objet d'un examen critique par un organisme extérieur indépendant, notamment si les résultats sont utilisés à des fins comparatives.

3.2.2. ACV et système urbain

Le domaine de la construction fait partie des secteurs industriels qui privilégient largement l'ACV pour évaluer l'impact environnemental de leurs ouvrages. L'ACV intègre notamment les cadres de certaines certifications (BREEAM, LEED, HQE, etc.). Plus récemment, l'ACV a été sélectionnée comme méthode d'évaluation pour mesurer les émissions de gaz à effet de serre des bâtiments neufs, en préparation de la nouvelle Réglementation Environnementale (RE 2020). Afin d'harmoniser les pratiques, le référentiel « Energie-Carbone » pour les bâtiments neufs définit la méthode de calcul des indicateurs relatifs au bilan énergétique et à la performance environnementale du bâtiment sur l'ensemble de son cycle de vie. Enfin, cette méthode est en cours d'adaptation à l'échelle quartier, notamment dans le cadre d'un projet de recherche collaboratif soutenu par l'ADEME (Efficacity, 2020b).

L'ACV dans le cadre bâti est soumise à des règles supplémentaires, fixées par les normes européennes retranscrites dans le référentiel :

- Pour les produits de construction : la norme NF EN 15 804 « Contribution des ouvrages de construction au développement durable - Déclarations environnementales sur les produits - Règles régissant les catégories de produits de construction » ;
- Pour les bâtiments : la norme NF EN 15 978 « Contribution des ouvrages de construction au développement durable - Évaluation de la performance environnementale des bâtiments - Méthode de calcul »

Ces normes fixent un ensemble de règles spécifiques, notamment sur la méthode de calcul des indicateurs, qui doivent permettre la comparaison des résultats ACV les uns avec les autres, sans biais (LEBERT & CHEVALIER, 2018).

Les ACV liées au secteur de la construction évaluent les effets des systèmes sur l'environnement grâce à un jeu d'indicateurs « midpoint » regroupés en quatre catégories (MTES, 2017) :

- Les indicateurs environnementaux : épuisement des ressources abiotiques (éléments et fossiles), acidification des sols, appauvrissement de la couche d'ozone, réchauffement climatique, eutrophisation et formation d'ozone photochimique ;
- Les indicateurs de ressources : utilisation d'énergie primaire (renouvelable, non renouvelable et totale), utilisation des ressources d'énergie primaire (renouvelable, non renouvelable et totale), utilisation de matières secondaires, utilisation de combustibles secondaires (renouvelable et non renouvelable), utilisation nette d'eau douce ;

Évaluation des impacts des systèmes urbains sur la biodiversité dans un contexte de changement global

- Les indicateurs de production de déchets : déchets éliminés (dangereux, non dangereux et radioactifs) ;
- Les indicateurs de flux sortant (facultatifs) : composants destinés à la réutilisation, matériaux destinés au recyclage, matériaux destinés à la récupération d'énergie et énergie fournie à l'extérieur.

Les ACV bâtiments s'articulent autour de plusieurs étapes retraçant le cycle de vie des ouvrages (cf. Figure I-9).



Figure I-9 : Grandes étapes du cycle de vie du cadre bâti (LEBERT & CHEVALIER, 2018)

Ces étapes sont formalisées dans les normes et regroupées en quatre temporalités (cf. Figure I-10) :

- La phase de production (A1 à A3), qui prend en compte les processus « du berceau à la sortie d'usine » pour les matières et services utilisés dans la construction ;
- La phase de construction (A4 à A5), qui couvre les processus de la porte de l'usine jusqu'à la réalisation des ouvrages ;
- La phase de vie en œuvre (B1 à B7), qui prend en compte la période allant de la réalisation pratique des ouvrages jusqu'à leur démolition.
- La phase de fin de vie (C1 à C4), qui prend en compte les impacts liés à la déconstruction, au transport et au traitement des déchets (incinération, recyclage, enfouissement, etc.).

Il existe un module supplémentaire D « bénéfices et charges au-delà des limites du système » pour quantifier les avantages pour l'environnement de la réutilisation, du recyclage et de la récupération des énergies.

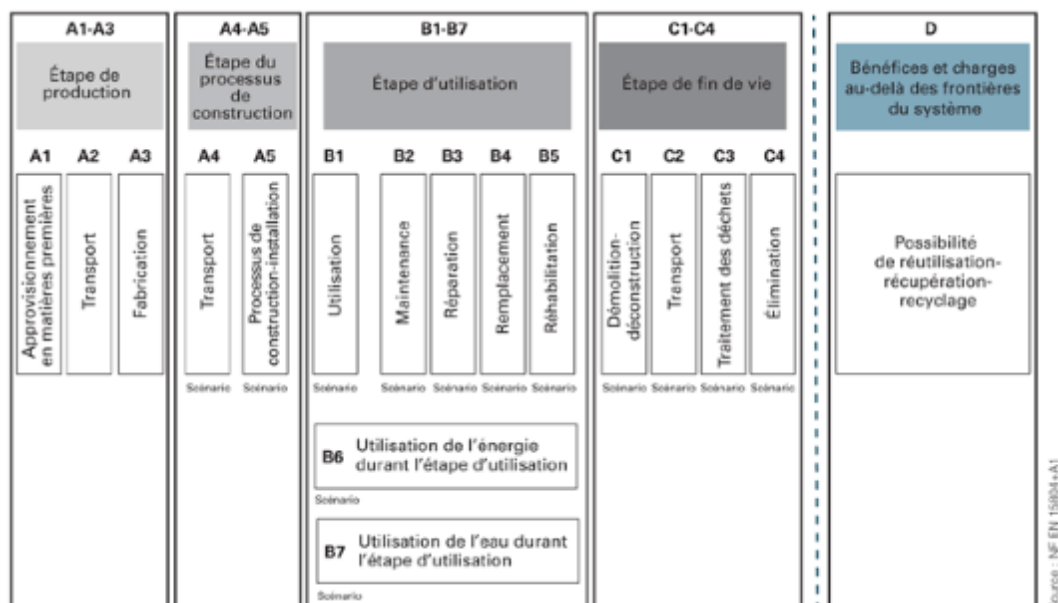


Figure I-10 : Modules du cycle de vie des bâtiments et leurs subdivisions (LEBERT & CHEVALIER, 2018)

Pour conclure, l'ACV est une méthode déjà bien ancrée dans le contexte des évaluations environnementales des systèmes urbains. Le cadre normatif des pratiques se limite aux évaluations d'effets (« midpoint »), et la chaîne de cause à effet ne couvre pas l'évaluation des dommages sur la biodiversité (« endpoint »). Des méthodes et des modèles numériques sont disponibles pour pallier à cet inconvénient, mais ils ne font pas consensus dans le monde scientifique. Il demeure que l'ACV présente de nombreux intérêts pour évaluer la biodiversité.

3.2.3. Intérêts de l'ACV pour l'évaluation de la biodiversité dans un contexte urbain

La méthode ACV permet de rendre compte d'une grande partie des changements globaux et des pressions qui s'exercent sur la biodiversité. Le Tableau I-2 met en perspective les indicateurs calculés par l'ACV et les pressions qui s'exercent sur la biodiversité.

Tableau I-2 : Indicateurs ACV et pressions s'exerçant sur la biodiversité

Indicateurs ACV dans le cadre du référentiel E+/C-	Pressions qui s'exercent sur la biodiversité selon l'IPBEN
Changement climatique	Changement climatique
Eutrophisation	Pollution
Acidification	
Appauvrissement de la couche d'ozone	
Formation d'ozone photochimique	
Pollution de l'eau	
Pollution de l'air	
Utilisation nette d'eau douce	Surexploitation des ressources
Indicateur ACV hors contexte E+/C-	Pressions qui s'exercent sur la biodiversité selon l'IPBEN
Utilisation des sols	Perte et changement d'habitat

Ainsi, l'approche ACV permet de rendre compte de quatre des cinq pressions qui s'exercent sur la biodiversité : le changement climatique, les pollutions, la surexploitation des ressources, et la perte et le changement d'habitat. De plus, parmi les indicateurs présentés, tous, sauf l'indicateur d'utilisation des sols, sont d'ores et déjà intégrés dans le référentiel E+/C-. Le modèle de calcul de cet indicateur ne fait en effet pas consensus dans le monde scientifique, pour plusieurs raisons qui seront explicitées dans le chapitre 2. L'ACV permet donc de prendre en compte plusieurs critères déterminants dans les mécanismes d'érosion de la biodiversité.

L'ACV, par son approche séquencée en phase de cycle de vie, permet de considérer la biodiversité *in-situ* (locale) pendant la phase de vie en œuvre, et la biodiversité *ex-situ* (globale) pendant les autres phases du cycle de vie. Cet aspect de l'évaluation est particulièrement intéressant, car pour prévenir l'érosion de la biodiversité, de plus en plus d'urbanistes préconisent l'intégration de végétation dans les projets urbains (i.e. toitures et façades végétalisées). Bien que ces initiatives soient les bienvenues, elles souffrent du manque d'évaluation objective de leurs impacts réels. Les travaux d'évaluation objectifs sont rarement réalisés : ils sont basés sur les méthodes d'expertise écologique qui consistent à étudier l'état d'un espace avant et après une perturbation au moyen d'inventaires naturalistes. Avec cette approche, seule l'évaluation de la biodiversité *in-situ* est réalisée. L'impact sur la biodiversité *ex-situ* n'est pas comptabilisé. L'analogie avec les résultats de l'analyse du cycle de vie (ACV) obtenus pour les émissions de GES (i.e. 60% des émissions totales de GES d'un bâtiment sont indirectes, 40% sont directes), suggère que la biodiversité *ex-situ* est celle qui est la plus impactée par un projet urbain. Omettre l'évaluation de la biodiversité *ex-situ* revient à potentiellement occulter l'évaluation d'une grande partie de l'impact d'un système.

L'évaluation environnementale via l'ACV permet aussi de lever l'ambivalence soulevée dans la partie 3.1.1.3 de ce chapitre, quant à la neutralité des outils. En effet, les enjeux de biodiversité ont tendance à être évalués au regard de la faisabilité d'un projet (le projet, un risque pour la biodiversité ; la biodiversité, un risque pour le projet). L'approche ACV offre l'avantage d'être neutre et factuelle dans sa façon d'aborder et de calculer les impacts. Son organisation rend aussi possible l'intégration des différents niveaux d'interactions entre les systèmes urbains et la biodiversité, présentés dans la partie 0 de ce chapitre.

Enfin, comme explicité précédemment, la méthode ACV a été sélectionnée pour intégrer la future réglementation française relative aux constructions neuves (RE 2020) et définir les seuils d'émission de carbone à ne pas dépasser en fonction des typologies de bâtiments (maisons individuelles, bâtiments collectifs, bureaux, etc.). Au même titre que les consommations énergétiques, si, dans la phase de conception, les émissions de carbone prédites dépassent les seuils fixés par cette réglementation, le permis de construire de l'ouvrage ne sera pas délivré par les autorités. Il est tout à fait possible d'envisager d'ajouter, dans les futures réglementations, des seuils de perte de biodiversité à ne pas franchir afin de mieux prendre en compte la biodiversité dans les aménagements. L'intérêt ici est d'éviter la multiplication des outils d'évaluation et d'utiliser un outil que les professionnels de l'aménagement se

sont déjà approprié. De plus, l'approche ACV est développée sur plusieurs échelles (produit de construction, bâtiment, quartier). Elle s'avère donc pertinente pour traiter de la biodiversité, dont les niveaux d'interaction avec le système urbain se jouent à plusieurs échelles. L'ACV est aussi interopérable avec les outils de BIM et de maquette numérique, de plus en plus utilisés par les architectes et les aménageurs pour planifier les opérations d'aménagement.

L'ACV est une approche interdisciplinaire, intégrative, compréhensible et reproductible (Souza, Teixeira, & Ostermann, 2015), notamment grâce à son cadre méthodologique bien défini. Cela fait d'elle une méthode pertinente et appropriée pour évaluer la biodiversité.

Évaluation des impacts des systèmes urbains sur la biodiversité dans un contexte de changements globaux – Conclusion :

Face au constat du déclin de la biodiversité, les politiques publiques s'organisent afin de mettre en place des procédures et des outils d'évaluation des impacts des systèmes urbains sur la biodiversité (réglementation, PLU, certifications, séquence REC, etc.). Bien que nécessaires, ces mesures ne suffisent pas à enrayer le déclin de la biodiversité pour les raisons suivantes :

- La biodiversité est considérée comme un critère environnemental parmi tant d'autres, facteur de risque pour les projets ;
- Les actions sont orientées uniquement sur deux axes : la perte d'habitat et les espèces menacées ;
- Les connaissances sont lacunaires quant aux réactions des espèces face à une perturbation ;
- Le niveau de complétude des outils omet souvent d'évaluer les impacts sur la biodiversité ordinaire et *ex-situ* ;
- Les certifications et labels dédiés à la biodiversité ont un caractère volontaire.

Face à ces problématiques, nous avons identifié la méthode ACV qui présente de sérieux avantages pour améliorer les évaluations de la biodiversité. Elle propose notamment une évaluation :

- Multicritère ;
- Multi-échelle ;
- Globale et locale ;
- Quantitative (et de ce fait neutre) ;
- Dont le potentiel pour une intégration au niveau réglementaire est prometteur.

4. Synthèse

Les activités humaines contribuent largement aux cinq pressions qui s'exercent sur la biodiversité et qui engendrent sa 6^{ème} extinction de masse : la perte et le changement d'habitat, le réchauffement climatique, les pollutions, la surexploitation des ressources et l'introduction d'espèces invasives. Face à ce constat, la préservation de la biodiversité est devenue un enjeu environnemental majeur, dont la « prise de conscience générale » doit être « comparable à celle qui a eu lieu sur le climat en 2015 » (Discours de lancement du Plan biodiversité, Premier ministre (Edouard Philippe), 2018). Afin d'enrayer l'extinction des espèces, la démarche de conservation se positionne au cœur des priorités scientifiques et témoigne d'une avancée remarquable. Malgré cela, l'érosion de la biodiversité se poursuit et s'étend aujourd'hui aux espèces ordinaires. Il est donc nécessaire de mettre en œuvre de nouveaux moyens de lutte contre l'érosion de la biodiversité. Pour que ces derniers soient efficaces, nous avons étudié plus précisément (finement) les interactions entre les systèmes urbains et la biodiversité. Cette analyse nous a permis de mettre en évidence les niveaux d'interactions suivants :

- Le système urbain, une pression directe et indirecte pour la biodiversité ;
- La biodiversité, un atout pour les systèmes urbains ;
- Le système urbain, un support de biodiversité ;
- La biodiversité, une source de contrainte pour le système urbain.

Ces différents niveaux d'interactions sont interconnectés. Par exemple, les activités humaines liées au secteur de l'urbanisme participent aux cinq grandes pressions qui s'exercent sur la biodiversité et engendrent directement ou indirectement sa perte. La destruction de la biodiversité, qu'elle soit locale (*in-situ*) ou globale (*ex-situ*), engendre à son tour la perte des services qui lui sont associés : services de support, de régulation, d'approvisionnement et socio-culturels. La perte de services peut enfin mettre en danger la viabilité des activités humaines. Ces interactions en chaîne sont schématisées dans la Figure I-11. À l'inverse, les systèmes urbains qui intègrent convenablement des éléments de nature peuvent s'avérer support de biodiversité et peuvent ainsi continuer à bénéficier des nombreux avantages ou services qu'ils procurent.

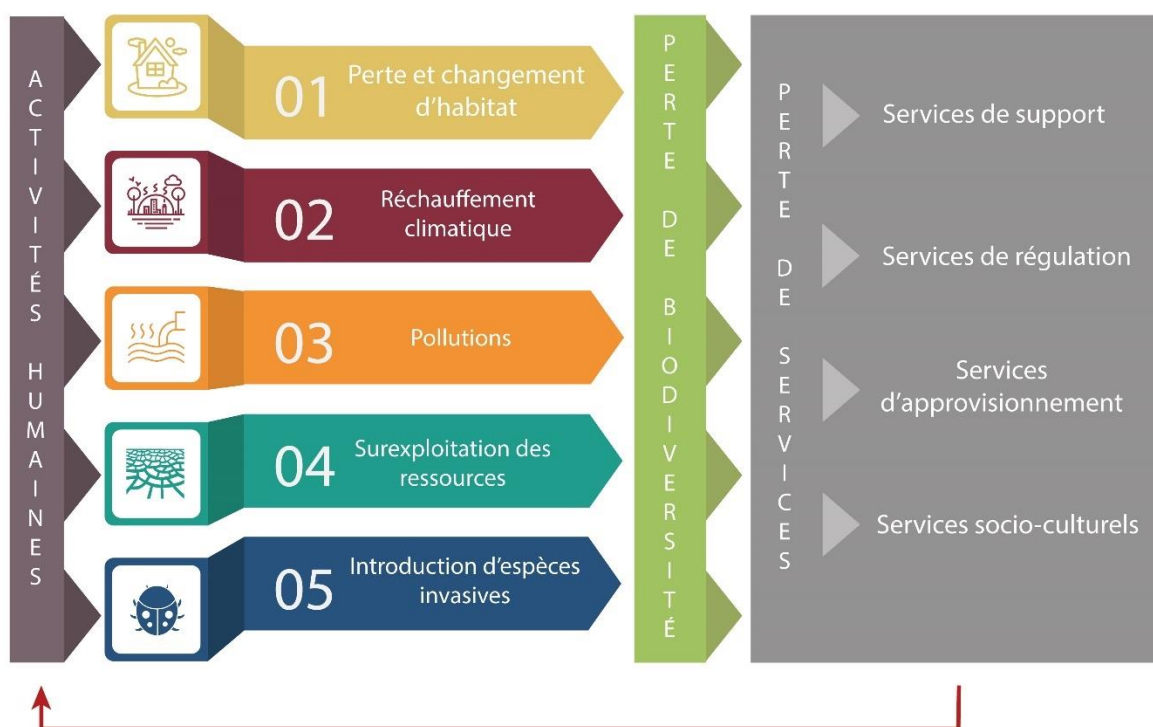


Figure I-11 : Exemple d'interactions entre les activités humaines et la biodiversité

Nous avons abordé sous ce prisme d'analyse les pratiques actuelles d'évaluation de la biodiversité, principal moyen de lutte contre l'érosion de la biodiversité. En 2016, l'Autorité environnementale a dressé un bilan mitigé sur les évaluations environnementales (MEEDDM, 2011), bilan qui avait déjà été souligné par d'autres organismes (France Nature Environnement en 1996, étude du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable en 2006, etc.). Si les pratiques actuelles ont permis de progresser dans la prise en compte de l'environnement dans les projets d'aménagement, elles ne suffisent pas à enrayer la dégradation globale de la biodiversité, pour les raisons suivantes :

- La place restreinte de la biodiversité dans les évaluations environnementales : c'est l'environnement dans son sens large (eau, déchets, gestion, etc.) qui est au cœur des évaluations, et rarement la biodiversité ;
- Des connaissances lacunaires au sujet des espèces et de leur réaction vis-à-vis d'une perturbation ;
- Le faible niveau de complétude des outils, qui omettent souvent d'évaluer les impacts sur la biodiversité ordinaire et *ex-situ* ;
- Le manque de neutralité des outils et des démarches qui conduit à considérer la biodiversité comme un risque pour les projets ;
- Le caractère non obligatoire des certifications et labels voués à la biodiversité.

Face à ce constat, le déploiement d'outils d'analyse de cycle de vie présente de sérieux avantages pour évaluer la biodiversité dans sa globalité et de manière plus objective. L'ACV consiste à calculer puis

optimiser l’empreinte environnementale des systèmes urbains. L’ACV apporte une vision globale des impacts du secteur de la construction et permet de guider les acteurs de l’aménagement dans leur prise de décision. L’ACV s’avère être pertinente pour répondre aux besoins de l’évaluation de la biodiversité. Elle permet théoriquement de prendre en compte plusieurs impacts sur la biodiversité (changement climatique, pollutions, surexploitation des ressources, perte et changement d’habitat), contrairement à l’expertise écologique qui n’évalue principalement les pertes et le changement d’habitat. Elle mesure les impacts sur la biodiversité *in-situ* et *ex-situ*, que cette biodiversité soit menacée ou non et tout en restant factuelle, non orientée vers la concrétisation d’un projet, du fait de sa dimension quantitative. Enfin, les évaluations ACV de type « midpoint » intègrent le système réglementaire ainsi que les outils d’évaluation à l’échelle quartier. Utiliser les méthodes ACV « endpoint » pour mesurer les dommages d’un système sur la biodiversité permettrait de changer les paradigmes en plaçant la biodiversité au cœur des projets urbains, et non comme un sujet non prioritaire à traiter dans le processus. L’ACV biodiversité offre en effet l’avantage d’être intégrative. Située en fin de chaîne de cause à effet, elle permet d’englober de nombreux autres sujets, comme par exemple les émissions de CO₂ dans l’atmosphère.

Ce chapitre et les échanges avec les aménageurs nous ont permis de mettre en évidence les verrous scientifiques à lever pour une évaluation robuste de la biodiversité. Ces défis sont mis en perspective avec les méthodes d’évaluations actuelles (basées essentiellement sur l’expertise écologique) dans le Tableau I-3.

Tableau I-3 : Grille des critères à respecter pour une évaluation fiable et robuste de la biodiversité et mise en perspective avec les pratiques actuelles d’évaluations

Besoins identifiés pour évaluer la biodiversité (bibliographie et aménageurs)	Écologie
Évaluation qui prend en compte tous les éléments d’un système constructif favorable à la biodiversité	Non, seule la partie végétalisée est considérée
Évaluation quantitative des impacts directs liés au changement d’occupation du sol	Oui
Évaluation quantitative des impacts liés au changement climatique	Non
Évaluation quantitative des impacts liés aux pollutions chimiques	Non
Évaluation quantitative des impacts liés aux pollutions physiques	Non
Évaluation quantitative des impacts liés à la surexploitation des ressources	Non
Évaluation quantitative des impacts liés à l’introduction d’espèces invasives	Oui
Agrégation des impacts en un score unique	Non
Évaluation de la biodiversité <i>in-situ</i> , avec prise en compte 1) des spécificités locales du territoire et du projet et 2) de la biodiversité ordinaire	Oui
Évaluation de la biodiversité <i>ex-situ</i>	Non
Évaluations quantitatives des services écosystémiques	Oui, pour certains services <i>in-situ</i>
Outil d’aide à la décision neutre	Non
Évaluation transparente	Pas toujours
Évaluation consensuelle	Oui
Évaluation compréhensible et reproductible	Pas toujours (multiplicité des outils et des critères d’évaluation)
Évaluation intégrative	Non
Existence d’outils facilitant l’appropriation de la méthode	Oui
Déploiement à plusieurs échelles spatiales pour rendre compte des différents niveaux d’interactions système urbain/biodiversité	Echelles parcelle, quartier et territoire
Interopérabilité avec les outils BIM et la maquette numérique	Non
Mise en évidence des efforts accomplis pour réduire l’impact	Oui (séquence ERC, mais les mesures manquent de suivi)
Compatibilité avec le futur cadre réglementaire (RE 2020)	Non

Les besoins identifiés ne sont pas mis en perspective avec les approches d'Analyse en Cycle de Vie dans le chapitre 1. En effet, bien que les méthodes ACV « midpoint » soient de plus en plus appliquées au contexte urbain, les méthodes « endpoint » ne font pas encore consensus et sont mal connues (pour une application au contexte urbain). Nous avons choisi d'approfondir ce sujet dans le chapitre 2 qui est consacré à l'analyse de ces méthodes.

Chapitre 2 – Méthodes ACV biodiversité

Nous avons listé dans le chapitre précédent les intérêts des méthodes ACV « endpoint » pour l'évaluation des dommages sur la biodiversité. Le travail présenté dans ce chapitre est structuré selon les principes du développement agile et implique :

- La revue des méthodes actuelles qui permettra la sélection de la méthode jugée la plus adaptée au contexte urbain ;
- L'analyse critique de la méthode choisie afin d'en comprendre les tenants et aboutissants ;
- L'application de la méthode retenue à un cas pratique pour en dégager les limites et les propositions d'amélioration.

1. Revue des méthodes ACV « endpoint » pour l'évaluation des dommages sur la biodiversité

1.1. Challenge des ACV biodiversité

Dans le contexte d'extinction de masse de la biodiversité, une importance croissante est donnée à l'ACV comme outil d'aide à la décision (E Lindeijer et al., 1998; Woods et al., 2017). Depuis 2003, l'ACV est reconnue par la Commission Européenne comme le meilleur outil environnemental pour évaluer les performances environnementales d'un produit (COMMUNITIES COMMISSION OF THE EUROPEAN, 2003). Elle permet en effet de capturer les impacts environnementaux directs et indirects des activités humaines tout au long de leur chaîne de valeur, ainsi que la complexité de leurs interactions (De Baan et al., 2015; Strohbach, Arnold, & Haase, 2012). Elle a aussi pour finalité de comparer plusieurs systèmes et de mettre en évidence celui qui a le moins d'impact (Hellweg & Canals, 2014).

Comme explicité dans le chapitre 1, l'ACV a été sélectionnée pour intégrer la réglementation française des bâtiments neufs (RE 2020). Les évaluations doivent suivre le cadre normatif ainsi que les référentiels prévus à cet effet. Les indicateurs calculés sont des indicateurs « midpoint » et ne traitent pas de la biodiversité en l'état. Cependant, le CEN TC 350 envisage la possibilité d'intégrer la biodiversité dans les normes, en qualité de nouvelle catégorie d'impact environnemental. Le comité propose notamment d'intégrer au jeu d'indicateurs « midpoint » existant, l'indicateur « endpoint » d'utilisation des terres (CEN, 2016).

Les évaluations environnementales de type ACV concernent généralement l'étude des impacts à l'échelle mondiale (chaînes de valeur), or l'hétérogénéité spatiale de la biodiversité et la variabilité de sa réponse face à l'utilisation des terres nécessitent une évaluation plus régionalisée. La biodiversité est en effet un concept complexe et multiforme. Elle agrège plusieurs niveaux hiérarchiques (gènes, espèces, écosystèmes), plusieurs attributs biologiques (composition, structure, fonction), ainsi qu'une multitude de dynamiques (temporelles, spatiales, interactions), qu'il est ardu de traduire par une unité de mesure unique. Les évaluations doivent cependant intégrer cette complexité et permettre de quantifier, avec les connaissances et les données actuelles, les impacts d'un système sur la biodiversité. Ces objectifs sont difficiles à atteindre et il n'existe aucune méthode faisant explicitement référence à cette problématique. En revanche, certaines méthodes tendent à quantifier les dommages sur la biodiversité, en proposant des indicateurs exprimés en perte d'espèces. Cette approche, bien qu'unidimensionnelle, s'avère exploitable pour le calcul des impacts sur la biodiversité. De plus, les indicateurs « midpoint » sont localisés le long de la chaîne de cause à effet, tandis que les indicateurs des évaluations « endpoint » se situent à la fin de la chaîne de cause à effet (Goedkoop et al., 2009). Pour obtenir un dommage sur la biodiversité, les flux des inventaires de cycle de vie sont donc traduits une première fois en indicateurs « midpoint », grâce à des facteurs de caractérisation d'effet, puis une seconde fois, grâce à des facteurs de caractérisation de dommages. Le risque d'augmenter la propagation des incertitudes est donc fort, mais il doit être minimisé.

Dans ce contexte, plusieurs modèles d'évaluation de la biodiversité ont été développés ces 20 dernières années : Eco-indicator 99 (Goedkoop & Spriensma, 2001), ReCiPe Endpoint (RIVM, 2016), Impact 2002 + (Jolliet et al., 2003), Impact World + (Fantke et al., 2017), LC Impact (Chaudhary, Verones, De Baan, & Hellweg, 2015; Verones et al., n.d.), etc. Les travaux de recherches se poursuivent (CEN, 2016), car l'ACV semble réunir plusieurs critères pour une évaluation appropriée de la biodiversité. Pourtant, aucune de ces méthodes n'a été validée par le système normatif européen, car aucune n'est parvenue à intégrer les cinq pressions responsables du déclin de la biodiversité, ni le concept de biodiversité de manière adéquate, c'est à dire à la fois dans sa variation intrinsèque et dans sa distribution non uniforme à travers la planète (Curran et al., 2011).

Nonobstant ces verrous scientifiques, l'ACV reste une bonne candidate pour l'évaluation de la biodiversité. Nous avons donc procédé à une analyse plus précise des méthodes ACV biodiversité afin de sélectionner la plus robuste et la plus adaptée au contexte urbain.

1.2. Analyse comparative de méthodes ACV « endpoint »

En 2013, (Hauschild et al., 2013) ont analysé un grand nombre de méthodes d'ACV dans le but de recommander les bonnes pratiques pour les deux approches : « endpoint » et « midpoint ». Ils ont observé des résultats de facteurs de caractérisation très variables selon les méthodes, pour l'étude d'un même phénomène et d'une même substance. Cela s'explique, entre autres, par l'utilisation de modèles scientifiques variés pour le calcul des facteurs de caractérisation. Ces travaux, réalisés par des experts pour le JRC (Joint Research Centre of the European Commission), sont le fruit d'un travail consensuel et ont une influence significative sur l'établissement des méthodes ACV dans le domaine de la politique environnementale en Europe. Nous nous sommes basés en partie sur cette analyse afin de sélectionner la méthode ACV la plus appropriée à notre étude. Pour faciliter le processus décisionnel, nous avons mis en place une grille de lecture. Pour chaque méthode, nous étudions notamment les points suivants :

- L'année de sa dernière mise à jour ;
- Le nombre de substances considérées ;
- La nature des indicateurs calculés, et par conséquent, le nombre de pressions couvertes ;
- Sa zone géographique d'application ;
- L'existence d'organisme qui la recommande ;
- Son unité de calcul ;
- Sa couverture taxonomique ;
- Sa disponibilité dans Simapro 8.5, logiciel ACV utilisé pour notre étude.

Le Tableau II-1 analyse les différentes méthodes ACV biodiversité au regard de cette grille de lecture.

Tableau II-1 : Critères de sélection pour les méthodes ACV. Références : ¹CEN TC 350 (CEN, 2016), ²EC-JRC (EC-JRC, 2010), ³Simapro 8.4., ⁴Chaudary & al. 2015 (Chaudhary, Verones, de Baan, & Hellweg, 2015), ⁵Impact World + (CIRAIG, DTU, QUANTIS, & MICHIGAN, 2018), ⁶UNEP-SETAC (UNEP/SETAC, 2016), ⁷Allacker & al. (Allacker, de Souza, & Sala, 2014), ⁸ReCiPe 2016 (RIVM, 2016), ⁹EPS 2000 (Steen, 1999), ¹⁰Ecological Scarcity 2013 (Frischknecht, 2013)

Méthodes	Mise à jour	Nombres de substances considérées	Pressions couvertes	Zone géographique d'application	Recommandation	Unité de calcul	Autres	Disponibilité sous Simapro	Pertinence pour l'étude
Ecological Scarcity 2013 (endpoint)	2017 ³	Environ 400 ²	Perte et changement d'habitat Changement climatique Pollutions Surexploitation des ressources (eau)	Europe Centrale ¹ , plus particulièrement, la Suisse ¹⁰	-	UBP : eco-points par unité de quantité	-	Oui v.1.05.	--
Eco-indicator 99 (endpoint)	2013 ³	Environ 400 ²	Perte et changement d'habitat Pollutions	Europe Centrale ¹	EC-JRC pour le contexte particulier de la construction ^{1,7}	PAF.m ² .an PDF.m ² .an	Valide pour les plantes vasculaires uniquement ² , basée sur d'anciennes données ¹	Oui v.2.10.	+
EPS 2000 (endpoint)	2015 ³	Environ 200 ²	Perte et changement d'habitat ⁹	Basée sur des données suédoises ^{1,2}	-	NEX : Normalized extinction of species	Basée sur la liste rouge des espèces en danger de 1990 ^{1,9}	Oui v.1.00	--
LIME (endpoint)	-	Environ 1000 ²	Perte et changement d'habitat Changement climatique Pollutions Surexploitation des ressources (eau)	Japon	-	Pas d'unité uniforme entre les indicateurs	Les impacts sont régionalisés	Non	---
ReCiPe 2016 (endpoint)	2017 ³	Environ 3000 ²	Perte et changement d'habitat Changement climatique Pollutions Surexploitation des ressources (eau)	Monde ¹	ILCD (comme solution d'intérim) ²	Species.yr Possibilité de convertir PDF.m ² .an	Impacts régionalisés et fonction de huit groupes taxonomiques ⁸	Oui v.1.01.	+++
Impact World +	2017 ³	Plus de 1500 ²	Perte et changement d'habitat Changement climatique Pollutions Surexploitation des ressources (eau)	Europe Centrale	-	PDF.m ² .an	Impacts régionalisés et fonction de cinq groupes taxonomiques ⁵ , basés sur la liste rouge des espèces menacées ⁵	Oui. v.1.42.	+++
LC-IMPACT	2016	-	Perte et changement d'habitat Changement climatique Pollutions Surexploitation des ressources (eau)	Europe Centrale	UNEP-SETAC ⁶ et PROSUIVE ¹ (comme solution d'intérim)	PDF.m ² .an	Impacts régionalisés, basés sur la liste rouge des espèces menacées ⁴ Facteurs de caractérisation spécifiques en fonction de cinq groupes taxonomiques ¹	Non	++

Les méthodes EPS 2000, Ecological Scarcity 2013 et LIME ont été exclues car construites avec des données à géolocalisation trop restreinte (spécifiques à un pays). Eco-indicators 99 paraît recommandée pour le contexte spécifique de la construction car elle permet de calculer les impacts sur la transformation des terres et notamment ceux relatifs à l'extraction de minéraux et à la construction urbaine (CEN, 2016). Cependant, cette méthode est basée sur des données qui remontent à 20 ans (CEN, 2016) et ne caractérise que les plantes vasculaires (PreConsultants, 2000). LC-IMPACT apparaît pertinente pour calculer les impacts sur la biodiversité. Elle est recommandée par plusieurs organismes : UNEP-SETAC (UNEP/SETAC, 2016) et PROSUITE (CEN, 2016) en particulier en raison du modèle numérique utilisé pour calculer l'indicateur land use. Cependant, elle n'est pas disponible dans Simapro 8.5., logiciel que nous utilisons pour réaliser les ACV. Nous retenons donc les méthodes ReCiPe 2016 (v.1.01) et Impact World + (v.1.42.). Leur pertinence n'a pas été discutée dans la littérature car elles sont récentes, mais ce sont des mises à jour d'anciennes méthodes (respectivement ReCiPe 2008 et Impact 2002+). ReCiPe 2008 est recommandée par le ILCD Handbook comme solution d'intérim pour évaluer les impacts sur la biodiversité, dans l'attente de développements méthodologiques plus poussés. Impact 2002+ a été largement appliquée à différents domaines (Allacker et al., 2014) de par la régionalisation des impacts sur le changement d'occupation des sols : les spécificités des espèces sont prises en compte à l'échelle des biomes (CIRAIG et al., 2018), tout comme ReCiPe 2016 (RIVM, 2016). Impact 2002+ n'est cependant pas recommandé par la Commission européenne.

Notre choix se porte donc sur la méthode ReCiPe 2016 qui répond le mieux aux critères de notre grille de lecture :

- Méthode récente ;
- Elle comptabilise le plus grand nombre de substances (environ 3000) ;
- Elle couvre quatre des cinq pressions qui s'exercent sur la biodiversité (score maximal des pressions couvertes parmi les méthodes analysées) ;
- Elle est adaptée aux évaluations à l'échelle mondiale ;
- Contrairement aux autres méthodes, elle est recommandée par l'ILCD, le guide international de référence sur l'ACV, mis en place par la Commission européenne ;
- Les résultats sont exprimés en species.yr, mais convertissables en PDF.m².an, unité actuellement promue dans la littérature scientifique et recommandée par le cadre normatif (CEN, 2016) pour exprimer les dommages sur la biodiversité ;
- Les impacts peuvent être régionalisés, ce qui permet de prendre en compte les spécificités locales des territoires, dans la limite des échelles considérées ;
- En fonction des indicateurs considérés, les impacts sont calculés en considérant plusieurs groupes taxonomiques, et ne se limitent pas aux plantes vasculaires comme pour certaines méthodes ;

La partie suivante consiste à analyser la méthode ReCiPe 2016 afin de présenter les indicateurs qu'elle permet de calculer et de comprendre, dans les grandes lignes, comment les flux d'inventaire de cycle de vie sont transformés en dommage sur la biodiversité.

2. Analyse de la méthode ReCiPe 2016

2.1. Présentation générale de ReCiPe 2016

ReCiPe 2016 (RIVM, 2016) est la version mise à jour de ReCiPe 2008, recommandée par l'ILCD. C'est une méthode ACV harmonisée aux niveaux « midpoint » et « endpoint ». Grâce à des facteurs de caractérisation, elle permet de traduire les émissions de substances et les extractions de ressources d'un système en un nombre limité de catégories d'impact environnemental. Pour chaque catégorie d'impact qu'elle considère, elle fournit des facteurs de caractérisation à l'échelle mondiale, tout en permettant l'utilisation de facteurs de caractérisation spécifiques aux échelles continentales et nationales.

2.1.1. Voies d'impact et aires de protection

Comme explicité dans le chapitre 1, il existe deux façons de dériver les facteurs de caractérisation : « midpoint » (sur la chaîne de cause à effet), et « endpoint » (en fin de chaîne de cause à effet). Les deux approches sont complémentaires, mais nous nous intéressons plus particulièrement aux facteurs de caractérisation au niveau « endpoint » qui traduisent l'impact sur trois domaines de protection : la santé humaine, la qualité de l'écosystème et la rareté des ressources. La Figure II-1 représente la chaîne de cause à effet de ReCiPe 2016, entre les mécanismes environnementaux (« midpoint ») et les trois zones de protection (« endpoint »).

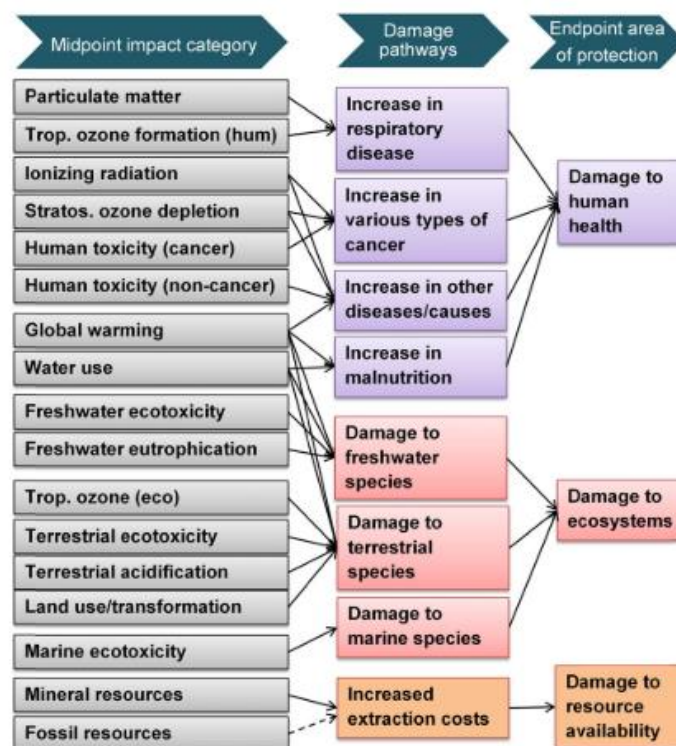


Figure II-1 : Vue d'ensemble des catégories d'impact couvertes par la méthode ReCiPe 2016 et relation avec les aires de protection (RIVM, 2016)

D'après (Hauschild et al., 2013), la méthode ReCiPe 2016 regroupe les modèles de calculs d'indicateurs les plus pertinents et les plus robustes scientifiquement. Elle fait référence aux pressions qui s'exercent sur la biodiversité et permet notamment de calculer les 12 indicateurs de dommage sur la biodiversité suivants :

- Changement climatique, écosystèmes terrestres ;
- Changement climatique, écosystèmes d'eaux douces ;
- Formation d'ozone ;
- Acidification ;
- Eutrophisation (eaux douces) ;
- Eutrophisation (eaux salées) ;
- Écotoxicité terrestre ;
- Écotoxicité des eaux douces ;
- Écotoxicité marine ;
- Consommation d'eau, écosystèmes terrestres ;
- Consommation d'eau, écosystèmes aquatiques.

L'unité utilisée pour mesurer l'impact de ces indicateurs sur la biodiversité est « species.yr ». Elle restitue la perte d'espèces au fil du temps, en considérant la densité d'espèces dans différents écosystèmes. Pour transformer cette unité en « PDF.m².an », unité recommandée par le CEN TC 350 (CEN, 2016) pour mesurer la biodiversité, les facteurs de conversion suivants peuvent être utilisés :

- 1.48E-08 pour les espèces terrestres ;
- 7.89E-10 pour les espèces d'eau douce ;
- 3.46E-12 pour les espèces marines.

2.1.2. Choix de l'horizon temporel

Les facteurs de caractérisation de ReCiPe 2016 sont organisés selon trois scénarios d'impacts basés sur la durée de vie des polluants dans les compartiments eau, air et sols :

- Individualiste : les impacts des substances dans les compartiments sont considérés sur un horizon temporel de 20 ans ;
- Hiérarchiste : les impacts des substances dans les compartiments sont considérés sur un horizon temporel de 100 ans ;
- Égalitaire : les impacts des substances dans les compartiments sont considérés sur un horizon temporel de 1000 ans.

L'horizon temporel de 100 ans est celui jugé acceptable par des organismes tiers, et le plus utilisé par les praticiens. Nous nous concentrons uniquement sur ce dernier pour la suite de notre analyse.

2.1.3. Facteurs de caractérisation au niveau « midpoint »

Les catégories d'impact et les indicateurs calculés par ReCiPe au niveau « midpoint » sont présentés dans le Tableau II-2. Seuls les indicateurs contribuant à la voie d'impact « qualité des écosystèmes » sont mentionnés (cf. Figure II-1).

Tableau II-2 : Présentation des catégories d'impact « midpoint » de ReCiPe 2016

Catégorie d'impact	Indicateur	Unité	Facteur de caractérisation	Unité
Changement climatique	Augmentation du forçage radiatif	w.an/m ²	Potentiel de réchauffement climatique	kg de CO ₂ dans l'air
Utilisation de l'eau	Augmentation de la consommation d'eau	m ³	Potentiel de consommation d'eau	m ³ d'eau consommée
Écotoxicité de l'eau douce	Augmentation du danger dans les eaux douces	An.m ³	Potentiel d'écotoxicité dans l'eau douce	kg 1.4-DCB (composé aromatique organochloré) dans les eaux douces
Eutrophisation de l'eau douce	Augmentation de la teneur en phosphore dans l'eau	An.m ³	Potentiel d'eutrophisation dans l'eau douce	kg P dans l'eau douce
Formation d'ozone photochimique	Augmentation de l'ozone troposphérique (AOT40)	Ppb.an	Potentiel de formation d'ozone photochimique	kg Nox dans l'air
Écotoxicité terrestre	Augmentation du danger dans les sols naturels	An.m ²	Potentiel d'écotoxicité terrestre	kg 1.4-DCB (composé aromatique organochloré) dans les sols industriels
Acidification terrestre	Augmentation de la quantité de protons dans les sols	An.m ² .mol/l	Potentiel d'acidification terrestre	kg de SO ₂ dans l'air
Utilisation des terres	Occupation et transformation des terres, intégrées au temps	An.m ²	Potentiel d'occupation de terres agricoles	m ² .an de cultures céréalières annuelles
Écotoxicité marine	Augmentation du danger dans les eaux marines	An.m ³	Potentiel d'écotoxicité marine	kg 1.4-DCB (composé aromatique organochloré) dans les eaux marines

La différence entre l'unité de l'indicateur associé à chaque catégorie d'impact et celle du facteur de caractérisation s'explique par le fait que les facteurs de caractérisation relatifs à différentes substances sont traduits en l'impact d'une substance de référence. Le facteur de caractérisation est donc un nombre sans dimension qui exprime la force d'une substance par rapport à la substance de référence. Par exemple, pour la catégorie d'impact « changement climatique », qui mesure une augmentation du forçage radiatif (en W.yr/m²), les impacts des substances contribuant à ce forçage radiatif sont rapportés à l'impact du forçage radiatif du CO₂ (i.e. le facteur de caractérisation du méthane, substance contribuant au réchauffement climatique, a une valeur de 25. Cela traduit que la contribution de 1kg de méthane au forçage radiatif est 25 fois plus forte que celle de 1 kg de dioxyde de carbone).

2.1.4. Facteurs de caractérisation au niveau « endpoint »

Les facteurs de caractérisation (FC) « endpoint » sont issus du produit scalaire entre les facteurs de caractérisation « midpoint » et un facteur de conversion « midpoint to endpoint » (cf. Équation II-1) :

$$FC_{\text{endpoint}} = FC_{\text{midpoint}} \times \text{Facteur de conversion}_{\text{midpoint to endpoint}}$$

Équation II-1 : Formule de principe présentant le passage de la caractérisation « midpoint » à la caractérisation « endpoint » de ReCiPe 2016

Le Tableau II-3 présente les facteurs de conversion relatifs aux dommages sur les écosystèmes terrestres, d'eaux douces et marines, pour un horizon temporel de 100 ans (scénario « Hiérarchiste »).

Tableau II-3 : Facteurs de conversion globaux (moyennes mondiales) de ReCiPe 2016, pour passer de la caractérisation « midpoint » à la caractérisation « endpoint »

Écosystème considéré	Catégorie d'impact	Valeur du facteur de conversion (horizon temporel 100 ans)	Unité du facteur de conversion
Terrestre	Changement climatique	2,8E-09	Espèces.an/ kg de CO2 dans l'air
	Formation d'ozone photochimique	1,3E-07	Espèces.an/ kg Nox dans l'air
	Acidification	2,1E-07	Espèces.an/ kg de SO2 dans l'air
	Toxicité	5,4E-08	Espèces.an/ kg 1.4-DCB (composé aromatique organochloré) dans les sols industriels
	Utilisation de l'eau	1,4E-08	Espèces.an/ m ³ d'eau consommée
	Occupation des terres	8,9E-09	Espèces.an/ m ² .an de cultures céréalières annuelles
Eaux douces	Changement climatique	7,7E-14	Espèces.an/ kg de CO2
	Eutrophisation	6,1E-07	Espèces.an/ kg P dans l'eau douce
	Toxicité	7,0E-10	Espèces.an/ kg 1.4-DCB (composé aromatique organochloré) dans les eaux douces
	Utilisation de l'eau	6,0E-13	Espèces.an/ m ³ d'eau consommée
Marins	Toxicité	1,1E-10	Espèces.an/ kg 1.4-DCB (composé aromatique organochloré) dans les eaux marines

Des indications pour faciliter la compréhension des indicateurs de dommages sur la biodiversité sont explicitées dans la partie suivante.

2.2. Présentation des indicateurs de ReCiPe 2016

L'objectif de cette partie est de comprendre, dans les grandes lignes, les mécanismes de conversion des flux en dommage sur la biodiversité, pour chaque catégorie d'impact. La majorité des informations reportées dans cette partie sont issues de rapport ReCiPe 2016 (RIVM, 2016).

2.2.1. Indicateurs de réchauffement climatique

2.2.1.1. Description du phénomène

▪ Causes

L'effet de serre, et les émissions de GES, sont responsables du réchauffement climatique. L'effet de serre est indispensable à la viabilité de nombreuses espèces, sans lui, la température à la surface du sol serait de -18 °C. Cependant, l'augmentation des émissions de GES dans l'atmosphère, induite par les activités humaines depuis l'ère industrielle, amplifie cet effet, engendrant ainsi une trop grande augmentation de la température.

▪ Conséquences sur la biodiversité

L'augmentation de la température et les perturbations des conditions météorologiques qui y sont associées peuvent perturber l'équilibre des écosystèmes (ITSUBO & INABA, 2012). Pour les espèces, trois issues sont possibles face au réchauffement climatique, elles peuvent :

- Migrer, si elles sont mobiles ;
- S'adapter, en fonction de leur plasticité ;
- Le cas échéant, disparaître.

Le réchauffement climatique entraîne un changement de la répartition spatiale des espèces terrestres (Verones et al., 2016) et perturbe leur cycle biologique (avancement de la date de floraison des plantes ou de ponte chez les oiseaux). Les espèces d'eaux douces peuvent être affectées par une diminution des débits fluviaux induite par le changement climatique. En effet, les rivières dont les débits sont importants peuvent héberger une richesse spécifique de poissons plus grande que celle des rivières avec des débits plus faibles. Dans les milieux marins, l'augmentation de la température diminue la quantité d'ions carbonates, nécessaires à la constitution de l'exosquelette de nombreux organismes marins (aspect non traité dans la méthode ReCiPe 2016).

2.2.1.2. Modèles utilisés pour caractériser l'impact

Le modèle ReCiPe 2016 utilisé pour faire le lien entre les émissions de carbone et l'augmentation de la température se base sur les travaux de (Joos et al., 2013) : 1kg de CO₂ augmente la température de 4.76E-14°C.an (pour un horizon temporel de 100 ans).

Les modèles climatiques utilisés pour prédire l'impact sur les écosystèmes supposent une augmentation de la température mondiale de 0,8 à 4,3 degrés par rapport à la température mondiale moyenne de l'ère préindustrielle. Les facteurs de conversion utilisés sont issus des travaux de (Urban, 2015) pour les écosystèmes terrestres et de (Hanafiah, Xenopoulos, Pfister, Leuven, & Huijbregts, 2011) pour les écosystèmes d'eaux douces :

- L'augmentation de 1°C de la température terrestre entraîne l'extinction de 0,037 espèce ;
- L'augmentation de 1°C de la température de l'eau entraîne l'extinction de 2,04E-09 espèces au m³ d'eau.

Pour les écosystèmes terrestres, la surface mondiale des zones terrestres (semi-)naturelles est considérée, soit : 1,08E14 m².

Le facteur de conversion pour le réchauffement climatique, sur les écosystèmes terrestres, est établi en prenant en compte plusieurs taxons : plantes vasculaires, arthropodes, oiseaux, etc. Celui pour les écosystèmes d'eaux douces ne considère que les poissons.

2.2.2. Formation d'ozone photochimique

2.2.2.1. Description du phénomène

▪ Causes

L'ozone photochimique correspond à un mélange de gaz dont les principaux composants sont l'ozone (O₃) et le nitrate de peroxyacétyle (PAN). L'ozone existe à l'état naturel dans l'atmosphère. Il peut aussi

se former par réaction chimique entre les composés organiques volatils (COV) et l'oxyde d'azote (NOx), sous l'effet des rayons ultraviolets (ITSUBO & INABA, 2013) favorisés par les activités humaines.

▪ **Conséquences sur la biodiversité**

Lorsque l'ozone est présent en trop grande quantité dans l'atmosphère, il se forme des smogs, responsables de dommages aux plantes : nécrose des cellules (ITSUBO & INABA, 2013) et diminution des fonctionnalités des feuilles (respiration, transpiration, photosynthèse, activité enzymatique, etc.).

2.2.2.2. Modèles utilisés pour caractériser l'impact

Les facteurs de caractérisation « endpoint » traduisent la perte d'espèces dans les forêts et les prairies naturelles relative à une émission de précurseurs à l'ozone (CoV, NOx). Des facteurs de devenir et d'effet sont intégrés au modèle numérique. Le facteur de devenir traduit la probabilité qu'un précurseur se transforme en ozone et la probabilité qu'une zone géographique soit exposée à des concentrations d'ozone trop élevées. Les facteurs d'effet reflètent la relation entre l'exposition à l'ozone et les dommages à la végétation.

Les facteurs d'effet sont établis dans les travaux de (Van Goethem, Azevedo, et al., 2013; Van Goethem, Preiss, et al., 2013). En fonction de la zone géographique dans laquelle se situe l'émission la perte d'espèce potentielle oscille entre 0 et 0.5 PDF.an/kg NOx éq. L'émission de 1 kg de NOx éq. engendre potentiellement la perte de 1,91E-15 espèces.an (moyenne mondiale).

2.2.3. Acidification

2.2.3.1. Description du phénomène

▪ **Causes**

L'acidification est due au dépôt dans le sol des composés acides accumulés dans l'air, notamment via les phénomènes de pluies acides (ITSUBO & INABA, 2012).

Les substances acides sont des substances qui émettent des ions hydrogène (H⁺) dans une solution aqueuse. Les principales substances acides sont (ITSUBO & INABA, 2012) :

- L'acide sulfurique (H₂SO₄), dérivé de l'oxyde de soufre (SO₂) ;
- L'acide nitrique (HNO₃), dérivé des oxydes d'azote (NOx) ;
- L'acide chlorhydrique (HCl) ;
- L'acide organique (R-COOH) ;

Les ions H⁺ sont aussi créés par la nitrification de l'ammoniac (NH₃) par les micro-organismes.

Les émissions des précurseurs de ces substances dans l'air et le sol sont toutes induites par les activités humaines (combustion d'énergie fossile, fertilisation, etc.). Lorsqu'une substance causale est émise

dans l'atmosphère, sa capacité de dispersion est forte. Les précurseurs de substances acides peuvent aussi être déposés dans le sol, sous forme aqueuse (par précipitation), ou sous forme particulaire (dépôt solide) (ITSUBO & INABA, 2012).

▪ **Conséquences sur la biodiversité**

Les milieux acidifiés sont difficilement récupérables, les dommages perdurent durant de longues années. L'impact de l'acidification sur l'écosystème peut être divisé en deux catégories : l'impact sur les écosystèmes terrestres et l'impact sur les écosystèmes aquatiques, plus précisément, dans les eaux souterraines (non étudié par la méthode ReCiPe 2016).

L'impact sur l'écosystème terrestre peut être direct ou indirect. L'impact direct est provoqué par le dépôt de gouttelettes acides, ayant un effet néfaste sur les organismes végétaux. L'impact indirect est induit par le changement des caractéristiques physiques et chimiques du sol en raison de son acidité, provoquant des perturbations de la croissance des végétaux. L'acidification du sol engendre son appauvrissement en bases, entraînant une pénurie de nourriture pour les plantes. Elle provoque aussi l'élution de l'aluminium inorganique et des métaux (i.e. manganèse), dont la toxicité entrave la croissance et réduit la fonction de producteur primaire des végétaux. L'acidification engendre la modification des propriétés physico-chimiques des écosystèmes (forêts, cultures, réservoirs d'eau superficiels ou souterrains, etc.) et des sols (altération et érosion) au détriment de la faune et de la flore qu'ils accueillent (ITSUBO & INABA, 2012).

L'acidification des eaux est une conséquence de l'acidification des bassins versants. Elle limite la disponibilité de nourriture des milieux. De plus, le degré d'acidité des eaux (pH bas) et la présence d'aluminium inorganique ont tous deux des effets nocifs sur les organismes aquatiques (ITSUBO & INABA, 2012).

2.2.3.2. Modèles utilisés pour caractériser l'impact

Pour calculer les dommages de l'acidification sur la biodiversité, le modèle définit dans un premier temps l'augmentation relative du dépôt de polluants acides, résultant de l'augmentation de l'émission de composés précurseurs aux substances acides, par rapport à une année de référence. Cette première étape se base sur les travaux de (Roy et al., 2014; Roy, Huijbregts, Deschênes, & Margni, 2012; Roy & Desche, 2012). Un facteur de devenir d'une émission est considéré afin de prendre en compte sa probabilité acidifiante. Il prend notamment en compte les conditions climatiques (par exemple la vitesse et la direction du vent) ainsi que les mécanismes de dépôt entre la source d'émission et l'emplacement des compartiments qui seront impactés. De ces analyses, sont déduites les concentrations de H⁺ dans les compartiments, notamment grâce à un facteur d'effet qui prend en compte le potentiel d'acidification d'une substance, en fonction des caractéristiques du compartiment dans lequel elle se trouve (densité de sol, minéralogie, absorption de végétation, etc.).

Dans un deuxième temps, les effets des émissions de substances acidifiantes sont exprimés en dommage sur la biodiversité grâce aux travaux de (Azevedo, Zelm, Hendriks, Bobbink, & Huijbregts, 2013), qui traduit la relation entre la présence d'espèces et la concentration d'ions H⁺ dans les milieux (perte d'espèces si le pH baisse). Dans le modèle ReCiPe 2016, seuls les effets sur les plantes vasculaires sont étudiés. L'augmentation de 1kg de SO₂ eq engendre en moyenne (dans le monde), la perte potentielle de 3,14E-15 espèces.an.

2.2.4. Eutrophisation des eaux douces

2.2.4.1. Description du phénomène

▪ Causes

L'eutrophisation des écosystèmes aquatiques résulte de l'accumulation de phosphore, d'azote (sels nutritifs) et de substances organiques dans les eaux. Elle est liée (ITSUBO & INABA, 2014) :

- Au ruissellement de l'eau de pluie sur les terres agricoles ;
- À la pollution des eaux usées.

Les substances responsables de l'eutrophisation (sels nutritifs et substances organiques) peuvent provenir des activités industrielles, de l'élevage, de l'agriculture, et des activités domestiques (lessives, détergents, etc.).

▪ Conséquences sur la biodiversité

L'accumulation de nutriments et de matières organiques favorise le développement d'algues. La photosynthèse des algues, présente sous forme de phytoplancton dans les zones aquatiques, est stimulée par la présence de ces nutriments. L'augmentation de leur concentration dans l'eau favorise donc la photosynthèse des algues et la production primaire de substances organiques. Si le degré d'eutrophisation devient trop élevé, des effets défavorables surviennent dans les milieux, notamment des entraves à la bonne circulation des substances. L'organisation des espèces végétales aquatiques est alors perturbée, créant des répercussions sur tout le reste de la chaîne alimentaire. Les eaux s'opacifient et filtrent davantage la lumière, aux dépens des espèces nécessiteuses pour leur photosynthèse. La concentration d'oxygène dissous devient inférieure à la concentration saturée naturellement observée dans les milieux, ce qui impacte l'ensemble de l'écosystème (par manque d'oxygène, les espèces migrent ou meurent), et favorise le développement de cyanobactéries qui s'alimentent de matières organiques et produisent de l'hydrogène sulfuré, nocif pour les organismes vivants (ITSUBO & INABA, 2014).

2.2.4.2. Modèles utilisés pour caractériser l'impact

Dans ReCiPe 2016, seules les émissions de phosphore sont considérées car elles semblent être à l'origine d'une production primaire plus importante que celles de l'azote (Verones et al., 2016). Les

impacts de l'eutrophisation sont basés sur la fraction de phosphore émise dans le sol ayant atteint le compartiment d'eau douce. Le temps de séjour du phosphore dans l'eau douce (décrit par le facteur de devenir) et la sensibilité de l'écosystème à la concentration de phosphore (décrite par le facteur d'effet) sont considérés. Le facteur d'effet est basé sur un modèle probabiliste qui lie la diminution de la richesse des espèces de poissons d'eaux douces à l'augmentation des émissions de phosphore dans les systèmes aquatiques. Les modèles se réfèrent aux travaux de (Abell et al., 2008; Azevedo, Zelm, Elshout, et al., 2013; Helmes, Huijbregts, Henderson, & Jolliet, 2012).

En moyenne, une augmentation de 1kg de phosphore engendre la perte potentielle de $1.81E-12$ espèces.an (Verones et al., 2016), si toutes les étendues d'eau douce du monde sont considérées.

2.2.5. Toxicité

2.2.5.1. Description du phénomène

▪ Causes

La toxicité est causée par l'accumulation de métaux lourds (i.e. cobalt, cuivre, manganèse, zinc, etc.) et de composés organiques chimiques (i.e. dioxine et biphényle polychloré (PCB)) dans les milieux. Ce phénomène, d'origine anthropique, est aussi appelé « écotoxicité » (ITSUBO & INABA, 2014).

▪ Conséquences sur la biodiversité

Les substances toxiques, libérées par les activités humaines, engendrent plusieurs types de perturbations. Certaines influencent les populations d'espèces et perturbent l'équilibre des écosystèmes. Les dommages peuvent être importants, même si les substances ne sont émises qu'en petite quantité (ITSUBO & INABA, 2014).

2.2.5.2. Modèles utilisés pour caractériser l'impact

Le modèle d'écotoxicité traduit la persistance dans l'environnement (facteur de devenir) et la toxicité (facteur d'effet) d'un produit chimique. Les facteurs de devenir sont construits à partir de modèles « évaluatifs » issus des travaux de (Zelm, Huijbregts, & Van de Meent, 2009), tandis que les facteurs d'effet sont dérivés des mesures de leur toxicité sur des animaux de laboratoire : la perte d'espèces est mesurée par exposition à des concentrations croissantes de polluants. L'incertitude des modèles est relativement élevée car les expérimentations portent sur un faible nombre d'espèces (moins de 4 espèces).

Le potentiel de toxicité, exprimé en kg d'équivalents 1,4-dichlorobenzène, est utilisé comme facteur de caractérisation au niveau midpoint. Le potentiel d'écotoxicité d'une substance est calculé pour un compartiment récepteur (i.e. écosystèmes terrestres, d'eaux douces ou marines). Le modèle prend en compte la probabilité qu'une substance, émise dans un endroit donné, se dépose dans un compartiment

récepteur. Le facteur de devenir de la substance est défini comme le changement de la masse, à l'état d'équilibre, de la substance émise dans un compartiment environnemental récepteur. Le facteur d'effet représente quant à lui la variation de la fraction potentiellement disparue des espèces due à une modification de la concentration environnementale de la substance émise, dans le compartiment récepteur.

Dans ReCiPe 2016, la sensibilité des espèces aquatiques et terrestres est considérée comme similaire. L'émission de 1kg de 1,4-dichlorobenzène engendre la perte de 8,81E-01 espèces d'eaux douces, 3,03E+01 espèces marines et 3,64E+00 espèces terrestres, en moyenne dans le monde.

2.2.6. Water Use

2.2.6.1. Description du phénomène

▪ Causes

Pour vivre et pour maintenir ces activités, l'Homme prélève de l'eau dans les écosystèmes. L'eau est présente en grande quantité sur le globe terrestre, principalement sous forme salée dans les mers et les océans. L'eau douce ne représente que 3% de l'eau disponible sur Terre. Les prélèvements d'eau deviennent critiques lorsque la vitesse de consommation de l'eau douce est supérieure à celle de sa régénération grâce au cycle de l'eau.

▪ Conséquences sur la biodiversité

L'eau prélevée dans les écosystèmes n'est plus disponible pour assurer ses fonctions de support de vie pour la biodiversité (habitat pour les poissons, et ressource vitale pour les autres espèces).

2.2.6.2. Modèles utilisés pour caractériser l'impact

Les étapes de modélisation débutent par la quantification de la réduction de la disponibilité en eau douce. Pour les écosystèmes terrestres, les impacts sont modélisés via la réduction potentielle de la diversité végétale, qui manque de ressources pour assurer ses besoins vitaux. Pour les écosystèmes aquatiques, les impacts sont modélisés via la fraction de poissons d'eaux douces qui disparaît, estimée par la relation espèces-débits à l'embouchure des rivières. Les modèles se basent sur les travaux de Pfister et al. (2009),

Le facteur de caractérisation midpoint est exprimé en m³ d'eau consommée par m³ d'eau extraite des milieux. La partie d'eau consommée du prélèvement peut être estimée à l'aide de modèles (i.e. (Doll & Siebert, 2002; FAO, 2012; Verones et al., 2013)). Par exemple, sur 1 m³ d'eau prélevée pour l'agriculture, seuls 0,44 m³ sont réellement consommés, en moyenne dans le monde. On estime également cette proportion d'eau consommée/eau prélevée à : 5 à 10% pour le secteur industriel, et 10 % pour les besoins domestiques. L'eau non consommée est rejetée dans l'environnement.

Pour les écosystèmes terrestres, la définition du facteur de caractérisation endpoint s'appuie sur les dommages causés aux espèces de plantes vasculaires. La productivité primaire nette est utilisée comme indicateur indirect du bien-être de l'écosystème. Cette productivité peut être limitée par la disponibilité en eau des milieux. Le modèle intègre les éventuels apports d'eau liés aux précipitations. La diminution de la productivité primaire nette traduit la vulnérabilité d'un écosystème face à la pénurie d'eau. Il agit comme indicateur indirect de la fraction d'espèces potentiellement disparues. Dans ReCiPe 2016, la consommation de 1 m³ d'eau engendre (moyenne mondiale) une perte de 1,35E-08 espèces (flore).

Pour les écosystèmes aquatiques, les impacts de la consommation d'eau sont comptabilisés pour les espèces de poissons d'eaux douces. Les facteurs de caractérisation sont estimés en fonction des modifications du débit des rivières à l'embouchure des fleuves, induites par la consommation d'eau, et engendrant une perte d'espèces. Le modèle de perte d'espèce se fonde sur les travaux de (Hanafiah et al., 2011). Ainsi, la consommation de 1 m³ d'eau engendre la disparition de 6,04E-13 espèces de poissons (moyenne mondiale).

2.2.7. Occupation des terres (cas de l'urbanisation)

Cet indicateur essentiel fait l'objet d'une attention particulière : sa description exhaustive sera utile pour la compréhension de la suite de nos travaux.

2.2.7.1. Description du phénomène

▪ Causes

Les impacts de l'utilisation des terres résultent de plusieurs interventions humaines (Erwin Lindeijer, 2000; Milà i Canals et al., 2007) :

- Une première transformation des terres : les caractéristiques des milieux (état de référence) sont modifiées pour être adaptées à un nouvel usage (il est parfois nécessaire de déboiser des terres pour pouvoir les cultiver).
- L'occupation des terres : les surfaces sont utilisées de la manière productive voulue et leur richesse spécifique s'en trouve modifiée par rapport à l'état de référence ;
- Une deuxième transformation des terres : lorsque le temps d'occupation s'achève et que les interventions humaines se retirent, la nature se régénère et l'écosystème tend progressivement à retrouver ses qualités initiales, à condition que les milieux n'aient pas été trop dégradés.

▪ Conséquence sur la biodiversité

Il est aujourd'hui reconnu que l'urbanisation engendre une perte durable et croissante des habitats naturels ou semi-naturels (Grimm et al., 2008). Afin d'accueillir une population grandissante, les villes s'étagent et s'étalent sur les territoires dans lesquels elles sont implantées. Elles colonisent des milieux

de nature différente : naturels, agricoles ou déjà urbanisés. En France, l'équivalent de la surface moyenne d'un département est artificialisé tous les sept ans (Laugier, 2012). Entre 2006 et 2009, chaque jour, plus de 235 ha de terre ont été imperméabilisés (Laugier, 2012). En 2015, 9.3% des terres françaises sont urbanisées (Gouvernement.fr, 2018). Chaque année, il est estimé que 0.8% des terres agricoles ou naturelles sont artificialisées (Gouvernement.fr, 2018).

Dans ce contexte d'urbanisation grandissante, la transformation d'un milieu en un autre n'est pas propice au développement de la biodiversité (constructions, exploitation de carrières, tassement du sol, etc.). Cette conversion engendre une perte directe de surfaces naturelles, et la fragmentation des habitats (Mckinney, 2002), aussi bien sur le plan vertical qu'horizontal. Les espèces sont menacées à partir du moment où elles évoluent sur un espace restreint. La fragmentation, qu'elle soit physique (voiries, zones urbaines, etc.) ou sensorielle (lumières, sons, etc.), isole et cloisonne les habitats. Les espèces ne peuvent plus circuler librement d'un réservoir de biodiversité à un autre, ce qui perturbe fortement la réalisation de leur cycle de vie (nourriture, brassage génétique, reproduction, etc.). Dans l'optique de freiner la perte et le changement d'habitat, le gouvernement a adopté le Plan Biodiversité de 2018 et fixé un objectif de « Zéro Artificialisation Nette » (Baiz, Claron, Ducos, & Logeart, 2019; Fosse, Belaunde, Dégremont, & Grémillet, 2019). Cet indicateur mesure l'impact de l'occupation des sols sur la biodiversité et s'inscrit dans cette démarche et cet objectif.

2.2.7.2. Modèles utilisés pour caractériser l'impact

▪ Principe du modèle

Depuis quelques années, les recherches s'intensifient afin de proposer un indicateur permettant de quantifier les impacts de l'utilisation des terres sur la biodiversité dans différentes régions du monde (Achten, Mathijs, & Muys, 2008; Geyer, Lindner, Stoms, Davis, & Wittstock, 2010; Koellner, Hersperger, & Wohlgemuth, 2004; Koellner & Scholz, 2007; Erwin Lindeijer, 2000; Michelsen, 2008; Penman, Law, & Ximenes, 2010; Schenck, 2001; Schmidt, 2008; Vogtlander, Lindeijer, Witte, & Hendriks, 2004). Certaines sont intégrées dans les méthodes utilisées par les praticiens de l'ACV. C'est notamment le cas du modèle développé par De Baan et al. (de Baan, Alkemade, & Koellner, 2013), intégré dans la méthode ReCiPe 2016. Ce modèle propose des facteurs de caractérisation permettant le calcul de l'indicateur d'occupation du sol (aussi appelé indicateur d'utilisation des terres ou land use) en comparant la richesse spécifique relative de différents types d'utilisation des terres (état final) par rapport à une situation de référence (état initial) pour quatre groupes taxonomiques (les plantes, les arthropodes, les autres invertébrés et les vertébrés). Les impacts sont calculés comme l'intégrale de la différence relative de richesse spécifique entre deux milieux (ΔQ), pendant un temps t_{occ} , et sur une surface donnée A_{occ}).

La Figure II-2 illustre un exemple d'utilisation des terres et son impact associé sur la biodiversité. Tout d'abord, au temps t_1 , la terre est transformée d'une référence (par exemple, forêt de plaine à feuilles larges) en type d'utilisation des terres LU1 (par exemple, prairie sèche riche en espèces) dont la

richesse spécifique est plus faible que celle du milieu de référence. L'impact de l'occupation LU1 est donné comme la différence de richesse spécifique (S) multipliée par le temps d'occupation ($t_{occ} - t_1$) et par la surface d'occupation A_{occ} . L'impact de la transformation est quant à lui donné comme la différence de richesse spécifique (S) multipliée par le temps nécessaire à la relaxation/régénération du milieu (t_{reg}), c'est-à-dire le temps qu'il faudrait après l'abandon de LU1 pour revenir à l'état initial (forêt de plaine à feuilles larges).

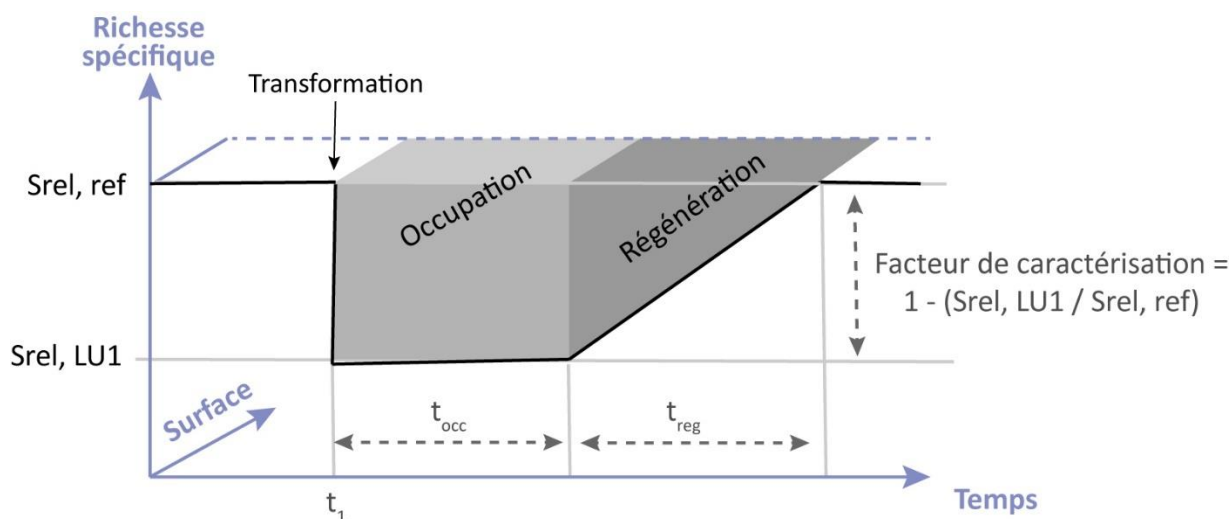


Figure II-2 : Représentation graphique du calcul des impacts liés à l'occupation du sol

En rapportant les trois types d'interventions à une échelle temporelle, l'impact de la première transformation est négligeable car relativement court (Koellner et al., 2013) au regard des deux suivantes. L'impact du temps de régénération des milieux peut au contraire être très long. Il s'agit de déterminer combien d'années (t_{reg}) sont nécessaires après l'abandon des terres pour que la nature reprenne ses droits. Cependant, l'intensité actuelle de l'utilisation des terres est un phénomène historiquement nouveau, et les connaissances sur les temps de régénération des écosystèmes sont limitées. La tâche se complique d'autant plus que ce temps dépend (Koellner et al., 2013) :

- De la voie de l'impact : la régénération de la richesse spécifique peut prendre plus de temps que la régénération de la capacité de production biotique ;
- Du type de transformation des terres : il faut plus de temps pour régénérer la diversité spécifique d'une forêt que d'une terre cultivée ;
- Des conditions biogéographiques du lieu : la régénération est généralement plus rapide en climat chaud et humide qu'en climat froid ou sec.

Des estimations existent dans la littérature scientifique (e.g. (Koellner & Scholz, 2007)). Par exemple, une forêt ancienne mettrait plus de 1000 ans pour se régénérer dans une zone tempérée. Parfois même, le temps de régénération dépasse les horizons de modélisation ACV habituelle. Ils sont encore trop peu connus pour pouvoir être intégrés au modèle. Seuls les impacts liés à l'occupation des terres sont pris en compte.

▪ **Typologies des occupations du sol**

Le choix des typologies d'occupation des sols du modèle de (de Baan et al., 2013) repose sur la classification de (Koellner et al., 2012). Elle est structurée en quatre niveaux qui se complexifient en fonction des détails apportés à la qualification du milieu :

- Niveau I : classification très générale de l'utilisation du sol (forêts, agriculture, terres artificielles, etc.) ;
- Niveau II : il affine les catégories du niveau 1 en se basant sur la classification d'EcoInvent v2.0 et sur celle de GLOBIO3 ;
- Niveau III : il donne plus d'informations sur la gestion des terres ;
- Niveau IV : il spécifie l'intensité de l'utilisation des terres.

Cette nomenclature permet d'adapter l'analyse en fonction des données disponibles. Il est possible que le même niveau ne soit pas atteint pour tous les principaux types d'utilisation des terres (par exemple, une méthode peut différencier les terres agricoles jusqu'au niveau IV, tandis que d'autres utilisations des terres ne sont spécifiées qu'au niveau II). Le niveau de détail du type d'écosystème dépend de la portée de l'étude ACV. Le Tableau II-4 présente la nomenclature de Koellner.

Tableau II-4 : Nomenclature des typologies d'occupation du sol utilisées dans ReCiPe 2016 (Koellner et al., 2012)

Nombre de niveaux	Niveau I	Niveau II	Niveau III	Niveau IV
1	Forêt			
2	Forêt	Forêt naturelle		
3	Forêt	Forêt naturelle	Primaire	
3	Forêt	Forêt naturelle	Secondaire	
2	Forêt	Forêt exploitée		
3	Forêt	Forêt exploitée	Extensive	
3	Forêt	Forêt exploitée	Intensive	
1	Zone humide			
2	Zone humide	Côtière		
2	Zone humide	Dans les terres		
1	Zone arbustive			
1	Prairie			
2	Prairie	Prairie		
3	Prairie	Prairie	Naturelle	
3	Prairie	Prairie	Pâture	
2	Prairie	Culture		
3	Prairie	Culture	Extensive	
3	Prairie	Culture	Intensive	
1	Terre agricole			
2	Terre agricole	Culture		
3	Terre agricole	Culture	Jachère	
3	Terre agricole	Culture	Non irriguée	
4	Terre agricole	Culture	Non irriguée	Extensive
4	Terre agricole	Culture	Non irriguée	Intensive
3	Terre agricole	Culture	Irriguée	
4	Terre agricole	Culture	Irriguée	Extensive
4	Terre agricole	Culture	Irriguée	Intensive
3	Terre agricole	Culture	Inondée	
3	Terre agricole	Culture	Serre	
3	Terre agricole	Culture	Haie	
2	Terre agricole	Récolte permanente		
3	Terre agricole	Récolte permanente	Non irriguée	
4	Terre agricole	Récolte permanente	Non irriguée	Extensive
4	Terre agricole	Récolte permanente	Non irriguée	Intensive

3	Terre agricole	Récolte permanente	Irriguée	
4	Terre agricole	Récolte permanente	Irriguée	Extensive
4	Terre agricole	Récolte permanente	Irriguée	Intensive
1	Mosaïque agricole			
1	Paysage artificiel			
2	Paysage artificiel	Urbain		
3	Paysage artificiel	Urbain	Jachère industrielle	
3	Paysage artificiel	Urbain	Bâti continu	
3	Paysage artificiel	Urbain	Bâti discontinu	
3	Paysage artificiel	Urbain	Espace vert	
2	Paysage artificiel	Zone industrielle		
2	Paysage artificiel	Site d'extraction minière		
2	Paysage artificiel	Décharge		
2	Paysage artificiel	Site de construction		
2	Paysage artificiel	Voirie		
3	Paysage artificiel	Voirie	Route	
3	Paysage artificiel	Voirie	Rail	
3	Paysage artificiel	Voirie	Remblai	
1	Zone nue			
1	Neige et glace			
1	Plan d'eau			
2	Plan d'eau	Rivière		
3	Plan d'eau	Rivière	Naturelle	
3	Plan d'eau	Rivière	Artificielle	
3	Plan d'eau	Rivière	Exploitée	
2	Plan d'eau	Lac		
3	Plan d'eau	Lac	Naturelle	
3	Plan d'eau	Lac	Artificielle	
3	Plan d'eau	Lac	Exploitée	
2	Plan d'eau	Fond marin		
3	Plan d'eau	Fond marin	Naturel	
3	Plan d'eau	Fond marin	Exploite	
4	Plan d'eau	Fond marin	Exploite	Pêche
4	Plan d'eau	Fond marin	Exploite	Déversement sédiment
4	Plan d'eau	Fond marin	Exploite	Infrastructure maritime
4	Plan d'eau	Fond marin	Exploite	Forage pétrolier
4	Plan d'eau	Fond marin	Exploite	Mine

Pour notre étude, la classification d'usage des sols retenue est celle concernant les paysages artificiels (en gris sur le Tableau II-4). Pour une application spécifique au secteur de la construction de bâtiments, deux ramifications proposées par la nomenclature de Koellner nous intéressent particulièrement : celles qui vont jusqu'au niveau III « Bâti continu » et « Bâti discontinu ». Cette différenciation ne permet cependant pas d'intégrer la diversité des systèmes constructifs émergents et notamment les bâtis végétalisés.

▪ Différenciation biogéographique : définition de l'état de référence

La définition de l'état de référence sur lequel repose le modèle de calcul de l'indicateur d'occupation des terres repose sur une différenciation biogéographique par biome.

Un biome, aussi appelé écozone ou écorégion, représente « une grande unité de terre ou d'eau contenant un assemblage géographiquement distinct d'espèces, de communautés naturelles et de conditions environnementales » (WWF, 2019). Il est l'expression des conditions écologiques et climatiques d'un espace à l'échelle régionale ou continentale. Selon le WWF, la surface terrestre est divisée en 14 biomes représentés dans la Figure II-3.

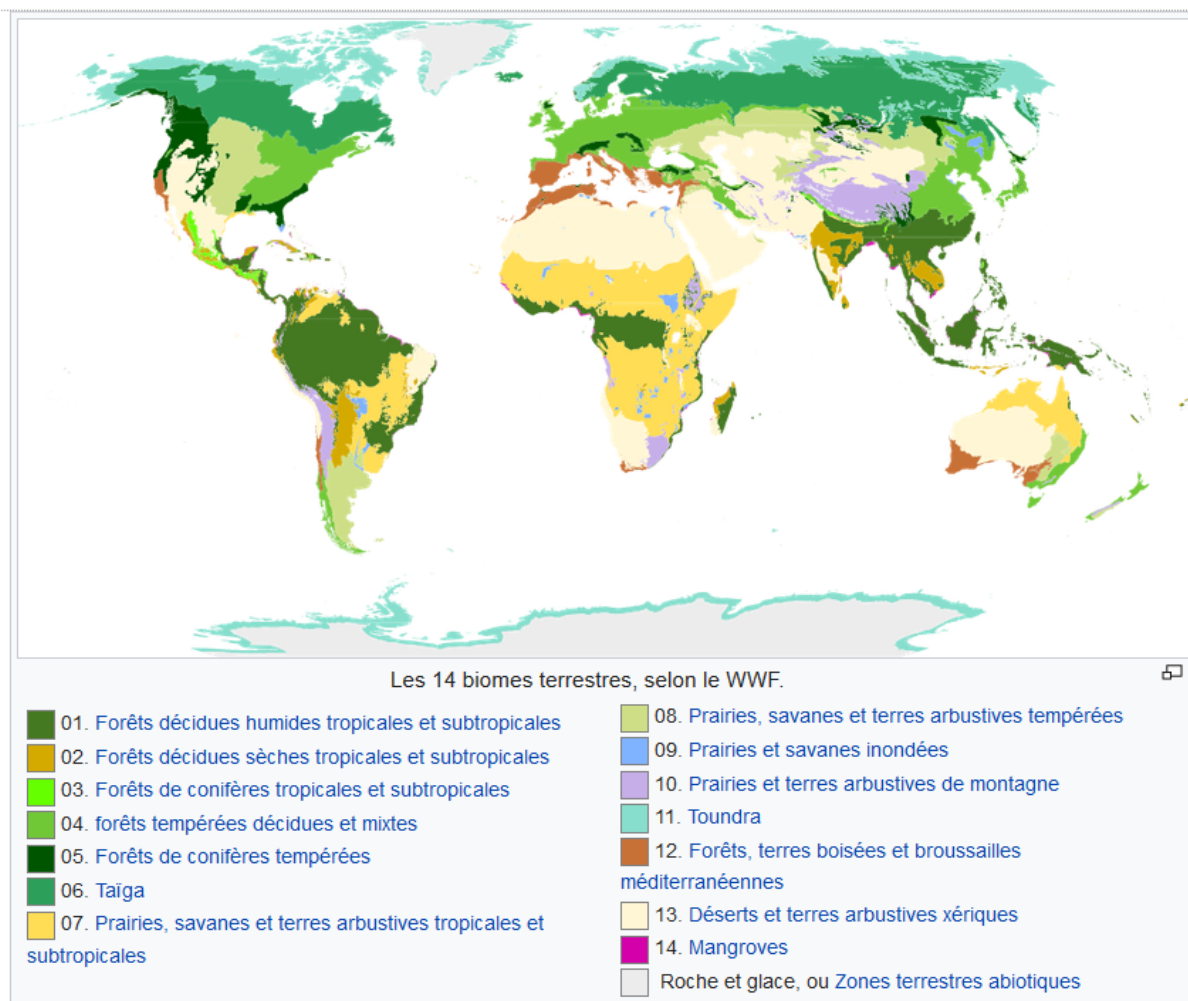


Figure II-3 : Biomes terrestres, selon le WWF (source image : <https://fr.wikipedia.org/wiki/Biome>)

D'après la Figure II-3, la France métropolitaine est divisée en trois biomes : forêts tempérées décidues et mixtes ; forêts de conifères tempérées ; et forêts, terres boisées et broussailles méditerranéennes. Ces biomes constituent donc les trois états de référence semi-naturels qu'il est possible d'utiliser avec le modèle ReCiPe 2016.

▪ **Données utilisées pour établir les richesses spécifiques des typologies d'occupation du sol**

Deux sources de données ont été combinées dans le modèle de (de Baan et al., 2013) pour quantifier la biodiversité des différents types d'utilisation des terres et des situations de référence :

- GLOBIO3, basée sur une revue quantitative de la littérature à l'échelle mondiale (Alkemade et al., 2009) ;
- La base de données nationale de surveillance de la biodiversité de la Suisse (BDM, 2004) .

Ces bases de données permettent de couvrir plusieurs groupes taxonomiques et plusieurs biomes.

En connectant cette analyse avec les cinq pressions qui s'exercent sur la biodiversité, nous constatons que l'ACV permet de couvrir quatre d'entre elles : le changement climatique, les pollutions (formation d'ozone photochimique, acidification, eutrophisation et écotoxicité), la surexploitation des ressources (en particulier la ressource en eau) et la perte et le changement d'habitat. Pour autant, elle remet en perspective la possibilité d'agréger les résultats afin d'obtenir un indicateur de biodiversité unique.

2.3. Point de vigilance pour la comparaison des indicateurs

Les indicateurs ci-dessous sont tous exprimés dans la même unité, « espèces.an », que nous avons pris soin de rapporter à l'unité « PDF.an » recommandée par le CENT TC 350. Le PDF traduit la perte potentielle d'espèces. L'analyse des indicateurs montre que **la signification de cette unité varie selon l'indicateur considéré.**

Pour l'indicateur de **réchauffement climatique**, le PDF reflète la perte d'espèces liée à l'augmentation de la température : l'émission de 4.76×10^{14} kg de CO₂ dans l'atmosphère engendre l'augmentation de 1 degré de la température, qui engendre à son tour 3.7% de perte d'espèces, si l'on considère toute la surface des terres immergées. Ce facteur de caractérisation est établi en prenant en compte plusieurs groupes taxonomiques.

Pour l'indicateur **d'occupation des terres**, le PDF exprime le nombre d'espèces perdues lors du passage d'une forêt primaire (état de référence) à une autre typologie d'occupation du sol. Par exemple, le facteur de caractérisation exprimant le passage d'une forêt primaire à une terre agricole est de 0.6, cela signifie une perte d'espèces de 60% par rapport à l'état de référence. Ce facteur est élaboré à partir de données mondiales concernant plusieurs taxons, mais concerne uniquement la zone géographique transformée, contrairement au réchauffement climatique qui concerne la planète entière.

Le PDF de l'indicateur d'eutrophisation représente quant à lui un seul groupe taxonomique : les poissons.

Cette analyse détaillée montre que les indicateurs calculés par ReCiPe 2016, bien que tous exprimés selon la même unité, sont différents les uns des autres : ils concernent des échelles spatiales et des taxons différents. Leur agrégation en un score unique d'impact est donc déconseillée. Pour la suite des travaux, nous ne comparons pas non plus les valeurs d'impact les unes par rapport aux autres, et traitons chaque indicateur de manière indépendante.

Les impacts des systèmes urbains sur la biodiversité avec une approche ACV étant très peu étudiés dans la littérature, nous avons décidé de tester ReCiPe 2016 sur un cas d'étude particulier : le macro-composant toiture. Les résultats sont mis en perspective avec les résultats des expertises écologique et bâtiment ainsi qu'avec les conditions requises pour évaluer robustement la biodiversité (cf. Chapitre 1).

3. Application de la méthode ReCiPe 2016 à un cas pratique : le système de toiture

Cette partie, consacrée à l'ACV d'un système urbain, a pour but :

- De déployer une méthode ACV à un système urbain et d'en identifier les éventuels freins pour une application au contexte urbain ;
- D'analyser les résultats restitués par ReCiPe 2016 pour comparer plusieurs systèmes de toitures.

Elle est volontairement conduite comme une analyse ACV classique car la thèse s'adresse aussi à des écologues, dont le domaine d'expertise est éloigné de l'ACV.

3.1. Le système toiture

Les toitures végétalisées sont plébiscitées au niveau social, environnemental et économique (Shafique, Kim, & Rafiq, 2018) et sont de plus en plus promues par les pouvoirs publics (Greater London Authority, 2008). En effet, même si leurs coûts d'installation et de maintenance dépassent ceux des toitures conventionnelles (Bianchini & Hewage, 2012), elles offrent un espace de verdure avec de nombreux avantages: leur fort pouvoir isolant permet des économies d'énergie (Castleton, Stovin, Beck, & Davison, 2010; Jaffal, Ouldboukhite, & Belarbi, 2012), elles améliorent la gestion des eaux de pluie, réduisent la pollution de l'air et les phénomènes d'îlots de chaleur urbains et peuvent participer à l'installation d'une biodiversité locale (Shafique et al., 2018). Au final, les toitures végétalisées seraient moins onéreuses que les toitures conventionnelles (Carter & Keeler, 2008). C'est pourquoi leur installation est fortement encouragée par les pouvoirs publics comme une solution face aux problématiques environnementales des villes, y compris la conservation de la biodiversité (Philippe Clergeau, 2017). Plusieurs pays comme la France, les USA, le Japon, l'Allemagne... les adoptent (Shafique et al., 2018). En France, la Loi Biodiversité de 2016 impose depuis le 1er mars 2017 des systèmes de production d'énergie renouvelable et/ou des systèmes de végétalisation en matière de couverture des bâtiments à usage commercial d'une surface de toiture supérieure à 1 000 m² (LEGIFRANCE, 2016, 2017).

Une toiture végétalisée est généralement composée de plusieurs couches (Chenani, Lehvävirta, & Häkkinen, 2015; Shafique et al., 2018) :

- Une couche de protection qui recouvre la dalle béton ;
- Une barrière anti-racinaire qui empêche les racines d'altérer la structure porteuse du bâtiment ;
- Une couche drainante qui collecte et évacue le surplus d'eau. Elle assure la bonne aération du substrat et des racines ;
- Un filtre qui empêche le substrat de pénétrer la couche drainante. Il retient les fines particules qui pourraient être lessivées ;
- Une couche de rétention d'eau qui stocke l'eau nécessaire à la santé des plantes ;
- Un substrat, support des plantes ;
- Les végétaux.

Il existe plusieurs types de toitures végétalisées : extensives, semi-intensives et intensives. Elles se différencient par l'épaisseur de leur substrat et par le système de végétation qu'elles accueillent. Selon les règles professionnelles françaises relatives aux toitures végétalisées (ADIVET, CSFE, & Enveloppe Métallique du Bâtiment, 2018), l'épaisseur du substrat est de 4 à 12 cm pour les systèmes extensifs, 13 à 30 cm pour les systèmes semi-intensifs, et plus de 30 cm pour les systèmes intensifs. La hauteur du substrat conditionne les types de végétaux capables de se développer sur la toiture. Les plantes à fort développement racinaire (arbustes, petits arbres) requièrent une plus forte épaisseur de substrat que les plantes à moindre développement racinaire (mousses, sédum) (Bianchini & Hewage, 2012). Ainsi, les toitures extensives peuvent accueillir des plantes telles que les mousses ou les sedums, les toitures semi-intensives des herbacées et les toitures intensives des herbacées et des arbustes.

3.2. Objectif et cadre de l'étude

Cette étude présente l'évaluation des impacts sur la biodiversité selon quatre types de toitures : minérales (gravier), et végétalisées extensives, semi-intensives, intensives. Les impacts sont d'abord calculés pour la biodiversité *ex-situ* (hors site d'étude) puis pour la biodiversité *in-situ* (sur le site d'étude). Elle a été conduite selon les étapes des normes ISO 14040 et 14044 (AFNOR, 2006a, 2006b) :

- Objectif et cadre de l'étude ;
- Inventaire de cycle de vie ;
- Évaluation de l'impact de cycle de vie ;
- Interprétation.

Son objectif est de comparer l'impact biodiversité de quatre types de toitures :

- Une toiture conventionnelle de type gravier ;
- Une toiture végétalisée extensive ;
- Une toiture végétalisée semi-intensive ;
- Une toiture végétalisée intensive.

Toutes les toitures considérées sont plates (pente inférieure à 5%), et localisées en Ile-de-France. L'étude a été conduite du « berceau à la tombe » pour inclure (analyser) les quatre étapes majeures du cycle de vie : la production des matières premières, le processus de construction, la vie en œuvre et la fin de vie. L'unité fonctionnelle retenue est : 1 m² de toiture sur une durée de vie de 50 ans. Il s'agit de la durée de vie conventionnelle retenue par le référentiel « Energie-Carbone » utilisé lors de l'expérimentation nationale qui prépare la future réglementation environnementale de la construction neuve (MTES, 2017). La période d'étude de référence pour laquelle l'analyse du cycle de vie du bâtiment est réalisée est donc de 50 ans. L'unité fonctionnelle est volontairement simplifiée : aucune information quant aux propriétés des toitures n'est fixée (capacité de charge, résistance thermique, etc.). Le but n'est pas de comparer des systèmes de toitures fonctionnellement identiques, mais de s'assurer que les particularités de chacune des toitures soient bien captées par l'ACV (support de biodiversité, services écosystémiques, etc.).

Le respect de la norme européenne relative à la performance environnementale des bâtiments, l'EN 15978 (AFNOR, 2012) est assuré par la modélisation des systèmes de toitures en seize modules visibles dans la Figure II-4 et explicités dans la partie suivante.

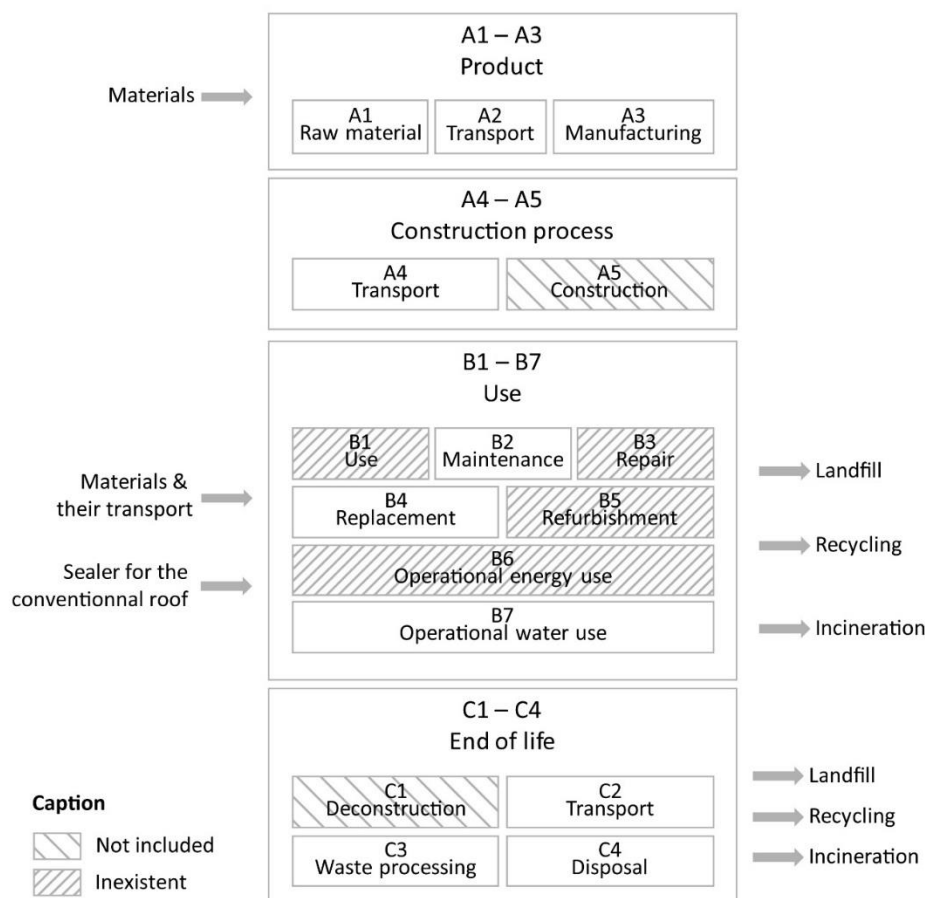


Figure II-4 : Limites du système d'étude selon les différentes étapes de l'évaluation d'un bâtiment (EN 15 978).

Les données EcoInvent 3.4. (ECOINVENT, 2018) de type « EcoInvent 3 - allocation, cut-off by classification – Unit » et AGRIBALYSE 1.3. (Koch et al., 2014) ont permis de modéliser les différentes couches des toitures, excepté celle de végétalisation. En effet, les données relatives aux plantes urbaines ne sont pas disponibles dans ces deux bases de données.

3.3. ICV des toitures

3.3.1. ICV pour l'impact des toitures sur la biodiversité *ex-situ*

3.3.1.1. Phase de production (A1 à A3)

La phase de production englobe tout ce qui est relatif aux produits de construction : les matières premières qui les constituent, leurs transports ainsi que les transformations nécessaires pour leur utilisation directe. Dans cette étude, les données utilisées pour modéliser les produits de construction sont des données représentatives du marché mondial (données EcoInvent « market for »).

Les produits de construction et leurs quantitatifs associés sont issus de la littérature. Pour la toiture conventionnelle, les données ont été tirées du projet PEBIOS - Performance Environnementale des Bâtiments BIOSourcés (ADEME, 2018). Pour les toitures végétalisées, les données sont issues d'études ACV traitant de l'impact des toitures sur l'environnement avec une approche « midpoint » (cf. chapitre 1)). Les ICV des toitures végétalisées sont basées sur les travaux de Kosareo and Ries, (Kosareo & Ries, 2006), Chenani *et al.* (2015) (Chenani et al., 2015), Vacek *et al.* (Vacek, Struhala, & Matejka, 2017) et Lamnatou and Chemisana (Lamnatou & Chemisana, 2015). Les couches de protection, d'anti-racines, de drainage et de filtres sont modélisées de la même façon pour chacune des toitures végétalisées. Les couches de substrat et de rétention d'eau varient quant à elles en fonction du type de toiture (ADIVET et al., 2018).

Pour la couche de végétaux, les choix parmi les données EcolInvent sont limités. Si la base de données offre plusieurs données sur les produits agricoles, elle ne propose qu'un seul végétal qui pourrait être utilisé dans l'espace urbain : le Miscanthus. Cependant, l'utilisation du Miscanthus, plante invasive dont l'utilisation est interdite en toiture (GrandLyon, 2012; Paris, 2012). **La partie végétale des toitures n'a donc pas pu être modélisée.**

Nous détaillons ci-après nos choix pour définir les quantitatifs des couches de substrat et de rétention d'eau, qui varient d'une toiture à l'autre. Les Tableau II-5 et Tableau II-6 présentent les matériaux utilisés et les quantités retenues pour la modélisation de chacune des toitures.

▪ Modélisation de la couche de substrat

Les épaisseurs de substrat modélisées pour les toitures végétalisées extensives, semi-intensives et intensives sont respectivement de 10, 20 et 30 cm. Dans leur étude, (Chenani et al., 2015) ont considéré que 10 cm de substrat équivalait à 100 kg de matériaux : 10 kg d'argile expansée, 10 kg de compost et 80 kg de briques concassées. La relation entre le poids et l'épaisseur du substrat est supposée linéaire. Ainsi, les quantités de matériaux nécessaires pour les toitures végétalisées semi-intensives et intensives sont respectivement de 200 et 300 kg.

▪ Modélisation de la couche de rétention d'eau

La capacité à retenir l'eau de la couche de rétention est corrélée positivement à son épaisseur. Son épaisseur doit correspondre aux besoins en eau des plantes (Chenani et al., 2015). Elle augmente en fonction du système de végétalisation étudié : 4 cm pour la toiture extensive dont les besoins en eau sont limités (Chenani et al., 2015), 6 cm pour la toiture semi-intensive et 10 cm pour la toiture intensive.

Notre objectif étant de comparer plusieurs systèmes de toitures, nous n'avons pas tenu compte dans nos calculs des éventuelles répercussions de leur poids sur les éléments de superstructures (murs, poutres et dalles porteuses, fondations, etc.)

Tableau II-5 : Nature et quantité des matériaux utilisés pour modéliser 1m² de toiture conventionnelle. Données de Ecoinvent 3.4.

Couches	Matériaux	Masse [kg]	Épaisseur [mm]
Pare-vapeur	Polyéthylène Haute Densité (HDPE)	1.41	1.50
Isolation	Laine de roche	20.80	260.00
Étanchéité	Polyvinylchloride	1.00	0.80
	Asphalte	75.00	30.00
Gravier	Gravier	126.00	70.00
Total		224.21	362.3

Tableau II-6 : Nature et quantité des matériaux utilisés pour modéliser 1m² de toiture végétalisée. Données de ¹Ecoinvent 3.4. et ²AGRIBALYSE 1.3.

Couches	Matériaux	Toiture végétalisée extensive		Toiture végétalisée semi-intensive		Toiture végétalisée intensive	
		Masse [kg]	Épaisseur [mm]	Masse [kg]	Épaisseur [mm]	Masse [kg]	Épaisseur [mm]
Protection	Polypropylène ¹	0.30	1.80	0.30	1.80	0.30	1.80
Barrière anti-racinaire	Polyethylene ¹	0.80	0.40	0.80	0.40	0.80	0.40
Couche drainante	Polystyrene ¹	1.30	25.00	1.30	25.00	1.30	25.00
Filtre	Polypropylène ¹	0.15	1.90	0.15	1.90	0.15	1.90
Rétention de l'eau	Laine de roche (Grodan) ²	4.80	40.00	7.20	60.00	9.60	80.00
Substrat	Argile expansée ¹	10.00	100.00	20.00	200.00	30.00	300.00
	Brique concassée ¹	10.00		20.00		30.00	
	Composte ²	80.00		160.00		240.00	
Végétation	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-
Total		107.35	169.10	209.75	289.1	312.15	409.1

3.3.1.2. Phase de construction (A4 à A5)

Le module A4 (transport des produits) correspond au transport des matériaux de construction modélisés dans la partie précédente, depuis leur site de stockage jusqu'au chantier. Par hypothèse, les sites de stockage sont proches (moins de 25 km) du site de construction et les matières sont transportées par camion (3,5-7,5 tonnes).

Selon (Vacek et al., 2017), le module A5 (Construction) a un impact environnemental faible. Il n'a donc pas été modélisé dans cette étude.

3.3.1.3. Phase de vie en œuvre (B1 à B6)

Pendant la vie en œuvre, les principales étapes qui contribuent à l'impact sont les opérations de maintenance (nettoyage des toitures, taille des plantes), de remplacement (pare-vapeur, plantes, substrat) et d'irrigation. Ces contributeurs sont pris en compte à travers les modules B2 (Maintenance), B4 (Remplacement) et B7 (Eau utilisée). Le transport des produits remplacés et leur fin de vie sont modélisés dans le module B4 (Remplacement). Les autres modules (B1, B3, B5 et B6) ne sont pas significatifs à l'échelle de la toiture (Vacek et al., 2017) et ne sont donc pas modélisés.

La durée de vie du pare-vapeur de la toiture conventionnelle est de 20 ans. Il doit donc être remplacé deux fois sur la durée de vie de la toiture (50 ans). En revanche, la couche de protection des toitures végétalisées n'a pas à être remplacée. En effet, la végétalisation des toitures conduit à doubler voire tripler la durée de vie de cette membrane (Peck, Callaghan, Kuhn, & Bass, 1999).

Pour chacune des toitures végétalisées, l'érosion du substrat par le vent est considérée. En 50 ans, selon les pépiniéristes et les paysagistes, un quart de la quantité initiale de substrat est érodée (*i.e.* 25 kg pour la toiture extensive, 50 kg pour la toiture semi-intensive et 75 kg pour la toiture intensive). Les plantes de la couche de végétalisation ne pouvant pas être modélisées par manque de données, le remplacement des plantes abimées n'a pas été modélisé.

Dans tous les articles bibliographiques parcourus sur l'ACV des toitures végétalisées, la couche de végétalisation n'est jamais modélisée dans son ensemble, par manque de données. La majorité des études ne prennent pas du tout en compte cette couche (Chenani et al., 2015; El Bachawati et al., 2016; Kosareo & Ries, 2006). D'autres modélisent uniquement les soins apportés aux plantes pendant la vie en œuvre du bâtiment (étapes B1 à B7). Par exemple (Gargari, Bibbiani, Fantozzi, & Campiotti, 2016) ont modélisé les besoins en eau des plantes, (Vacek et al., 2017) les besoins en fertilisants et (Lamnatou & Chemisana, 2014) les besoins en eau, en fertilisant ainsi qu'en substrat.

Dans cette étude, le scénario retenu concernant la vie en œuvre des plantes consiste à ne pas modéliser les besoins de la couche de végétalisation.

Les outils ACV ne prennent pas en compte automatiquement les bénéfices connus liés au degré de végétation des toitures. Les bénéfices doivent donc être modélisés au même titre que les matériaux de construction. **Les services écosystémiques ne sont donc pas comptabilisés dans cette étude.**

3.3.1.4. Phase de fin de vie (C1 à C4)

La quantité de matériaux en fin de vie des toitures est jugée identique à celle des matériaux introduits à l'étape de production (A1-A3).

Les scénarios de fin de vie des déchets varient en fonction leur nature (matière minérale ou plastique). Selon Plastic Europe 2017 (PlasticsEurope, 2017), 42% des déchets plastiques sont incinérés, 31% sont recyclés et 27% sont mis en décharge. Selon l'Union Nationale des Industries de Carrières et Matériaux de Construction (UNICEM), les matières minérales sont recyclées à 65%. Le reliquat est mis en décharge. Aucun scénario pour les déchets végétaux n'a été réalisé pour cette étude car les plantes n'ont pas été modélisées.

Les distances de transport du chantier au lieu de fin de vie sont issues des recommandations d'EcoInvent (ECOINVENT, 2013) : 77 km pour les déchets non hasardeux du site de construction à l'incinérateur ou la décharge. Nous avons choisi une distance de 50 km entre le site de déconstruction et le centre de recyclage.

3.3.2. ICV pour l'impact des toitures sur la biodiversité *in-situ*

L'impact des toitures sur la biodiversité *in-situ* (locale) est principalement lié à la transformation des terres, à la perte d'habitat ainsi qu'à l'introduction d'espèces invasives (installation spontanée ou plantation d'espèces non indigènes). Changement climatique, pollutions et surexploitation des ressources relèvent plutôt de la biodiversité *ex-situ*.

Nous considérons dans cette partie l'impact du changement d'affectation des sols, mesuré en ACV grâce à l'indicateur de changement d'occupation du sol (land-use). L'impact de la transformation des terres naturelles en terres anthropisées est quantifiable grâce à l'indicateur de transformation des terres. L'indicateur land-use direct traduit une perte potentielle d'espèces sur un espace et un temps donné. Ici, les toitures occupent 1m² de sol pendant 50 ans : les étapes de construction et déconstruction sont estimées d'une durée de six mois chacune et les 49 années d'occupation restantes comme de l'occupation urbaine et/ou de l'occupation d'espace vert pour tenir compte de la présence plus ou moins forte des végétaux sur les toitures (cf. Tableau II-7).

Tableau II-7 : Répartition des types d'occupation du sol considérées sur les 50 ans de vies des toitures.

Type d'occupation du sol modélisé	Toiture conventionnelle	Toiture végétalisée extensive	Toiture végétalisée semi-intensive	Toiture végétalisée intensive
Sol en construction (année)	1	1	1	1
Sol urbain bâti continu (année)	49	39	29	19
Espace vert urbain (année)	0	10	20	30

3.4. Traitement des résultats ACV

La méthode ReCiPe 2016 restitue des résultats en « species.yr ». Cette unité représente la fraction d'espèces potentiellement disparues rapportée à la densité des espèces présentes dans les différents milieux (terres, mers et eaux douces). La méthode ReCiPe considère en effet que le nombre d'espèces au m² ou m³ varie en fonction des milieux. Cependant, les résultats des ACV biodiversité s'expriment traditionnellement en « PDF.m².an », unité recommandée par le cadre normatif (CEN, 2016). **L'unité « PDF.m².an » (Potentially Disappeared Fraction of Species) représente la fraction d'espèces potentiellement disparues pour un espace et un temps donné** (Humbert, De Schryver, Margni, & Jolliet, 2002). Nous avons donc converti les résultats de ReCiPe, en les divisant par les facteurs de densité des espèces fournis par le rapport ReCiPe 2016 (RIVM, 2016) :

- 1.48E-0.8 pour les espèces terrestres ;
- 7.89E-10 pour les espèces d'eau douce ;
- 3.46E-12 pour les espèces marines.

3.5. Résultats et interprétation

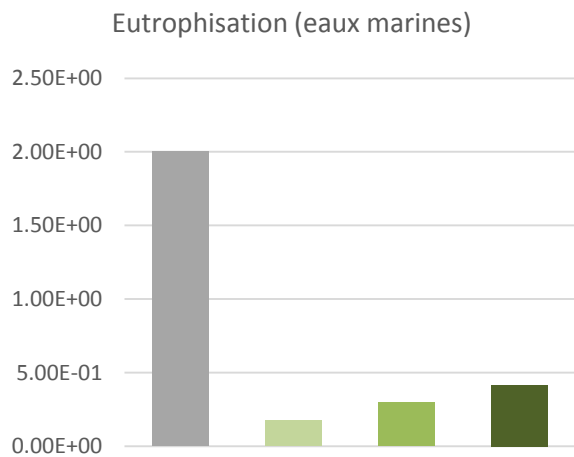
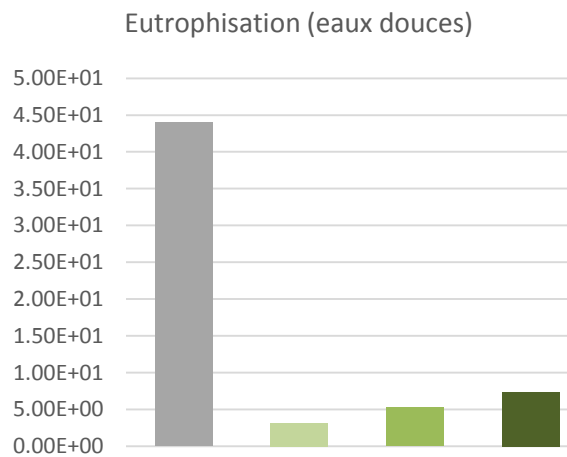
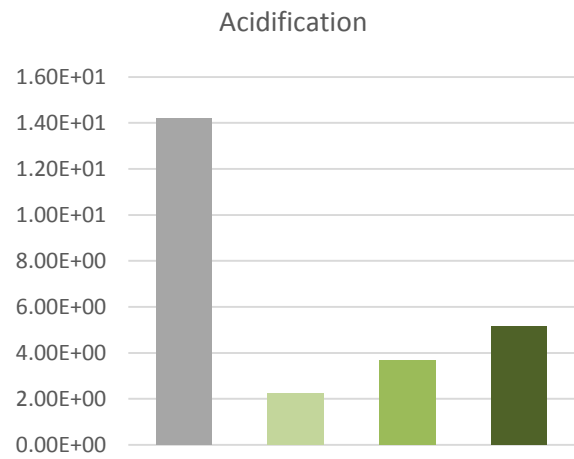
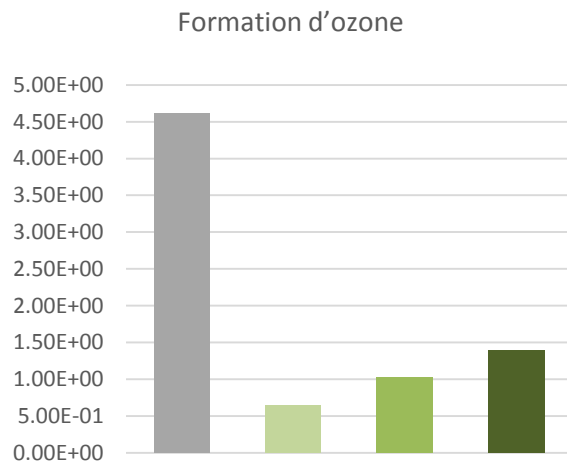
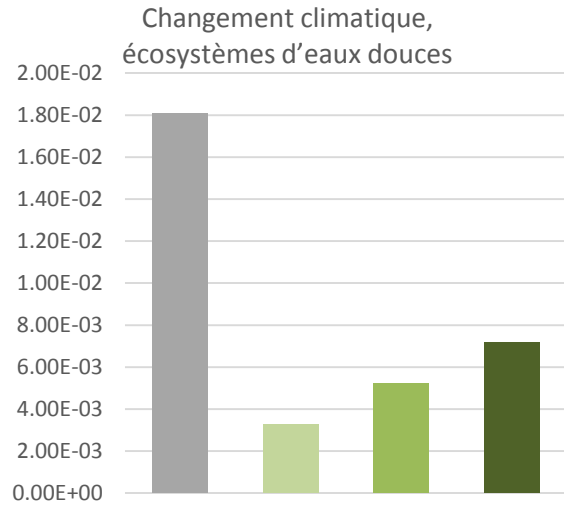
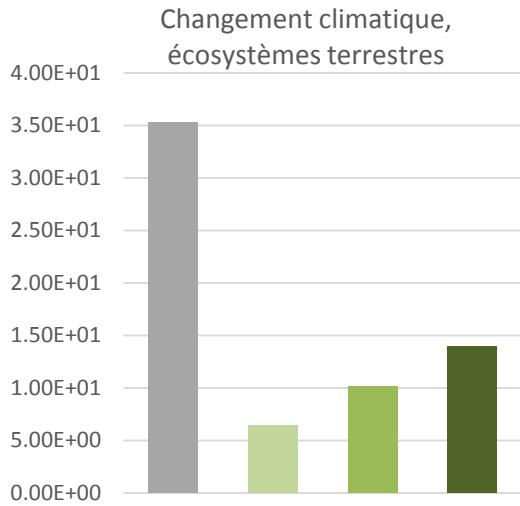
Les résultats traités sont présentés ci-dessous. Les résultats obtenus sont présentés ci-dessous. Les résultats bruts (espèces.an) sont détaillés en Annexe 3.

3.5.1. Impacts des toitures sur la biodiversité *ex-situ*

Les impacts des différents types de toitures sont présentés dans le Tableau II-8 et dans la Figure II-5.

Tableau II-8 : Résultats des impacts des toitures sur la biodiversité *ex-situ*

Indicateurs ReCiPe 2016	Toiture gravier (PDF.m ² .an)	Toiture végétalisée extensive (PDF.m ² .an)	Toiture végétalisée semi-intensive (PDF.m ² .an)	Toiture végétalisée intensive (PDF.m ² .an)
Changement climatique, écosystèmes terrestres	3,53E+01	6,40E+00	1,02E+01	1,40E+01
Changement climatique, écosystèmes d'eaux douces	1,81E-02	3,28E-03	5,21E-03	7,15E-03
Formation d'ozone	4,61E+00	6,46E-01	1,02E+00	1,39E+00
Acidification	1,42E+01	2,25E+00	3,69E+00	5,13E+00
Eutrophisation (eaux douces)	4,40E+01	3,13E+00	5,24E+00	7,35E+00
Eutrophisation (eaux marines)	2,00E+00	1,76E-01	2,96E-01	4,16E-01
Écotoxicité terrestre	3,57E-01	4,77E-02	8,72E-02	1,27E-01
Écotoxicité des eaux douces	3,82E+00	5,39E-01	7,51E-01	9,63E-01
Écotoxicité marine	1,87E+02	2,58E+01	3,66E+01	4,74E+01
Consommation d'eau, écosystèmes terrestres	1,55E+00	1,16E+00	1,70E+00	2,23E+00
Consommation d'eau, écosystèmes aquatiques	1,52E-03	9,88E-04	1,45E-03	1,91E-03



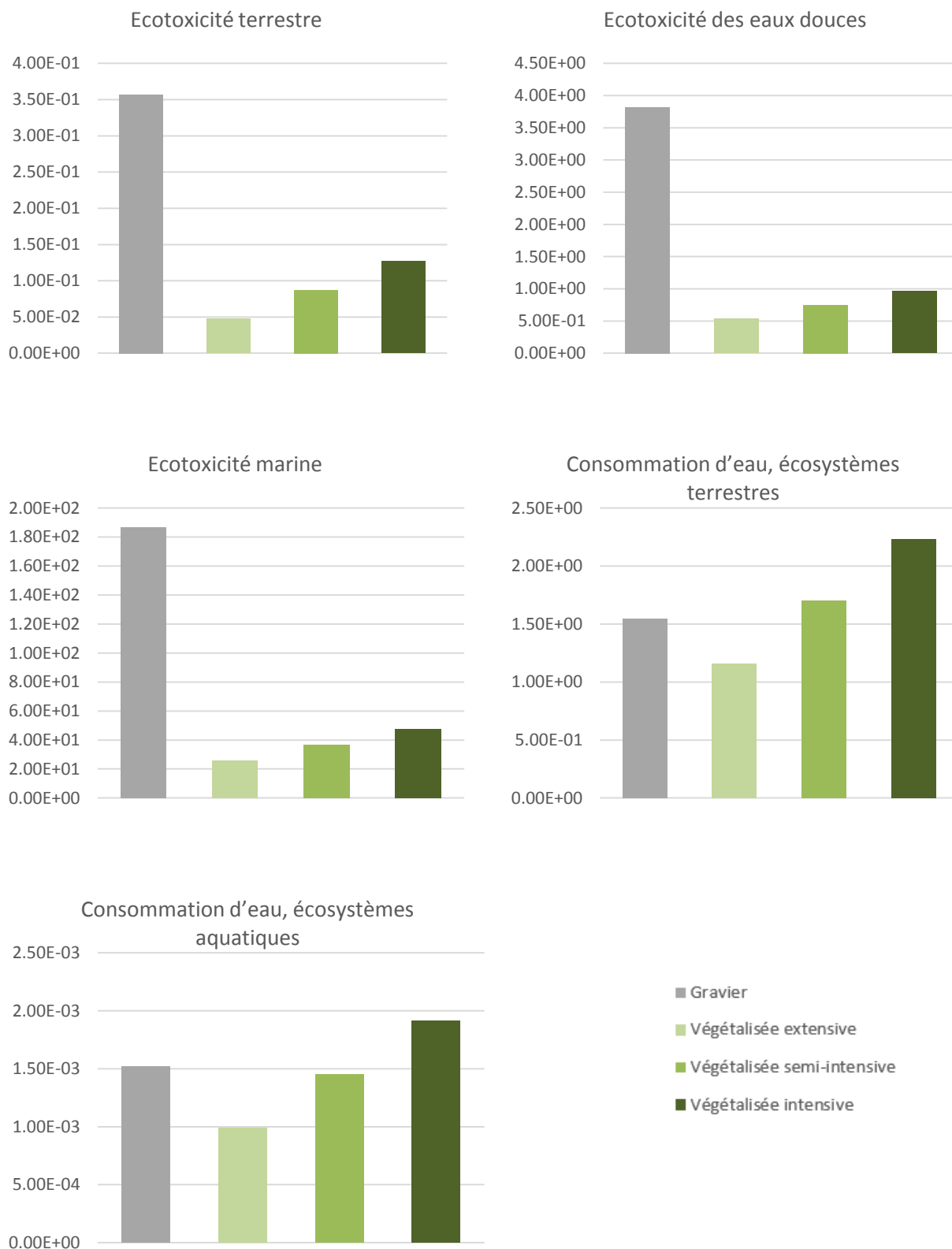


Figure II-5 : Résultats d'impact des toitures sur la biodiversité ex-situ

Les résultats montrent que même si les valeurs d'impact suivent la même tendance d'un indicateur à l'autre, la toiture conventionnelle est la plus impactante pour la biodiversité *ex-situ*. Cela s'explique en partie par le fait que sa couche d'étanchéité, d'une durée de vie de 20 ans, est remplacée deux fois au cours du cycle de vie (50 ans), contrairement à celle des toitures végétalisées, préservée par les couches qui la recouvre.

Les toitures végétalisées sont quant à elles plus ou moins impactantes en fonction de la quantité de matériaux nécessaire à leur viabilité. Ce résultat est cohérent puisque l'ACV multiplie un impact unitaire par un quantitatif, et que la toiture intensive rassemble plus de matériaux que les toitures semi-intensives et extensives (redimensionnement de l'épaisseur de la couche de substrat et de la couche de rétention d'eau). Leur classement dans un ordre décroissant d'impact est : toitures végétalisées intensive, semi-intensive, extensive. La toiture végétalisée extensive s'avère donc la plus favorable à la biodiversité *ex-situ*.

Même si les indicateurs portent la même unité, nous faisons le choix de ne pas les agréger pour obtenir un score unique d'impact. Cette pratique, bien que possible sous Simapro, n'est pas recommandée par l'UNEP/SETAC (UNEP/SETAC, 2016, 2019) car les indicateurs sont calculés sur différentes échelles et concernent des taxons différents (cf. partie 2.3 de ce chapitre). Ils ne sont donc pas comparables les uns aux autres. Cependant, nous pouvons constater que les valeurs de l'indicateur d'écotoxicité marine chiffrées par ReCiPe 2016 sont particulièrement hautes. Cet indicateur est très sensible aux flux de sulfates et aux déversements liés à l'extraction de charbon (Blom, Itard, & Meijer, 2010). Ces deux phénomènes sont particulièrement présents dans les ICV des données de laine de roche, d'asphalte et d'argile expansée, matériaux utilisés dans la modélisation des quatre toitures.

Du point de vue cycle de vie, les résultats sont cohérents. Cependant, les bénéfices des systèmes végétalisés ne sont pas comptabilisés dans cette étude (gain énergétique, amélioration de la qualité des eaux, etc.). La prise en compte de ces services pourrait modifier les résultats et conduire à une interprétation différente de l'analyse comparative.

3.5.2. Impacts des toitures sur la biodiversité *in-situ*

Les résultats d'impact des toitures sur la biodiversité *in-situ* sont présentés dans le Tableau II-9 et la Figure II-6.

Tableau II-9 : Résultats des impacts des toitures sur la biodiversité *in-situ*

Indicateurs ReCiPe 2016	Toiture gravier (PDF.m ² .an)	Toiture végétalisée extensive (PDF.m ² .an)	Toiture végétalisée semi-intensive (PDF.m ² .an)	Toiture végétalisée intensive (PDF.m ² .an)
Utilisation directe des sols	2,20E+01	2,20E+01	2,20E+01	2,20E+01

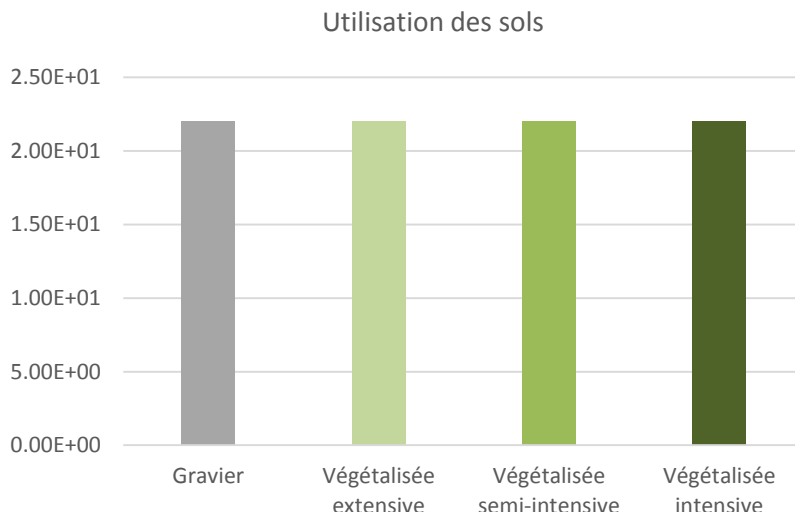


Figure II-6 : Résultats d'impact des toitures sur la biodiversité *in-situ*

Pour l'ensemble des toitures, les résultats en valeurs absolues des impacts sur la biodiversité *in-situ* sont identiques : 22 PDF.m².an. Quelles que soient les toitures considérées, l'impact sur la biodiversité *in-situ* est le même : la toiture conventionnelle a le même impact local qu'une végétalisée, et le degré de végétalisation des toitures végétalisées n'influe pas sur les résultats.

Pour comprendre ce résultat, nous avons approfondi le modèle numérique du calcul de l'indicateur d'utilisation des terres, présenté dans la partie 2.2.7.2 de ce chapitre. Nous nous intéressons particulièrement aux facteurs de caractérisation des milieux artificiels établis par (de Baan et al., 2013). Ces facteurs sont présentés dans le Tableau II-10, selon leur catégorie :

- Les facteurs tels qu'implémentés dans ReCiPe 2016. Ils sont génériques et représentent le facteur moyen au niveau mondial, pour tous les biomes et tous les taxons ;
- Les facteurs spécifiques au biome « Forêt de feuillus », tous taxons confondus ;
- Les facteurs spécifiques au biome « Forêt de feuillus » et pour le seul taxon des plantes vasculaires.

Tableau II-10 : Facteurs de caractérisation de l'indicateur d'occupation du sol. Seuls les facteurs relatifs aux terres urbanisées sont présentés (ReCiPe 2016).

Typologie d'occupation du sol de ReCiPe 2016	Cfocc, moyenne sur tous les biomes du monde, tous taxons confondus (PDF.m2.yr)	Cfocc, pour le biome forêt de feuillus, tous taxons confondus (PDF.m2.yr)	Cfocc, pour le taxon des plantes vasculaires (PDF.m2.yr)
Surface artificielle	0.44	0.40	-0.42
Site de construction	0.44	0.40	-0.42
Décharge	0.44	0.40	-0.42
Surface industrielle	0.44	0.40	-0.42
Surface industrielle construite	0.44	0.40	-0.42
Surface industrielle végétalisée	0.44	0.40	-0.42
Site d'extraction de minéraux	0.44	0.40	-0.42
Surface urbanisée	0.44	0.40	-0.42
Surface urbanisée continue	0.44	0.40	-0.42
Surface urbanisée discontinue	0.44	0.40	-0.42
Espaces verts urbains	0.44	0.40	-0.42
Friche urbaine	0.44	0.40	-0.42

Nous constatons dans un premier temps que la valeur des facteurs de caractérisation dépend des différenciations géographiques et taxonomiques choisies. Lorsque tous les taxons sont considérés, le changement d'utilisation des terres à destination de l'artificialisation entraîne une perte de biodiversité de 44% (facteur générique, tous biomes confondus) ou de 40% (facteur spécifique au biome « Forêt de feuillus »). En revanche, en termes de flore, le passage d'une forêt de feuillus en terres artificielles engendre un gain de biodiversité de 42% (facteur de caractérisation négatif).

Nous constatons dans un deuxième temps que toutes les occupations du sol de type « terres artificielles » de la nomenclature de (Koellner et al., 2012) sont caractérisées de la même façon. Ainsi les espaces verts ont le même impact que les tissus urbains discontinus, continus, et que les sites d'extraction de minerai. En effet, les données de richesse spécifique disponibles pour caractériser les milieux artificiels sont très limitées (de Baan et al., 2013) :

- 4 données pour les arthropodes et 15 pour les autres invertébrés ;
- 4 données pour les vertébrés (dont 3 pour les oiseaux) ;
- 15 données pour les plantes vasculaires ;
- 15 données pour les bryophytes.

Ces données concernent majoritairement les biomes des forêts tempérées décidues et mixtes et des forêts de conifères tempérées ;

- 4 données pour le biome forêts, terres boisées et broussailles ;
- 1 donnée pour le biome désert et terres arbustives xériques.
- Pas de donnée pour les biomes 7, 8 et 10 (cf. Figure II-3)

Malgré les précautions prises pour modéliser les occupations du sol (choix de différentes typologies d'occupation du sol en milieu artificialisé), les facteurs de caractérisation proposés par ReCiPe 2016 ne permettent pas de différencier les impacts des quatre systèmes de toitures étudiés car la différenciation des états finaux n'est pas suffisamment discriminante. Cette caractérisation « basse résolution » considère que **la richesse spécifique d'un espace vert est la même que celle d'un espace bâti, ce qui contredit les observations tirées de l'expertise écologique.** En effet, les relevés d'inventaires faune-flore prouvent que, comparées aux toitures conventionnelles, les toitures végétalisées réduisent l'impact direct des constructions sur la biodiversité (Johan, Barra, & Zucca, 2017; Madre, Vergnes, Machon, & Clergeau, 2013) et améliorent la fonctionnalité de l'écosystème urbain (Lundholm, 2015). Aussi, plus une toiture végétalisée accueille une diversité spécifique de plantes riche, plus la perte de biodiversité du milieu est réduite. Une toiture végétalisée intensive (forte richesse spécifique) a donc moins d'impact qu'une toiture végétalisée extensive (faible diversité d'espèces).

ReCiPe 2016 ne permet donc pas de transcrire les gains effectifs de biodiversité *in-situ* d'un aménagement favorable à la biodiversité.

3.6. Synthèse

La première partie de ce chapitre nous a permis de faire l'inventaire des méthodes ACV « endpoint » calculant les dommages des systèmes sur la biodiversité. Pour nous aider à choisir la méthode la plus adaptée à notre étude, chacune des sept méthodes répertoriées a été analysée à l'aide d'une grille de lecture étudiant les points suivants :

- L'année de sa dernière mise à jour ;
- Le nombre de substances considérées ;
- Les indicateurs calculés, et par conséquent, le nombre de pressions couvertes ;
- Sa zone géographique d'application ;
- L'existence d'organisme qui la recommande ;
- Son unité de calcul ;
- Sa couverture taxonomique ;
- Sa disponibilité dans Simapro 8.5, logiciel largement utilisé dans le domaine de l'ACV et retenu pour notre étude.

Au regard de cette grille de lecture, la méthode ReCiPe 2016 est celle qui rassemble le plus de critères satisfaisants pour notre étude. Cette méthode a ensuite été présentée et les indicateurs qu'elle calcule explicités. Nous avons notamment montré que les indicateurs calculés sont différents les uns des autres, notamment car ils concernent des échelles spatiales et des taxons différents (i.e., l'indicateur de changement climatique concerne la surface des terres émergées, tandis que l'indicateur d'utilisation directe des terres concerne uniquement la surface du site de construction). Même si les indicateurs sont tous exprimés avec la même unité, le PDF.m².an, il n'est pas conseillé de les agréger.

Enfin, ReCiPe 2016 étant une méthode relativement jeune et les applications des méthodes « endpoint » sur un élément du système urbain étant rares dans la littérature, nous avons choisi de mener une étude comparative des impacts de quatre systèmes de toitures (gravier, végétalisée extensive, semi-intensive et intensive). Ces travaux nous ont permis de tester la robustesse de ReCiPe 2016 et d'identifier ses points forts, ainsi que ses faiblesses (verrous à lever).

Les résultats obtenus avec la méthode ReCiPe 2016 orientent les décisions vers le choix d'implanter des toitures végétalisées de type extensive pour limiter l'impact sur la biodiversité : la biodiversité *ex-situ* est la moins impactée par cette configuration et la biodiversité *in-situ* n'apparaît pas dépendante de la typologie de la toiture. Ce constat est contradictoire avec l'évaluation basée sur l'expertise écologique qui encourage plutôt les toitures de type intensive en raison de leur fort potentiel écologique. Une épaisseur de substrat d'au moins 30 cm permet en effet d'accueillir d'une grande variété de plantes herbacées à fleurs, qui attirent à leur tour plusieurs insectes pollinisateurs différents. Cependant, l'expertise écologique, actuellement utilisée comme outil d'aide à la décision dans les choix d'aménagements les plus favorables à la biodiversité, ne prend pas en compte les impacts des matériaux additionnels nécessaires à la viabilité de ces structures, et occulte donc l'évaluation de la biodiversité *ex-situ*.

D'un point de vue opérationnel, ReCiPe 2016 est accessible et reproductible. Ces qualités la rendent conforme aux prérequis définis pour évaluer robustement la biodiversité (Souza et al., 2015). Elle permet de considérer quantitativement les impacts locaux et globaux, contrairement à l'expertise écologique qui n'intègre souvent que les impacts locaux et de manière qualitative. Cependant, elle ne permet pas de prendre en compte le cycle de vie des éléments vivants (végétaux), faute de données d'inventaire de cycle de vie, ne considère pas toutes les pressions qui affectent la biodiversité, ni les spécificités locales. En effet, elle ne propose aucun indicateur relatif aux espèces invasives ni aux pollutions physiques (sonore et lumineuse). La surexploitation des espèces est partiellement prise en compte à travers la consommation de l'eau. Les indicateurs de réchauffement climatique et d'utilisation du sol sont les plus accomplis car ils représentent les principales pressions qui s'exercent sur la biodiversité (Chaudhary, Verones, De Baan, et al., 2015; MEA, 2005; PreConsultants, 2000). Cependant, leurs facteurs de caractérisation sont génériques dans l'espace et le temps, fortement liés à l'unité fonctionnelle, et ne considèrent pas les interactions entre les voies d'impact (Curran et al., 2011). Ces problématiques font l'objet de recherches récentes (Lindner et al., 2014), notamment en ce qui concerne l'indicateur land use, et tendent à proposer des facteurs de caractérisation régionalisés (biome). Mais pour l'instant, leur niveau de détail n'est pas suffisant pour caractériser le milieu urbain. Enfin, l'unique état de référence proposé par la méthode ReCiPe2016 réduit considérablement le potentiel d'aide à la décision pour les aménageurs. Ces derniers souhaitent gérer l'aménagement de leur territoire et mesurer l'impact local de leur ouvrage en le comparant à différentes typologies du sol initial, et non pas à une référence commune (i.e. impact de l'implantation d'un projet sur une parcelle agricole par rapport à une dent creuse). Les spécificités des territoires et des projets ne sont donc pas pleinement considérées.

Ce chapitre nous a permis de valider les potentiels de ReCiPe 2016 pour évaluer robustement la biodiversité, au regard des défis identifiés au chapitre 1. Ils sont présentés dans le Tableau II-11.

Tableau II-11 : Grille des critères à respecter pour une évaluation fiable et robuste de la biodiversité et mise en perspective avec l'approche ACV

Besoins identifiés pour évaluer la biodiversité (bibliographie et aménageurs)	ACV (ReCiPe 2016)
Évaluation qui prend en compte tous les éléments d'un système constructif favorable à la biodiversité	Non, seuls les produits de construction non vivants sont considérés
Évaluation quantitative des impacts directs liés au changement d'occupation du sol	Oui, mais imprécise
Évaluation quantitative des impacts liés au changement climatique	Oui
Évaluation quantitative des impacts liés aux pollutions chimiques	Oui
Évaluation quantitative des impacts liés aux pollutions physiques	Oui
Évaluation quantitative des impacts liés à la surexploitation des ressources	Oui
Évaluation quantitative des impacts liés à l'introduction d'espèces invasives	Non
Agrégation des impacts en un score unique	Oui, mais pas recommandée
Évaluation de la biodiversité <i>in-situ</i> , avec prise en compte 1) des spécificités locales du territoire et du projet et 2) de la biodiversité ordinaire	Oui, mais évaluation « basse résolution »
Évaluation de la biodiversité <i>ex-situ</i>	Oui
Évaluations quantitatives des services écosystémiques	Oui, à condition de « forcer » le calcul
Outil d'aide à la décision neutre	Oui
Évaluation transparente	Oui
Évaluation consensuelle	Non
Évaluation compréhensible et reproductible	Oui
Évaluation intégrative	Oui
Existence d'outils facilitant l'appropriation de la méthode	Oui
Déploiement à plusieurs échelles spatiales pour rendre compte des différents niveaux d'interactions système urbain/biodiversité	Oui (échelles produit, bâtiment, parcelle et quartier)
Interopérabilité avec les outils BIM et la maquette numérique	Oui
Mise en évidence des efforts accomplis pour réduire l'impact	Oui (analyse comparative)
Compatibilité avec le futur cadre réglementaire (RE 2020)	Oui

Au regard des conclusions tirées des deux premiers chapitres, le chapitre 3 propose une nouvelle stratégie d'évaluation des interactions biodiversité / systèmes urbains, reposant sur une méthodologie hybride, et notamment sur le couplage de l'ACV avec l'expertise écologique et la data science.

Chapitre 3 – Développement d'une méthode hybride d'évaluation des interactions système urbain/biodiversité

Ce chapitre propose une stratégie globale d'évaluation des interactions biodiversité / systèmes urbains, reposant sur une méthodologie hybride, et notamment sur le couplage de l'ACV avec l'expertise écologique et la data science. Le déploiement opérationnel de cette stratégie a été initié avec le déblocage de trois verrous scientifiques :

- La prise en compte des spécificités locales des territoires pour l'évaluation des impacts de changement d'occupation du sol sur la biodiversité *in-situ* ;
- La prise en compte de tous les impacts des végétaux dans les études ACV, notamment les impacts *ex-situ* ;
- La prédiction des impacts des changements globaux sur la biodiversité, à partir des outils ACV existants à l'échelle bâtiment.

1. Proposition d'une nouvelle stratégie pour évaluer les interactions système urbain/biodiversité

Afin de consolider les bases de la nouvelle stratégie, nous analysons dans cette partie dans quelle mesure les deux méthodes d'évaluation explorées, l'expertise écologique (chapitre 1) et l'ACV (chapitre 2), répondent aux critères de validité d'une méthodologie robuste. Ce travail d'analyse est résumé dans le Tableau III-1.

Tableau III-1 : Grille des critères à respecter pour une évaluation fiable et robuste de la biodiversité, synthèse des chapitres 1 et 2

Besoins identifiés pour évaluer la biodiversité (bibliographie et aménageurs)	Écologie (Chapitre 1)	ACV (ReCiPe 2016) (Chapitre 2)
Évaluation qui prend en compte tous les éléments d'un système constructif favorable à la biodiversité	Non, seule la partie végétalisée est considérée	Non, seuls les produits de construction non vivants sont considérés
Évaluation quantitative des impacts directs liés au changement d'occupation du sol	Oui	Oui, mais imprécise
Évaluation quantitative des impacts liés au changement climatique	Non	Oui
Évaluation quantitative des impacts liés aux pollutions chimiques	Non	Oui
Évaluation quantitative des impacts liés aux pollutions physiques	Non	Oui
Évaluation quantitative des impacts liés à la surexploitation des ressources	Non	Oui
Évaluation quantitative des impacts liés à l'introduction d'espèces invasives	Oui	Non
Agrégation des impacts en un score unique	Non	Oui, mais pas recommandée
Évaluation de la biodiversité <i>in-situ</i> , avec prise en compte 1) des spécificités locales du territoire et du projet et 2) de la biodiversité ordinaire	Oui	Oui, mais évaluation « basse résolution »
Évaluation de la biodiversité <i>ex-situ</i>	Non	Oui
Évaluations quantitatives des services écosystémiques	Oui, pour certains services <i>in-situ</i>	Oui, à condition de détenir les données pour « forcer » le calcul
Outil d'aide à la décision neutre	Non	Oui
Évaluation transparente	Pas toujours	Oui
Évaluation consensuelle	Oui	Non
Évaluation compréhensible et reproductible	Pas toujours (multiplicité des outils et des critères d'évaluation)	Oui
Évaluation intégrative	Non	Oui
Existence d'outils facilitant l'appropriation de la méthode	Non	Non
Déploiement à plusieurs échelles spatiales pour rendre compte des différents niveaux d'interactions système urbain/biodiversité	Echelles parcelle, quartier et territoire	Échelles produit, bâtiment, parcelle et quartier
Interopérabilité avec les outils BIM et la maquette numérique	Non	Oui
Mise en évidence des efforts accomplis pour réduire l'impact	Oui (séquence ERC, mais les mesures manquent de suivi)	Oui (analyse comparative)
Compatibilité avec le futur cadre réglementaire (RE 2020)	Non	Oui

Nous constatons que l'expertise écologique et l'ACV sont complémentaires. Plus précisément, l'approche ACV répond positivement à plus de critères que l'expertise écologique, et lorsque les critères ne sont pas remplis (ou en partie seulement) par l'ACV, ils sont atteints par l'expertise écologique (i.e. évaluation quantitative des impacts liés à l'introduction d'espèces invasives, évaluation de la biodiversité *in-situ*, avec prise en compte des spécificités locales du territoire et du projet). Ces résultats conduisent à proposer une méthode hybride basée sur le couplage ACV/ expertise écologique, pour atteindre notre

objectif d'évaluation globale de la biodiversité. Les insuffisances de l'ACV seront compensées par les méthodes d'expertise écologique.

Pour les critères qui ne seraient pas pleinement atteints grâce à l'une ou l'autre de ces méthodes (i.e. évaluations quantitatives des services écosystémiques, existence d'outils facilitant l'appropriation de la méthode), nous proposons de faire appel à d'autres domaines d'expertises et notamment :

- Des études expérimentales liées aux bâtiments permettant de quantifier les services écosystémiques des aménagements favorables à la biodiversité. Ces études de types thermiques, énergétiques, chimiques, etc. sont regroupées sous le terme « expertise bâtiment » ;
- La data science, qui facilite le traitement des données et permet de mettre en place des outils de programmation qui, *in fine*, permettront aux aménageurs de s'approprier la méthode.

Cette méthodologie d'évaluation Hybride des Interactions Biodiversité / système Urbain, nommée méthodologie d'évaluation HIBOU, est schématisée dans la Figure III-1.

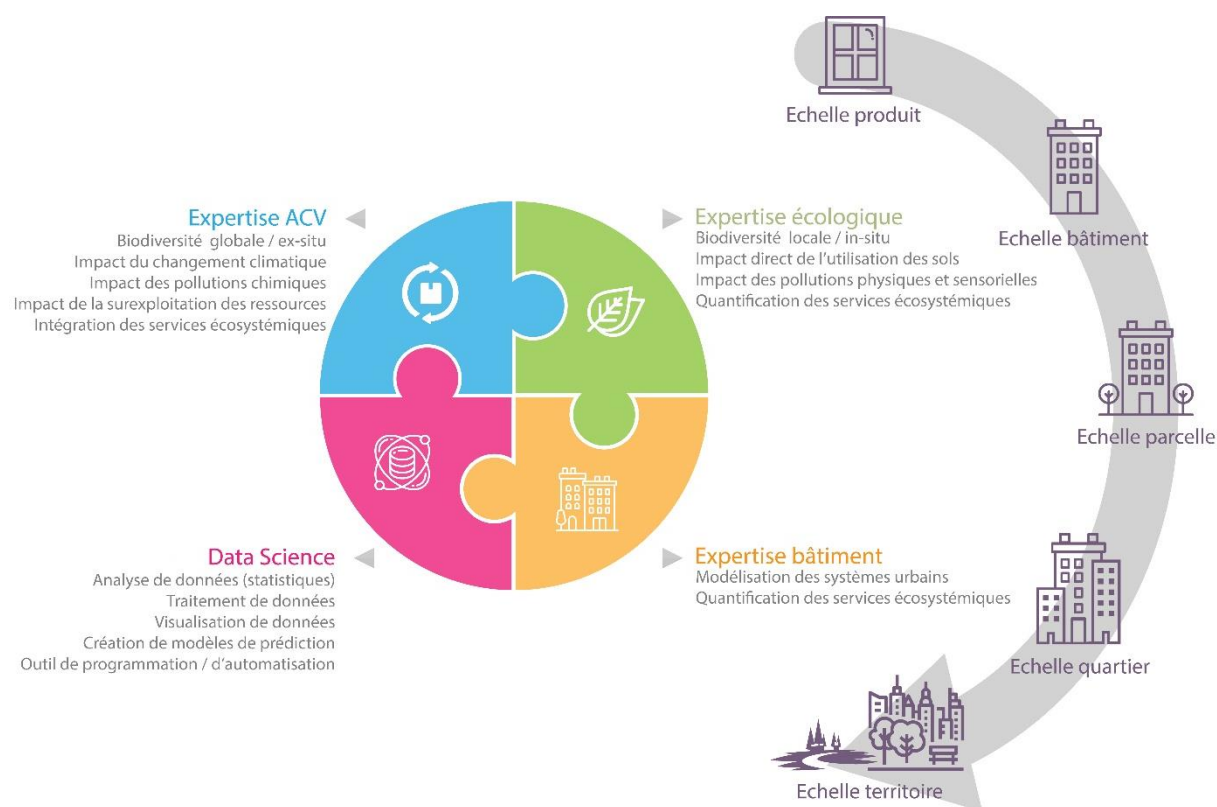


Figure III-1 : Représentation graphique de la méthodologie d'évaluation HIBOU

Le caractère innovant de la méthode se trouve essentiellement dans l'approche hybride *ex-situ* et *in-situ* (couplage ACV/expertise écologique). Elle permet d'une part de prendre en compte les interactions sur le de construction, mais aussi celles en dehors du site d'étude. D'autre part, elle couvre autant que possible les 5 pressions qui s'exercent sur la biodiversité. L'expertise écologique fournit notamment des

données qui sont injectées dans l'ACV afin de proposer des facteurs de caractérisation spatialisés et spécifiques en fonction du degré de végétalisation des bâtiments.

La prise en compte des interactions, c'est-à-dire les impacts et les bénéfices du bâti sur la biodiversité (et vice-versa), nécessite de formaliser et d'intégrer des connaissances de champs d'expertises complémentaires (écologie, confort thermique, écoulement des eaux de pluie, etc.). Les études de ces différentes expertises sont intégrées au fur et à mesure à la méthodologie afin de corriger les résultats restitués par le couplage ACV/expertise écologique.

Les interactions biodiversité/système urbain se jouent à plusieurs niveaux d'échelles. La démarche multiscalaire débute de l'échelle produit de construction et se poursuit jusqu'à l'échelle territoire (avec potentialité d'intégration dans le BIM). Ce jeu d'échelles commence par la création de « briques » qui représentent les produits de construction. Ces briques sont ensuite assemblées pour réaliser des macro-composants qui forment à leur tour des bâtiments et ainsi de suite jusqu'à former des quartiers et des territoires.

Le Tableau III-2 synthétise en quoi la méthode hybride remplit quasiment tous les critères identifiés par les travaux liminaires.

Cette démarche a été soumise à plusieurs avis (aménagement, chercheurs, écologues), notamment à l'occasion de deux conférences internationales :

- Conférence Européenne sur la Biodiversité et le Changement Climatique à Bonn (Allemagne) (Brachet, Schiopu, & Clergeau, 2017);
- Conférence SETAC à Helsinki (Finlande) (Brachet, Olmos, Schiopu, & Clergeau, 2019).

Elle semble répondre aux objectifs et aux attentes des différentes parties.

Pour rendre opérationnelle la stratégie d'évaluation hybride que nous proposons, il est nécessaire de développer plusieurs travaux afin de rendre compatibles les différents secteurs d'expertise qu'elle sollicite. La verticalité de la stratégie, induite par le jeu d'échelles, implique que les développements méthodologiques réalisés aux échelles supérieures sont conditionnés par la réalisation des échelles inférieures. Compte tenu de la temporalité de la thèse, nous avons choisi, dans les parties suivantes, de nous concentrer sur les verrous scientifiques suivants :

- Proposer une nouvelle façon de calculer l'indicateur land use direct : changement de l'état de référence et prise en compte des spécificités locales des territoires et du projet ;
- Créer des données d'inventaire de cycle de vie relatives aux végétaux urbains ;
- Proposer une passerelle pour connecter les ACV biodiversité avec les outils d'évaluation environnementale du cadre bâti ;
- Créer des outils de programmation permettant aux aménageurs de s'approprier les différents développements méthodologiques conduits pendant la thèse.

Tableau III-2 : Grille des critères à respecter pour une évaluation fiable et robuste de la biodiversité et mise en perspective avec la méthodologie d'évaluation HIBOU

Besoins identifiés pour évaluer la biodiversité (bibliographie et aménageurs)	Écologie	ACV	Études issues de « l'expertise bâtiment »	Data science	Méthode hybride
Évaluation qui prend en compte tous les éléments d'un système constructif favorable à la biodiversité	Non, seule la partie végétalisée est considérée	Non, seuls les produits de construction non vivants sont considérés	-	-	Oui, prise en compte des éléments vivants et non vivants
Évaluation quantitative des impacts directs liés au changement d'occupation du sol	Oui	Oui, mais imprécis	-	-	Oui
Évaluation quantitative des impacts liés au changement climatique	Non	Oui	-	-	Oui
Évaluation quantitative des impacts liés aux pollutions chimiques	Non	Oui	-	-	Oui
Évaluation quantitative des impacts liés aux pollutions physiques	Non	Oui	-	-	Oui
Évaluation quantitative des impacts liés à la surexploitation des ressources	Non	Oui	-	-	Oui
Évaluation quantitative des impacts liés à l'introduction d'espèces invasives	Oui	Non	-	-	Oui
Agrégation des impacts en un score unique	Non	Oui, mais pas recommandé	-	-	Non, des pistes de réflexion sont cependant présentées dans les perspectives
Évaluation de la biodiversité <i>in-situ</i> , avec prise en compte 1) des spécificités locales du territoire et du projet et 2) de la biodiversité ordinaire	Oui	Oui, mais évaluation « basse résolution »	-	-	Oui, évaluation « haute résolution »
Évaluation de la biodiversité <i>ex-situ</i>	Non	Oui	-	-	Oui
Évaluations quantitatives des services écosystémiques	Oui, pour certains services <i>in-situ</i>	Oui, à condition de « forcer » le calcul	Oui (quantification des impacts des aménagements favorables à la biodiversité locale)	-	Oui
Outil d'aide à la décision neutre	Non	Oui	-	Oui	Oui
Évaluation transparente	Pas toujours	Oui	-	-	Oui
Évaluation consensuelle	Oui	Non	-	-	À définir
Évaluation compréhensible et reproductible	Pas toujours (multiplicité des outils et des critères d'évaluation)	Oui	-	-	Oui
Évaluation intégrative	Non	Oui	-	-	Oui
Existence d'outils facilitant l'appropriation de la méthode	Oui	Oui	-	Oui	Oui
Déploiement à plusieurs échelles spatiales pour rendre compte des différents niveaux d'interactions système urbain/biodiversité	Echelles parcelle, quartier et territoire	Échelles produit, bâtiment, parcelle et quartier	-	-	Échelles produit, bâtiment, parcelle, quartier et territoire
Interopérabilité avec les outils d'évaluation environnementale du cadre bâti (référentiel E+C-)	Non	Non	-	-	Oui
Interopérabilité avec les outils BIM et maquette numérique	Non	Oui	-	-	Oui
Mise en évidence des efforts accomplis pour réduire l'impact	Oui (séquence ERC, mais les mesures manquent de suivi)	Oui (analyse comparative)	-	-	Oui
Compatibilité avec le futur cadre réglementaire (RE 2020)	Non	Oui	-	-	Oui

2. Évaluation en « haute résolution » des impacts *in-situ* liés à l'occupation directe des terres pour le secteur de la construction

Comme énoncé dans la partie 1.2 du chapitre 1, depuis plusieurs décennies, les principaux moteurs de la perte de biodiversité sont le changement et la perte d'habitats. Pour les études d'ACV visant à appuyer les décisions de gestion spécifique des terres, une évaluation plus détaillée, y compris des données supplémentaires spécifiques à la région ou au site, est indispensable (de Baan et al., 2013). L'évaluation des impacts de l'utilisation des terres sur la biodiversité est largement reconnue, mais son intégration dans les méthodes ACV reste une tâche difficile. Nous avons montré dans la partie 3.5.2 du chapitre 2 que le modèle de (de Baan et al., 2013), implanté dans ReCiPe 2016, n'est pas suffisamment précis pour une application au milieu urbain, ni pour aider à la décision (différenciation « grosse maille » des états finaux et facteurs de caractérisation génériques, non spatialisés). **Les travaux développés dans cette partie ont pour objectif d'aider à la décision dans la gestion des terres.** Pour cela, nous proposons d'affiner le modèle de caractérisation des impacts *in-situ* pour la région Ile-de-France, tout en veillant à ce que notre approche soit cohérente avec celle déjà implémentée dans ReCiPe 2016, méthode sélectionnée pour évaluer les impacts dans notre étude.

Les travaux sont basés sur le cadre méthodologique pour l'évaluation de l'utilisation des terres du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) / Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) (Koellner et al., 2013). Ce guide, reconnu par la communauté scientifique internationale (Saad, Margni, Koellner, Wittstock, & Deschênes, 2011), explicite et cadre les étapes à suivre pour créer un modèle spatial et proposer de nouveaux facteurs de caractérisation (cf. Figure III-2).

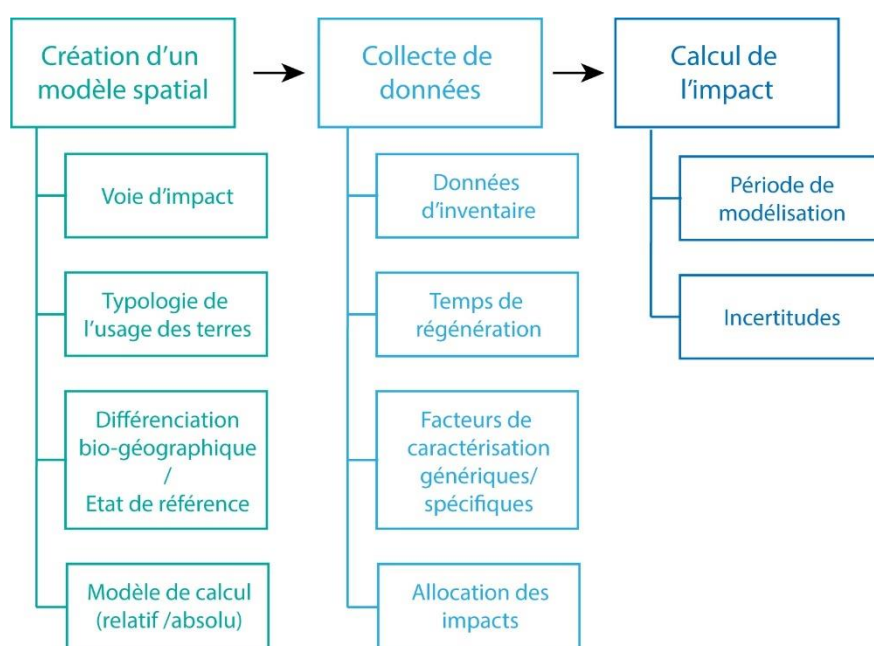


Figure III-2 : Étapes à respecter pour la création d'un modèle spatial pour l'indicateur d'occupation du sol

Nous avons suivi les différentes recommandations du guide pour établir notre propre modèle, ce qui en assure la transparence, et nous a permis d'obtenir des caractérisations d'impacts homogènes au regard des modèles déjà existants (et notamment celui de ReCiPe) compatibles et suffisamment précises pour une application au contexte urbain. Les principales étapes de développement sont :

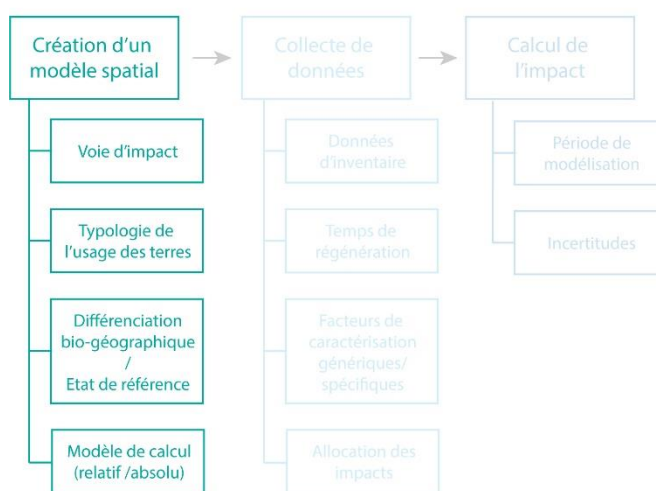
- La création d'un modèle spatial ;
- La collecte des données ;
- Le calcul de l'impact d'occupation des terres.

Ces développements sont explicités et analysés ci-dessous.

2.1. Création d'un modèle spatial

Pour cette première étape, il est suggéré d'indiquer et de définir précisément :

- Une voie d'impact pour modéliser la biodiversité ;
- La typologie d'utilisation des terres ;
- Le niveau de différenciation biogéographique utilisé pour le développement des facteurs de caractérisation ;
- La situation de référence choisie ;
- Le modèle de calcul des impacts (relatif ou absolu).



2.1.1. Voie d'impact modélisée

L'utilisation des terres influence plusieurs aires de protection : elle peut engendrer un dommage sur les écosystèmes, sur les espèces, sur la disponibilité des ressources naturelles ainsi que sur le bien-être des Hommes. Les chemins de cause à effet d'impacts varient en fonction du dommage considéré comme le montre la Figure III-3. Notre étude se limite à l'analyse des dommages, c'est à dire au niveau « endpoint ». À ce niveau, deux voies d'impact principales sont distinguées : le potentiel de dommages à la biodiversité et le potentiel de dommages aux services écosystémiques. Afin d'évaluer le potentiel de dommages sur la biodiversité, la voie d'impact suivie par notre modèle est la suivante : l'impact de la transformation des terres se manifeste par une modification de la couverture végétale, ce qui entraîne un impact direct sur les habitats, mesuré par rapport à la diversité spécifique locale d'un milieu (voie représentée en vert dans la Figure III-3). Le résultat s'exprime en Potentiel de Dommage sur la Biodiversité et plus précisément en Fraction d'espèces potentiellement disparues (PDF).

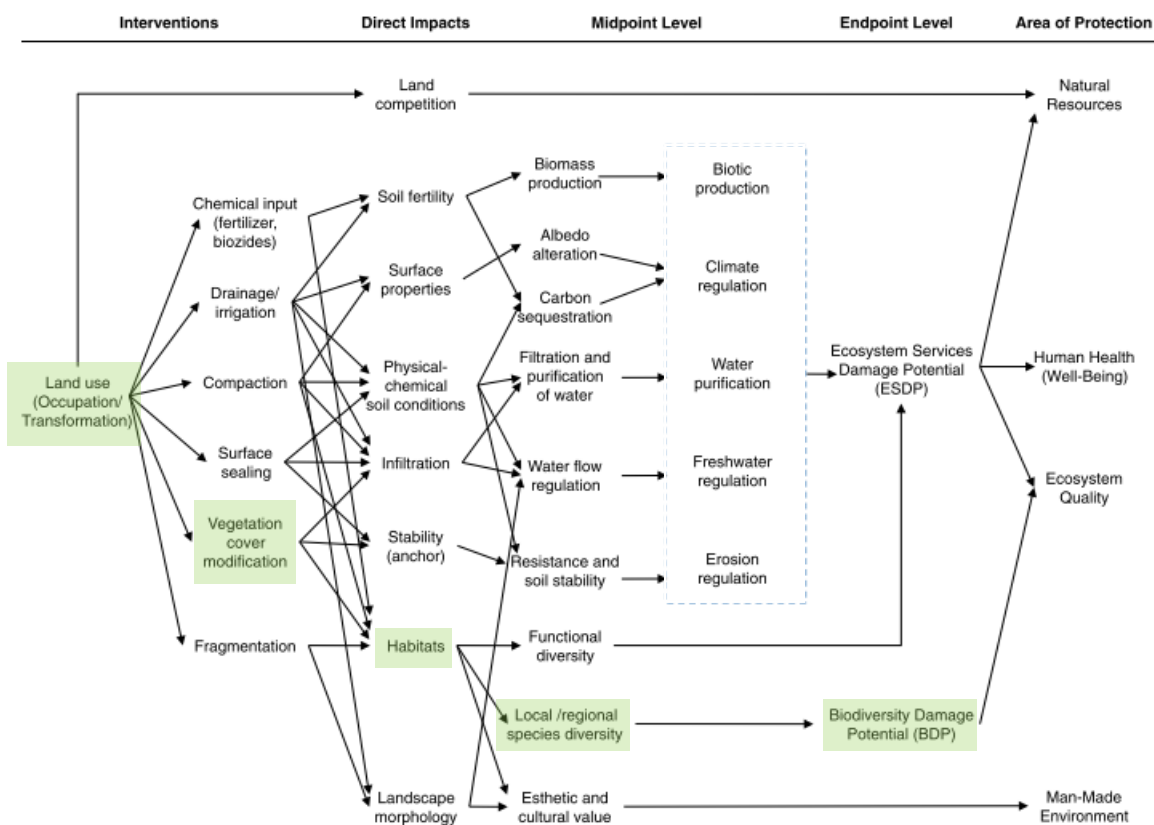


Fig. 4 Cause-effect chain for land use impacts on biodiversity and ecosystem services (adapted from Lindeijer et al. 2002). For more explanation on the specific impact pathways, see Table 1 and the papers in this special issue

Figure III-3 : Chaîne de cause à effet pour l'impact de l'utilisation des terres sur la biodiversité et sur les services écosystémiques (de Baan et al., 2013). La chaîne surlignée en vert représente la voie d'impact suivie par notre modèle.

2.1.2. Typologie de l'usage des terres

Nous avons montré, dans partie 3.5.2 du chapitre 2, que la typologie d'usage des terres utilisée dans ReCiPe (Koellner et al., 2012) n'est pas suffisamment détaillée pour traduire la diversité du milieu urbain. Pour définir les typologies d'usage des terres, nous avons retenu la classification CORINE Biotopes, élaborée dans le cadre du programme CORINE (Coordination of Information on the Environment) (INPN, 2019).

L'objectif de cette typologie est d'identifier et de décrire les biotopes d'importance majeure pour la conservation de la nature au sein de la Communauté européenne (INPN, 2019). Tout comme la classification proposée par (Koellner et al., 2012), ce référentiel propose une classification hiérarchisée des habitats naturels et semi-naturels, et a, la particularité d'être largement utilisé par les écologues et autres acteurs de terrain (Louvel-glaser & Gaudillat, 2015). Cette typologie a, entre autres, été choisie pour la mise en application de la Directive Habitats et pour le besoin de mieux connaître les habitats en France qui en a découlé. Les données habitats produites en France sont ainsi principalement rattachées à la nomenclature CORINE Biotopes (Louvel-glaser & Gaudillat, 2015), c'est le cas par exemple des programmes Natura 2000, ZNIEFF ou encore des listes rouges d'habitats (MEDDE & MNHN, 2013).

CORINE Biotopes ne diffère pas foncièrement de la nomenclature utilisée dans ReCiPe 2016 puisque le niveau de hiérarchisation correspond aussi au niveau de détail apporté à la qualification des milieux. La différence notable réside dans la multiplicité des détails quant à la caractérisation des occupations du sol. Répartis en sept grandes familles de milieux telles que les habitats littoraux, les forêts et les terres agricoles, la nomenclature CORINE Biotopes propose 1 486 typologies d’occupations différentes sur le territoire français, dont 39 pour les paysages artificiels (INPN, 2019) (cf. Tableau III-3), alors que la nomenclature de (Koellner et al., 2012) n’en propose que 71, dont 14 pour les paysages artificiels. Tout comme pour celle de (Koellner et al., 2012), la typologie est plus ou moins détaillée selon les habitats. Elle s’appuie largement sur la classification phytosociologique (étude des communautés végétales) et intègre également d’autres paramètres comme la dominance d’une espèce ou la localisation géographique (INPN, 2019).

Tableau III-3 : Détail de la nomenclature CORINE Biotopes pour la typologie de niveau I « Paysages artificiels »

Nombre de niveaux	Niveau I	Niveau II	Niveau III	Niveau IV
1	Paysages artificiels			
2	Paysages artificiels	Parcs urbains et grands jardins		
3	Paysages artificiels	Parcs urbains et grands jardins	Grands parcs	
4	Paysages artificiels	Parcs urbains et grands jardins	Grands parcs	Parcelles boisées de parcs
4	Paysages artificiels	Parcs urbains et grands jardins	Grands parcs	Pelouses de parcs
4	Paysages artificiels	Parcs urbains et grands jardins	Grands parcs	Bassins de parcs
4	Paysages artificiels	Parcs urbains et grands jardins	Grands parcs	Parterres de fleurs, avec arbres et avec bosquets en parc
4	Paysages artificiels	Parcs urbains et grands jardins	Grands parcs	Communautés sub-naturelles des parcs
3	Paysages artificiels	Parcs urbains et grands jardins	Petits parcs et squares citadins	
3	Paysages artificiels	Parcs urbains et grands jardins	Jardins	
4	Paysages artificiels	Parcs urbains et grands jardins	Jardins	Jardins ornementaux
4	Paysages artificiels	Parcs urbains et grands jardins	Jardins	Jardins potagers de subsistance
3	Paysages artificiels	Parcs urbains et grands jardins	Espaces internes au centre-ville	
2	Paysages artificiels	Villes, villages et sites industriels		
3	Paysages artificiels	Villes, villages et sites industriels	Villes	
3	Paysages artificiels	Villes, villages et sites industriels	Villages	
3	Paysages artificiels	Villes, villages et sites industriels	Sites industriels en activité	
3	Paysages artificiels	Villes, villages et sites industriels	Sites industriels anciens	Carrières
4	Paysages artificiels	Villes, villages et sites industriels	Sites industriels anciens	Carrières
5	Paysages artificiels	Villes, villages et sites industriels	Sites industriels anciens	Carrières
5	Paysages artificiels	Villes, villages et sites industriels	Sites industriels anciens	Carrières
5	Paysages artificiels	Villes, villages et sites industriels	Sites industriels anciens	Terrils crassiers et autres tas de détrit
4	Paysages artificiels	Villes, villages et sites industriels	Sites industriels anciens	Voies de chemins de fer, gares de triage et autres espaces ouverts

4	Paysages artificiels	Villes, villages et sites industriels	Sites industriels anciens	
3	Paysages artificiels	Villes, villages et sites industriels	Serres et constructions agricoles	
3	Paysages artificiels	Villes, villages et sites industriels	Sites archéologiques	
2	Paysages artificiels	Terrains en friche et terrains vagues		
3	Paysages artificiels	Terrains en friche et terrains vagues	Terrains en friche	
3	Paysages artificiels	Terrains en friche et terrains vagues	Zones rudérales	
2	Paysages artificiels	Mines et passages souterrains		
2	Paysages artificiels	Lagunes et réservoirs industriels, canaux		
3	Paysages artificiels	Lagunes et réservoirs industriels, canaux	Lagunes industrielles et canaux salins	Ports maritimes
4	Paysages artificiels	Lagunes et réservoirs industriels, canaux	Lagunes industrielles et canaux salins	Salines
4	Paysages artificiels	Lagunes et réservoirs industriels, canaux	Lagunes industrielles et canaux salins	Autres lagunes industrielles et canaux salins
4	Paysages artificiels	Lagunes et réservoirs industriels, canaux	Lagunes industrielles et canaux salins	
3	Paysages artificiels	Lagunes et réservoirs industriels, canaux	Lagunes industrielles et canaux d'eau douce	Canaux navigables
4	Paysages artificiels	Lagunes et réservoirs industriels, canaux	Lagunes industrielles et canaux d'eau douce	Fossés et petits canaux
4	Paysages artificiels	Lagunes et réservoirs industriels, canaux	Lagunes industrielles et canaux d'eau douce	Lagunes industrielles et bassins ornementaux
4	Paysages artificiels	Lagunes et réservoirs industriels, canaux	Lagunes industrielles et canaux d'eau douce	Bassins de décantation et stations d'épuration
4	Paysages artificiels	Lagunes et réservoirs industriels, canaux	Lagunes industrielles et canaux d'eau douce	

Le choix de cette nomenclature, reconnue au niveau européen et utilisée par les professionnels, facilite d'une part l'appropriation de notre modèle et d'autre part son intégration dans les méthodes et outils déjà existants. Pour autant, son application au secteur de la construction de bâtiments reste limitée au niveau III « Villes » et « Villages ». Afin d'améliorer la finesse de cette classification, trois niveaux complémentaires ont été proposés :

- Niveau IV : le degré de végétalisation des bâtiments, avec un choix binaire : bâtiment végétalisé ou pas ;
- Niveau V : la typologie des surfaces des bâtiments (toitures et murs), comme par exemple, toitures minérales, murs végétalisés, etc.
- Niveau VI : le type précis des surfaces, comme par exemple toiture végétalisée semi-intensive, toiture gravier, etc.

Le Tableau III-4 synthétise les typologies de l'usage des terres que nous proposons pour poursuivre notre démarche.

Tableau III-4 : Typologies d’utilisation des terres ajoutées à la nomenclature CORINE Biotopes

Nombre de niveaux	Niveau I	Niveau II	Niveau III	Niveau IV	Niveau V	Niveau VI
4	Paysages artificiels	Villes villages et sites industriels	Villes	Bâtiments végétalisés		
5	Paysages artificiels	Villes villages et sites industriels	Villes	Bâtiments végétalisés	Toitures végétalisées	
6	Paysages artificiels	Villes villages et sites industriels	Villes	Bâtiments végétalisés	Toitures végétalisées	Extensives
6	Paysages artificiels	Villes villages et sites industriels	Villes	Bâtiments végétalisés	Toitures végétalisées	Semi-intensives
6	Paysages artificiels	Villes villages et sites industriels	Villes	Bâtiments végétalisés	Toitures végétalisées	Intensives
5	Paysages artificiels	Villes villages et sites industriels	Villes	Bâtiments végétalisés	Façades végétalisées	
4	Paysages artificiels	Villes villages et sites industriels	Villes	Bâtiments non végétalisés		
5	Paysages artificiels	Villes villages et sites industriels	Villes	Bâtiments non végétalisés	Toitures minérales	
6	Paysages artificiels	Villes villages et sites industriels	Villes	Bâtiments non végétalisés	Toitures minérales	Gravier

2.1.3. La différenciation biogéographique et l’état de référence

Les écosystèmes et la biodiversité évoluent au fil du temps en raison de plusieurs paramètres (population, dynamique évolutive, impacts humains, etc.). Les impacts sur l'utilisation des terres évalués en ACV sont proportionnels à l'écart de qualité entre le système étudié et une situation de référence. Une situation de référence pour la biodiversité doit donc être définie. Pour cela, trois options sont proposées en fonction de la différenciation biogéographique :

- L'option 1 est le concept de « végétation naturelle potentielle », qui correspond à l'état attendu de la végétation en l'absence d'intervention humaine (Chiarucci, Araujo, Decocq, Beierkuhnlein, & Fernandez-Palacios, 2010) ;
- L'option 2 consiste à prendre comme référence une moyenne de la couverture terrestre (quasi) naturelle dans chaque biome recouvrant la surface terrestre, c'est-à-dire le mélange naturel de forêts, de zones humides, d'arbustes, de prairies, de zones dénudées, de neige et de glace, de lacs et de rivières ;
- L'option 3 est une combinaison moyenne des utilisations des terres européennes (Koellner & Scholz, 2008).

La différenciation biogéographique de l'état de référence en ACV est un aspect majeur à prendre en compte car le même type d'utilisation des terres peut déclencher des impacts différents selon les endroits du globe (Jolliet et al., 2004) : l'impact d'une construction dans un milieu désertique ne sera pas le même que dans une forêt tropicale. Le guide méthodologique de l'UNEP/SETAC suggère de se fonder sur l'option 2, c'est-à-dire sur une régionalisation hiérarchique à l'échelle mondiale basée sur le système de classification des biomes et des écorégions reconnues par le WWF (Olson et al., 2001). Ces biomes constituent les états de référence semi-naturels qu'il est possible de rencontrer sur notre territoire. Ces états ne correspondent pas forcément à l'état attendu de la végétation en l'absence d'intervention humaine (végétation naturelle potentielle) proposé par (Chiarucci et al., 2010).

Bien que plus détaillée que d'autres modèles, l'application des états de référence du WWF à un contexte urbain ne paraît pas adaptée. En effet, proposer des états naturels qui seraient atteints si toutes les pressions anthropiques disparaissaient du jour au lendemain est discutable au regard de la forte dégradation des milieux urbains. S'il est encore possible, le retour à l'état sauvage de ces milieux fortement impactés par l'Homme nécessiterait plusieurs milliers d'années. Aussi, les tendances démographiques actuelles laissent prévoir que les villes ne vont cesser de prospérer. De plus, les politiques urbaines actuelles encouragent la densification des centres urbains pour lutter contre la perte d'habitats naturels (loi ALUR). Les constructions sont donc dirigées vers des dents creuses, milieux déjà fortement anthropisés qui peuvent prendre la forme de friches, de terres agricoles urbaines, d'anciens sites industriels ou encore de prairies urbaines. Dans les faits, ces écosystèmes, très différents des milieux naturels (ou semi-naturels) peu perturbés par l'Homme, constituent les états de références pour une occupation du sol par des bâtiments. Ces milieux sont aussi tous différents les uns des autres d'un point de vue écologique. Pour ces différentes raisons, et afin de considérer uniquement les impacts directs alloués aux aménageurs, nous avons choisi de ne pas considérer les états de référence naturels proposés par le WWF. Ceux retenus sont tous les milieux sur lesquels un bâtiment peut être construit dans un contexte urbain.

En considérant les besoins d'une échelle d'analyse plus fine, il n'est pas envisageable de considérer un état de référence semi-naturel de type forêt mixte, forêt de conifères ou forêt méditerranéenne. Afin de quantifier plus précisément les impacts de l'occupation des terres en milieu urbanisé, nous avons choisi de resserrer l'échelle spatiale d'analyse à la parcelle. Nous ne considérons donc plus une différenciation biogéographique des états de référence en biomes, mais en écosystèmes à l'échelle régionale (au sens administratif du terme). Les états de référence ainsi définis ne correspondent pas à des milieux semi-naturels de type forêt, mais à des milieux sur lesquels sont implantés les ouvrages (par exemple une terre agricole ou une friche industrielle). Cette approche permet à la fois de rester réaliste quant au retour peu probable de l'état sauvage des milieux urbains et permet aussi de ne considérer que les impacts effectivement induits par les aménageurs. Les aménageurs se verront ainsi attribuer uniquement les dégradations qu'ils induisent, et non pas celles liées aux activités les précédant, qui ne sont pas de leur ressort. Si une parcelle est successivement utilisée pour des cultures puis une construction, les impacts alloués aux aménageurs seront ceux de la dégradation liée au passage de l'agriculture à la construction, et non pas ceux d'un état naturel à une construction). La nomenclature CORINE Biotopes, sélectionnée et enrichie dans la partie précédente (2.1.2) servira de base à établir ces nouveaux états de référence : chacun des habitats quelle propose pourra constituer un état de référence potentiel. La typologie choisie sert donc à la fois à définir les états de référence, et aussi les types d'occupations du sol.

Pour conclure, avec notre modèle, les impacts locaux de l'utilisation des terres ne sont pas comparés avec un milieu de référence commun à tous les systèmes, mais avec l'existant. L'avantage est de répondre aux besoins pragmatiques des aménageurs pour lesquels il est plus utile de connaître le degré de dommage de la construction d'un ouvrage sur une friche versus une terre agricole, plutôt que par

rapport à un état de référence naturel et universel. Cette approche innovante ne permet pas de savoir s'il est préférable d'occuper les sols par une construction ou une terre agricole. Puisque nous partons du postulat qu'il faut construire, elle permet plutôt de savoir où construire afin de limiter l'impact sur la biodiversité.

2.1.4. Modèle de calcul des impacts

Pour chaque étude ACV concernant l'utilisation des terres, il convient de préciser si les impacts sont évalués comme des différences absolues ou relatives par rapport à la situation de référence. Les deux approches sont jugées appropriées et relèvent d'une question qui fait l'objet d'un débat permanent : le choix de valeur que l'on attribue à la biodiversité (Koellner et al., 2013) . En effet, le choix des impacts relatifs attribue un poids égal aux écosystèmes, tandis que le choix des impacts absolus donne un poids égal aux espèces. Prenons un exemple pour illustrer ce propos : si l'implantation d'un bâtiment engendre la perte de 10 espèces, l'impact relatif sera différent s'il est érigé sur un terrain pauvre en espèces (15 par exemple) ou sur un terrain riche en espèces (100 par exemple). Dans le premier cas, la perte d'espèces s'élève à 66%, dans le deuxième cas à 10%. En différence absolue, le bâtiment engendre la perte de 10 espèces, quel que soit son lieu d'implantation. En différence relative, l'impact sur la biodiversité est plus faible si l'on construit sur un milieu pauvre en espèces plutôt que sur un milieu riche en espèces.

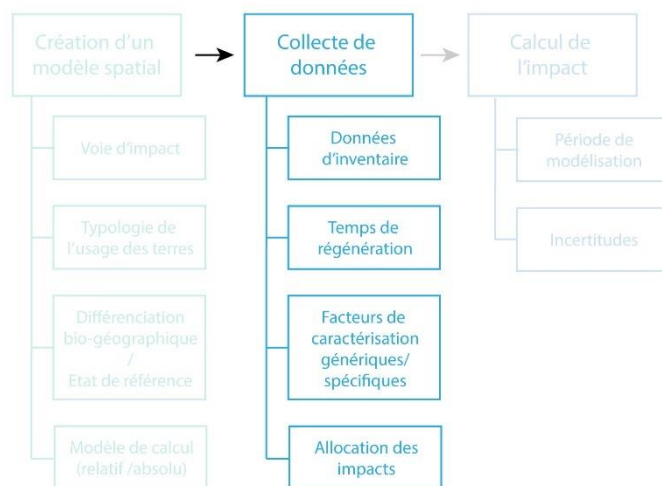
Bien que les deux approches soient estimées justes, le guide méthodologique recommande de donner un poids égal aux espèces et de calculer les impacts absolus car ils sont plus faciles à interpréter et autorisent une certaine coordination entre différentes voies d'impact. Cependant, pour les besoins de notre modèle, nous n'avons pas choisi d'exprimer les impacts en différence absolue pour deux raisons. La première est que nous souhaitons considérer le fait que la perte d'un nombre fini d'espèces n'a pas le même impact en fonction de l'écosystème considéré. La deuxième est que nous souhaitons que notre modèle soit cohérent avec celui implémenté dans la méthode ReCiPe 2016. Les facteurs de caractérisation (FC) de ce modèle s'expriment en PDF et traduisent la différence d'espèces relative entre une situation de référence) et une situation d'occupation des terres (cf. partie 2.2.7.2 du chapitre 2).

Par exemple, si l'occupation des terres passe d'un terrain en friche contenant 10 espèces à un terrain bâti contenant 5 espèces, le facteur de caractérisation sera positif et égal à : $1 - (5/10) = 0.5$. Un facteur de caractérisation positif traduit une perte de biodiversité, un facteur de caractérisation négatif traduit un gain de biodiversité.

2.2. Collecte de données

La deuxième étape du guide de l'UNEP/SETAC étape suggère de préciser :

- La collecte des données nécessaire pour le calcul d'utilisation des terres ;
- Le temps de régénération défini ;
- L'usage de facteurs de caractérisation génériques ou spécifiques ;
- L'allocation du changement d'affectation des terres à l'unité fonctionnelle étudiée.



2.2.1. Création d'une base de données de richesse spécifique des typologies d'occupations des terres

Les bases de données, utilisées par (de Baan et al., 2013) pour définir la richesse spécifique des milieux, ne sont pas spécifiques au territoire français (voir partie 2.2.7.2, chapitre 2). Nous proposons donc de redéfinir la richesse spécifique des différents milieux que nous étudions à l'aide de bases de données françaises. Cette démarche permet d'une part de mieux prendre en compte les spécificités locales du territoire et d'autre part de mieux différencier les impacts de différentes typologies de terres, notamment les terres artificielles.

À ce jour, aucune base de données ne relie les typologies d'occupation des sols de la nomenclature CORINE Biotopes (qui définit désormais nos états de références) à la richesse spécifique des milieux. Nous avons donc créé notre propre base de données, en utilisant :

- La base de suivi des espèces florales Vigie-flore ;
- Les données d'inventaire collectées pour le projet GROOVES Green ROOofs Verified Ecosystem Services) (ARB IDF, 2018) ;
- Les données d'inventaire collectées pour l'étude de la végétation spontanée des toitures végétalisées (Madre, Vergnes, Machon, & Clergeau, 2014).

Ces bases de données concentrent des informations sur la flore. Dans notre étude, nous traitons donc que du taxon des plantes vasculaires. Les bases de données présentent l'avantage d'être spécifiques aux écosystèmes français, et plus particulièrement ceux de la région Ile-de-France, dans laquelle se trouve le cas d'étude réel qui nous permettra de valider notre approche (cf. Chapitre 4). Elles contiennent des informations sur plusieurs typologies d'occupation du sol, en particulier pour la typologie des « Paysages artificiels », ce qui nous intéresse particulièrement. Dans les parties suivantes, nous décrivons ces bases de données et la façon dont nous les avons exploitées pour mener à bien notre étude.

2.2.1.1. Présentation des bases de données utilisées pour définir la richesse spécifique floristique des habitats en Ile-de-France

▪ Base de données Vigie-flore

La base de données Vigie-flore (MNHN, 2019a) fait partie de la plateforme Vigie-Nature (MNHN, 2019b), fondée et portée par le Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation (CESCO) du Museum National d'Histoire Naturelle (MNHN). Cette plateforme coordonne un grand nombre de programmes de sciences participatives à l'échelle nationale :

- Suivi Temporel des Oiseaux Communs (STOC) ;
- Suivi des papillons (STERF, Opération Papillons) ;
- Suivi des insectes pollinisateurs (SPIPOLL) ;
- Suivi des orthoptères nocturnes (SON) ;
- Suivi des bourdons (Observatoire des Bourdons) ;
- Suivi des libellules (STELI) ;
- Suivi des chauves-souris (Vigie-Chiro) ;
- Suivi des escargots (Opération Escargots) ;
- Suivi des plantes terrestres ou aquatiques (Vigie- Flore, Sauvage de ma rue, BioLit).

L'objectif scientifique premier de cette plateforme est de produire, à partir de données standardisées collectées, des estimations des tendances temporelles des espèces communes à l'échelle nationale. Les connaissances collectées à partir de protocoles simples et rigoureux servent à mieux comprendre les impacts des changements globaux (Balmford et al., 2005) et le fonctionnement des écosystèmes, et permettent aussi le calcul d'indicateurs pour étudier l'état de la biodiversité (Silvertown, 2009). Ces derniers servent d'appuis aux décisions politiques et permettent de mettre en place des mesures de gestion environnementales pertinentes et durables.

Le programme Vigie-flore, co-animé par le réseau des botanistes francophones Tela Botanica, suit l'évolution temporelle de la distribution spatiale des espèces de plantes les plus communes en France depuis 2009. Les observations et les identifications des plantes sauvages sont réalisées une fois par an sur des milieux prédéfinis à l'aide d'un maillage de 1km². À ce jour, 584 des 5 525 mailles quadrillant le territoire français ont été échantillonnées (cf. Figure III-4), dont une bonne concentration dans la région Ile-de-France. La localisation systématique des mailles permet d'une part une représentation non biaisée de la distribution de la flore sur le territoire, et d'autre part une couverture homogène du territoire. Au sein de chaque maille, sont aussi placées de façon systématique, huit placettes afin de ne pas biaiser la représentation de la flore. Une placette est constituée de 10 quadrats de 1 m². Des relevés exhaustifs des espèces sont effectués au niveau de ces quadrats, et doivent obligatoirement être renseignés par l'habitat dans lequel les espèces ont été identifiées (selon la nomenclature CORINE Biotopes). Grâce à ce protocole, les espèces relevées sont jugées représentatives de la biodiversité des écosystèmes français.



Figure III-4 : Carte des 584 mailles Vigie-flore échantillonnées depuis 2009

La base de données Vigie-flore contient 86 593 données collectées entre 2009 et 2018 sur tout le territoire français. Une ligne de cette base de données correspond à l'identification d'une espèce, sur un lieu et à un moment donné. Un traitement de cette base est donc nécessaire afin de définir la richesse spécifique des milieux relevés.

Vigie-flore recense les espèces identifiées dans différents milieux classifiés selon la nomenclature CORINE Biotopes (typologie choisie pour notre étude). Cependant, elle ne permet pas de répertorier les espèces présentes dans les éléments de typologie que nous avons ajoutés à la nomenclature CORINE Biotopes. Nous avons donc utilisé des données d'inventaire spécifiques aux milieux que nous voulons considérer (milieux bâtis avec différents degrés de végétalisation) : les relevés sur des toitures de GROOVES (ARB IDF, 2018) et de (Madre et al., 2014).

▪ Base de données GROOVES

GROOVES est un projet qui a été mené de 2017 à 2019 par l'ARB IDF. Ses objectifs se déclinent en quatre points (ARB IDF, 2018):

- Mieux comprendre la contribution des toitures végétalisées à l'accueil de la biodiversité, aux fonctions écologiques ainsi qu'aux services écosystémiques qu'elles fournissent (régulation, support, récréatifs) ;

- Analyser les différences entre les systèmes constructifs (extensifs, semi-intensifs et intensifs) et leurs intérêts respectifs ;
- Mieux conseiller la maîtrise d'ouvrage et la maîtrise d'œuvre sur la conception et la gestion optimale d'ouvrages pour la biodiversité et les services écosystémiques ;
- Conduire une analyse économique comparative des différents systèmes et proposer des préconisations en fonction des typologies de bâtiments (neuf / ancien, grande portance ou non, etc.).

L'ARB IDF nous a fourni les données concernant la richesse spécifique des espèces florales des toitures pour les années 2017 et 2018. Le projet a étudié 29 toitures végétalisées en 2017 et 32 en 2018, à Paris et dans les départements de la première couronne. Ces toitures sont de plusieurs types : extensives (entre 5 et 12 cm de substrat), semi-intensives (entre 12 et 30 cm de substrat) ou intensives (plus de 30 cm de substrat).

Pour le projet, des inventaires naturalistes ont recensé la plante vasculaire et les arthropodes (dont les pollinisateurs), les oiseaux, les reptiles, les amphibiens et les micromammifères. Pour notre étude, nous nous intéressons plus particulièrement aux données relatives à la flore. Les inventaires ont été réalisés en suivant des protocoles de relevés existants, ce qui facilite leur exploitation. Les données ont été collectées en adaptant le protocole de Vigie-flore au système des toitures (Johan et al., 2017). Les placettes de 10 quadrats ont été divisées en 2 rangées afin de couvrir les différences notables de végétation sur certaines toitures, principalement liées à l'ensoleillement. Ce protocole permet d'avoir une vision globale de la diversité botanique des toitures, tout en restant exploitable pour notre étude (les protocoles de relevés sont similaires, ce qui limite les biais statistiques potentiels). Une ligne de la base correspond à la richesse spécifique d'une toiture.

▪ Base de données (Madre et al., 2014)

Les travaux de (Madre et al., 2014) concernent la dynamique de la biodiversité urbaine. Dans ce cadre, ils ont étudié le potentiel d'accueil en plantes sauvages des toitures végétalisées du Nord de la France de 2011 à 2012 en analysant le nombre d'espèces dans ces milieux. Les inventaires ont été réalisés en disposant uniformément 5 quadrats de 1 m² sur chaque diagonale des toitures. Cette méthode est similaire à celle employée dans Vigie-flore. Les données fournies par Frédéric Madre concernent uniquement les toitures de la région IDF. Au total, 37 toitures végétalisées ont été relevées en 2011 et 24 en 2012, ainsi que 8 toitures graviers. Une ligne de la base de données correspond à la richesse spécifique d'une toiture.

2.2.1.2. Traitement et concaténation des bases de données d'inventaire floristique

L'information que nous souhaitons collecter à partir des bases de données d'inventaire concerne la richesse spécifique des points relevés en Ile-de-France. Les bases de données du projet GROOVES et de (Madre et al., 2014) contiennent directement cette information. En revanche, la base de données

nationale Vigie-flore contient, pour chaque point de relevés, le nom des espèces qui y ont été identifiées. Il est nécessaire de la traiter afin d'en extraire l'information que nous souhaitons obtenir.

Nous avons tout d'abord extrait de Vigie-flore les 32 851 données concernant la région Ile-de-France (sur 86 593 en France métropolitaine). Puis, dans un souci d'homogénéité temporelle entre les différentes bases de données que nous utilisons, nous avons sélectionné les données relatives aux années 2011, 2012, 2017 et 2018, soit 12 628 données. Chaque ligne de la base de données correspond à l'identification d'une espèce sur un quadrat d'une placette. Une placette est donc renseignée par autant de lignes que d'espèces identifiées en son sein. Comme nous nous intéressons à la richesse spécifique d'une placette, nous avons prétraité la base Vigie-flore en regroupant les lignes en fonction de leurs coordonnées GPS. Cela nous a permis d'obtenir le nombre d'espèces dans chaque placette et pour chaque année considérée. Nous avons ensuite classé les placettes par type d'occupation du sol et avons obtenu une nouvelle base de 1712 données qui renseignent le nombre d'espèces relevées dans différentes occupations du sol en IDF en 2011, 2012, 2017 et 2018, selon la nomenclature CORINE Biotopes. À ces 1712 données, ont été ajoutées celles des bases de GROOVES et de (Madre et al., 2014). La base de données finale obtenue contient 1842 données de richesse spécifique floristique, catégorisées selon une nomenclature reconnue par les écologues (CORINE Biotopes). Elle permet de caractériser 70 habitats différents en IDF. Nous la baptisons base de données FLORIHA (Richesse Spécifique Floristique des Habitats en Ile-de-France). Les données de FLORIHA ont été spatialisées à l'aide de leurs coordonnées géographiques et du logiciel de Système d'Information Géographique (SIG) QGIS 2.18.1. (voir Figure III-5). Deux extraits de la base sont présentés dans la Figure III-6.

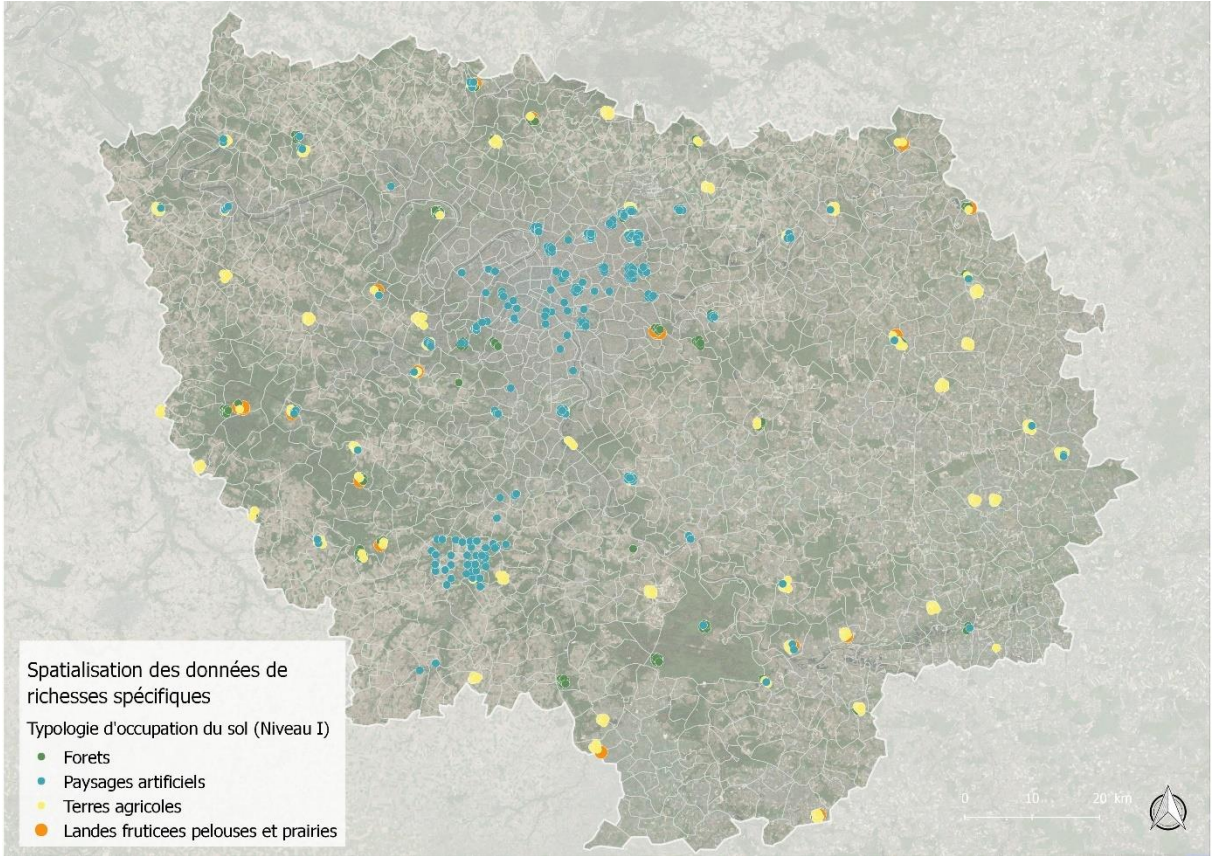


Figure III-5 : Spatialisation des 1842 données de FLORIHA

Nombre de niveaux	Niveau I	Niveau II	Niveau III	Niveau IV	Niveau V	Niveau VI	Niveau VII	Niveau VIII	Richesse spécifique	Annee	Longitude	Latitude	Base de données
4	Terres agricoles	Vergers bosquets et plantations d arbres	Plantations	Plantations d arbres feuillus					43	2012	2,116839	48,795221	Vigi Flore
5	Terres agricoles	Vergers bosquets et plantations d arbres	Plantations	Plantations d arbres feuillus	Plantations de Peupliers				9	2018	2,93678	48,976061	Vigi Flore
5	Terres agricoles	Vergers bosquets et plantations d arbres	Plantations	Plantations de coniferes	Plantations de coniferes exotiques				1	2011	1,99325	48,516083	Vigi Flore
5	Terres agricoles	Vergers bosquets et plantations d arbres	Plantations	Plantations de coniferes	Plantations de coniferes exotiques				1	2012	1,99325	48,516083	Vigi Flore
5	Terres agricoles	Vergers bosquets et plantations d arbres	Plantations	Plantations de coniferes	Plantations de coniferes exotiques				1	2017	1,99325	48,516083	Vigi Flore
5	Terres agricoles	Vergers bosquets et plantations d arbres	Plantations	Plantations de coniferes	Plantations de coniferes exotiques				3	2018	1,99325	48,516083	Vigi Flore
5	Terres agricoles	Vergers bosquets et plantations d arbres	Vergers a arbustes	Vignobles	Vignobles traditionnels				12	2012	3,213433	48,978115	Vigi Flore
6	Terres agricoles	Vergers bosquets et plantations d arbres	Plantations	Plantations d arbres feuillus	Plantations de Peupliers	Plantations de Peupliers avec une strate herbacee elevee			1	2011	2,03537	48,52773	Vigi Flore
6	Terres agricoles	Vergers bosquets et plantations d arbres	Plantations	Plantations d arbres feuillus	Plantations de Peupliers	Plantations de Peupliers avec une strate herbacee elevee			10	2017	2,03537	48,52773	Vigi Flore
6	Terres agricoles	Vergers bosquets et plantations d arbres	Plantations	Plantations d arbres feuillus	Plantations de Peupliers	Plantations de Peupliers avec une strate herbacee elevee			19	2018	2,03537	48,52773	Vigi Flore
5	Paysages artificiels	Villes villages et sites industriels	Villes	Batiments vegetalisés	Toitures vegetalisées	Intensives			30	2018			ARB IDF
5	Paysages artificiels	Villes villages et sites industriels	Villes	Batiments vegetalisés	Toitures vegetalisées	Intensives			26	2018			ARB IDF
5	Paysages artificiels	Villes villages et sites industriels	Villes	Batiments vegetalisés	Toitures vegetalisées	Intensives			20	2018			ARB IDF
5	Paysages artificiels	Villes villages et sites industriels	Villes	Batiments vegetalisés	Toitures vegetalisées	Intensives			14	2018			ARB IDF
5	Paysages artificiels	Villes villages et sites industriels	Villes	Batiments vegetalisés	Toitures vegetalisées	Semi intensives			16	2011	2,20365	48,49045	Madre
5	Paysages artificiels	Villes villages et sites industriels	Villes	Batiments vegetalisés	Toitures vegetalisées	Semi intensives			16	2011	2,28262	48,53004	Madre
5	Paysages artificiels	Villes villages et sites industriels	Villes	Batiments vegetalisés	Toitures vegetalisées	Semi intensives			19	2011	2,16465	48,47532	Madre
5	Paysages artificiels	Villes villages et sites industriels	Villes	Batiments vegetalisés	Toitures vegetalisées	Semi intensives			20	2011	2,16051	48,49479	Madre
5	Paysages artificiels	Villes villages et sites industriels	Villes	Batiments vegetalisés	Toitures vegetalisées	Semi intensives			21	2011	2,11252	48,36087	Madre
5	Paysages artificiels	Villes villages et sites industriels	Villes	Batiments vegetalisés	Toitures vegetalisées	Semi intensives			21	2011	2,15468	48,53579	Madre
5	Paysages artificiels	Villes villages et sites industriels	Villes	Batiments vegetalisés	Toitures vegetalisées	Semi intensives			21	2012	2,16051	48,49479	Madre
5	Paysages artificiels	Villes villages et sites industriels	Villes	Batiments vegetalisés	Toitures vegetalisées	Semi intensives			22	2011	2,23341	48,4737	Madre

Figure III-6 : Extraits de la base FLORHA

Les données de la base FLORIHA sont au minimum toutes classées par typologie d’occupation de Niveau I de la nomenclature CORINE Biotopes. Le Tableau III-5 montre le nombre de données qui ont atteint les différents niveaux de la nomenclature CORINE Biotopes.

Tableau III-5 : Nombre de données en fonction des niveaux de la nomenclature CORINE Biotopes

Niveaux de la nomenclature Corine Biotope	Forêts	Landes fruticées pelouses et prairies	Paysages artificiels	Terres agricoles	Total
Niveau I	362	60	525	895	1842
Niveau II	361	26	525	893	1805
Niveau III	58	11	257	127	407
Niveau IV	7	11	166	40	224
Niveau V	0	8	130	9	147
Niveau VI	0	0	130	3	133
Niveau VII	0	0	0	0	0
Niveau VIII	0	0	0	0	0

Les données de la base FLORIHA sont distribuées de manière dégressive par rapport à la finesse des niveaux correspondant à la nomenclature Corine Biotope. Une étude statistique a permis d’analyser le profil des données pour les niveaux hiérarchiques I. L’analyse correspond à l’étude des données de richesse spécifique pour les milieux en IDF de types « Forêts » (362 données), « Landes fruticées, pelouses et prairies » (60 données), « Paysages artificiels » (525 données) et « Terres agricoles » (895 données). Le nombre de données dans les différents milieux est représentatif de la région IDF, territoire fortement urbanisé ou agraire (céréales) et pauvre en espaces de type prairies naturelles. Les richesses spécifiques moyennes sont de (cf. Figure III-7) :

- 10 espèces en forêts ;
- 14 espèces dans les landes fruticées, pelouses et prairies ;
- 5 espèces pour les terres agricoles ;
- 13 espèces dans les paysages artificiels.

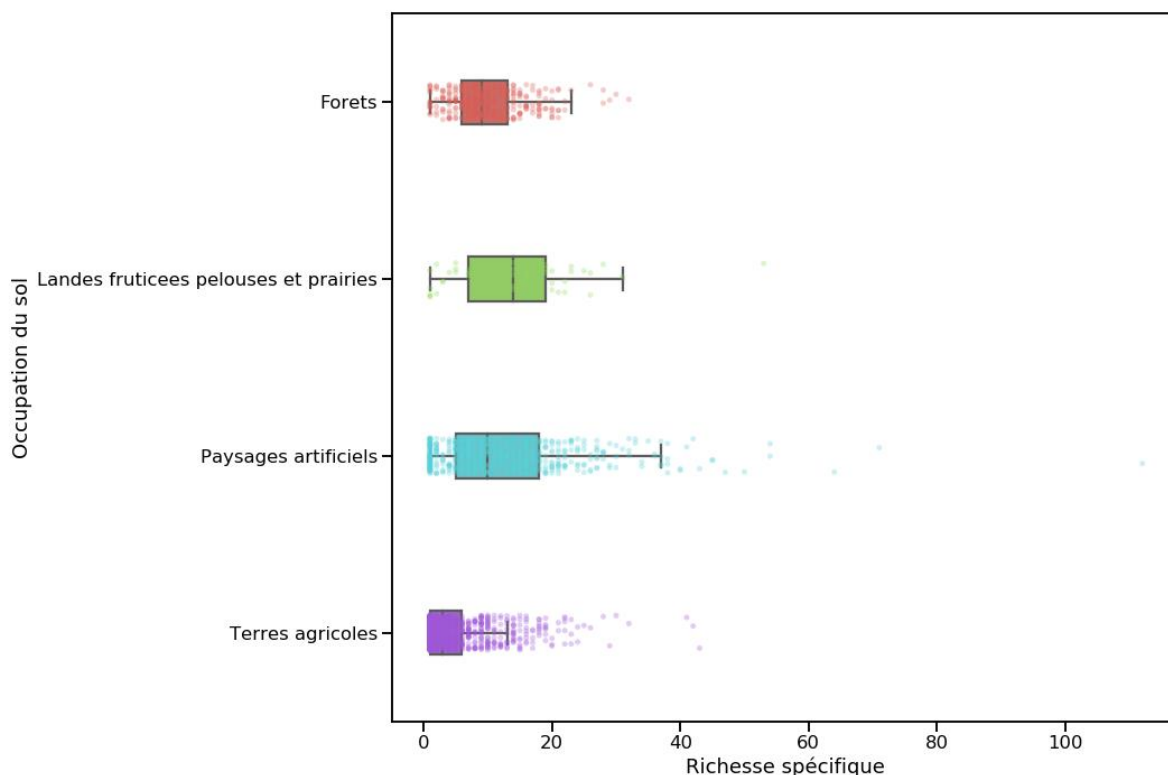


Figure III-7 : Profils des données de FLORIHA classées selon le niveau hiérarchique I (boîtes à moustache).

L'analyse statistique, dont le détail est disponible dans l'Annexe 4, révèle une forte disparité des données, notamment pour les milieux de la catégorie « Paysages artificiels » (écart type de 11 espèces, contre 5 pour les forêts, 6 pour les terres agricoles et 9 pour les landes). 1 espèce au minimum et 112 au maximum ont été inventoriées dans les milieux urbains. L'analyse montre aussi que les données sont asymétriques et que leur distribution ne suit pas une loi normale. Pour aller plus loin dans les analyses statistiques, un test de Kruskal-Wallis (test non paramétrique) aurait pu être réalisé pour déterminer si les richesses spécifiques médiantes des différents milieux sont significativement différentes. Enfin, l'analyse des données met en évidence des valeurs atypiques (points à l'extérieur des moustaches) qui sont le reflet de la répartition non normale des données. Ces valeurs ne sont pas considérées comme aberrantes dans cette étude. Nous rappelons que les résultats présentés ci-après concernent uniquement la richesse spécifique **floristique** des milieux, la faune n'étant pas considérée lors de la collecte des données.

Une analyse supplémentaire est réalisée sur les niveaux III de la famille des « Paysages artificiels » et des « Terres agricoles », milieux qui concernent particulièrement le secteur de la construction. En effet, la loi ALUR stipule qu'en termes d'urbanisation, il faut privilégier la densification plutôt que l'étalement urbain et qu'il faut préserver les paysages naturels. Il est donc conseillé de construire en priorité dans les dents creuses des villes et, le cas échéant, sur des terres agricoles déjà perturbées par l'Homme, plutôt que de détruire une terre naturelle. Cette analyse est disponible dans l'annexe 5.

Par la forte variabilité des données au sein d'un même milieu, la base de données FLORIHA rend bien compte de la variabilité du vivant et reflète les difficultés liées à l'étude de la biodiversité. La création de cette base est indispensable au calcul de nouveaux facteurs de caractérisation spécifiques aux écosystèmes d'IDF.

2.2.2. Le temps de régénération

Tout comme dans la méthode ReCipe (de Baan et al., 2013), nous ne traitons pas des impacts liés à la régénération des sols, car nous ne disposons pas de données fiables sur le temps de régénération.

2.2.3. Facteurs de caractérisation génériques ou spécifiques

À l'inverse des facteurs de caractérisation génériques, les facteurs de caractérisation spécifiques sont propres à un pays ou un site d'étude. L'utilisation de facteurs de caractérisation génériques dans l'ACV est une simplification qui permet le calcul des impacts de l'utilisation des terres. Sachant que les impacts sur la biodiversité dépendent clairement du type et de l'emplacement de l'utilisation des terres, le guide recommande d'utiliser des facteurs de caractérisation différenciés. Comme développé précédemment, les facteurs de caractérisation différenciés de la méthode ReCipe (ceux de de Baan et al) ne le sont pas suffisamment pour nos besoins. Construite grâce aux inventaires Vigie-flore, GROOVES et de (Madre et al., 2014), la base de données que nous avons créée permet d'approcher la valeur de richesse floristique spécifique aux habitats d'IDF.

De manière à appréhender la variabilité du vivant, nous avons choisi de ne pas réduire la richesse spécifique d'un habitat à une valeur moyenne unique. Les facteurs de caractérisation, différence relative de la richesse spécifique d'une occupation du sol par rapport à une autre, sont calculés pour toutes les configurations/combinaisons possibles d'une occupation du sol quelconque à une occupation du sol de type « Paysages artificiels ». Nous avons obtenu un total de 804 954 facteurs de caractérisation. La Figure III-8 donne un exemple de quelques facteurs de caractérisation calculés pour le passage d'une occupation de type « Landes, fruticées, pelouses et prairies améliorées » à une occupation de type toiture « gravier » et toiture végétalisée « extensive ». Les facteurs de caractérisation négatifs expriment un gain de biodiversité, les facteurs positifs une perte de biodiversité. Par exemple, dans la Figure III-8, lorsque nous passons d'une lande dans laquelle ont été relevés 5 espèces, à une toiture gravier sur laquelle ont été relevés 7 espèces, le changement d'utilisation du sol entraîne un gain de biodiversité de 40%. Au contraire, lorsque l'on passe d'une lande contenant 12 espèces à une toiture végétalisée extensive en contenant 6, le changement d'usage des sols engendre une perte de biodiversité de 50%.

Évaluation en « haute résolution » des impacts in-situ liés à l'occupation directe des terres pour le secteur de la construction

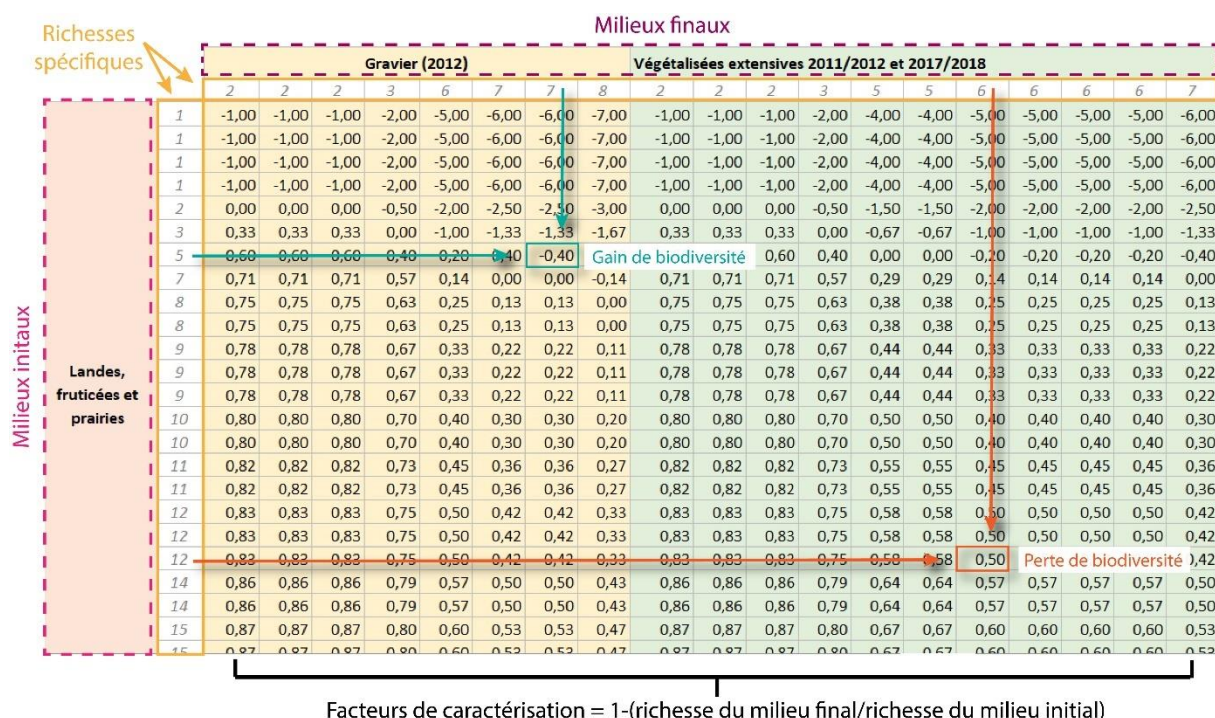


Figure III-8 : Éléments de compréhension pour le calcul des facteurs de caractérisation

Ces facteurs de caractérisation sont stockés dans une base de données, nommée FOCS (Facteurs de caractérisation pour le changement d'Occupation du Sol). Ils sont regroupés d'une typologie d'usage à une autre, en fonction des différents niveaux hiérarchiques de la nomenclature, afin de déterminer celui qui prédit au mieux les changements d'occupation des terres. À partir de 73 états initiaux différents, nous obtenons un total de 1 584 combinaisons de changement d'occupation des sols à destination d'un « Paysage artificiel ».

Le traitement statistique de ces regroupements nous a permis de visualiser le profil des données de la base FOCS et de dégager les facteurs moyens et médians de chacune des 1 584 combinaisons. Deux exemples sont exposés ci-après (cf. Tableau III-6 et Tableau III-7). Les autres facteurs de caractérisation sont disponibles dans l'annexe 6. Les tableaux affichent le nombre total de facteurs de caractérisation correspondant au passage du milieu initial au milieu final considéré, les facteurs minimaux et maximaux relevés dans la série, ainsi que le facteur médian et moyen qu'il en résulte.

Tableau III-6 : Facteurs de caractérisation pour la transformation des états de référence (niveau hiérarchique I) en « Paysages artificiels » de niveau hiérarchique I

Milieux initiaux (Niveau I)	Milieux finaux (Niveau I)	Nombre de FC	FC min	FC médian	FC moyen	FC max
Forêts	Paysages artificiels	158194,00	-111,00	-0,07	-1,11	0,97
Landes, fruticées pelouses et prairies	Paysages artificiels	26220,00	-111,00	0,20	-1,29	0,98
Terres agricoles	Paysages artificiels	391115,00	-111,00	-2,00	-5,48	0,98

Tableau III-7 : Facteurs de caractérisation pour la transformation des états de référence (niveau hiérarchique III) en « Paysages artificiels » de niveau hiérarchique V

Milieux initiaux (Niveau III)	Milieux finaux (Niveau V)	Nombre de FC	FC min	FC médian	FC moyen	FC max
Alignements d'arbres	Toitures minérales	64,00	0,11	0,80	0,74	0,95
	Toitures végétalisées	976,00	-11,44	0,10	-0,26	0,88
Bocages	Toitures minérales	32,00	-1,67	0,24	-0,03	0,78
	Toitures végétalisées	488,00	-36,33	-3,00	-3,97	0,44
Bois de Charmes	Toitures minérales	96,00	0,11	0,69	0,66	0,90
	Toitures végétalisées	1464,00	-11,44	-0,36	-0,64	0,76
Bois de Châtaigniers	Toitures minérales	32,00	-0,14	0,41	0,38	0,75
	Toitures végétalisées	488,00	-15,00	-1,57	-1,97	0,38
Bordures de haies	Toitures minérales	48,00	0,11	0,66	0,65	0,88
	Toitures végétalisées	732,00	-11,44	-0,38	-0,68	0,71
Champs d'un seul tenant intensément cultivés	Toitures minérales	240,00	-7,00	-0,50	-1,10	0,90
	Toitures végétalisées	3660,00	-111,00	-5,50	-9,08	0,75
Chênaies charmaies	Toitures minérales	208,00	-7,00	0,33	-0,15	0,90
	Toitures végétalisées	3172,00	-111,00	-2,00	-4,53	0,76
Cultures avec marges de végétation spontanée	Toitures minérales	112,00	-7,00	0,50	0,20	0,88
	Toitures végétalisées	1708,00	-111,00	-1,00	-2,83	0,69
Forêts de Pins sylvestres	Toitures minérales	32,00	0,33	0,69	0,65	0,88
	Toitures végétalisées	488,00	-8,33	-0,38	-0,66	0,69
Forêts mixtes de pentes et ravins	Toitures minérales	32,00	-0,14	0,49	0,43	0,80
	Toitures végétalisées	488,00	-15,00	-1,30	-1,76	0,50
Fourres	Toitures minérales	64,00	-7,00	0,60	-0,29	0,92
	Toitures végétalisées	976,00	-111,00	-1,20	-5,18	0,80
Frênaies	Toitures minérales	32,00	0,11	0,58	0,55	0,83
	Toitures végétalisées	488,00	-11,44	-0,80	-1,14	0,58
Grands parcs	Toitures minérales	288,00	-1,00	0,67	0,55	0,93
	Toitures végétalisées	4392,00	-27,00	-0,59	-1,16	0,83
Hêtraies	Toitures minérales	32,00	-0,60	0,60	0,51	0,89
	Toitures végétalisées	488,00	-21,40	-0,67	-1,35	0,72
Jardins	Toitures minérales	40,00	0,11	0,73	0,65	0,92
	Toitures végétalisées	610,00	-11,44	-0,29	-0,69	0,81
Petits bois bosquets	Toitures minérales	32,00	-0,14	0,70	0,66	0,91
	Toitures végétalisées	488,00	-15,00	-0,12	-0,62	0,78
Petits parcs et squares citadins	Toitures minérales	56,00	-0,33	0,57	0,50	0,87
	Toitures végétalisées	854,00	-17,67	-0,93	-1,40	0,67
Plantations	Toitures minérales	88,00	-7,00	0,33	-0,98	0,95
	Toitures végétalisées	1342,00	-111,00	-1,80	-8,51	0,88
Prairies de fauche de basse altitude	Toitures minérales	16,00	0,27	0,75	0,70	0,92
	Toitures végétalisées	244,00	-9,18	-0,09	-0,44	0,81
Prairies humides améliorées	Toitures minérales	24,00	0,38	0,68	0,68	0,87
	Toitures végétalisées	366,00	-7,62	-0,33	-0,56	0,67
Prairies humides oligotrophes	Toitures minérales	8,00	0,58	0,76	0,76	0,89
	Toitures végétalisées	122,00	-4,89	0,03	-0,17	0,74
Sites industriels en activité	Toitures minérales	16,00	-7,00	-3,50	-3,63	-1,00
	Toitures végétalisées	244,00	-111,00	-17,50	-21,21	-4,00
Terrains en friche	Toitures minérales	88,00	-0,60	0,59	0,53	0,88
	Toitures végétalisées	1342,00	-21,40	-0,75	-1,28	0,69
Vergers a arbustes	Toitures minérales	8,00	0,33	0,63	0,61	0,83
	Toitures végétalisées	122,00	-8,33	-0,54	-0,85	0,58
Villages	Toitures minérales	48,00	-7,00	-1,00	-2,53	0,50
	Toitures végétalisées	732,00	-111,00	-12,00	-15,97	-0,25
Villes	Toitures minérales	1304,00	-7,00	0,71	0,30	0,98
	Toitures végétalisées	19886,00	-111,00	-0,33	-2,35	0,96
Zones rudérales	Toitures minérales	216,00	-7,00	0,63	0,21	0,92
	Toitures végétalisées	3294,00	-111,00	-0,83	-2,78	0,79

La visualisation des données sous forme de boîte à moustache permet de prendre conscience de la variabilité des facteurs de caractérisation pour une combinaison donnée et de voir quelles sont les tendances d'impact d'une combinaison à une autre. À titre d'exemple, nous présentons les tendances pour les combinaisons de changement d'occupation des sols dans le sens des terres agricoles de niveau III, vers les bâtiments à toitures minérales (Figure III-9) ou végétalisées (Figure III-10). La bande

blanche sur les boîtes à moustaches représente la valeur du facteur de caractérisation médian. La bande noire, la valeur du facteur de caractérisation moyen. Nous avons aussi représenté une ligne verticale $x=0$. Les données situées à gauche de cette ligne traduisent un gain de biodiversité (facteur de caractérisation négatif), celles situées à droite, une perte de biodiversité (facteur de caractérisation positif).

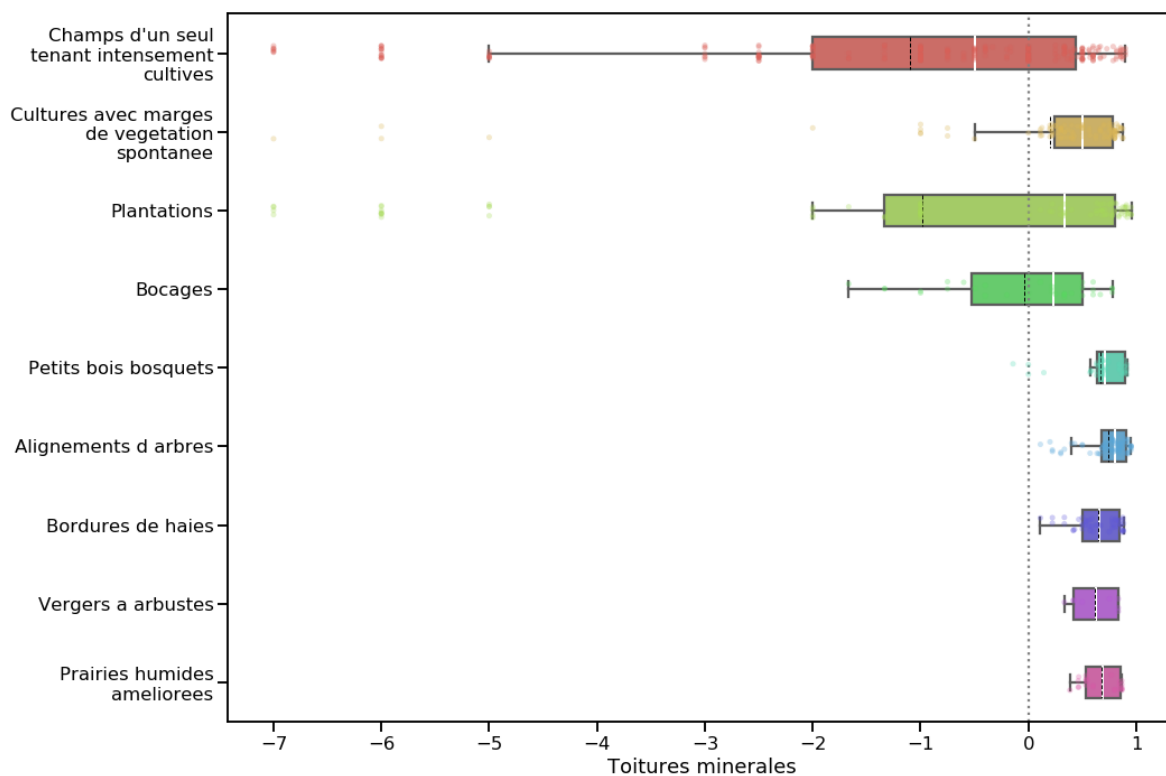


Figure III-9 : Profils des facteurs de caractérisation pour la transformation des états initiaux de type « terres agricoles, niveau hiérarchique III » en états finaux de type « Toitures minérales » (boîtes à moustache).

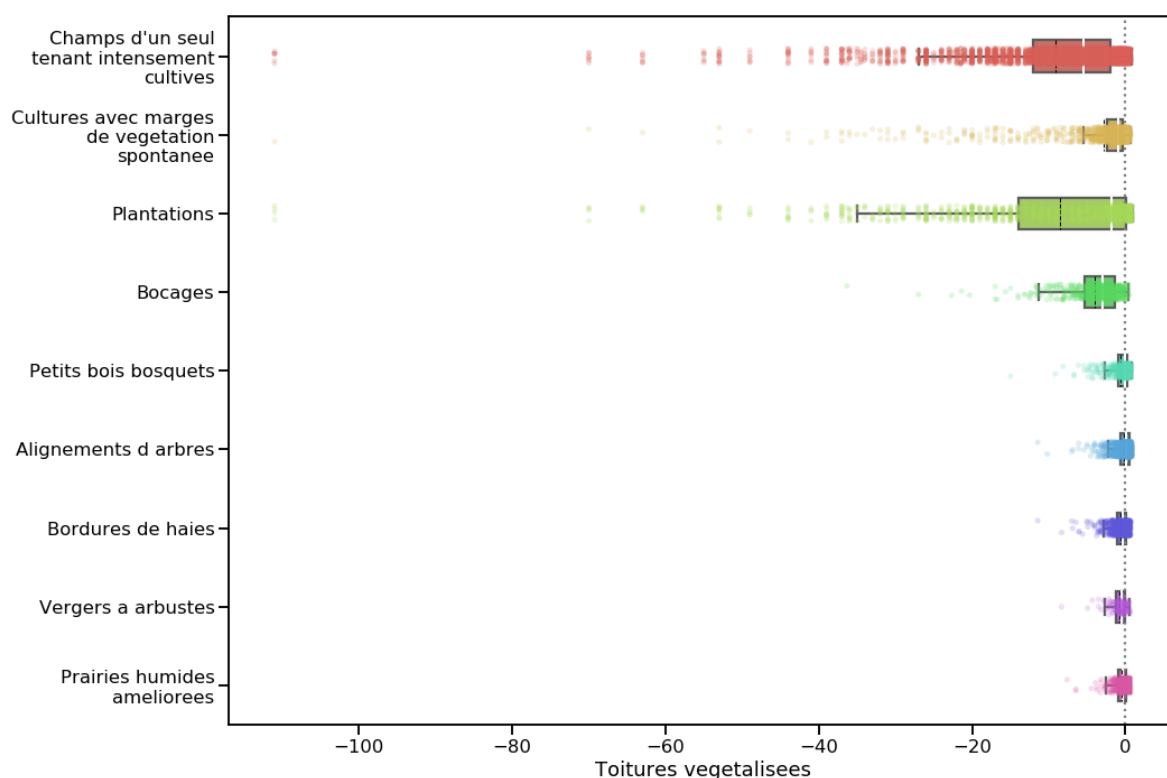


Figure III-10 : Profils des facteurs de caractérisation pour la transformation des états initiaux de type « terres agricoles, niveau hiérarchique III » en états finaux de type « Toitures végétalisées » (boîtes à moustache).

Sur la Figure III-9, nous pouvons constater que lorsqu'un bâtiment à toiture minérale est implanté sur une parcelle d'origine agricole, la tendance est la perte de biodiversité, sauf si cette parcelle était occupée par un champ intensément cultivé. En revanche, si le bâtiment est végétalisé (Figure III-10), alors le changement d'usage des sols tend à améliorer la diversité floristique du site.

Cette analyse montre aussi que les valeurs étant très dispersées, les écarts entre les facteurs de caractérisation moyens (lignes noires) et médians (lignes blanches) sont importants. Pour le calcul de l'impact lié au changement d'occupation du sol, nous utilisons les facteurs de caractérisation médians, moins sensibles aux valeurs extrêmes que les facteurs moyens. Compte tenu de la variabilité importante des facteurs, nous prenons soin d'afficher les résultats minimaux et maximaux lors du calcul de l'impact.

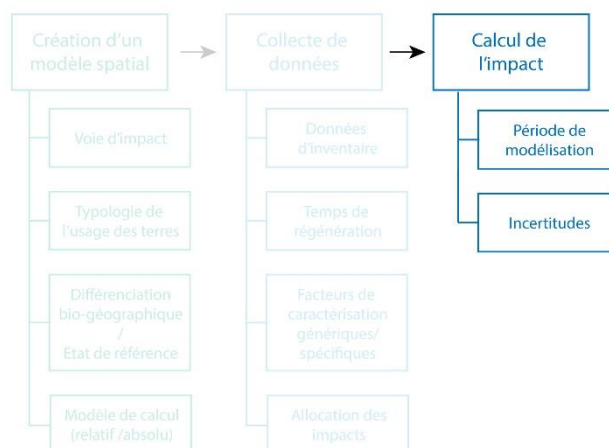
2.2.4. Allocation des impacts

L'allocation du changement d'affectation des terres est allouée à 100% à l'unité fonctionnelle étudiée. Lorsque l'unité fonctionnelle est un bâtiment, la surface retenue pour le calcul est celle de la toiture. Nous estimons que 10% des surfaces des toitures sont occupées par des équipements (sorties d'aération, climatisations, etc.) et que la perte de biodiversité sur ces surfaces est de 100%.

2.3. Calcul de l'impact d'occupation des terres

Cette dernière étape du guide de l'UNEP/SETAC suggère de :

- Justifier la période de modélisation pour laquelle les impacts d'occupation des terres sont calculés ;
- Préciser le niveau d'incertitude des évaluations.



2.3.1. Période de modélisation

La période de modélisation correspond à la durée (en années) pendant laquelle les impacts causés par l'utilisation des terres sont étudiés. Nous évaluons uniquement l'impact lié à l'occupation des terres, et non pas ceux liés à leur transformation, c'est pourquoi les impacts sont modélisés sur la durée de l'occupation de la parcelle. Dans cette étude, la durée retenue est de 50 années, pour correspondre à la durée de vie conventionnelle d'un bâtiment en ACV (MTES, 2017).

Enfin, pour calculer l'impact direct de l'occupation du sol d'un bâtiment, le facteur de caractérisation correspondant à la transformation de l'occupation existante en occupation finale doit être multiplié par le temps d'occupation des sols (ici, 50 ans) et par la surface d'occupation (aire de l'emprise au sol du bâtiment).

2.3.2. Incertitudes

Les incertitudes sont inhérentes à toutes les étapes du calcul des impacts de l'utilisation des terres. Les incertitudes peuvent être induites par plusieurs facteurs et notamment par la qualité des bases de données utilisées pour établir la richesse spécifique des milieux. Le guide de l'UNEP/SETAC (Koellner et al., 2013) recommande de comparer la différence des valeurs moyennes des facteurs de caractérisation (FC) avec des méthodes statistiques comme l'ANOVA. Cependant, les distributions des richesses spécifiques et des FC ne suivent pas une loi normale, les statistiques paramétriques ne peuvent donc pas être appliquées. Afin d'évaluer la fourchette d'incertitude, les résultats d'impacts *in-situ* seront discutés et mis en perspective avec les impacts minimaux et maximaux en sélectionnant les facteurs de caractérisation le plus petit et le plus grand de la série. Une analyse plus poussée pourrait être menée en perspective en réalisant des études statistiques non paramétriques, basées sur les différences de médiane et de centiles de type Monte-Carlo. De telles analyses n'ont pas été réalisées pour cette étude.

2.4. Synthèse des travaux effectués pour évaluer l'indicateur d'utilisation du sol en « haute résolution »

La richesse en espèces de différents types d'utilisation des terres a été comparée à plusieurs typologies d'état de référence afin de calculer les changements relatifs de la richesse en espèces. Les facteurs de caractérisation créés sont spécifiques aux écosystèmes de la région Ile de France, mais la démarche peut être appliquée à n'importe quelle autre région sous réserve d'avoir des données d'inventaires floristiques suffisamment précises. Les données floristiques collectées proviennent de bases de données quantitatives nationale (Vigie-flore) et régionale (GROOVES et (Madre et al., 2014)). Les différences entre les types d'utilisation des terres ont été analysées statistiquement. Notre analyse a illustré la variabilité du vivant et a permis d'anticiper celle des facteurs de caractérisation, allant des impacts positifs aux impacts négatifs de l'utilisation des terres. Les principaux choix méthodologiques pouvant influencer sur les résultats, tels que le choix des indicateurs et du groupe taxonomique, la classification de l'utilisation des terres et la durée d'occupation des terres ont fait l'objet d'un examen critique.

Notre modèle, baptisé Biodiv-In (Modèle de calcul pour les impacts sur la biodiversité in-situ), est compatible avec la méthode ReCiPe 2016 (de Baan et al., 2013) car nous avons choisi le même modèle de calcul (différence de richesse spécifique relative), et aussi parce que nous avons suivi le cadre méthodologique proposé par l'UNEP SETAC pour le calcul des impacts liés à l'occupation des terres (Koellner et al., 2013). L'approche présentée permet une quantification en haute résolution de l'impact de l'utilisation directe des terres sur la biodiversité (flore) dans l'ACV à l'échelle de la région Ile de France. Elle permet de mesurer précisément les impacts relatifs au changement d'occupation des sols dans le contexte particulier de l'urbanisme. Les facteurs de caractérisation renseignant les impacts à l'issue d'une transformation vers un paysage artificiel quel qu'il soit (bâti, parcs, site industriel, etc.), ne sont plus uniformes (comme ceux de ReCiPe 2016 : -0.42 pour les plantes vasculaires, cf. Tableau II-10), mais nettement différenciés (voir Tableau III-6, Tableau III-7 et Annexe 6).

Conformément aux recommandations du Comité Européen de Normalisation (CEN, 2016), les résultats sont exprimés en perte d'espèces potentielle pour une durée et une surface d'occupation donnée (PDF.m².an). La biodiversité étant intrinsèquement hétérogène, l'incertitude des résultats pour son évaluation en IDF est moins importante qu'avec des approches qui proposent une évaluation à l'échelle mondiale. Les facteurs de caractérisation présentés peuvent approximer les impacts de l'utilisation des terres sur la flore, et par extension sur la biodiversité, dans les études d'ACV destinées à soutenir la prise de décision sur les pratiques de gestion des terres. En effet, le modèle Biodiv-In permet d'allouer les impacts directs de la construction sur la biodiversité, en proposant aux aménageurs 73 états de référence (et non plus un seul), leur permettant de choisir celui qui correspond le mieux à l'occupation effective de la parcelle avant construction. Avec le modèle Biodiv-In, la définition des états initiaux et finaux est importante car l'objectif n'est pas de savoir qu'elles pourraient être les dégradations induites par une construction par rapport à un référentiel naturel, commun et unique à toutes les typologies d'occupation. En milieu urbain, et de manière générale, le retour à un milieu de référence naturel est

peu probable et l'objectif de notre approche est plutôt de connaître les différents degrés de dégradation en fonction de la typologie d'occupation du sol initiale de la parcelle d'implantation du bâtiment. Par ailleurs, le modèle développé permet de rendre compte finement de l'impact de la construction sur la flore puisque nous avons proposé une typologie qui permet de différencier davantage les espaces urbains que celles disponibles actuellement dans la littérature.

La Figure III-11 schématise les travaux réalisés pour créer le nouveau modèle Biodiv-In (évaluation en « haute résolution ») et le compare avec le modèle implanté dans ReCiPe 2016.

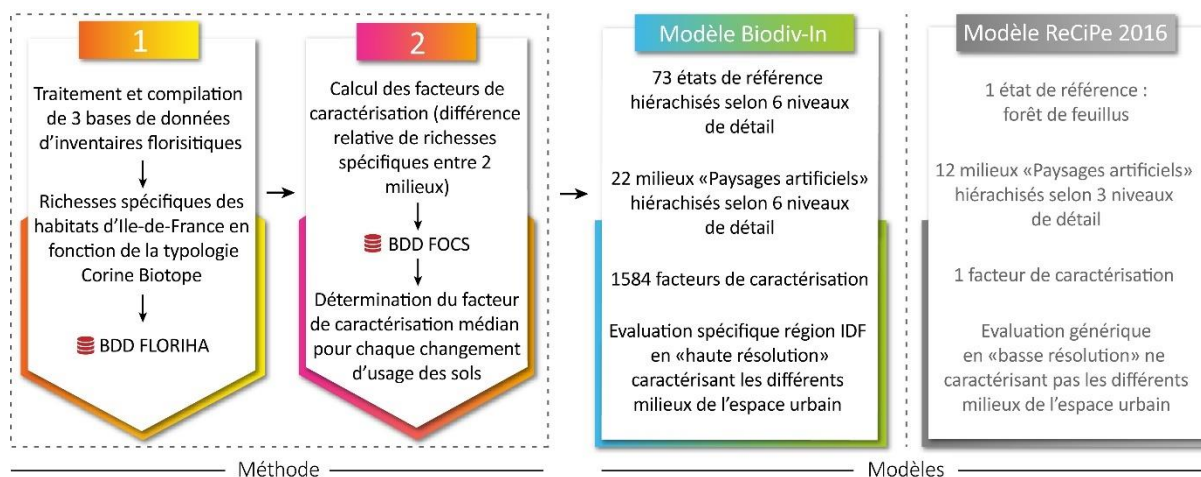


Figure III-11 : Travaux effectués pour mettre en place le modèle Biodiv-In, et comparaison avec le modèle de ReCiPe 2016

2.5. Discussion autour du modèle de calcul des impacts directs relatifs à l'occupation des terres.

2.5.1. Choix de l'indicateur de mesure de la diversité biologique

Pour mesurer la diversité biologique, quatre types d'indicateurs existent :

- Les indicateurs de diversité spécifique ;
- Les indicateurs de diversité taxonomique ;
- Les indicateurs de diversité phylogénétique ;
- Les indicateurs de diversité fonctionnelle.

Ces indicateurs sont nécessaires pour rendre compte de tous les enjeux de la biodiversité, qui est définie par trois niveaux d'organisation biologique, donc trois niveaux d'enjeux différents : gène, espèce et écosystème (CDB - UNITED-NATIONS, 1992). Par exemple, à l'échelle de l'espèce, l'enjeu est de préserver la diversité spécifique, tandis qu'à l'échelle de l'écosystème, l'enjeu est de préserver la diversité fonctionnelle. Ce point de discussion présente ces différents indicateurs et les replace dans le contexte des travaux de thèse.

2.5.1.1. Indicateurs de diversité spécifique

Le travail d'évaluation de l'impact sur la biodiversité à l'échelle bâtiment présenté dans cette thèse, qu'il soit *in-situ* ou *ex-situ* (cf. parties 3 et 4 suivantes), se base sur un indicateur de diversité spécifique. Plusieurs indicateurs permettent de mesurer cette diversité, et donc le déclin des espèces. Leurs modèles de calcul sont soit à paramètre unique, comme l'indicateur de richesse spécifique (utilisée dans ces travaux) ou l'indicateur d'abondance, soit à paramètres multivariés : indice de Sorensen, indice de Fisher, entropie H de Shannon, abondance moyenne en espèces (MSA : Mean Species Abundance), etc. Chacun d'eux restitue un aspect ou paramètre différent de la biodiversité. Par exemple, la diversité spécifique mesure le nombre d'espèces relevées dans un échantillon. L'indice de Fisher estime la véritable richesse en espèces d'un échantillon en corrigeant les échantillonnages incomplets. L'indice de Shannon prend en compte non seulement le nombre d'espèces présentes dans un milieu, mais aussi l'abondance des individus qui les représentent. Ainsi, une espèce présente une seule fois sur le site n'aura pas la même importance qu'une espèce présente en plus grand nombre d'individus. L'indice de Sorensen et le MSA (Alkemade et al., 2009) comparent tous deux la composition en espèces de deux échantillons. L'indice de Sorensen indique le nombre d'espèces présentes dans un habitat de référence et le compare avec le nombre d'espèces présentes dans le type d'utilisation des terres *i*. L'indice prend la valeur maximale de 1 si toutes se trouvent dans le type d'utilisation des terres *i* et la valeur minimale de 0 si aucune des espèces de l'habitat de référence ne se trouve dans les terres *i*. Le MSA évalue les changements dans l'abondance de chaque espèce au sein d'un habitat de référence et signale ainsi des changements dans la richesse spécifique, mais aussi dans le nombre d'individus de chacune des espèces.

Les travaux de (de Baan et al., 2013) ont analysé l'influence du choix de l'indicateur sur les résultats d'impact de l'indicateur de changement d'occupation des sols. Le choix de l'indicateur s'avère être un paramètre sensible faisant varier considérablement la valeur de l'impact. La richesse relative des espèces apparaît cependant corrélée aux indices de Shannon et de Fisher en affichant des impacts de l'utilisation des terres moins négatifs par rapport aux indicateurs de Sorensen et MSA, également bien corrélés entre eux. Pour notre étude, nous avons retenu l'indicateur de richesse spécifique relative pour différentes raisons :

- Cet indicateur est largement appliqué, connu et compris par tous ;
- Les bases de données que nous avons utilisées (Vigie-flore, GROOVES et (Madre et al., 2014)) ne renseignent pas systématiquement les données nécessaires aux calculs des autres indicateurs (identité des espèces présentes, abondance, etc.) ;
- Nous souhaitons que notre modèle soit comparable et compatible à celui implémenté dans la méthode ReCiPe 2016 ;
- À chaque espèce comptabilisée dans le calcul de cet indicateur, il est possible d'associer un indice de vulnérabilité calculé comme le produit du niveau de menace de l'espèce par richesse endémique, rapporté à la richesse spécifique du milieu considéré. Cette approche est notamment utilisée dans les travaux de (I Care & Consult, 2018) et permet de prendre en compte la rareté des espèces présentes sur le site.

Malgré son intérêt, l'indicateur de richesse spécifique présente des limites :

- Il ne permet pas de restituer toutes les informations relatives à la biodiversité. Il enregistre uniquement la présence ou l'absence d'espèces dans une zone d'échantillonnage délimitée, et donne un poids égal à toutes les espèces enregistrées dans un échantillon, quelle que soit leur abondance ou leur distinction biologique (est-ce une espèce endémique ? Envahissante ? Vulnérable ? Protégée ? Clé de voute dans l'écosystème ? quelle est sa fonction ?) ;
- Il ne donne pas d'informations sur le renouvellement des espèces (Koellner et al., 2004), la qualité de l'écosystème, et considère que le nombre d'espèces reste constant tout au long de l'occupation (Koellner et al., 2013) ;
- Il dépend de l'effort et de la qualité de l'échantillonnage. Des incertitudes dans les résultats peuvent résulter du fait que les inventaires des différentes bases de données sont réalisés d'une part, par des personnes différentes, et d'autre part par des personnes qui ne sont pas forcément spécialisées en écologie (sciences participatives). Les inventaires collectés peuvent donc sous-estimer la richesse en espèces des milieux (de Baan et al., 2013).

Pour conclure, l'indicateur de richesse spécifique choisi pour nos travaux est facilement mesurable, mais finalement peu informatif car il ne reflète pas certains enjeux majeurs de la biodiversité, comme la rareté, la fonction, etc. L'indicateur d'abondance est, quant à lui, sensible aux dynamiques à court terme (Henry, 2011). Les indicateurs multiparamétriques (indice de Sorensen, de Fisher, de Shannon, etc.) ont l'avantage de réduire les problèmes de stochasticité, de regrouper les espèces, et souvent d'offrir une référence facilitant l'interprétation (Henry, 2011). Si les progrès futurs de la recherche permettent de quantifier les impacts liés à l'utilisation des terres sur d'autres dimensions de la biodiversité, les indicateurs tels que MSA ou Sørensen pourraient être préférés. Simples à mettre en place, ils renseignent convenablement sur la quantité d'espèces présentes sur un site, mais ils occultent eux aussi les enjeux taxonomiques, phylogénétiques et fonctionnels entre les espèces. Ils ne traduisent pas les impacts de l'utilisation des terres sur le fonctionnement des écosystèmes (Michelsen, 2008; Wagendorp, Gulinck, Coppin, & Muys, 2006) ou sur les services écosystémiques (Brandão & Milà, 2013; Müller-wenk & Brandão, 2010; Saad et al., 2011). Les espèces ne tiennent pas toutes le même rôle dans les écosystèmes, certaines sont rares, d'autres communes. Certaines sont « clé de voute » et leur présence ou absence affecte significativement l'écosystème dans lequel elles évoluent. Enfin, chacune possède une fonction qui lui est propre, parfois unique dans l'écosystème, ou au contraire, redondante avec d'autres espèces (Henry, 2011). La protection de la biodiversité passe aussi par les efforts pour maintenir les systèmes écologiques, leurs fonctions ainsi que les mécanismes de dynamique évolutive. Elle ne peut donc pas se focaliser simplement sur l'étude des groupes d'espèces et de leur niveau de vulnérabilité. **Pour prendre en compte les autres paramètres, il est nécessaire d'aborder la biodiversité non plus par sa seule diversité spécifique, mais aussi par sa diversité taxonomique, phylogénétique et fonctionnelle.**

2.5.1.2. Diversité taxonomique

La diversité taxonomique, définie selon (Warwick & Clarke, 1995), correspond à la longueur moyenne entre deux organismes dans la classification phylogénétique. À richesse spécifique égale, la diversité d'un écosystème est meilleure si les espèces appartiennent à de nombreux genres différents. Pour mesurer cette diversité, il est possible d'utiliser l'indice de distinction taxonomique (Clarke & Warwick, 2001) ou encore l'indice d'intérêt floristique (Muratet et al., 2008).

2.5.1.3. Diversité phylogénétique

La diversité phylogénétique fait référence à l'histoire évolutive d'une communauté d'espèces. Cette notion suppose que l'extinction d'une espèce récemment apparue est moins préjudiciable que celle d'une espèce dont l'histoire évolutive est plus longue. La diversité phylogénétique est souvent mise en relation avec la capacité de production des écosystèmes (Cadotte, Cavender-bares, Tilman, & Oakley, 2009) et la notion de résilience des écosystèmes face aux changements environnementaux (Knapp, 2010). Il existe plusieurs indices pour mesurer la diversité phylogénétique, notamment ceux répertoriés dans les travaux de (Schweiger, Klotz, & Durka, 2008) : l'indice de diversité phylogénétique moyenne de (Clarke & Warwick, 2001), l'indice de diversité génétique de (Faith, 1994), etc. Le calcul de ces indicateurs nécessite :

- La liste des espèces ou des communautés d'espèces présentes sur le site ;
- Un arbre phylogénétique dans lequel sont référencées les espèces afin de déterminer les longueurs des branches ou le nombre de nœuds séparant les espèces (en fonction de l'indicateur).

La diversité phylogénétique, même si elle rend mieux compte de l'état de la biodiversité, n'est pas synonyme de différenciation fonctionnelle. En effet, il est possible que des espèces, évolutivement éloignées, occupent la même fonction dans un site donné (Henry, 2011).

2.5.1.4. Diversité fonctionnelle

La diversité fonctionnelle explique le fonctionnement des écosystèmes et des services qu'ils peuvent rendre : cycle du carbone et des nutriments, capture de ressource, etc. (Mason, MacGillivray, Steel, & Wilson, 2003). Elle est définie comme la diversité des traits fonctionnels des espèces, c'est-à-dire l'ensemble de ses caractéristiques morphologiques, physiologiques ou phénologiques (Petchey & Gaston, 2006; Violle, Navas, Vile, Kazakou, & Fortunel, 2007). Les traits fonctionnels sont responsables de la manière dont les organismes répondent aux facteurs environnementaux (Chaturvedi, Raghubanshi, & Singh, 2011; Sandra & Cabido, 2001) et de la manière dont les organismes affectent le fonctionnement des écosystèmes (Petchey & Gaston, 2006). Les services écosystémiques sont évalués par le biais des espèces présentes sur le site et des fonctions écologiques qu'elles remplissent. Si plusieurs espèces assurent les mêmes fonctions (redondance fonctionnelle), alors la durabilité de l'écosystème est jugée bonne, dans le cas contraire, si une seule espèce est garante des fonctions, alors l'écosystème est jugé fragile (Henry, 2011). La diversité fonctionnelle est donc étroitement liée à

la résilience des milieux. Cette approche nécessite une bonne compréhension des processus écosystémiques (e.g. réponse de l'écosystème à la présence plus ou moins abondante d'une espèce) et des effets de seuils (i.e. réactions non linéaires des écosystèmes après un certain niveau de perturbations). À l'heure actuelle, ces processus sont méconnus et les indicateurs de diversité fonctionnelle très limités, même s'il existe plusieurs façons de la mesurer (Petchey & Gaston, 2006). La méthode la plus couramment utilisée consiste à rassembler les espèces en groupes fonctionnels et de compter le nombre total des fonctions assurées au sein d'un milieu.

Pour conclure sur le choix de l'indicateur de mesure de la diversité biologique, l'espèce s'avère le niveau le plus étudié et le mieux documenté parmi les niveaux d'organisation biologique. Définir la biodiversité ordinaire par les espèces présente donc un avantage certain en termes de robustesse scientifique, mais aussi en termes de vulgarisation car cette notion est compréhensible par tous. Bien que les incertitudes et les lacunes liées aux données et à l'indicateur de richesse spécifique soient considérables, les impacts humains sur la biodiversité augmentent de manière croissante. Aussi, les outils permettant de mesurer l'impact de la gestion des terres sur la biodiversité doivent être encouragés, sans attendre que toutes les données et connaissances pour caractériser les autres facettes de la biodiversité soient parfaitement maîtrisées.

2.5.2. Choix du groupe taxonomique : la flore

Nous avons choisi d'étudier le groupe taxonomique des plantes vasculaires, afin de concilier les besoins de l'évaluation et le temps disponible pour sa réalisation. Cette approche a également été adoptée dans d'autres études comme par exemple celles de (Koellner & Scholz, 2008; Schryver, Goedkoop, Leuven, & Huijbregts, 2010). Le groupe des plantes est composé de plus de 280 000 espèces, ce qui représente 17.6% de la richesse spécifique de la terre (Wilson, 1992). Le taxon qui englobe le plus d'espèces est celui des animaux. Il représente à lui seul 73.1% de la diversité spécifique observée notamment grâce à la famille des arthropodes qui compte plus de 1 950 000 espèces (Wilson, 1992). Le taxon des plantes ne présente pas la plus grande richesse spécifique, en revanche il écrase tous les autres taxons en termes de biomasse. En effet, 450 des 550 gigatonnes de carbone portées par la Terre sont stockées dans les plantes, contre seulement 2 Gt pour le taxon des animaux (1 Gt pour les arthropodes) (Bar-On et al., 2018). De plus et surtout, les végétaux constituent la première chaîne du réseau trophique d'un écosystème. Pour cette raison, ils influencent grandement le cortège d'espèces qui les utilisent comme habitat ou ressource alimentaire. L'observation et le suivi de la flore permettent donc d'avoir une bonne idée des caractéristiques d'un milieu. Pour autant, la généralisation des résultats d'un groupe d'espèces bien étudié à la biodiversité dans son ensemble est discutable (Purvis & Hector, 2000) : des études empiriques ont montré que les perturbations pouvaient impacter un groupe d'espèces plutôt qu'un autre (Billeter et al., 2008; Kessler et al., 2009; Wolters, Bengtsson, & Zaitsev, 2006). Aussi, dans notre étude, la généralisation des impacts sur la flore à la biodiversité dans son ensemble pourrait présenter certaines incohérences : par exemple de gain de biodiversité observé entre une hêtraie et une toiture végétalisée intensive (facteur de caractérisation de -1.88). Une hêtraie, forêt monospécifique dans

laquelle prédomine le hêtre, possède *de facto* une richesse spécifique en flore plutôt faible contrairement à celle observée sur une toiture végétalisée (cf. Figure III-12).



Figure III-12 : Photographie d'une forêt de hêtres⁴, à gauche, et d'une toiture végétalisée⁵, à droite

Cette approche ne comptabilise pas les espèces faisant partie des autres groupes taxonomiques et ne reflète donc pas le potentiel d'accueil des milieux. Une forêt, réservoir potentiel de biodiversité au sens de la Trame Verte et Bleue, est un écosystème pourtant reconnu pour sa richesse et sa capacité à accueillir de nombreuses espèces autres que floristiques. Cette aptitude lui est conférée par plusieurs facteurs comme sa surface/son étendue, son faible degré de perturbation ou encore sa potentielle connexion avec d'autres éléments du réseau écologique. Une toiture végétalisée présente quant à elle des caractéristiques bien différentes et pas toujours propices à l'installation d'espèces : intégrée dans un milieu fortement perturbé par la pollution atmosphérique et physique (bruit, lumière), d'une surface souvent faible et limitée, en hauteur et soumise à des conditions climatiques arides (vent, fort ensoleillement), etc. Les toitures servent plus souvent d'espace de transition, plutôt que d'habitat pérenne pour les espèces. Leur accès est en outre limité aux espèces pouvant se rendre à plusieurs mètres de hauteur (oiseaux, insectes, araignées, etc.). De plus, les deux milieux n'accueillent pas les mêmes espèces. Dans la forêt, les espèces sont plutôt spécialistes et rares, tandis qu'elles sont davantage spécialistes et communes sur les toitures. En utilisant notre approche, le décideur doit bien avoir conscience que les résultats d'impacts *in-situ* calculés concernent **uniquement** l'impact sur la flore et ne reflètent pas forcément les impacts réels sur la biodiversité.

La réaction des plantes à l'utilisation des terres n'est pas nécessairement représentative des impacts sur les autres groupes d'espèces. L'hétérogénéité spatiale de la biodiversité et la non-uniformité de sa réponse face à des perturbations telles que l'utilisation des terres suggère une couverture taxonomique plus grande. S'il paraît aujourd'hui illusoire de disposer de données sur toutes les espèces, il convient de rechercher une couverture taxonomique optimale pour le calcul de l'indicateur d'utilisation des terres.

⁴ Source photo : https://inpn.mnhn.fr/habitat/cd_hab/9759

⁵ Source photo : <https://www.urbangreenbluegrids.com/measures/green-roofs/intensive-green-roofs/>

Pour poursuivre les travaux, nous suggérons d'utiliser les autres bases de données participatives du programme Vigie-Nature, telles que SPIOLL (Suivi Photographique des Insectes POLLinisateurs), Vigie-Plume (oiseaux communs) et Vigie-Chiro (suivie des chiroptères). Ces inventaires doivent être réalisés de manière homogène (mêmes données contextuelles) et à proximité des états de référence et des différents types d'occupations du sol que nous avons déterminé pour notre modèle Biodiv-In, ce qui n'est pas forcément le cas à l'heure actuelle. En effet, nous avons tenté de coupler la base SPIOLL à notre base de données FLORIHA. Sur les 40 628 insectes identifiés en région IDF, seulement 57 se trouvent à moins de 20 m d'un des points de relevés de FLORIHA. De plus, le protocole de caractérisation des milieux de relevés de la base de données SPIOLL ne correspond pas à celui utilisé pour la base FLORIHA (CORINE Biotopes). Un travail chronophage de correspondance des milieux par orthophotographie est à prévoir afin de compatibiliser les deux bases de données.

2.5.3. Choix de la durée d'occupation

Les résultats d'impacts liés à l'occupation des terres sont fortement dépendants du temps d'occupation des terres. La durée actuelle d'occupation choisie est de 50 ans, les facteurs de caractérisation sont donc multipliés par 50. Si le temps d'occupation était de 100 ans, l'impact serait donc doublé. En ACV bâtiment, la durée de vie d'un bâtiment est fixée à 50 ans par convention. Pourtant, dans les faits, un bâtiment peut avoir une durée de vie beaucoup plus longue (70 à 100 ans, voire plus), sans compter les progrès liés à la réhabilitation. Nous avons fait le choix de maintenir une durée de vie de 50 ans pour calculer les impacts *in-situ* afin que l'indicateur d'utilisation des terres soit cohérent avec les indicateurs d'impacts *ex-situ* (cf. partie 4).

Dans notre étude, le temps de régénération des milieux (temps nécessaire à l'écosystème pour retrouver ses propriétés initiales) n'est pas comptabilisé. Les connaissances sur ce sujet sont limitées dans la mesure où l'intensité actuelle de l'utilisation des terres est un phénomène relativement nouveau. Des estimations des temps de régénération sont souvent utilisées. Par exemple, si la richesse en espèces est prise comme indicateur, le temps de régénération des forêts anciennes est estimé à 1000 ans dans les zones tempérées, 100 à 300 ans sous les climats tropicaux (Koellner et al., 2013). Le facteur de caractérisation lié à la régénération des milieux est calculé suivant Équation III-1 :

Équation III-1 : Formule de principe pour le calcul du facteur de caractérisation de régénération

$$FC_{régénération} = 0.5 \times FC_{occupation} \times t_{régénération}$$

Avec :

- $FC_{occupation}$ = facteur de caractérisation lié à l'occupation du sol
- $T_{régénération}$: temps de régénération du milieu pour retrouver ses caractéristiques initiales

Enfin, les facteurs de caractérisation pour l'occupation des sols considèrent comme fixe le nombre d'espèces perdues le temps de l'occupation, tout comme les facteurs de caractérisation de régénération qui considèrent un retour de la richesse spécifique linéaire et uniforme dans le temps. Pourtant, le nombre d'espèces perdues ou retrouvées fluctue (disparition, apparition, remaniement), ne serait-ce

qu'au gré des saisons. À long terme, lorsque ces phénomènes seront mieux connus, ces paramètres pourraient intégrer les règles de calcul des indicateurs pour mieux évaluer les impacts sur la biodiversité. Par exemple, pour prendre en compte la dynamique des écosystèmes, l'application de l'ACV dynamique (par opposition à l'ACV statique que nous utilisons dans nos travaux) pourrait être envisagée.

2.5.4. Faiblesse de l'approche : influence du niveau de détail dans la définition des occupations des terres sur le résultat

Le niveau de détail apporté par l'utilisateur pour définir les occupations des terres est déterminant pour le calcul des impacts. En voici un exemple : un aménageur souhaite urbaniser une parcelle agricole de 200 m² pendant 50 ans. Comparons les résultats d'impact en fonction du niveau de connaissance qu'il pourrait avoir sur son projet. Les niveaux de connaissance correspondent aux niveaux hiérarchiques de la nomenclature Corine Biotope.

Niveau de connaissance faible : l'aménageur n'a pas d'autres informations, la transformation consiste donc à passer d'une terre agricole à un paysage artificiel. Le niveau des terres agricoles est le plus large et contient tous les espaces agricoles (cultures, vergers, bocages, etc.). De même, la catégorie des paysages urbains englobe les parcs urbains, les sites industriels, les villes, les villages, etc. Le facteur de caractérisation moyen à appliquer est de -5.48 (cf. Annexe 6). L'impact s'élève donc à -548 000 PDF.m².an (-5.48 PDF * 200 m² * 50 ans), ce qui traduit un gain de biodiversité.

Niveau de connaissance élevée : l'aménageur a une connaissance précise de son projet et sait que la parcelle agricole est un vignoble traditionnel (niveau V de la nomenclature) et que la construction future est un bâtiment avec une toiture gravier (niveau VI). Le facteur de caractérisation moyen à appliquer est de 0.61 (cf. Annexe 6). L'impact s'élève donc à 6 100 PDF.m².an (0.61 PDF * 200 m² * 50 ans), ce qui traduit une perte de biodiversité.

En fonction de la précision avec laquelle les milieux initiaux et finaux sont définis, les résultats d'impacts peuvent être très différents, voire contradictoires. Il est donc important de souligner que le choix des typologies d'occupation des sols est un élément clé pour le décideur et qu'il doit être pleinement apprécié pour une interprétation correcte des résultats. À l'instar des Données Environnementales par Défaut (DED) dans la base INIES (cf. partie 4 de ce chapitre), un coefficient de pénalisation pourrait être appliqué aux évaluations à faible niveau de détail quant à l'occupation des terres. Une autre alternative serait d'utiliser les facteurs de caractérisation maximaux au lieu des médians.

3. Renforcement de la prise en compte des impacts *ex-situ* : création d'Inventaires de Cycle de Vie pour les végétaux associés aux bâtiments

Dans le chapitre 2, le test de la méthode ReCiPe 2016 appliquée aux toitures végétalisées a montré que les ICV des différents composants non vivants des toitures étaient bien renseignés dans la base de données EcolInvent, permettant leur traduction en impact environnemental. En revanche, la base de données utilisée ne recense aucune information concernant la partie vivante des toitures : végétaux urbains et non agricoles. Ce manque de données n'a pas permis de quantifier le coût environnemental des végétaux des toitures végétalisées examinées au chapitre 2. Pourtant, tout comme pour les autres composants des toitures, leur coût environnemental indirect (*ex-situ*) est réel et doit être comptabilisé au même titre que les impacts directs (*in-situ*) présentés dans la partie précédente.

Nous avons préalablement recherché si d'autres bases de données d'Inventaires de Cycle de Vie (ICV) intégraient des données sur les végétaux urbains. Nous avons notamment étudié la base de données AGRIBALYSE de l'ADEME, base française qui regroupe 116 ICV sur des productions végétales et animales. Sur ces 116 ICV, un seul concerne un végétal potentiellement utilisable dans notre étude : un arbuste « Potted shrub, national average, at production site/p/FR » (Koch et al., 2014). Les métadonnées associées à cet ICV ne permettent pas de connaître la nature de cet arbuste, mais compte tenu de la vocation de la base de données, nous déduisons qu'il a une vocation plus agricole qu'ornementale. Nous avons poussé nos recherches dans la littérature scientifique. Parmi les 26 publications recensées sur les ICV de végétaux, 3 seulement ne traitent pas d'un produit agricole :

- (Russo, Buttol, & Tarantini, 2008) : roses coupées cultivées sous serre (Russo et al., 2008);
- (Abeliotis, Barla, Detsis, & Malindretos, 2016) : œillets coupés cultivés en pot ou en pleine terre ;
- (Lazzerini, Lucchetti, & Nicese, 2016a) : plantes ornementales (glycine, magnolia, nandina, etc.).

La première (Russo et al., 2008) concerne des plantes ornementales trop fragiles pour survivre sur un bâtiment. La deuxième (Abeliotis et al., 2016) concerne des végétaux cultivés en Grèce, dans des conditions pédologiques et climatiques différentes des nôtres. Enfin, la troisième publication fait référence à des végétaux que nous pourrions implanter sur des bâtiments, mais son but est de calculer l'impact de la pépinière qui les produit, et non leur impact individuel. Notre objectif est donc de créer des ICV relatifs aux végétaux urbains, compatibles avec les conditions de vie sur un bâtiment. Nous nous sommes appuyés sur les données et les publications spécialisées dans les ICV de végétaux que nous avons consultées car, même si elles ne permettent pas de répondre exactement aux besoins de notre étude, les informations, les méthodes et les hypothèses qu'elles recèlent nous ont permis d'élaborer un questionnaire de collecte spécifique aux ICV de plantes, pour interviewer des pépiniéristes de manière pertinente, et retracer les itinéraires techniques des végétaux qui façonnent le paysage urbain.

Ce travail a été réalisé conjointement avec Mickaël OLMOS qui a intégré l'équipe du CSTB de Grenoble au printemps 2018, dans le cadre de son stage de fin d'études de 6 mois.

3.1. Comment réaliser l'ICV « cradle to gate » d'un végétal ?

Les informations présentées ci-après proviennent de différentes sources scientifiques. Certaines sont issues directement des bases de données propres à un territoire, comme pour la Suisse avec le Swiss Center for Life Cycle Inventory (Godard, Boissy, Suret, & Gabrielle, 2012), l'Espagne avec le Catalan Research Institute of Food Agriculture Technologies (Mu, Vinyes, Gasol, & Asin, 2015; Vinyes et al., 2017) ou encore l'Italie avec celles de la municipalité de Policoro (Pergola et al., 2017). D'autres sont recueillies directement au sein des exploitations par le biais d'un questionnaire ou d'un entretien avec le producteur (Abeliotis et al., 2016; Cellura, Longo, & Mistretta, 2012a; Lazzerini, Lucchetti, & Nicese, 2016b; Mu et al., 2015; Russo et al., 2008) (Mohammad, Tabatabaie, & Murthy, 2016a). Ces informations sont nécessaires pour :

- Élaborer le questionnaire de collecte ;
- Trouver rapidement les informations manquantes lorsque la collecte est incomplète ;
- Créer des ICV de végétaux cohérents avec ceux déjà existants.

3.1.1. Définir l'unité fonctionnelle et les frontières de l'étude

L'unité fonctionnelle (UF) est l'unité de référence de l'ACV pour exprimer les impacts environnementaux. Par exemple, si l'on choisit une unité fonctionnelle de 1kg de produit, alors le résultat des impacts environnementaux sera pour 1kg de produit. Les différentes UF utilisées dans la littérature sont les suivantes :

- La masse en kg, unité prédominante dans les publications et largement utilisée pour chiffrer les productions agricoles ;
- L'unité : une tige, un plant, un pot ;
- La surface (m²).

La définition des frontières de l'étude est une étape indispensable pour organiser la collecte des données puisqu'il est possible de distinguer deux types d'ACV : « cradle to gate » et « cradle to grave ». L'ACV de type « cradle to gate » ou « du berceau à la porte de l'usine » comprend toutes les étapes de production de la plante : structure de la serre, équipements (chauffage, électricité, irrigation, etc.), consommation d'eau, fertilisants, pesticides, substrats, substances nutritives, consommations d'énergies. Les phases d'utilisation et de fin de vie sont exclues des frontières de ce système alors qu'elles sont intégrées dans l'évaluation « cradle to grave » ou « berceau à la tombe ». La quantité d'informations à collecter dépend donc fortement du type d'analyse que nous souhaitons mener. Nous choisissons dans cette étude de réaliser des évaluations « cradle to grave ». L'étude bibliographique a permis de constater que les données « cradle to gate » (pépinière) étaient difficiles à collecter, contrairement aux données « gate to grave », facilement identifiables.

3.1.2. Choisir un modèle de prédiction pour évaluer les émissions des fertilisants et des pesticides

Les données concernant certains intrants tels que les fertilisants (Pergola et al., 2017), les pesticides (Vinyes et al., 2017), et les émissions directes de substances sont souvent insuffisantes. Pourtant, les fertilisants et les pesticides utilisés dans le cycle de vie d'une plante émettent des substances chimiques dans l'air, l'eau et le sol : ammoniac (NH_3), nitrate (NO_3^-), dioxyde de carbone (CO_2), protoxyde d'azote (N_2O), phosphate (PO_4^{3-}), substances qui jouent toutes un rôle dans la dégradation des écosystèmes et dans la perte de biodiversité. Il existe toutefois pour certaines substances des modèles de prédiction pouvant répondre à cette carence (voir par exemple (Nemecek, 2013), (IPCC, 2006), (Saffih-Hdadi & Mary, 2008), (Birkved & Hauschild, 2006), (Brentrup, Kiisters, Lammel, & Kuhlmann, 2000), (Goglio et al., 2015)). Ces modèles consistent à modéliser les émissions des fertilisants à partir : 1) de leur indice NPK, 2) de données génériques de pesticides (Mu et al., 2015), ou 3) de données moyennées et de modèles adaptés aux spécificités d'un territoire. C'est le cas par exemple du programme AGRIBALYSE qui a mis en place des modèles adaptés au territoire français et les a assemblés dans un outil de prédiction : Means-InOut (INRA, CIRAD, & ADEME, 2019; Koch et al., 2014).

3.1.3. Modéliser les systèmes d'irrigation

La majorité des études ACV sur les végétaux décrivent les systèmes d'irrigation. Sur les grands espaces de cultures, la ferti-irrigation est communément utilisée (Cellura et al., 2012a; Mu et al., 2015; Russo et al., 2008; Vinyes et al., 2017). Les cultures sont aussi irriguées à l'aide de pompes électriques (Abeliotis et al., 2016; Lazzerini et al., 2016b) ou de pompes à générateur diesel (Mohammad et al., 2016a).

3.1.4. Modéliser les transports et l'utilisation des énergies

Pour le transport des intrants, les camions généralement utilisés peuvent transporter des charges de 16 à 32 tonnes (Dalgaard et al., 2008; Godard et al., 2012). Les transports locaux, d'une distance maximale de 150 km, sont réalisés par des camions de 7,5 tonnes. Enfin des vans de moins de 3.5 tonnes suffisent pour les plus petits trajets d'une moyenne de 15 km (Mu et al., 2015; Vinyes et al., 2017).

Le mix énergétique choisi pour les modélisations est le « low voltage » (Mu et al., 2015; Vinyes et al., 2017).

3.1.5. Modéliser les pots et les substrats de culture

Les matériaux retenus pour modéliser les godets ou les pots sont des plastiques : LDPE (Low Density Polyethylene), HDPE (High Density Polyethylene), PP (Polypropylene). Ils sont principalement remplis de tourbes enrichies d'une petite quantité de fibres de coco, de pierres ponce, d'écorces de riz et de déchets verts (Lazzerini et al., 2016b; Russo et al., 2008).

3.1.6. Allouer les impacts liés aux infrastructures et aux co-produits

Les principales limites recensées dans la littérature sont liées à l'exclusion de la phase en pépinière, étape pourtant impactante dans le cycle de vie d'un végétal (Mohammad, Tabatabaie, & Murthy, 2016b; Mu et al., 2015; Vinyes et al., 2017). Les étapes de vente et de consommation n'y sont pas davantage explorées. La difficulté à collecter les informations nécessaires en est la cause principale (Anton, Montero, Munoz, & Castells, 2005; Carlsson-kanyama & Ekstro, 2003; Cellura, Longo, & Mistretta, 2012b). La structure des serres en film plastique et les protections au sol peuvent cependant être modélisées par un polymère LDPE. La serre est composée de 3.75 tonnes de LDPE par hectare (Abeliotis et al., 2016). La protection du sol est obtenue par une couche de LDPE d'une épaisseur de 30 à 60 micromètres (Cellura et al., 2012a). Les impacts liés à l'infrastructure de l'exploitation agricole ou horticole peuvent en partie être alloués au végétal en effectuant un prorata par rapport à l'UF choisie (Hendricks, 2012; Nemecek & Kägi, 2007). Les allocations liées aux co-produits sont de deux natures : massique ou économique (Koch et al., 2014), mais les sources littéraires utilisent majoritairement une allocation massique (Hendricks, 2012; Tassielli, Notarnicola, Renzulli, & Arcese, 2018).

Pour conclure, les informations issues de la littérature nous ont permis d'identifier les étapes importantes à suivre pour réaliser des ICV de végétaux corrects. Elles nous ont aussi permis de réaliser un questionnaire de collecte spécifique à la réalisation des ICV de végétaux (cf. Annexe 7). Il regroupe toutes les informations et les étapes des itinéraires techniques liées à la croissance des végétaux : nom de l'espèce, taille, type de machines utilisées, fertilisants, pesticides, besoin en eau, consommation de carburant, consommation électrique, matériels, etc. La partie suivante explicite le cheminement que nous avons élaboré pour collecter les données spécifiques des itinéraires techniques des végétaux urbains et pour réaliser les ICV.

3.2. Étapes préalables à la création d'ICV

3.2.1. Identification des végétaux adaptés au paysage urbain

Afin de guider la collecte des données, nous avons identifié les espèces végétales qui composent le paysage urbain. Parmi les retours d'expériences et la littérature, 222 espèces végétales ont été retenues et classées en fonction de leurs caractéristiques :

- Famille ;
- Genre ;
- Espèces ;
- Type de plantes : arbre, arbuste, herbacées, bulbes, grimpantes ou succulentes ;
- Type de végétation : vivace ou non ;
- Période de floraison ;
- Rusticité : résistance au froid ;
- Besoin en eau : faible, moyen ou élevé ;
- Exposition : plein soleil, mi-ombre ou ombre ;

Renforcement de la prise en compte des impacts ex-situ : création d'Inventaires de Cycle de Vie pour les végétaux associés aux bâtiments

- Usage : toiture végétalisée, mur végétalisé et/ou parc.

La Figure III-13 présente un extrait notre base de données FloraCity, élaborée grâce à cette étude. Le Tableau III-8 résume le nombre d'espèces inventoriées en fonction du type de plantes.

Tableau III-8 : Espèces végétales inventoriées en fonction du type de plantes

Arbres	Arbustes	Plantes herbacées	Plantes bulbeuses	Plantes grimpantes/lianes	Plantes succulentes
22	61	113	6	5	15

Les végétaux identifiés sont utilisés principalement dans les parcs urbains, sur les toitures et les murs végétalisés.

Photographie	Famille	Genre	Espèce	Type de plante	Type de végétation	Floraison	Rusticité	Besoin en eau	Expos
	Crassulaceae	Sedum	Sexangulare	Plante succulente	Vivace	Été	Zone : 7b	Faible	Ensoleillé ou
	Crassulaceae	Sedum	Sediforme	Plante succulente	Vivace	Été	Zone : 8a	Faible	Ensoleillé
	Asteraceae	Senecio	Chieraria	Plante herbacée	Vivace	Printemps à été	Zone : 7a	Faible	Ensoleillé
	Caryophyllaceae	Silene	Schafta	Plante herbacée	Vivace	Été	Zone : 7a	Modéré	Ensoleillé
	Caryophyllaceae	Silene	Alpestris	Plante herbacée	Vivace	Été	Zone : 5b	Modéré	Ensoleillé

Figure III-13 : Extrait de la base de données FloraCity

3.2.2. Identification des pépinières fournissant des végétaux urbains et collecte de données

Pour recueillir les données et informations concernant l'itinéraire technique des végétaux urbains, rares dans la littérature, nous avons interviewé des pépiniéristes préalablement sélectionnés dans le périmètre géographique du département de l'Isère (38), afin de faciliter l'organisation des visites des structures. Ainsi, 46 professionnels ont été contactés, et 3 ont accepté de nous recevoir :

- La pépinière Jardin des Alpes ;
- La pépinière Damien Vivier ;
- La pépinière Nova plant.

Les interviews ont été conduites en utilisant le questionnaire de collecte élaboré grâce à l'étude bibliographique (cf. Annexe 7). Chaque enquête a duré environ une heure, visite de la pépinière incluse.

Les données brutes collectées concernent :

- Une herbacée : *Centaurea montana* ;
- Plusieurs variétés de Sedum en caisse et en godet ;
- Un mélange d'arbustes et d'herbacées utilisés en toitures ou en murs végétalisés ;
- Un arbre : l'érable du Japon.

3.3. ICV de végétaux urbains adaptés à la vie sur un bâtiment. Exemple de *Centaurea montana*

Les ICV des végétaux ont été modélisés grâce au logiciel Simapro 8 et aux bases de données EcoInvent 3.4 et AGRIBALYSE. Les données d'inventaire qui n'ont pas pu être collectées lors des entretiens avec les professionnels ont été modélisées grâce à la littérature ou, le cas échéant, en posant des hypothèses dont la sensibilité a pu être analysée.

L'exemple de l'ICV de *Centaurea montana* ci-après illustre notre démarche (hypothèses, estimations, quantités et bases de données utilisées).

3.3.1. Définition des frontières de l'étude et de l'unité fonctionnelle

Les données « gate to grave » (entretien et besoins des plantes en eau et en fertilisant une fois sur le bâtiment) sont facilement mobilisables dans la littérature ou auprès de professionnels. Même si nos analyses sont de type « cradle to grave », nos efforts de collecte se sont donc concentrés sur une étude « cradle to gate » (vie en pépinière) dans le but d'obtenir une analyse la plus complète possible. Les modélisations des végétaux suivent les étapes de la norme NF EN 15 804 (cf. partie 3.2.2 du chapitre 1). Les données « cradle to gate » correspondent aux étapes de production : A1 (Extraction des matières premières), A2 (Transport des matières premières) et A3 (Fabrication). Les données « gate to cradle » correspondent aux étapes de construction (A4 et A5), de vie en œuvre (B1 à B7) et de fin de

vie (C1) C4). La collecte des données a été conduite en conséquence. La Figure III-14 schématise les processus pris en compte pour chacune des étapes du cycle de vie.

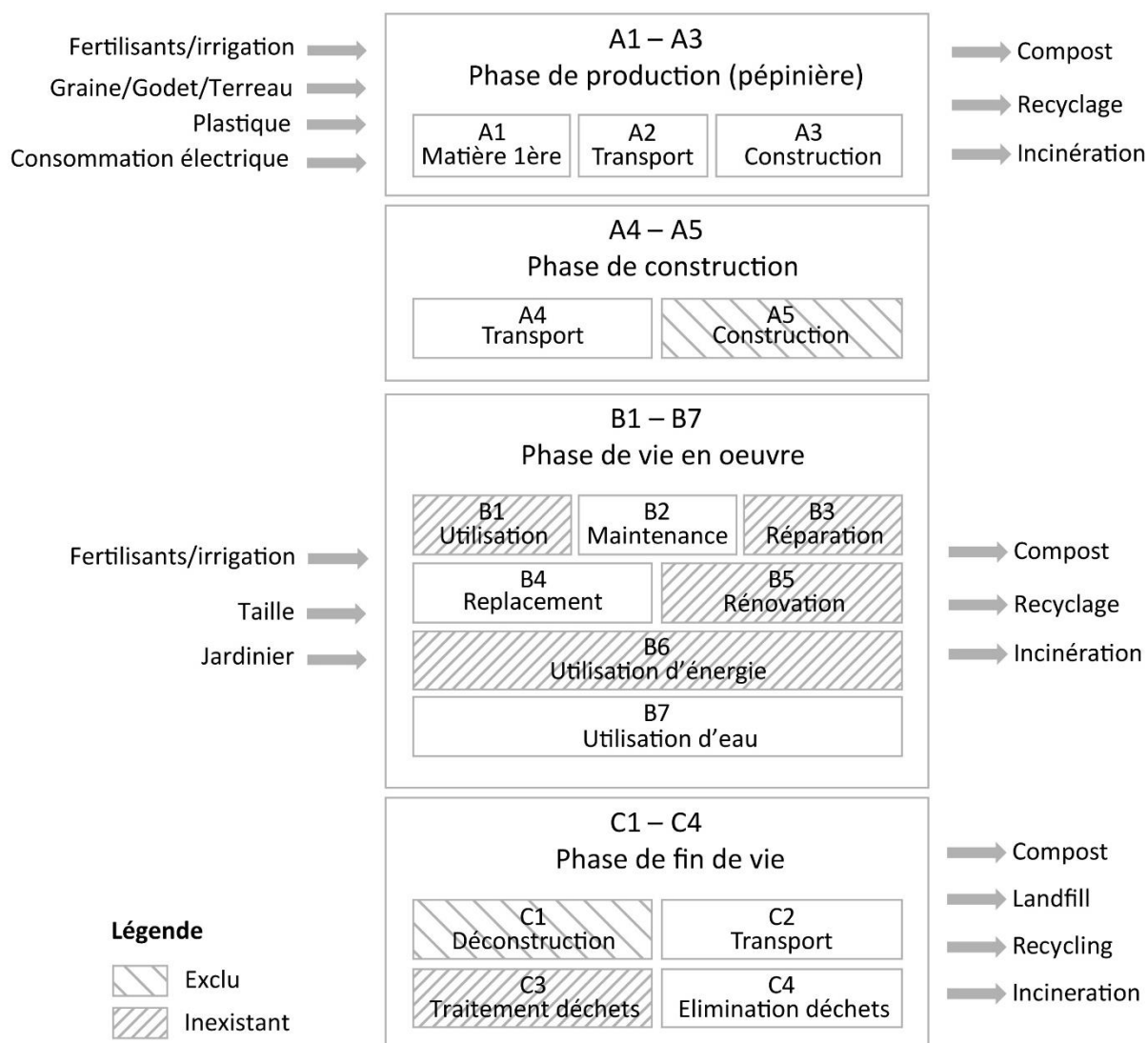


Figure III-14 : Frontières du système pour l'établissement des ICV de végétaux urbains

Les données collectées lors des entretiens avec les professionnels nous ont permis de modéliser les différents process liés à l'itinéraire technique des végétaux urbains et donc de réaliser leur ICV des étapes A1, A2 et A3. Les données brutes collectées ne sont pas toutes communiquées car certaines sont confidentielles. Les données concernant les autres phases de cycle de vie sont issues de la littérature ou de dires d'expert.

Les données du questionnaire, concernant parfois la pépinière entière, ont été retraitées pour s'intégrer à l'Unité Fonctionnelle (UF) définie en précisant :

- L'unité considérée : un plant ou un m² ;
- Le socle de la culture : pots, godet, en pleine terre ou caisson ;
- La durée du passage en pépinière, propre au végétal étudié.

Exemple de l'UF définie pour *Centaurea montana* : 1 plant cultivé en godet pendant une durée de vie de cinq mois.

3.3.2. Modélisation des différentes étapes du cycle de vie

3.3.2.1. Étapes A1 à A3

▪ **Étape A1 : extraction des matières premières**

La modélisation de l'étape A1 (extraction des matières premières) correspond à la production des différents matériaux nécessaires à la croissance de la plante :

- Le godet : cube de 8 cm de côté, 1 mm d'épaisseur, en polypropylène. D'après l'itinéraire technique du pépiniériste, 9 pots sur 10 sont réutilisés chaque année ;
- Le terreau : 4,81.10⁻⁴ m³ de tourbe dans un godet ;
- Les fertilisants : ratio NPK : 8 :5 :6 ;
- Les pesticides : bicarbonate de potassium ;
- La couche de protection du sol : polyéthylène basse densité (LDPE : Low Density Polyethylene) d'une épaisseur de 45 µm (Cellura et al., 2012a), remplacée tous les 3 ans ;
- La graine : cycle de vie de *Centaurea montana* ramené à son rendement de production de graines. En moyenne, une graine de végétal nécessite 2,34% de sa production en graine (Koch et al., 2014).

Le Tableau III-9 expose les données utilisées pour modéliser chaque élément propre à cette étape. La première colonne indique le nom de l'élément à modéliser. La deuxième et la troisième colonne, respectivement « Valeur » et « Unité » caractérisent la quantité et l'unité choisies pour modéliser le processus. La colonne 4 indique les processus utilisés pour modéliser chaque élément et la colonne 6 la base de données d'où ils proviennent (EcoInvent ou AGRIBALYSE). Enfin les colonnes 6 et 7 précisent la colonne 4, « Module Simapro » en indiquant les quantités (et unité) nécessaires pour les processus. Par exemple, pour 1 kg de godet, on utilise 1 kg de polypropylène granulé (données EcoInvent) moulé par injection (données EcoInvent). Enfin la dernière colonne apporte les compléments d'informations nécessaires à la compréhension de l'ICV.

Tableau III-9 : Modélisation de l’étape A1 de l’ICV de *Centaurea montana*

Nom	Valeur	Unité	Module Simapro	Base de données	Valeur	Unité	Remarques
A1_Godet vide	2,97.10 ⁻²	kg	Polypropylene, granulate {RER} production Cut-off, U	Ecoinvent 3 - allocation, cut-off by class	2,97.10 ⁻²	kg	Masse du godet calculée en fonction de ses dimensions (cf. Annexe 8)
			Copie de Injection moulding {RER} processing Cut-off, U, mix énergétique FR	Ecoinvent 3 - allocation, cut-off by class	2,97.10 ⁻²	kg	Pas de perte de matériau considéré Adaptation du processus aux particularités du mix énergétique français
A1_Terreau	2,16.10 ⁻¹	kg	Peat {NORDEL} production Alloc Rec, S- Copied from ecoinvent	Agribalyse	2,16.10 ⁻¹	kg	Masse de terreau déterminée en fonction du volume du godet (cf. Annexe 8).
A1_Fertilisant	1,48.10 ⁻³	kg	Average mineral fertilizer, as N, at regional storehouse/FR U	Agribalyse	1,18.10 ⁻⁴	kg	Fertilisant de type organique « Ecomix », ratio NPK 8:5:6 Source spécifiée non valide. → 8% de N 5% de P 6% de K
			Average mineral fertilizer, as P2O5, at regional storehouse/FR U		7,4.10 ⁻⁵	kg	
			Average mineral fertilizer, as K2O, at regional storehouse/FR U		8,88.10 ⁻⁴	kg	
A1_Fongicide	3,20.10 ⁻⁶	kg	Bicarbonate de potassium_AB	Donnée créée	3,20.10 ⁻⁶	kg	Donnée créée à partir de processus Ecoinvent (cf. Annexe 8)
A1_Graine	1	P (pièce)	<i>Centaurea montana</i> AB	Donnée créée « <i>Centaurea montana</i> AB »	2,34.10 ⁻²	p	Production d’une graine d’un végétal = cycle de vie du végétal divisé par son rendement de production de graines. En moyenne, une graine de végétal nécessite 2,34% de sa production en graine (Koch et al., 2014)
A1_Protection_sol_Centaurea	1,34.10 ⁻³	kg	Packaging film, low density polyethylene {RER} production Cut-off, U	Ecoinvent 3 - allocation, cut-off by class	1,34.10 ⁻³	kg	La protection est changée tous les 3 ans. Masse volumique de 920 kg.m ⁻³

▪ Étape A2 : transport des matières premières

La modélisation de l’étape A2 (transport des matières premières) englobe tous les processus permettant d’acheminer les matières premières de leur point de collecte au lieu de fabrication du produit final, le végétal. Deux principaux types de transport ont été identifiés :

- Les transports acheminant les matières premières depuis leur site de production jusqu’à des négoce : le tonnage du camion utilisé est estimé à 16-32 tonnes. La valeur de la norme européenne choisie est EURO 5.

- Les transports acheminant les matières premières du négoce aux pépinières : le tonnage du camion utilisé est estimé à 3.5-7.5 tonnes. La valeur de la norme européenne choisie est également EURO 5.

En ACV, le transport est modélisé comme le produit de la masse transportée (en tonne) par la distance parcourue (en km). Le taux de remplissage et le retour à vide des camions sont pris en compte dans le calcul des impacts. Une hypothèse a été émise sur les distances de transport entre le négoce et le pépiniériste : 25 km. Les autres distances ainsi que les masses ont été obtenues grâce au questionnaire ou à la littérature. Le Tableau III-10 ci-dessous indique les distances de transport des éléments modélisés en A1. Les modules utilisés pour modéliser les étapes de transport sont détaillés dans l'annexe 8.

Tableau III-10 : Distances de transport modélisées pour l'ICV de *Centaurea montana*

Nom	Distance de transport usine-négoce (km)	Distance de transport négoce-pépinière (km)
A1_Godet vide	434	25
A1_Terreau	4	25
A1_Fertilisant	Déjà pris en compte en A1	25
A1_Fongicide	344	25
A1_Graine	402	25
A1_Protection_sol_Centaurea	434	25

▪ **Étape A3 : fabrication**

L'étape A3 (Fabrication) correspond à la croissance de la plante. Sa modélisation englobe toutes les ressources nécessaires à sa croissance, tous les déchets associés ainsi que leur traitement : consommations d'eau, d'électricité et de carburant, déchets plastiques et organiques. Le Tableau III-11 précise les différents processus modélisés dans cette étape. Des détails supplémentaires sont disponibles dans l'annexe 8.

Tableau III-11 : Modélisation de l’étape A3 de l’ICV de *Centaurea montana*

Nom	Valeur	Unité	Module Simapro	Valeur	Unité	Remarques
A3_Eau	1,95.10 ⁻²	m ³	Irrigation {FR} market for Cut-off, U	1,95.10 ⁻²	m ³	Consommation d’eau à la parcelle rapportée à l’UF
A3_Consommation électrique	1,37.10 ⁻³	kWh	Electricity, low voltage {FR} market for Alloc Rec, S- Copied from ecoinvent	1,37.10 ⁻³	kWh	Consommation d’électricité trimestrielle rapportée à l’UF
A3_Essence	5,45.10 ⁻⁵	kg	Petrol, low-sulfur {Europe without Switzerland} market for Alloc Rec, S- Copied from ecoinvent	5,45.10 ⁻⁵	kg	Consommation annuelle rapportée à l’UF
A3_Gasoil	6,23.10 ⁻⁵	kg	Diesel {Europe without Switzerland} market for Alloc Rec, S- Copied from ecoinvent	6,23.10 ⁻⁵	kg	Consommation annuelle rapportée à l’UF
A3_Déchets plastiques	1,38.10 ⁻³	kg	Transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO4 Cut-off, S	0.10626	kgkm	Distance de transport (77km)*quantité de déchet pour un godet
			Municipal solid waste (waste scenario) {FR} treatment of municipal solid waste, incineration Cut-off, U	5,82.10 ⁻⁴	kg	Scénario pour les déchets plastiques Source spécifiée non valide. →
			PP (waste treatment) {GLO} recycling of PP Cut-off, U	2,95.10 ⁻⁴	kg	Incineration : 42.2%
			Municipal solid waste {CH} treatment of, sanitary landfill Cut-off, U	5,02.10 ⁻⁴	kg	Mise en décharge : 21.4% Recyclage : 36.4%
A3_Compost	2,13.10 ⁻³	kg	Transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5 Cut-off, S	1,07.10 ⁻³	kgkm	Hypothèse : distance pépinière → compost = 500 m
			Biowaste {CH} treatment of biowaste, industrial composting Cut-off, U	2,13.10 ⁻³	kg	

Les émissions de substances dans l’air, l’eau ou le sol ont également été intégrées à cette étape. Elles ont été calculées grâce à l’outil Means-InOut développé par l’INRA (INRA et al., 2019). L’annexe 8 détaille les quantités de substances émises pour chacun des compartiments.

3.3.2.2. Étapes A4 et A5

Dans cette étude, le module A4 (transport de produits) fait référence au transport de la pépinière au lieu d’implantation des plantes (i.e. sur le site de construction si la plante est à destination de toitures végétalisées). Nous supposons que la pépinière est située à 25 km au site d’implantation du végétal et que ce dernier est transporté avec un camion 3,5 à 7,5 tonnes. Le transport du végétal est ramené à son unité fonctionnelle. Selon (Vacek et al., 2017), le module A5 (construction) a un faible impact environnemental et n’a donc pas été modélisé dans les ICV des plantes. Pour plus de détail concernant la modélisation, se référer à l’annexe 8.

3.3.2.3. Étapes B1 à B6

Les principaux contributeurs pendant la phase de vie en œuvre sont l'entretien des végétaux (irrigation, fertilisant et taille), le remplacement des végétaux et leur irrigation. Ces contributeurs sont pris en compte via les modules B2 (maintenance), B4 (remplacement) et B7 (utilisation d'eau). Le transport des plantes remplacées et leur fin de vie sont pris en compte dans le module B4. Les impacts des autres contributeurs (modules B1, B3, B5 et B6) ne sont pas comptabilisés. Les plantes ne sont pas utilisées, pas réparées, pas rénovées et n'engendrent pas de coût énergétique.

Les besoins de *Centaurea montana* en phase de vie en œuvre sont modélisés pour une utilisation en toitures végétalisées.

Pour l'irrigation, les besoins en eau (module B7) sont modélisés à partir des travaux de (Van Mechelen, Dutoit, & Hermy, 2015) qui ont étudié les différents besoins en eau des toitures végétalisées en fonction du contexte climatique dans lequel elles se situent. Les quantités modélisées sont répertoriées dans le Tableau III-12.

Tableau III-12 : Quantification des besoins en eau de *Centaurea Montana* implantée sur différentes typologies de toitures végétalisées

Typologie de toitures	Besoins en eau (m ³ /an)	Remarques
Végétalisée extensive	-	Pas de besoin en eau pour les plantes succulentes (dire d'experts d'après la journée « Végétalisation du bâti » organisée par Plante&Cité le 4 juillet 2018)
Végétalisée semi-intensive	0.217	D'après une moyenne (tous climats et pays confondus) des travaux de (Van Mechelen et al., 2015). Cela correspond à un arrosage de juin à juillet. Les précipitations et l'évapotranspiration des végétaux sont prises en compte dans le calcul.
Végétalisée intensive	0.322	D'après une moyenne (tous climats et pays confondus) des travaux de (Van Mechelen et al., 2015). Cela correspond à un arrosage de mi-juin à mi-septembre. Les précipitations et l'évapotranspiration des végétaux sont prises en compte dans le calcul.

Pour la fertilisation, les exigences sont modélisées en fonction des recommandations de (Vacek et al., 2017) : 5g/m² deux fois par an avec un ratio NPK 19 :6 :12 au printemps et 10 :9 :19 en automne. Les fertilisants sont utilisés les quatre premières années de mise en service, le temps que le système se stabilise (information fournie par des professionnels en toitures végétalisées françaises).

L'irrigation et la fertilisation sont utilisées exclusivement sur les toitures semi-intensive et intensive. La toiture extensive ne requiert aucun soin particulier puisque les plantes grasses (sedum) sont particulièrement résistantes aux conditions rudes (sols pauvres et sécheresse) (BIODIVERSITE & BATI, 2012).

Enfin, le transport individuel du technicien pour la toiture conventionnelle et celui du jardinier pour les toitures végétalisées (dans le cas où les soins apportés aux plantes sont pris en compte) sont modélisés dans le module B2 d'après les dires d'experts :

- 1 fois/an pour la toiture conventionnelle ;
- 2 fois/an pour la toiture extensive ;
- 4 fois/an pour la toiture semi-intensive ;
- 12 fois/an pour la toiture intensive.

Nous avons modélisé la taille des plantes en considérant que tous les deux ans, 40% du poids de la plante est retiré et part en compostage.

Le détail de la modélisation est disponible dans l'annexe 8.

3.3.2.4. Étapes C1 à C4

Les étapes C1 (déconstruction) et C3 (traitement des déchets) ne sont pas modélisés dans les ICV des végétaux. Les végétaux sont directement compostés (C4). La zone de compostage est située dans le voisinage du site de vie en œuvre (hypothèse pour la modélisation de l'étape C2 : moins de 1 km du site).

Les données sont toutes rapportées à l'unité fonctionnelle de *Centaurea montana*. Nous avons procédé de façon similaire pour modéliser les ICV des sédums, mélanges d'arbustes et d'herbacées ainsi que pour l'érable du Japon, en adaptant les quantitatifs et certains paramètres en fonction des données collectées.

Le détail de la modélisation est disponible dans l'annexe 8.

3.4. Synthèse

La littérature nous a permis de mettre en place un protocole ainsi qu'un questionnaire de collecte de données spécifiques pour la réalisation des ICV de végétaux. Après les étapes d'identification et de recensement des végétaux adaptés au paysage urbain, nous avons recherché, contacté et auditionné des pépiniéristes spécialisés dans la culture de végétaux ornementaux. Notre questionnaire, précis et ciblé, a permis une collecte efficace des informations relatives aux itinéraires techniques des végétaux qui nous intéressent. Enfin nous avons appliqué notre protocole pour créer des ICV de plantes, en nous efforçant de les rendre à la fois robustes et en adéquation avec ceux du monde agricole. Nous avons ainsi créé des ICV pour :

- Un arbre : l'érable du Japon ;
- Des herbacées : mélange d'herbacées et *Centaurea montana* ;
- Des arbustes : mélange d'arbustes ;
- Des succulentes : mélange de sedum.

Ces ICV ont été utilisés afin de créer des données environnementales d'impact du Cycle de Vie des végétaux considérés. Ces fiches initient la mise en place d'une nouvelle base de données : FloraDE (**Données Environnementales sur la Flore**).

Les itinéraires techniques des plantes issues d'une même typologie sont très similaires. Par exemple, les temps de culture et les besoins sont identiques pour toutes les plantes herbacées. Les fiches correspondantes aux mélanges de plantes sont donc collectives, c'est-à-dire qu'une fiche représente plusieurs espèces d'une même typologie. Ainsi, la fiche environnementale relative aux plantes succulentes englobe 8 espèces différentes, celle des plantes herbacées, 39 espèces, et celles des arbustes, 8 espèces. L'annexe 8 liste le nom des espèces pour chaque fiche collective. Toutes les espèces recensées dans les fiches collectives avaient été préalablement identifiées dans la base de données FloraCity. Elles ne sont pas forcément endémiques en France (i.e. érable du Japon), mais ne sont pas pour autant considérées comme envahissantes.

4. Création d'une passerelle entre les indicateurs environnementaux calculés selon le cadre normatif de l'ACV bâtiment actuel et les indicateurs biodiversité

En sus de la dimension énergétique actuelle (RT 2012), la réglementation en matière de construction neuve intégrera d'ici 2020 une nouvelle dimension environnementale, qui restituera l'empreinte carbone des constructions neuves, « tout au long de leur cycle de vie, depuis la conception jusqu'à la démolition » (MTES, 2020). L'ACV, qui évalue les impacts environnementaux d'un système tout au long de son cycle de vie, a été retenue par l'État pour atteindre les objectifs « bas carbone » qu'il s'est fixé. Cette méthode est en effet reconnue dans le monde scientifique, et est encadrée par un corpus normatif conséquent (séries normes ISO 14040), en particulier pour les produits de construction (NF EN 15 804) et les bâtiments (NF EN 15 978) (cf. chapitre 2 pour plus d'informations).

Dans ce cadre, de nombreux outils et logiciels ont été développés afin de permettre aux utilisateurs d'évaluer l'empreinte environnementale de leurs produits. Nous avons déjà cité le logiciel Simapro et la base de données Ecolinvent (cf. chapitre 2), particulièrement adaptés à la réalisation d'ACV sur des produits simples, tels que des produits de construction, dont les ICV ne sont pas trop longs. Ces outils s'avèrent en revanche moins adaptés à des systèmes plus complexes, comme les bâtiments. Afin de faciliter et d'opérationnaliser la mise en œuvre des ACV bâtiment, des outils simplificateurs et spécifiques au secteur ont été développés. Conformément au système normatif associé à l'évaluation environnementale du bâtiment, ils évaluent les impacts au niveau « midpoint » (effet) (cf. Chapitre 2).

L'objectif de cette partie est d'utiliser les référentiels, outils et données ACV existantes à l'échelle bâtiment afin de prédire les dommages causés à la biodiversité (indicateurs « endpoint »). Dans un premier temps, nous devons comprendre le fonctionnement de ces référentiels afin de créer une passerelle effet → dommage la plus adaptée possible. Nous explicitons ensuite les différents modèles que nous avons créés pour passer des indicateurs des normes existantes « midpoint », aux indicateurs biodiversité « endpoint » de la méthode ReCiPe 2016.

4.1. De l'ACV produit à l'ACV bâtiment

4.1.1. L'ACV des produits de construction

L'ACV d'un produit de construction est laissée à l'initiative d'un fabricant, d'un syndicat de fabricants ou d'un représentant d'une filière. Elle constitue la première étape d'une démarche d'écoconception en permettant un diagnostic environnemental multicritères sur le cycle de vie du produit (LEBERT & CHEVALIER, 2018). Elle est obligatoire, en France, pour les fabricants qui émettent une allégation environnementale sur leur produit.

Les ACV des produits de construction sont soumises à des règles fixées par la norme européenne associée à son complément national (NF EN 15 804 + CN). Elle fixe, entre autres, les données à collecter pour les ICV ainsi que les indicateurs à calculer selon un modèle bien défini. Par exemple, l'indicateur de réchauffement climatique est calculé avec le modèle numérique fourni par l'IPCC 2007. Ces règles permettent la comparaison des résultats ACV des produits les uns avec les autres, sans biais (LEBERT & CHEVALIER, 2018). Les indicateurs « midpoint » calculés selon la norme sont regroupés en 4 catégories (24 indicateurs au total) :

- Les indicateurs environnementaux : épuisement des ressources abiotiques (éléments et fossiles), acidification des sols, appauvrissement de la couche d'ozone, réchauffement climatique, eutrophisation et formation d'ozone photochimique ;
- Les indicateurs de ressources : utilisation d'énergie primaire (renouvelable, non renouvelable et totale), utilisation des ressources d'énergie primaire (renouvelable, non renouvelable et totale), utilisation de matières secondaires, utilisation de combustibles secondaires (renouvelables et non renouvelables), utilisation nette d'eau douce ;
- Les indicateurs de production de déchets : déchets éliminés (dangereux, non dangereux et radioactifs) ;
- Les indicateurs de flux sortant (facultatifs) : composants destinés à la réutilisation, matériaux destinés au recyclage, matériaux destinés à la récupération d'énergie et énergie fournie à l'extérieur.

Les ACV des produits de construction sont formalisées sous forme de Fiche de Déclaration Environnementale et Sanitaire (FDES), les ACV des équipements sous forme de Profil Environnemental Produit (PEP). FDES et PEP peuvent être déposés dans la base de données INIES (<https://www.inies.fr>). Les fiches environnementales sont caractéristiques d'une unité de produit : les résultats d'indicateurs font référence à 1m², 1 pièce, 1m³, 1mL ou 1kg en fonction de la métrique qui définit le produit. Cette base de données sert de référence pour la réalisation des ACV bâtiments. Dans le cadre des travaux sur la performance environnementale des bâtiments neufs et dans la perspective de la réglementation environnementale 2020, la base INIES contient aussi des Données Environnementales par Défaut (DED). Elles permettent, en cas d'absence de FDES ou de PEP du produit ou équipement utilisé dans un projet de bâtiment, de réaliser malgré tout un calcul d'ACV sur cette construction. Elles sont déclarées par l'État (INIES, 2020).

La réalisation de l'ACV d'un produit de construction peut, de la collecte de données à la réalisation de la fiche, prendre plusieurs semaines. Le volume de données relatives à l'ACV d'un bâtiment et la multiplication des acteurs impliqués nécessitent des règles de réalisation adaptées.

4.1.2. L'ACV bâtiment dans le cadre du référentiel « Energie-Carbone »

Le référentiel « Energie-Carbone » pour les bâtiments neufs définit la méthode de calcul des indicateurs relatifs au bilan énergétique et à la performance environnementale du bâtiment sur l'ensemble de son cycle de vie. Les indicateurs, commun à ceux de l'ACV produit, sont obtenus par la somme des indicateurs environnementaux relatifs à quatre contributeurs :

- Le contributeur « produits de construction et équipements » ;
- Le contributeur « consommations d'énergie »
- Le contributeur « consommations et rejets d'eau »
- Le contributeur « chantier ».

Ces quatre contributeurs sont décrits ci-après, suivi des outils opérationnels mis en place pour faciliter le calcul des indicateurs à l'échelle de l'ouvrage.

▪ **Contributeurs du référentiel « Energie-Carbone »**

Contributeur « Produit de Construction et Équipement (PDCE) »

Le contributeur « Produits de Construction et Équipements (PDCE) » rassemble l'ensemble des produits, matériaux de construction et équipements constitutifs du bâtiment, de sa construction à sa fin de vie. Il comptabilise par exemple les mètres cubes de béton, les huisseries, les câbles électriques, la moquette, la chaudière, etc. Il comprend tous les éléments permettant la mise à disposition initiale du bâtiment en tant qu'assemblage de matériaux et de produits de construction. Il inclut également les produits qui sont renouvelés pendant l'étape d'exploitation du bâtiment : si la chaudière est changée au bout de 15 ans et la fenêtre au bout de 20 ans, ces nouveaux produits sont pris en compte dans le bilan. Enfin, il tient compte de la fin de vie de chacun des éléments qu'il recense. Ce contributeur couvre toutes les étapes du cycle de vie du bâtiment. Les éléments présents sur la parcelle peuvent également y être inclus (voirie, clôtures, etc.) selon les règles retenues par le référentiel suivi.

Concrètement, pour calculer les impacts de ce contributeur, l'utilisateur doit utiliser des fiches environnementales spécifiques (Fiches de Déclaration Environnementale et Sanitaire, FDES) ou génériques par défaut (Données Environnementales par Défaut, DED). Une fiche correspond à l'impact d'une unité d'un produit de construction utilisée dans le bâtiment. L'utilisateur associe ensuite à chaque fiche, la quantité de matériau nécessaire à la construction du bâtiment. Le calcul de l'impact s'opère par le produit scalaire de la fiche environnementale unitaire par la quantité. Selon la complexité du bâtiment, plusieurs dizaines, voire plusieurs centaines de produits peuvent être mobilisés.

Contributeur « énergie »

Le contributeur « énergie » répertorie les flux des ressources énergétiques consommées pendant l'étape d'exploitation du bâtiment. Les sources d'énergie dans le bâtiment peuvent prendre la forme de combustibles (gaz brûlé en chaudière, bûches brûlées dans un poêle), de chaleur (bâtiment raccordé à un réseau de chaleur ou de froid) ou d'électricité. Ce contributeur peut être scindé en différents sous-

contributeurs ou « postes de consommations » : les consommations intrinsèques au bâtiment (chauffage, ECS, ventilation, etc.) et celles liées à son activité (ascenseurs, éclairage, etc.).

Pour modéliser l'impact de ce contributeur, les quantitatifs d'un poste de consommation sont associés à une donnée environnementale conventionnelle. Cette donnée est figée et ne peut pas être remplacée par l'utilisateur. Elle est mise à disposition par le ministère en charge de la construction (MEEM & MLHD, 2016). Elle correspond par exemple à la combustion de 1kWh de granulés de bois dans une chaudière, ou à la mise à disposition de 1 kWh d'électricité pour l'usage d'ECS dans un bâtiment résidentiel.

Contributeur « consommations et rejets d'eau »

Le contributeur « consommations et rejets d'eau » rassemble les flux d'eau entrants et sortants du système « bâtiment et parcelle » pendant l'étape d'exploitation du bâtiment. Les eaux consommées peuvent provenir d'un réseau d'eau (potable ou non), d'une collecte des eaux de pluie, d'un puits, etc. Les eaux rejetées sont celles qui sont restituées à un système d'assainissement collectif ou autonome. Les impacts de ce contributeur sont calculés en associant à chaque élément considéré un quantitatif et une donnée environnementale conventionnelle (e.i. mise à disposition de 10 m3 d'eau potable au robinet ou assainissement collectif de 10 m3 d'eaux usées domestiques).

Contributeur « chantier »

Bien que le contributeur « Produits de Construction et Équipements (PDCE) » intègre indirectement une part des impacts relatifs aux chantiers de construction, il a été nécessaire de compléter par le contributeur « chantier ». Le contributeur PDCE intègre les impacts de l'installation ou du montage de chaque produit, puis son retrait du bâtiment, mais toutes les activités d'un chantier ne sont pas reliées à un produit particulier, par exemple, l'usage d'une grue ou le terrassement d'une surface. Le contributeur « chantier » permet donc de tracer les impacts propres aux chantiers en complément de ceux déjà comptabilisés dans le contributeur PDCE. On y retrouve des consommations d'eau et d'énergie relatives aux travaux et équipements non attribuables à un produit ou à un équipement particulier, des excavations et les transports de déblais, remblais, etc.

Pour calculer les impacts de ce contributeur, les quantitatifs doivent être associés aux données environnementales conventionnelles relatives au processus considéré.

La Figure III-15 synthétise le découpage en contributeurs des modélisations ACV de bâtiment selon le référentiel « Energie-Carbone » et spécifie les phases de cycle de vie concernées.

	Phase de PRODUCTION (modules A1 à A3)	Phase de CONSTRUCTION (modules A4 à A5)	Phase d'UTILISATION (modules B1 à B7)	Phase de FIN DE VIE (module C1 à C4)
Produits de construction et équipements	Acquisition matières premières, Transport, Fabrication (A1 à A3)	Transport, Processus de construction – installation (A4 à A5)	Utilisation, Maintenance, Réparation, Remplacement, Réhabilitation (B1 à B5)	Déconstruction, Transport, Traitement, Elimination (C1 à C4)
Consommations d'énergie			Conso. d'énergie - Usages RT - Usages immobiliers hors RT - Usages mobiliers (B6)	
Consommations et rejets d'eau			Conso. et rejets d'eau (B7)	
Chantier		Chantier de construction (A5)		

Figure III-15 : Contributeurs des ACV bâtiment et phasage en fonction des étapes du cycle de vie, selon le référentiel E+C-

▪ Outils de calcul

Afin d'accompagner les utilisateurs dans le calcul d'impact environnemental des bâtiments, plusieurs logiciels d'ACV ont été agréés par le référentiel « Energie-Carbone » (cf. Tableau III-13).

Tableau III-13 : Logiciels ACV bâtiment agréés par le référentiel « Energie-Carbone » (ADEME & MTES, 2020)

Éditeur	Logiciel
BBS Slama	ClimaWin
Bionova Ltd	OneClick LCA
CSTB	ÉLODIE
IZUBA énergies	Pléiades ACV
Logiciels PERRENOUD	ThermACV
Bastide Bondoux	Béa
Graitec Innovation	ArchiWIZARD
Combo Solutions	Vizcab
Eosphère	COCON

Nous portons notre attention sur le logiciel ÉLODIE, édité par le CSTB et destiné à l'ensemble des acteurs de la construction engagés dans une démarche environnementale performancielle, d'écoconception ou de certification. ÉLODIE est un outil collaboratif qui permet de quantifier les impacts environnementaux sur l'ensemble du cycle de vie d'un bâtiment. Il est connecté à la base de données INIES, qui met à disposition gratuitement les données environnementales nécessaires au calcul d'impact (FDES, DED, données conventionnelles, etc.).

ÉLODIE permet la modélisation des quatre contributeurs. La modélisation du contributeur « Produit de construction et Équipements » est à la charge de l'utilisateur, mais facilitée par l'accès direct aux données environnementales via INIES. La modélisation du contributeur « énergie » est automatiquement incrémentée par l'injection du Récapitulatif Standardisé d'Étude Thermique (RSET)

du bâtiment. Le RSET fait référence aux calculs conventionnels de performance énergétique, exécutés à l'aide de logiciels dédiés (Climawin, Pleiades+Comfies, etc.). Il est fourni par le concepteur du bâtiment. La modélisation du contributeur « eau » peut se faire manuellement ou par le biais d'une calculatrice automatique en fonction du niveau d'information détenu par l'utilisateur. Différents paramètres sont pris en compte : nombre d'habitants, nombre de douches, de baignoires, caractéristiques des chasses d'eau, surfaces à arroser, etc. Enfin, les quantitatifs du contributeur « chantier » sont générés automatiquement à partir de quatre données d'entrée : la durée du chantier, la quantité de terres excavées, la quantité de terres évacuées, la distance entre le chantier et le lieu d'évacuation des terres.

Tous les indicateurs ACV sont calculés pour chacun des éléments de chaque contributeur. En fonction du niveau de détail, et de la disponibilité des données, le temps de modélisation d'un bâtiment peut varier de quelques heures à quelques jours.

La modélisation achevée, ÉLODIE autorise l'export des résultats détaillés de l'ACV sous format .csv. Les 24 indicateurs ACV sont calculés pour chacun des éléments modélisés (produits de construction, postes énergétiques, postes consommations et rejets d'eau, postes chantiers) sur le cycle de vie total, ainsi qu'à chaque étape du cycle de vie. Enfin, un observatoire technique a été mis en place pour favoriser la transparence, le partage d'analyse et des retours d'expériences de l'expérimentation E+/C- (expérimentation qui permet de tester les ambitions du nouveau standard énergétique et environnemental pour le bâtiment). Les maîtres d'ouvrage ayant fait évaluer leurs opérations de construction selon le référentiel « Énergie – Carbone » sont ainsi invités à y déposer leurs modélisations.

Pour conclure, la prise de connaissance du référentiel « Energie-Carbone » (MTES, 2017) nous a permis de comprendre l'organisation des ACV à l'échelle bâtiment. Les informations sont à ventiler entre quatre contributeurs. Le contributeur « PDCE » détaille les produits de construction du bâtiment : nature du produit, quantité, fiche environnementale (FDES ou DED) et durée de vie. Le contributeur « énergie » renseigne les vecteurs d'énergie relatifs aux différents postes de consommation d'énergie. Le contributeur « eau » correspond aux processus de consommation et de traitement de l'eau. Le contributeur « chantier » est quant à lui divisé en quatre sous-parties, dont l'eau et l'énergie, qui présentent des modélisations similaires aux contributeurs du même nom. Les deux autres sous-parties concernent le traitement et le transport des déchets. Les données environnementales associées aux quantitatifs de ces trois contributeurs sont des données conventionnelles fournies par l'État. Les indicateurs ACV « midpoint » sont calculés pour chacun des contributeurs selon la norme NF EN 15 804. Les résultats des modélisations sont exportables sous format .csv et certaines modélisations de bâtiments stockées dans l'Observatoire E+/C- sont consultables sous certaines conditions.

En l'état, le référentiel « Energie-Carbone » et les outils associés à l'échelle bâtiment ne permettent pas le calcul des indicateurs « endpoint » de dommage sur la biodiversité. Ces indicateurs ne peuvent en effet être calculés qu'à partir d'outils ACV tel que Simapro, non opérationnel à cette échelle d'étude.

Pour évaluer les dommages sur la biodiversité à l’échelle bâtiment, il est donc nécessaire de créer une passerelle entre les indicateurs « midpoint » du référentiel « Energie-Carbone » et les indicateurs de « endpoint » de dommage sur la biodiversité, et plus précisément ceux de la méthode ReCiPe 2016, modèle ACV sélectionné au chapitre 2. Les informations collectées dans cette partie descriptive nous permettent de mettre en place une passerelle robuste et adaptée au référentiel, aux données et aux outils utilisés en ACV bâtiment.

La partie suivante explique comment nous avons procédé pour mettre en place des modèles de prédiction des indicateurs biodiversité afin de permettre aux utilisateurs intéressés par l’évaluation sur la biodiversité de ne pas devoir modéliser leur bâtiment deux fois : sur ÉLODIE (processus qui prend plusieurs jours, si la performance environnementale est recherchée) et sur Simapro (processus qui prendrait plusieurs semaines).

4.2. Création d’une méthodologie d’analyse prédictive adaptée aux besoins de l’étude

4.2.1. Principes de l’analyse prédictive

L’analyse prédictive est un processus qui, à partir de données, utilise les statistiques pour prédire des résultats. La modélisation prédictive examine les données existantes et établit un résultat probable. Elle repose sur la découverte de corrélations entre différents jeux de données (ou variables) et sur l’application de modèles de prédiction. Cette approche est couramment utilisée en ACV car il a été prouvé que les indicateurs étaient corrélés les uns aux autres (Huijbregts, Hellweg, Frischknecht, & Hendriks, 2010; S. Lasvaux et al., 2016; Sebastien Lasvaux, 2012; Laurent, Olsen, & Hauschild, 2012).

Les modèles de prédiction dépendent de la nature des variables à prédire : si elles sont quantitatives, il s’agit de modèles de régression, si elles sont qualitatives, il s’agit de modèles à choix discret (Kotu & Deshpande, 2015). Parmi les modèles de régression, le plus répandu est celui de la régression linéaire. Il établit la relation entre une variable quantitative Y à prédire (variable à expliquer) et un ensemble de variables quantitatives X_j explicatives (ou prédictives), avec j = 1, ..., n.

La relation est exprimée comme une équation qui prédit les valeurs de la variable Y comme une combinaison linéaire de paramètres. La régression linéaire est dite simple si elle utilise une seule variable explicative, et multiple dans le cas contraire.

La relation linéaire entre Y et les n variables X_j (avec j = 1, . . . , n) suit l’Équation III-2 suivante :

Équation III-2 : Formule de principe d’une équation linéaire

$$Y_i = a_0 + a_1X_{i,1} + \dots + a_nX_{i,n} + E$$

avec :

- y_i = i-ième observation de la variable Y;
- a = paramètres du modèle, a_0 est une constante ;
- $x_{i,n}$ = i-ième observation de la n-ième variable ;
- E = erreur du modèle

Un modèle de régression linéaire peut être multiple si et seulement si les variables prédictives sont indépendantes les unes des autres.

L'étude des grands principes de l'analyse prédictive, suivie d'un premier test peu concluant sur tous les processus EcolInvent (15 918 données) nous a conduits à mettre en place un protocole de prédiction spécifiquement adapté à notre étude.

4.2.2. Protocole de réalisation d'une analyse prédictive dans le cadre du bâti

Pour notre étude, les variables prédictives X sont les indicateurs calculés par ÉLODIE et les variables à prédire Y sont les indicateurs biodiversité calculés avec la méthode ReCiPe 2016. Les différentes étapes mises en place afin de développer des modèles robustes sont présentées ci-après.

4.2.2.1. Création des jeux de données d'apprentissage

Dans des travaux liminaires, nous avons tenté d'installer des modèles de régression linéaire à partir d'un jeu de données constitué de tous les processus d'EcolInvent (15 918 données). Les processus étudiés se sont avérés trop hétérogènes, en englobant des produits de construction, des constructions d'usines, des produits chimiques, des modules énergétiques ou encore des ressources. La trop grande disparité de nature, et d'ordre de grandeur de ces données n'a pas permis d'aboutir à un modèle de prédiction performant. Nous avons donc décidé de créer des jeux de données adaptés spécifiquement aux données nécessaires à la modélisation des contributeurs ÉLODIE. Nous avons également réduit la liste des indicateurs ÉLODIE à traiter pour ne retenir que ceux qui nous semblaient les plus pertinents pour la prédiction les indicateurs biodiversité, par rapport aux cinq grandes causes de perte de biodiversité identifiées par l'IPBES. Notre sélection se limite à 8 indicateurs (sur les 24 initiaux) :

- Le réchauffement climatique ;
- L'acidification des sols ;
- L'eutrophisation des eaux ;
- L'appauvrissement de la couche d'ozone ;
- La création d'ozone photochimique dans l'atmosphère ;
- La pollution de l'eau ;
- La pollution de l'air ;
- La consommation nette d'eau douce.

Notre première étape de l'analyse prédictive consiste donc à préparer les jeux de données nécessaires à la réalisation de la régression, pour chaque contributeur. Nous sélectionnons les processus EcoInvent les plus représentatifs pour chaque contributeur. Puis, grâce au logiciel Simapro, nous calculons les impacts de ces processus avec deux méthodes :

- La méthode relative à la norme EN 15 804, pour les 8 indicateurs « midpoint » présélectionnés ci-dessus ;
- La méthode ReCiPe, qui restitue les 11 indicateurs biodiversité « endpoint ».

Ces deux jeux de variables constituent nos données d'apprentissage. Les variables à prédire étant quantitatives, les modèles de prédiction sont des modèles de régression, et nous appliquons le modèle de régression linéaire compte tenu des corrélations entre différents indicateurs environnementaux établies dans la littérature (Huijbregts et al., 2010; S. Lasvaux et al., 2016; Sebastien Lasvaux, 2012; Laurent et al., 2012).

4.2.2.2. Réalisation de tests de dépendance entre les variables prédictives

La deuxième étape du protocole consiste à tester les liens potentiels entre les indicateurs ÉLODIE, pour savoir si les modèles de régression linéaire à appliquer sont simples ou multiples. Pour cela, nous cherchons le degré de corrélation entre les indicateurs grâce au module Matplotlib de Python qui trace et restitue des données sous forme de graphiques. En appelant la fonction « heatmap » et en l'appliquant sur le jeu de données prédictives, nous obtenons une carte de chaleur qui montre les liens de dépendance entre les indicateurs. Si le coefficient de dépendance est faible, les indicateurs sont indépendants, et la régression linéaire est multiple. Dans le cas contraire, elle est simple.

Si les modèles de régression s'avèrent simples, nous analysons le degré de corrélation entre les indicateurs ÉLODIE et les indicateurs de biodiversité (ReCiPe 2016) afin d'isoler l'indicateur ÉLODIE qui contient le plus d'informations pour prédire l'indicateur biodiversité que l'on considère. Ce travail permet de faire un premier tri entre les variables prédictives à sélectionner pour prédire chacune des variables à prédire. Quand, entre une variable à prédire et une variable prédictrice la carte de chaleur affiche un coefficient de corrélation de dépendance de 1, nous choisissons automatiquement la variable prédictive indiquée pour établir le modèle de régression linéaire. Si aucune des variables à prédire n'est dépendante à hauteur de 1 avec l'une des variables prédictives, alors nous sélectionnons la variable prédictrice la plus appropriée pour prédire l'indicateur biodiversité, à condition toutefois que son coefficient de dépendance soit supérieur à 0.9. Il est à noter que les coefficients de dépendance fournis par la carte de chaleur ne correspondent pas aux coefficients de corrélation linéaire. Ils garantissent seulement qu'un lien entre deux variables existe, sans pour autant en préciser sa nature (linéaire multiple, linéaire simple, polynomiale, etc.).

4.2.2.3. Détermination des paramètres des modèles de régression linéaire

La troisième étape consiste à déterminer les valeurs des paramètres qui vont permettre de faire le lien entre les variables prédictives et les variables à prédire. La détermination de ces paramètres dépend des jeux de données d'apprentissage.

Pour les jeux de données d'apprentissage contenant plusieurs données (cas de figure du contributeur « Produits de Construction et Équipements »), nous devons établir un modèle de prédiction capable d'optimiser l'estimation. Il doit minimiser la somme des résidus carrés, pour que la droite de régression approche au mieux le nuage de points des observations. Pour cela, nous nous sommes référés à la méthode des moindres carrés ordinaire (« ordinary least squares » (OLS)) qui consiste à minimiser la distance entre les données expérimentales et les données issues du modèle théorique. Dans nos travaux, nous utilisons le package StatsModels module pour Python dédié à la modélisation statistique. StatsModels permet de repérer le meilleur modèle de régression linéaire entre nos deux jeux de données d'apprentissage. Nous l'avons utilisé ici de manière itérative pour déterminer les 11 indicateurs biodiversité de ReCiPe 2016.

Pour les jeux de données d'apprentissage contenant une donnée unique (cas de figure des contributeurs « énergie », « consommations et rejets d'eau » et « chantier »), nous avons déterminé le paramètre « a » en divisant la variable à prédire par la variable prédictive. Le modèle de régression créé pour ce cas de figure est forcément linéaire simple, de type $y=ax$ (avec a_0 nulle). Les incertitudes liées à ces modèles proviennent de la propagation des incertitudes des modèles ACV amont et ne sont pas présentées ici.

4.2.2.4. Test de la fiabilité des modèles

Pour terminer, nous testons la robustesse de nos modèles de prédiction. Cette étape n'est réalisée que pour les modèles créés à partir de la méthode des moindres carrés (contributeur « Produits de Construction et Équipements »).

Nous avons choisi d'effectuer trois tests de validité. Le premier, le plus courant, est le test R^2 . Il mesure le pouvoir de prédiction du modèle sur les variables d'apprentissage. Plus le R^2 est proche de 1, plus le modèle de prédiction est robuste. Les deux autres tests consistent à tester le modèle acquis avec les données d'apprentissage, sur des jeux de données différents, dont nous connaissons les impacts théoriques sur la biodiversité. Ainsi, nous déployons le modèle sur le jeu de données relatif aux toitures végétalisées du chapitre 2, puis sur un jeu de données correspondant à la modélisation simplifiée de trois maisons. Les tests ont vocation à analyser statistiquement les écarts entre les valeurs théoriques et les valeurs prédites par le modèle. Ils permettent de valider le modèle aux échelles macro-composant et bâtiment.

Les différentes étapes de l'analyse étant maintenant bien définies, nous pouvons passer à son déploiement.

4.3. Déploiement de la méthodologie d'analyse prédictive

4.3.1. Prédiction des impacts biodiversité relatifs au contributeur « Produits de Construction et Équipements »

4.3.1.1. Création des jeux de données d'apprentissage

Le jeu de données pour prédire le contributeur PDCE se compose de 131 processus EcoInvent soigneusement sélectionnés, notamment à partir des modélisations des Déclarations Environnementales par Défaut réalisées par le CSTB. Ce choix garantit la fiabilité du processus sélectionné pour représenter la catégorie des produits de construction et équipement. Les données exprimées en m³ ont été rapportées à leur masse en kg afin de garantir une des valeurs d'impact du même ordre de grandeur et pour ne pas biaiser les modèles. La base de données est constituée de 57 matériaux minéraux (béton, plâtre, ciment, etc.), 23 matériaux biosourcés (bois brut, bois reconstitué, cellulose, etc.), de 19 métaux (aluminium, zinc, étain, etc.) et enfin de 32 plastiques (PVC, polystyrene, polyéthylène, etc.). Les processus sélectionnés sont disponibles dans l'Annexe 10.

Nous avons réalisé les calculs d'impacts de ces 131 processus avec la méthode réglementaire de l'EN 15 804. Le jeu de données obtenu correspond aux variables prédictives. Nous avons ensuite calculé les impacts de ces mêmes processus avec la méthode ReCiPe 2016 pour obtenir les valeurs théoriques d'impact sur la biodiversité. Ce jeu de données correspond aux variables à prédire.

4.3.1.2. Recherche du degré de corrélation entre les variables prédictives

La carte de chaleur présentée dans la Figure III-16 indique que les indicateurs du référentiel « Energie-Carbone », calculés selon le référentiel EN 15 804, sont fortement corrélés les uns aux autres. Cela prouve qu'ils sont interdépendants et que les modèles de prédiction linéaires à créer doivent être simples : $y = ax + b$.

Création d'une passerelle entre les indicateurs environnementaux calculés selon le cadre normatif de l'ACV bâtiment actuel et les indicateurs biodiversité

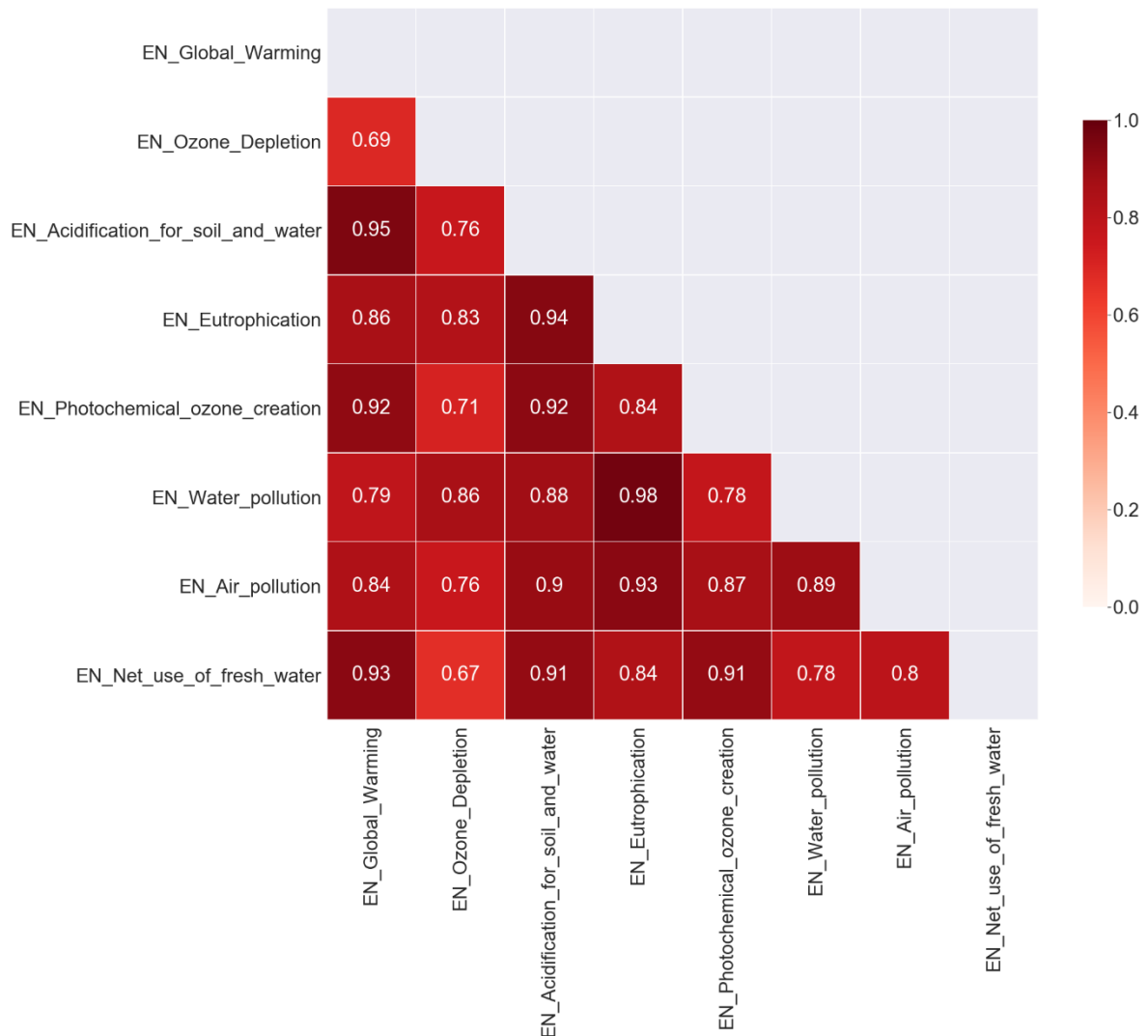


Figure III-16 : Carte de chaleur pour identifier le degré de corrélation entre les indicateurs EN 15 804 (référentiel « Energie-Carbone »)

La régression linéaire simple est un modèle concis, qui atteste de la robustesse de notre modèle. En effet, une régression polynomiale, plus sophistiquée, qui chercherait à trop bien représenter la réalité, pourrait accroître la variance, et donc l'incertitude du modèle (Baudot, 2020).

Pour établir la relation entre les variables X (indicateurs du référentiel « Energie-Carbone ») et Y (indicateurs biodiversité), nous avons créé une nouvelle carte de chaleur indiquant le degré de corrélation entre les différentes variables (cf. Figure III-17). Cette carte met en évidence les couples les plus adaptés à nos travaux, c'est-à-dire ceux dont les valeurs sont les plus proches de l'unité. Elle nous évite de tester inutilement toutes les combinaisons.

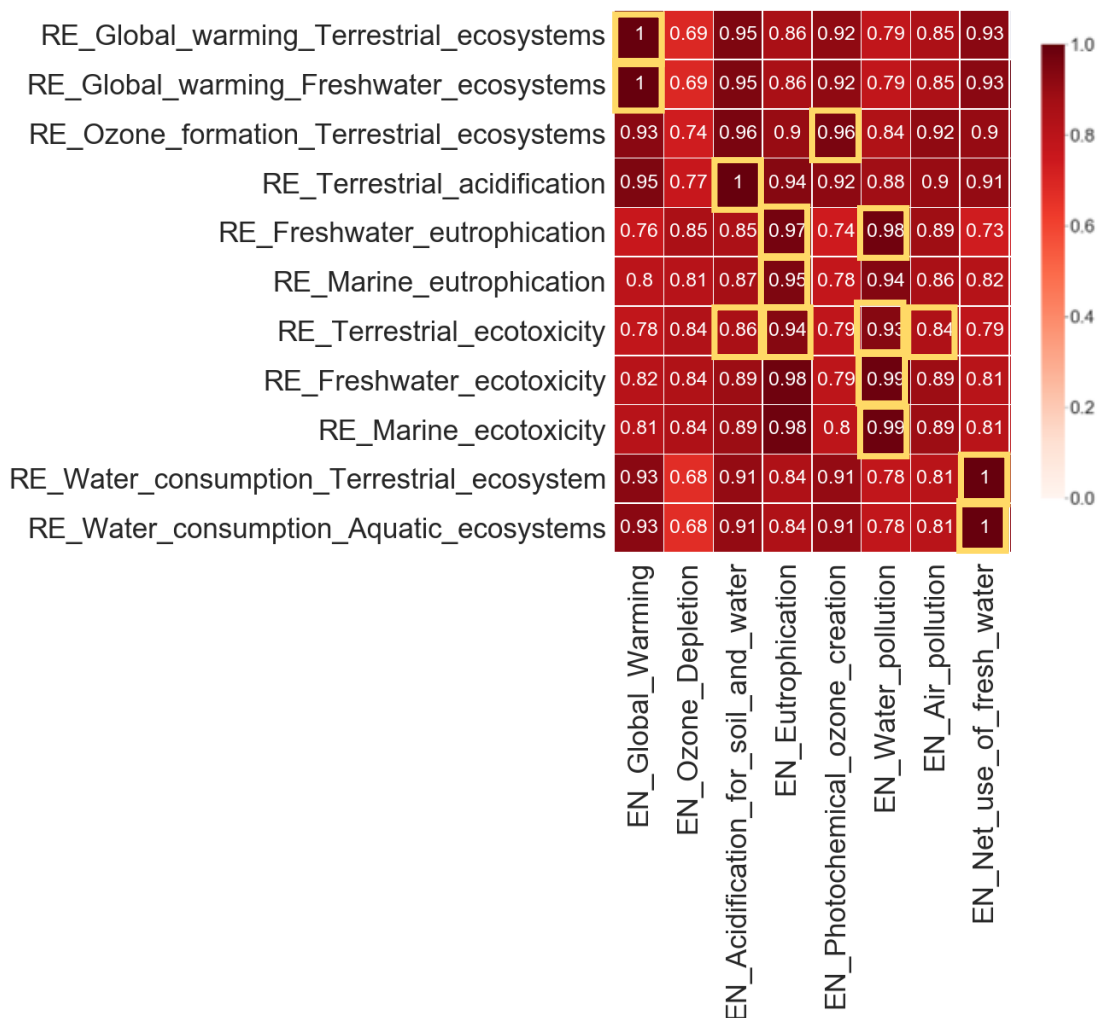


Figure III-17 : Carte de chaleur pour identifier les couples d'indicateurs ReCiPe 2016 ~ EN 15 804

D'une manière générale, tous les indicateurs affichent un fort niveau de dépendance les uns aux autres. Les couples retenus pour les modèles de prédiction (valeurs les plus fortes) sont présentés dans la Figure III-17 :

- Les indicateurs de réchauffement climatique pour les écosystèmes terrestres et d'eau douce sont couplés à l'indicateur de réchauffement climatique calculé selon le référentiel « Energie-Carbone » ;
- L'indicateur de formation d'ozone lié aux écosystèmes terrestres est couplé à l'indicateur du référentiel « Energie-Carbone » traduisant le même impact : l'indicateur de création d'ozone photochimique. Le coefficient de dépendance de ce couple est aussi égal à celui considérant l'acidification, cependant, le lien entre l'ozone et l'acidification des terres est moins évident (mécanisme de compréhension est plus complexe). Ce couple n'est pas retenu ;
- L'eutrophisation de l'eau douce est corrélée à deux indicateurs du référentiel « Energie-Carbone » : eutrophisation et pollution de l'eau. Nous avons créé un modèle pour chacun de ces deux couples dont les coefficients de dépendance sont élevés et pertinents. Le test de validité final permet de les départager ;

- L'indicateur d'eutrophisation marine est prédit par l'indicateur du référentiel « Energie-Carbone » d'eutrophisation ;
- L'indicateur d'écotoxicité terrestre affiche une dépendance forte avec l'eutrophisation (0.94) et la pollution de l'eau (0.93). Le lien est moins intuitif avec les indicateurs d'acidification ou de pollution de l'air (respectivement 0.86 et 0.84). Nous effectuerons cependant les tests avec les quatre indicateurs du référentiel « Energie-Carbone ». Les tests de validité permettent de retenir le plus pertinent ;
- Les indicateurs d'écotoxicité d'eau douce et d'écotoxicité marine affichent tous deux une forte relation de dépendance avec l'indicateur de pollution de l'eau, ce qui nous paraît cohérent ;
- Les indicateurs de consommation d'eau, que ce soit pour les écosystèmes aquatiques ou terrestres, sont couplés à l'indicateur du référentiel « Energie-Carbone » de consommation nette d'eau douce.

La carte de chaleur nous permet de connaître les couples [variable prédictive ~ variable prédite] les plus adaptés pour réaliser un modèle de régression linéaire simple. Ils sont regroupés dans le Tableau III-14.

Tableau III-14 : Couples [variable prédictive ~ variable prédite]

Variable prédictive (indicateurs EN 15 804)	Variable prédite (indicateurs ReCiPe 2016)
Global_Warming	Global_warming_Terrestrial_ecosystems
Global_Warming	Global_warming_Freshwater_ecosystems
Photochemical_ozone_creation	Ozone_formation_Terrestrial_ecosystems
Acidification_for_soil_and_water	Terrestrial_acidification
Eutrophisation	Freshwater_Eutrophisation
Water_pollution	Freshwater_Eutrophisation
Eutrophisation	Marine_Eutrophisation
Acidification_for_soil_and_water	Terrestrial_ecotoxicity
Eutrophisation	Terrestrial_ecotoxicity
Water_pollution	Terrestrial_ecotoxicity
Air_pollution	Terrestrial_ecotoxicity
Water_pollution	Freshwater_ecotoxicity
Water_pollution	Marine_ecotoxicity
Net_use_of_fresh_water	Water_consumption_Terrestrial_ecosystem
Net_use_of_fresh_water	Water_consumption_Aquatic_ecosystems

4.3.1.3. Détermination des paramètres des modèles de régression linéaire

Afin de déterminer les paramètres des différents modèles de régression linéaire (« a » et « b » de l'équation $y = ax + b$), nous appliquons de manière systématique la méthode des moindres carrés ordinaire grâce au module StatsModels disponible avec Python. Le Tableau III-15 affiche les paramètres calculés par le modèle OLS pour les différents couples.

Tableau III-15 : Paramètres de régressions calculés par le modèle OLS pour les couples [variable prédite ~ variable prédictive]

Couples	Paramètre « a »	Paramètre « b »
Global_warming_Terrestrial_ecosystems ~ Global_Warming	1,98E-01	2,00E-03
Global_warming_Freshwater_ecosystems ~ Global_Warming	1,00E-04	1,24E-06
Ozone_formation_Terrestrial_ecosystems ~ Photochemical_ozone_creation	1,12E+01	3,74E-02
Terrestrial_acidification ~ Acidification_for_soil_and_water	1,20E+01	-1,80E-03
Freshwater_Eutrophisation ~ Eutrophisation	2,68E+02	-2,51E-01
Freshwater_Eutrophisation ~ Water_pollution	1,49E-01	-2,08E-01
Marine_Eutrophisation ~ Eutrophisation	4,50E+00	2,48E-02
Terrestrial_ecotoxicity ~ Acidification_for_soil_and_water	1,94E+00	-3,00E-03
Terrestrial_ecotoxicity ~ Eutrophisation	3,04E+00	3,70E-03
Terrestrial_ecotoxicity ~ Water_pollution	2,50E-03	2,55E-02
Terrestrial_ecotoxicity ~ Air_pollution	4,88E-05	-8,00E-04
Freshwater_ecotoxicity ~ Water_pollution	2,80E-02	-4,66E-02
Marine_ecotoxicity ~ Water_pollution	1,38E+00	-2,28E+00
Water_consumption_Terrestrial_ecosystem ~ Net_use_of_fresh_water	9,29E-01	4,77E-05
Water_consumption_Aquatic_ecosystems ~ Net_use_of_fresh_water	8,00E-04	4,01E-08

4.3.1.4. Tests de validité des modèles

▪ Test du R²

Le premier test de validité du modèle réalisé est celui du coefficient de corrélation R². Plus il est proche de 1, plus la relation entre les deux variables est linéaire et plus les paramètres « a » et « b » sont appropriés pour la prédiction. Le Tableau III-16 indique les valeurs R² pour chaque couple et précise si le modèle de prédiction est retenu ou non. Un modèle n’est retenu que si la valeur R² est supérieure à 0.95.

Tableau III-16 : Résultats du test du R² pour les couples [variable prédite ~ variable prédictive]

Couples	Valeur R ²	Validation
Global_warming_Terrestrial_ecosystems ~ Global_Warming	0,999	Oui
Global_warming_Freshwater_ecosystems ~ Global_Warming	1,00	Oui
Ozone_formation_Terrestrial_ecosystems ~ Photochemical_ozone_creation	0,449	Non
Terrestrial_acidification ~ Acidification_for_soil_and_water	1	Oui
Freshwater_Eutrophisation ~ Eutrophisation	0,996	Oui
Freshwater_Eutrophisation ~ Water_pollution	0,982	Oui
Marine_Eutrophisation ~ Eutrophisation	0,581	Non
Terrestrial_ecotoxicity ~ Acidification_for_soil_and_water	0,385	Non
Terrestrial_ecotoxicity ~ Eutrophisation	0,47	Non
Terrestrial_ecotoxicity ~ Water_pollution	0,452	Non
Terrestrial_ecotoxicity ~ Air_pollution	0,328	Non
Freshwater_ecotoxicity ~ Water_pollution	0,974	Oui
Marine_ecotoxicity ~ Water_pollution	0,98	Oui
Water_consumption_Terrestrial_ecosystem ~ Net_use_of_fresh_water	0,999	Oui
Water_consumption_Aquatic_ecosystems ~ Net_use_of_fresh_water	0,999	Oui

Les modèles de prédiction sont validés pour les indicateurs de changement climatique (écosystèmes terrestres et aquatiques), d’acidification, d’eutrophisation (le couple « Freshwater_Eutrophisation ~ Eutrophisation » obtient le meilleur coefficient de corrélation), d’écotoxicité d’eau douce et d’eau de mer ainsi que pour les indicateurs de consommation d’eau (écosystèmes terrestres et aquatiques). Pour ces indicateurs, la corrélation entre les valeurs prédictives et les valeurs à prédire est bien linéaire. Nous avons représenté graphiquement cette corrélation sur la Figure III-18, pour l’indicateur de réchauffement climatique.

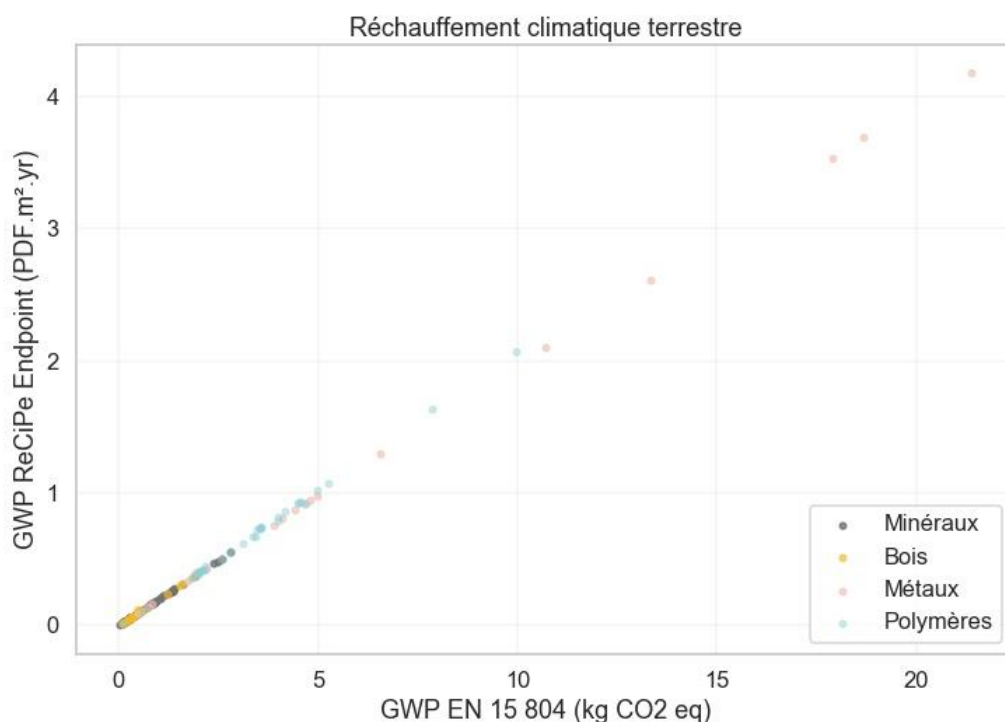


Figure III-18 : Représentation graphique de la corrélation entre les indicateurs de réchauffement climatique de ReCiPe 2016 et EN 15 804 (référentiel « Energie-Carbone »)

Les modèles ne sont pas valides pour les indicateurs de création d'ozone photochimique, d'eutrophisation marine et d'écotoxicité terrestre. Les quatre modèles testés pour l'écotoxicité terrestre n'ont pas obtenu une bonne corrélation et cet indicateur est abandonné. Pour les autres indicateurs, la carte de chaleur (cf. Figure III-17) indique des coefficients de dépendance élevés avec d'autres indicateurs du référentiel « Energie-Carbone » (*i.e.* ozone ~ acidification = 0.96, Eutrophisation marine ~ pollution de l'eau = 0.94). Nous avons essayé de prédire de nouveaux modèles de régression à partir de ces nouvelles combinaisons, mais aucun n'a passé le test du R^2 . Ils sont donc également abandonnés pour la suite de notre étude.

Les graphiques de corrélation de toutes les combinaisons des modèles testés sont disponibles dans l'annexe 11.

▪ Test sur le jeu de données des toitures et des maisons INCAS

Dans le chapitre 2, nous avons modélisé sous Simapro quatre systèmes de toitures. Nous les utilisons en association avec les modélisations de trois maisons individuelles réalisées dans le cadre des travaux de thèse sur les ACV bâtiments de (Fouquet, 2016), pour tester la validité des différents modèles de prédictions créés précédemment. Tout d'abord, nous calculons les impacts de ces différentes modélisations en suivant le référentiel EN 15 804. Nous appliquons ensuite les différents modèles de régression linéaire afin d'obtenir les prédictions d'impacts sur la biodiversité. Parallèlement, grâce à

Simapro, nous calculons les valeurs d’impact théorique des modélisations sur la biodiversité en leur appliquant les règles de ReCiPe 2016. *In fine*, nous pouvons comparer les valeurs d’impacts biodiversité prédites et théoriques et analyser le niveau d’incertitude de nos modèles aux échelles macro-composant et bâtiment. Le Tableau III-17 renseigne pour chaque indicateur le niveau d’incertitude de son modèle de prédiction. Il affiche en pourcentage le niveau d’incertitude moyen et médian (50%), l’écart type des incertitudes (std), ainsi que l’incertitude minimale (min) et maximale (max). Les valeurs d’impact théoriques et prédites de chacun des indicateurs sont disponibles dans l’annexe 12.

Tableau III-17 : Description des incertitudes obtenues pour chaque indicateur, après application des modèles sur les toitures et les maisons individuelles INCAS

	Réchauffement climatique terrestre	Réchauffement climatique aquatique	Acidification	Eutrophisation	Écotoxicité d’eau douce	Écotoxicité marine	Consommation d’eau sur les écosystèmes terrestres	Consommation d’eau sur les écosystèmes aquatiques
Incertitudes sur les toitures (%)								
Moyenne	14	14	22	-237	-61	-63	-4	1
std	10	10	14	123	39	39	16	20
min	-1	-1	0	-324	-115	-116	-22	-18
50%	18	18	29	-283	-53	-56	-6	-4
max	22	22	30	-56	-21	-23	17	29
Incertitudes sur les maisons individuelles (%)								
Moyenne	0,2	0,2	-2	-59	-100	-97	-8	0
std	0,6	0,5	0	8	10	9	5	4
min	-0,2	-0,2	-2	-67	-109	-106	-14	-4
50%	0,0	0,0	-1	-61	-101	-97	-5	0
max	0,9	0,8	-1	-50	-89	-87	-5	3

Les prédictions des impacts pour les indicateurs de réchauffement climatique, d’acidification et de consommation d’eau sont satisfaisantes, avec une moyenne d’incertitude inférieure à 22%. La prédiction des indicateurs d’eutrophisation et d’écotoxicité révèle de fortes incertitudes. Le Tableau III-18 permet de comparer les valeurs théoriques avec les valeurs prédites pour les toitures et les maisons étudiées, pour ces trois indicateurs en particulier.

Tableau III-18 : Comparaison des valeurs théoriques (obtenues par Simapro) avec les valeurs prédites (obtenues par les modèles de régression linéaire, pour les indicateurs d’eutrophisation, et d’écotoxicité des eaux douces et marines)

	Eutrophisation		Écotoxicité d’eau douce		Écotoxicité marine	
	Valeurs théoriques	Valeurs prédites	Valeurs théoriques	Valeurs prédites	Valeurs théoriques	Valeurs prédites
Toiture gravier	44	69	4	8	187	404
Toiture extensive	4	15	1	1.4	45	69
Toiture semi-intensive	6	21	1.3	1.6	67	82
Toiture intensive	10	45	1.7	2.6	81	129
Maison 1	15368	23128	1383	2619	68746	128882
Maison 2	13750	22145	1161	2332	58186	114771
Maison 3	10263	17237	936	1958	46862	96344

Nous constatons que les prédictions sont surévaluées dans tous les cas. Pour les toitures, les fortes incertitudes s’expliquent par des valeurs d’impacts relativement faibles. Un faible écart engendre une forte incertitude. Pour les maisons, les valeurs prédites sont largement surestimées, même si elles restent du même ordre de grandeur pour l’eutrophisation et l’écotoxicité d’eau douce.

Pour donner suite à ces observations, nous choisissons d'afficher la barre d'incertitude sur la prédiction pour chaque indicateur.

4.3.2. Prédiction des impacts biodiversité relatifs aux autres contributeurs : énergie, eau et chantier

Le calcul des impacts de ces contributeurs s'effectue grâce à des données environnementales conventionnelles, comme explicité dans la partie 4.1.2. Il en existe 47 (voir base [INIES](#), données de « Services »). Elles concernent les impacts relatifs à l'utilisation de l'eau potable et à son traitement, les impacts liés à différents vecteurs d'énergie (électricité, bois, réseau de chaleur, gaz, combustibles, etc.), les fluides frigorigènes ainsi que le traitement et le transport des déchets de construction. Les contributeurs énergie, eau et chantier ne sont pas concernés par les fluides frigorigènes, nous n'étudions pas ces données.

Les données conventionnelles sont fournies par l'Etat (Direction de l'Habitat, de l'Urbanisme et des Paysages (DHUP)) et ont été mises en place dans le cadre du référentiel « Energie-Carbone ». Une étude préalable a été effectuée afin d'associer des modules EcolInvent aux différents procédés contenus dans les contributeurs énergie, eau et chantier et d'en calculer les impacts unitaires. Nous utilisons cette étude pour calculer les impacts de ces contributeurs sur la biodiversité. Nous avons ainsi pu collecter les modules EcolInvent correspondants aux processus et calculer leur impact selon le cadre normatif EN et la méthode ReCiPe 2016. Parmi les données disponibles pour le contributeur énergie, nous avons sélectionné les quatre vecteurs suivants : gaz naturel, chaudière à granulés bois, électricité et réseau de chaleur (revalorisation des déchets verts et organiques). Pour le vecteur d'énergie « électricité », les données sont déclinées en fonction de leur destination (bâtiment résidentiel ou tertiaire) et de leur usage (ECS, chauffage, auxiliaires, etc.). Pour simplifier les prédictions, nous avons considéré un seul module EcolInvent, représentatif de la production d'électricité du mix énergétique français, pour toutes les destinations et pour tous les usages. Cependant, afin d'obtenir des résultats de prédiction précis, et compte tenu de la quantité de données identifiées, nous avons créé des modèles de prédiction simples (de type $y=ax$) pour chacun des procédés représentant les contributeurs. Pour les prédictions, nous avons conservé les mêmes couples [variables prédictives - variables à prédire] que ceux identifiés pour le contributeur PDCE (voir Tableau III-14).

Le Tableau III-19 indique les modules EcolInvent utilisés (et conformes à ceux utilisés dans les données environnementales conventionnelles) correspondant aux différents processus identifiés pour chaque contributeur. Le Tableau III-20 indique les 72 paramètres de prédiction « a » pour chacun des 8 indicateurs considérés. Les processus d'électricité et d'eau du contributeur chantier sont identiques à ceux des contributeurs « énergie » et « eau ».

Tableau III-19 : Modules EcolInvent utilisés pour créer les modèles de régression linéaire pour les processus des contributeurs « énergie », « eau » et « chantier »

Contributeur	Processus	Module EcolInvent associé
Énergie	Gaz naturel	Heat. central or small-scale. natural gas {Europe without Switzerland} heat production. natural gas. at boiler condensing modulating <100kW Cut-off. U
	Chaudière granulés bois	Heat. central or small-scale. other than natural gas {Europe without Switzerland} heat production. wood pellet. at furnace 9kW Cut-off. U
	Électricité (mix français)	Electricity. high voltage {FR} production mix Cut-off. U
	Réseau de chaleur (revalorisation de déchets verts et organiques)	Heat. central or small-scale. other than natural gas {CH} heat production. softwood chips from forest. at furnace 50kW. state-of-the-art 2014 Cut-off. U-Aline
Eau	Potabilisation de l’eau	Tap water {CH} market for Alloc Rec, U
	Assainissement collectif des eaux usées	Wastewater, average {GLO} market for Alloc Rec, U
Chantier	Combustion de carburant pour les engins	Diesel. burned in building machine {GLO} processing Cut-off. U
	Électricité (mix français) pour les grues	Electricity. high voltage {FR} production mix Cut-off. U
	Potabilisation de l’eau	Tap water {CH} market for Alloc Rec, U
	Assainissement collectif des eaux usées	Wastewater, average {GLO} market for Alloc Rec, U
	Transport des déchets	Transport. freight. lorry 16-32 metric ton. EURO5 {GLO} market for Cut-off. S
	Traitement des déchets	Inert waste, for final disposal {RoW} treatment of inert waste, inert material landfill Cut-off, S

Tableau III-20 : Paramètres de régression pour prédire les indicateurs des contributeurs « énergie », « eau » et « chantier »

Processus	Réchauffement climatique terrestre	Réchauffement climatique aquatique	Acidification	Eutrophisation	Écotoxicité d’eau douce	Écotoxicité marine	Consommation d’eau sur les écosystèmes terrestres	Consommation d’eau sur les écosystèmes aquatiques
Gaz naturel	2,02E-01	1,04E-04	1,17E+01	1,31E+02	1,26E-02	6,33E-01	4,61E-01	4,46E-04
Chaudière granulés bois	2,02E-01	1,04E-04	1,17E+01	1,31E+02	1,26E-02	6,33E-01	4,61E-01	4,46E-04
Électricité (mix français)	1,94E-01	9,92E-05	1,21E+01	1,65E+02	9,22E-03	4,56E-01	7,54E-01	6,47E-04
Réseau de chaleur (revalorisation de déchets verts et organiques)	2,07E-01	1,06E-04	1,09E+01	2,87E+01	1,21E-02	5,94E-01	6,83E-01	7,50E-04
Potabilisation de l’eau	1,95E-01	1,00E-04	1,17E+01	1,88E+02	1,41E-02	6,79E-01	9,42E-03	-7,45E-06
Assainissement collectif des eaux usées	2,03E-01	1,04E-04	1,30E+01	7,04E+01	4,92E-03	2,34E-01	2,15E+02	1,92E-01
Combustion de carburant pour les engins	1,90E-01	9,76E-05	1,07E+01	2,23E+01	6,79E-03	3,73E-01	8,67E-01	7,98E-04
Transport des déchets	1,91E-01	9,79E-05	1,12E+01	9,10E+01	1,87E-02	1,16E+00	8,49E-01	7,48E-04
Traitement des déchets	1,93E-01	9,87E-05	1,11E+01	6,03E+01	8,11E-03	4,37E-01	9,07E-01	7,74E-04

Les régressions linéaires simples de ces contributeurs ne nécessitent pas de test de validité.

4.4. Synthèse

La compréhension des grands principes d'une analyse prédictive nous a permis de mettre en place un protocole de réalisation de modèle de régression linéaire adapté aux spécificités de notre étude. Les différentes étapes de ce protocole ont été déployées pour prédire les impacts biodiversité des 11 indicateurs biodiversité, pour les quatre contributeurs du référentiel « Energie-Carbone ».

Pour prédire le contributeur PDCE, nous avons créé et testé différents modèles de régression en faisant varier le couple [variable prédictive-variable à prédire] de manière à trouver la combinaison offrant le meilleur coefficient de corrélation R^2 . Le test du R^2 a permis de sélectionner les indicateurs biodiversité sur lesquels les modèles de régression linéaire simples sont les plus adaptés à la prédiction des impacts biodiversité. Les 8 modèles de prédictions ainsi retenus, représentent 8 indicateurs sur les 11 de la méthode ReCiPe 2016 : changement climatique pour les écosystèmes terrestres, changement climatique pour les écosystèmes d'eau douce, acidification, eutrophisation, écotoxicité des eaux douces, écotoxicité des eaux marines, consommation d'eau sur les écosystèmes terrestres et enfin consommation d'eau sur les écosystèmes aquatiques. Les tests de validité aux échelles macro-composants et bâtiments valident les indicateurs de réchauffement climatique, d'acidification et de consommation d'eau, mais confirment la nécessité d'afficher clairement les barres d'erreur sur la prédiction des indicateurs. En effet, malgré un coefficient de corrélation supérieur à 0.95, les modèles de prédiction des indicateurs d'Eutrophisation et d'écotoxicité sont largement surévalués. Enfin pour prédire les contributeurs « énergie », « eau » et « chantier », dont la modélisation ne nécessite qu'une faible quantité de données environnementales (6 au maximum pour le contributeur chantier, contre plusieurs dizaines, voire plusieurs centaines pour le contributeur PDCE), nous avons choisi d'étudier tous les cas et avons restitué 72 modèles de régression.

Les différents modèles créés pour prédire les impacts des systèmes urbains sur la biodiversité ex-situ sont regroupés sous le nom de modèles Biodiv-Ex.

Cette approche, combinée avec les travaux présentés dans la partie 2 de ce chapitre permet de couvrir quatre des cinq pressions qui s'exercent sur la biodiversité :

- La perte et le changement d'habitats directs, avec l'indicateur d'occupation du sol ;
- Le changement climatique, avec les indicateurs de changement climatique pour les écosystèmes terrestres et aquatiques ;
- Les pollutions, avec les indicateurs d'acidification, d'eutrophisation et d'écotoxicité ;
- La surexploitation des ressources, avec les indicateurs de consommations d'eau.

La démarche proposée et mise en œuvre dans cette thèse répond aux objectifs d'évaluation globale de la biodiversité. Elle ne répond que partiellement aux objectifs d'opérationnalité et de mise en place d'outils d'aide à la décision. Elle est composée de 81 modèles de prédictions d'impacts (le modèle Biodiv-In, pour l'indicateur d'occupation du sol en « haute résolution », et les modèles Biodiv-Ex : 8 pour le contributeur « PDCE », et 72 pour les contributeurs « énergie », « eau » et « chantier), ce qui alourdit

les calculs faits « à la main ». La prédiction des impacts biodiversité d'un bâtiment à partir d'une sortie ÉLODIE peut prendre plusieurs jours, auxquels s'ajoutent les travaux d'analyse des résultats obtenus pour identifier les leviers d'action en faveur de la biodiversité. Cette insuffisance d'opérationnalité à l'égard des décideurs nous a conduits à réfléchir à la mise en place d'outils d'automatisation capables d'exécuter les calculs d'impact en sollicitant le moins possible les utilisateurs. Ils sont présentés dans la partie suivante.

5. Opérationnalisation de la méthode : premiers pas vers l'automatisation

Afin d'opérationnaliser la méthode et de faciliter son appropriation par les acteurs de l'aménagement, nous avons pensé et conçu deux outils de programmation. Le premier permet de traiter la base de données Vigie-flore et pour en extraire des facteurs de caractérisation moyens en fonction de différents types d'occupation du sol. Le deuxième permet de prédire les impacts biodiversité d'un bâtiment à partir d'une sortie ÉLODIE et d'identifier les leviers d'action permettant de réduire l'impact de chacun des indicateurs calculés.

Nous avons adopté le langage de programmation Python et utilisé l'application notebook, interface web dans laquelle le code peut être saisi, exécuté et dont les résultats sont directement visualisables, y compris sous forme de tableaux et graphiques.

Cette partie décrit les fonctionnalités de chacun des outils conçus à l'aide de diagrammes d'activité, diagramme comportemental d'UML (United Modeling Language). Le langage UML est un langage de modélisation graphique à base de pictogrammes qui fournit une méthode normalisée permettant la visualisation de la conception d'un système. Il est couramment utilisé en développement de logiciel. Le diagramme d'activité a une représentation proche de celle de l'organigramme et correspond à la traduction d'un algorithme. Nous avons divisé chacun des diagrammes en deux parties : un bloc « Utilisateur » qui concerne les tâches à réaliser par la personne qui manipule le code et un bloc « Outil de programmation » relatif aux tâches exécutées par le code.

5.1. Construction d'un outil de génération de facteur de caractérisation : outil Biodiv-In

Cet outil de programmation concerne le premier développement méthodologique présenté dans le chapitre 3 et consiste à évaluer les impacts *in-situ* liés à l'occupation directe des terres des constructions en Ile-de-France. L'évaluation permet de calculer le nombre d'espèces perdues lors d'un changement d'occupation du sol. Elle est basée sur l'analyse et la comparaison des richesses spécifiques de différents milieux, dont l'occupation est caractérisée selon la nomenclature Corine Biotope. Pour définir la richesse spécifique des milieux, nous utilisons les inventaires floristiques réalisés dans le cadre du programme Vigie-Nature (Vigie-flore) et des inventaires réalisés sur des toitures (GROOVES, Madre).

La base de données Vigie-flore n'est pas exploitable directement puisqu'une ligne indique le nom d'une espèce identifiée sur une coordonnée, à une date donnée. Une fois que l'utilisateur a récupéré la base et sélectionné les données relatives au territoire qu'il souhaite étudier, l'outil de programmation lui propose de la remanier afin d'obtenir les informations nécessaires au calcul de perte de biodiversité, à savoir un tableau dans lequel chacune des lignes contient :

- L'information spatiale (coordonnées GPS) du relevé ;

- L'année du relevé ;
- La typologie d'occupation du sol au moment du relevé ;
- Le nombre d'espèces identifiées sur le point de relevé.

Concrètement, l'outil prépare une colonne année contenant les informations temporelles simplifiées, initialement renseignées en format « jour/mois/année » dans Vigie-flore. Puis, pour chaque année, il regroupe toutes les lignes possédant les mêmes coordonnées GPS. Parallèlement, il transforme les noms des espèces identifiées sur chacun des points, en « occurrence », en entier (une chaîne de caractère « string » devient un chiffre entier « int »), permettant de sommer le nombre d'espèces identifiées sur les coordonnées lors de leur regroupement.

L'utilisateur retourne sur le tableur pour décliner l'occupation du sol indiquée dans chacune des lignes en fonction de son niveau hiérarchique dans la nomenclature Corine Biotope. Par exemple, si le type d'occupation des sols indiqué est « Plantation d'Eucalyptus », ce qui correspond au niveau hiérarchique V de la nomenclature, alors l'utilisateur devra renseigner tous les niveaux en amont de ce niveau V, à savoir : « Plantations d'arbres feuillus » (niveau IV), « Plantation » (niveau III), « Vergers, bosquets et plantations d'arbres » (niveau II) et « Terre agricoles » (niveau I). Cette étape, chronophage et fastidieuse, fait l'objet de réflexions en vue d'être intégrée dans l'algorithme. Enfin, l'utilisateur peut s'il le souhaite coupler d'autres bases de données d'inventaire, après les avoir mises en forme pour les rendre compatibles avec la base Vigie-flore remaniée. Les champs à renseigner sont les suivants : occupation du sol niveau I, niveau II, niveau III, niveau IV, niveau V, niveau VI, niveau VII, niveau VIII, Richesse spécifique, Année, Longitude, Latitude, Base de données (source).

Pour calculer les facteurs de caractérisation, l'utilisateur doit définir la typologie d'occupation du sol de niveau I qui représente le milieu final, c'est-à-dire le milieu vers lequel tend la transformation des terres. Dans notre cas, la transformation des terres aboutit à de l'artificialisation plus ou moins forte. Les milieux finaux sont donc représentés par la catégorie « Paysages artificiels » (niveau I) de la nomenclature Corine Biotope. À partir de ces informations, l'algorithme crée deux tableaux fictifs, l'un représentant les milieux « initiaux », l'autre les milieux « finaux », et les fusionne (fonction « merge ») afin que chaque ligne soit renseignée par la richesse spécifique d'une occupation du sol initiale et par la richesse d'une occupation finale (en plus de tous les autres champs disponibles). L'intérêt ici est de calculer facilement la perte d'espèces sur chacune des lignes qui représentent désormais toutes les combinaisons possibles d'un passage d'une occupation du sol à une autre. L'algorithme regroupe ensuite les lignes par niveaux hiérarchiques d'occupation du sol et restitue sous forme de tableaux et de boîtes à moustaches les pertes d'espèces moyennes (= facteur de caractérisation), médianes, minimales, et maximales pour chacune des transformations représentées.

La Figure III-19 présente les différentes tâches que nous venons d'exposer sous forme de diagramme d'activité. Dans notre étude, cet algorithme sert à remanier rapidement les 12 628 données de la base

de données de Vigie-flore. Il calcule et traite plus de 800 000 facteurs de caractérisation en quelques secondes.

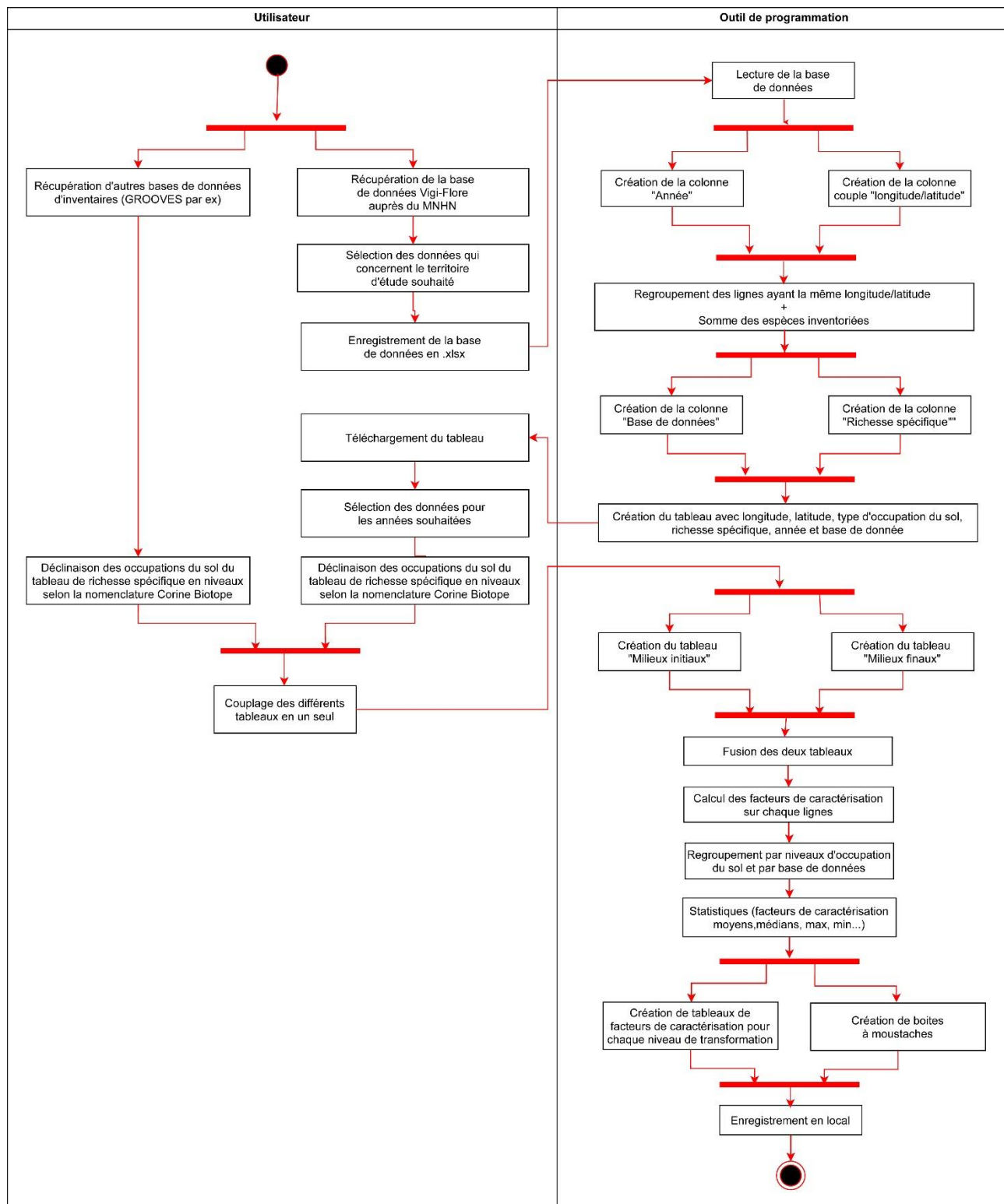


Figure III-19 : Diagramme d'activité de l'outil Biodiv-In

À terme, l'outil Biodiv-In a pour objectif final de calculer l'impact d'une opération d'aménagement sur la biodiversité *in-situ*, à partir de renseignements fournis par l'utilisateur : typologies d'occupation des sols des états initiaux et finaux, surface et temps d'occupation.

5.2. Construction d'un outil de prédiction des impacts *ex-situ* : Outil Biodiv-Ex

Cet outil de programmation concerne le troisième développement méthodologique présenté dans le chapitre 3. Il a pour objectif d'opérationnaliser l'évaluation des impacts *ex-situ* des constructions neuves. Pour rappel, la démarche proposée consiste à utiliser les résultats d'indicateurs du référentiel « Energie-Carbone » calculés par le logiciel ÉLODIE afin de prédire les valeurs d'impact des indicateurs biodiversité. Pour cela, nous avons défini :

- Pour le contributeur « Produits de construction et d'équipement », un modèle de prédiction générique par indicateur, qui s'applique à n'importe quel processus du contributeur (le modèle est identique, quelle que soit la nature du produit de construction) ;
- Pour les autres contributeurs, un modèle pour chacun des processus identifiés.

Il faut appliquer 64 modèles de prédiction (sur les 80 créés) pour connaître les impacts biodiversité d'un bâtiment. Pour rendre notre méthode opérationnelle, nous avons créé un algorithme qui permet d'automatiser les calculs à partir des résultats fournis par le logiciel ÉLODIE.

Pour un bâtiment, les résultats d'indicateurs ÉLODIE (format .csv) sont présentés sous la forme d'un tableur (cf. Figure III-20). Les premières lignes sont réservées à la présentation du fichier. Le tableau affiche ensuite les niveaux énergie et carbone atteints par le bâtiment (expérimentation E+/C-), puis les surfaces considérées et enfin, à la ligne 17, les résultats des indicateurs du référentiel EN 15 804. Les résultats sont dans un premier temps exprimés sur le total cycle de vie (de la ligne 17 à 111). Dans un second temps, ils sont déclinés en fonction des grandes étapes du cycle de vie d'un bâtiment (à partir de la ligne 113). Les étapes du cycle de vie sont présentées en colonnes, de la ligne 17 à 111, le nombre de colonnes correspond au nombre d'indicateurs de l'EN (26). À partir de la ligne 113, le nombre de colonnes correspond au nombre d'indicateurs de l'EN multiplié par le nombre de grandes étapes du cycle de vie (182 colonnes).

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	
1	Nom du proje 20200221_Chanteloup Bois Gravier Gaz														
2	Utilisateur ELI a line.brachet@cstb.fr														
3	Date	#####													
4	Version	1.1.0.0_Co													
5															
6	PLOT B														
7	Eges	kg éq. CO2 / n	909,954169												
8	Eges max1	kg éq. CO2 / n	1814,4399												
9	Eges max2	kg éq. CO2 / n	1183,9399												
10	EgesPCE	kg éq. CO2 / n	328,128837												
11	EgesPCE max	kg éq. CO2 / n	926,439896												
12	EgesPCE max	kg éq. CO2 / n	876,439896												
13															
14	PLOT B Zone 2														
15	SDP	m² SDP	1217,97												
16															
17	Indicateurs de Potentiel de n Potentiel de n Potentiel de n Potentiel de n Potentiel de n Potentiel de n Potentiel de n Pollution de l Pollution de l Utilisation de Utilisation de Utilisation to														
18			kg éq. CO2	kg éq. CFC 11	kg éq. SO2-	kg éq. (PO4)3-	kg éq. éthylène	kg éq. Sb	MJ, valeur cal	m3		MJ, pouvoir c	MJ, pouvoir c	MJ, pouvoir c	
19	Niveau	Chemin	Nom	Valeur / Total	Valeur / Total	Valeur / Total	Valeur / Total	Valeur / Total	Valeur / Total	Valeur / Total	Valeur / Total	Valeur / Total	Valeur / Total	Valeur / Total	
20	Projet	20200221_Ch		1116612	1134000,27	4597,88605	1546,91892	400,377206	4,17129379	17575641,4	173197241	21005406,6	3340125,32	1747039,72	5093087,34
21	Bâtiment	20200221_Ch PLOT B		1116612	1134000,27	4597,88605	1546,91892	400,377206	4,17129379	17575641,4	173197241	21005406,6	3340125,32	1747039,72	5093087,34
22	Zone	20200221_Ch Zone 2		1116612	1134000,27	4597,88605	1546,91892	400,377206	4,17129379	17575641,4	173197241	21005406,6	3340125,32	1747039,72	5093087,34
23	Contributeur	20200221_Ch Produits de cc		407966,204	1134000,03	2057,08705	706,760773	234,257006	2,65422109	6155227,91	52681725,7	20466603,7	1424390,01	1747039,72	3177352,03
24	Composant	20200221_Ch Cuve ou résér		216,387529	9,6346E-06	0,82014204	0,09731277	0,16763248	0,0001489	5151,64099	19521,4466	33,6073516	174,695829	27,5184	202,214229
25	Composant	20200221_Ch Platelage en b		4633,80228	0,00065233	25,1400942	4,98485988	1,46111063	0,04910321	49237,1802	784773,756	4870,66847	27981,3924	80923,05	108904,442
26	Composant	20200221_Ch Revêtement e		2500,69417	0,00041861	10,6377492	1,6330552	0,47960022	0,0030024	89774,1367	374241,817	824,366767	637,637817	0	637,637817

Figure III-20 : Extraits du fichier .csv fournis par le logiciel ACV ÉLODIE

Le format de ce tableau rend particulièrement complexe son exploitation algorithmique. La première partie de l'outil de programmation consiste donc à extraire du tableau les seules informations nécessaires à l'étude, à savoir : les résultats des huit indicateurs prédictifs sur le cycle de vie total ainsi que les processus qui leur sont associés. Le nouveau tableau obtenu est divisé en quatre tableaux, chacun correspondant à un contributeur.

Pour le tableau correspondant au contributeur PDCE, l'algorithme charge les huit modèles de régressions linéaires, validés dans la partie 4.3.1, et les applique à tous les produits de construction figurant dans le tableau. Il restitue ensuite un tableau indiquant la valeur de la prédiction pour chacun des indicateurs ainsi que son incertitude (prédiction haute et prédiction basse). Afin de fournir à l'utilisateur l'incertitude globale sur le total des produits de construction (et non plus sur chacun des produits de construction), l'outil calcule préalablement la somme des impacts des produits de construction pour chaque indicateur et applique le modèle de régression sur cette ligne.

Pour les autres contributeurs, les modèles de prédiction sont fixés et stockés dans un tableau annexe. Pour un indicateur, l'algorithme s'applique donc à multiplier la valeur d'impact issue d'ÉLODIE par le paramètre du processus à laquelle elle est associée. Avec l'outil en l'état, l'utilisateur doit préciser le vecteur d'énergie principale pour la prédiction du contributeur « énergie ». Enfin, pour chacun des tableaux, l'algorithme calcule la valeur totale des impacts des huit indicateurs.

L’outil de programmation concatène les 4 tableaux en un seul et restitue à l’utilisateur les prédictions d’impact biodiversité brutes du bâtiment étudié. Si l’aménageur adopte une démarche d’écoconception, l’outil restitue aussi les contributions (en %) des différents processus à l’impact. Par exemple, la Figure III-21 indique les contributions des différents processus du contributeur « énergie » pour chacun des indicateurs. Le code couleur appliqué permet de repérer aisément les processus les plus impactant. Ils représentent les premiers leviers d’action à solliciter si l’aménageur souhaite réduire son empreinte biodiversité.

Processus	Contribution_RE_Global_warming_Terrestrial_ecosystems	Contribution_RE_Global_warming_Freshwater_ecosystems	Contribution_RE_Freshwater_ecotoxicity	Contribution_RE_Freshwater_eutrophication	Contribution_RE_Marine_ecotoxicity	Contribution_RE_Terrestrial_acidification	Contribution_RE_Water_consumption_Aquatic_ecosystems	Contribution_RE_Water_consumption_Terrestrial_ecosystem
Gaz naturel Chauffage	20%	20%	13%	7%	13%	17%	0%	0%
Electricité Chauffage	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Gaz naturel ECS	61%	61%	38%	20%	38%	52%	1%	1%
Electricité ECS	1%	1%	2%	3%	2%	1%	4%	4%
Electricité Auxiliaires de ventilation	2%	2%	7%	10%	7%	4%	14%	14%
Electricité Auxiliaires de distribution	1%	1%	3%	4%	3%	2%	5%	5%
Electricité Éclairage	2%	2%	3%	5%	3%	2%	5%	5%
Electricité Autres usages	13%	13%	34%	51%	34%	21%	70%	70%
Total	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%

Figure III-21 : Exemple de sortie de l’outil Biodiv-Ex : contribution des processus à l’impact total sous forme de carte de chaleur

La Figure III-22 présente les différentes tâches que nous venons d’expliciter sous forme de diagramme d’activité. D’un point de vue opérationnel, l’outil de programmation permet de traiter automatiquement les sorties ÉLODIE dont le format est difficilement appréhendable pour un non spécialiste de l’ACV. Il permet d’appliquer en quelques secondes les 62 modèles de prédiction définis pour prédire les impacts sur la biodiversité et les restitue sous forme de tableau. Si l’aménageur souhaite aller plus loin pour réduire son empreinte biodiversité, l’outil offre la possibilité de visualiser rapidement les processus les plus impactant grâce à un gradient coloré proportionnellement à la contribution à l’impact.

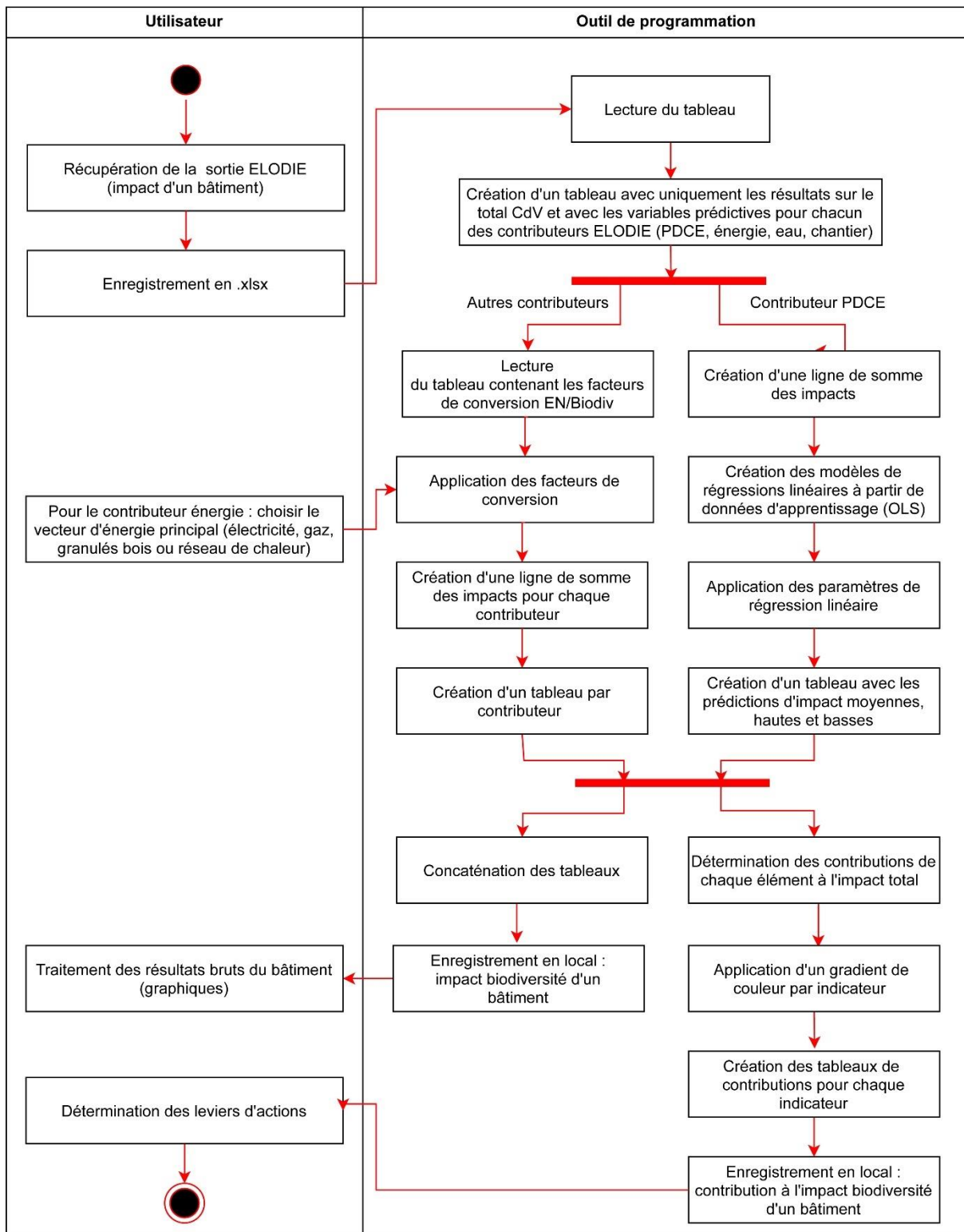


Figure III-22 : Diagramme d'activité de l'outil Biodiv-Ex

Les résultats des outils ont été testés au fur et à mesure pour vérifier leurs fonctionnalités. L'automatisation des calculs a pour objectifs de faciliter l'application de la méthode pour les utilisateurs, de réduire les erreurs et les temps de calcul.

Chapitre 4 – Application des développements méthodologiques à l'échelle bâtiment

Le premier objectif de ce chapitre est de vérifier la pertinence et l'opérationnalité des développements en les testant sur un cas d'étude. Le deuxième objectif est d'améliorer les interactions entre les projets de construction et la biodiversité en identifiant les leviers d'action.

1. Prédiction des impacts biodiversité d'un bâtiment « cas d'étude »

1.1. Présentation du bâtiment « cas d'étude »

Le bâtiment « cas d'étude » fait partie intégrante de la Zone d'Aménagement Concertée (ZAC) du Chêne Saint Fiacre située à Chanteloup-en-Brie (77600), sur une parcelle en friche de 7844 m² (cf. Figure IV-1). Cette opération, dirigée par l'EPA MARNE, comprend la construction neuve de 48 logements collectifs, de 10 logements individuels et d'un parking semi-enterré de 66 places sur un niveau (cf. Figure IV-2).

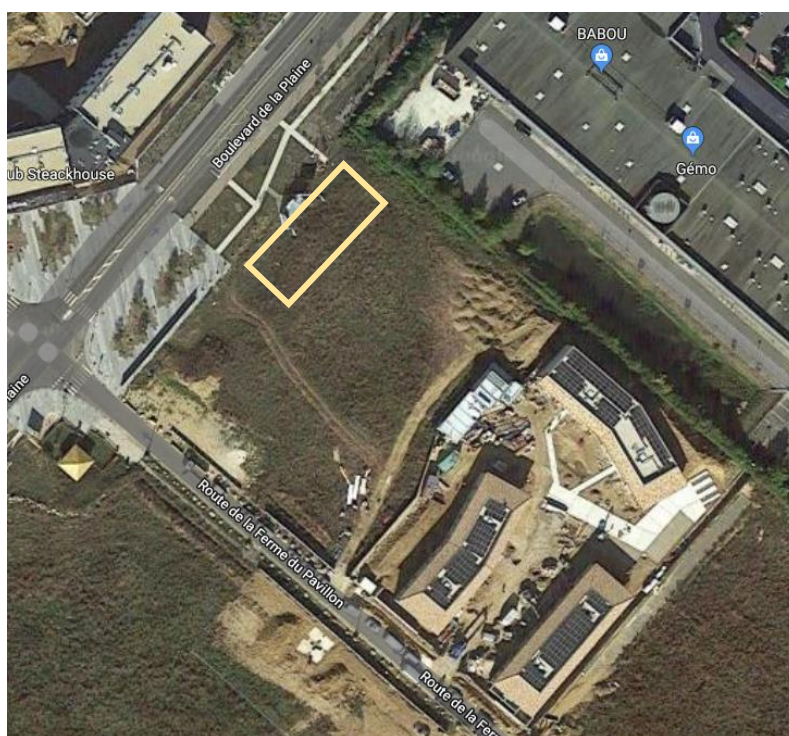


Figure IV-1 : Photographie aérienne de l'emplacement du bâtiment cas d'étude

Le bâtiment « cas d'étude » (cerclé de jaune dans les Figure IV-1 et Figure IV-2) est un immeuble collectif R+2, avec une ossature composée principalement de bois, un système de chauffage au gaz naturel et une toiture plate recouverte de gravier.



Figure IV-2 : Vue architecte du projet de la ZAC du Chêne Saint Fiacre

Il a été choisi dans l'optique de développer la stratégie globale d'évaluation à plusieurs échelles. En effet, il s'agit d'une construction qui s'intègre dans un projet plus global, permettant d'étendre les futurs développements méthodologiques aux échelles quartier et territoire. Ce projet fait l'objet d'une maquette numérique urbaine/BIM, ce qui nous offre l'opportunité de tester les potentialités de cet outil pour évaluer la biodiversité. De plus, le bureau d'étude chargé de la conception du bâtiment a modélisé ses impacts environnementaux dans le cadre de l'expérimentation E+/C-. La modélisation, réalisée sous ÉLODIE, nous est utile pour prédire les impacts sur la biodiversité *ex-situ*. Enfin, l'EPA dispose de tous les plans architecturaux du bâtiment, ce qui facilite la recherche de leviers d'action propres à perfectionner les interactions bâti/biodiversité.

1.2. Impacts biodiversité du bâtiment « cas d'étude »

1.2.1. Impacts sur la biodiversité *in-situ*

La parcelle d'assise du bâtiment, initialement en friche, est destinée à supporter un bâtiment non végétalisé dont l'emprise au sol est de 425 m² et la toiture en gravier. Selon notre approche, ce changement d'occupation du sol induit une perte de 59% d'espèces floristiques (facteur de caractérisation médian de 0,59). Nous considérons que 10% de la surface de la toiture est utilisée par des équipements (sorties d'aération, climatisations, etc.) et que la durée de vie du bâtiment est de 50 ans. L'impact total du bâtiment est donc de 11 284 PDF.m².an, contre 7 650 PDF.m².an avec la méthode ReCiPe 2016 (facteur de caractérisation de 0.40).

L'encart ci-dessous récapitule les développements méthodologiques sollicités pour le calcul de l'impact sur la biodiversité *in-situ*.

Développements méthodologiques utilisés :

- Base de données des richesses spécifiques des habitats en Ile de France : BDD FLORIHA
- Modèle de calcul développé pour l'indicateur d'utilisations des terres : Modèle Biodiv-In
- Base de données des facteurs de caractérisation : BDD FOCS
- Outil de programmation pour calculer les facteurs de caractérisation : Outil Biodiv-In

1.2.2. Impacts sur la biodiversité *ex-situ*

Pour prédire les impacts sur la biodiversité, nous utilisons la modélisation de l'opération immobilière provenant de l'Observatoire E+/C-. Le bâtiment qui nous intéresse est isolé grâce au logiciel ÉLODIE et les résultats d'impact sur l'environnement sont d'abord calculés selon les référentiels normatifs EN 15 804 et EN 15 978. Nous appliquons ensuite les modèles de régression développés dans les travaux (partie 4 du chapitre 3) afin de prédire l'impact du bâtiment sur la biodiversité *ex-situ*. Les résultats sont reproduits ci-dessous, contributeur par contributeur.

Le Tableau IV-1 présente les résultats d'impact sur la biodiversité des contributeurs « Produits de Construction et Équipements (PDCE) », « énergie », « eau » et « chantier ». Leur somme représente les impacts totaux du bâtiment. Les résultats bruts des processus de chacun des contributeurs sont détaillés dans l'annexe 13.

Tableau IV-1 : Impacts des contributeurs du bâtiment sur la biodiversité *ex-situ* – application des modèles Biodiv-Ex

Impacts sur la biodiversité causés par :	Contributeur PDCE (PDF.m ² .an)	Contributeur énergie (PDF.m ² .an)	Contributeur eau (PDF.m ² .an)	Contributeur chantier (PDF.m ² .an)	Bâtiment (total) (PDF.m ² .an)
Écotoxicité (eau douce)	5,73E+05	8,12E+02	2,96E+03	1,39E+02	5,77E+05
Eutrophisation (eau douce)	1,89E+05	2,29E+04	4,89E+04	2,67E+03	2,63E+05
Réchauffement climatique (eau douce)	4,10E+01	6,70E+01	3,00E+00	1,00E+00	1,12E+02
Réchauffement climatique (air)	8,08E+04	1,30E+05	5,93E+03	2,10E+03	2,19E+05
Écotoxicité (mers et océans)	2,82E+07	4,01E+04	1,42E+05	7,24E+03	2,84E+07
Acidification des sols	2,46E+04	2,58E+04	2,99E+03	8,84E+02	5,43E+04
Consommation de l'eau (eau)	1,57E+02	8,00E+00	5,40E+01	1,00E+00	2,20E+02
Consommation de l'eau (terre)	1,87E+05	9,25E+03	6,13E+04	1,38E+03	2,59E+05

La contribution relative de chaque contributeur est synthétisée dans le Tableau IV-2 ci-dessous.

Tableau IV-2 : Contribution relative des contributeurs à l'impact de chaque indicateur

Impacts sur la biodiversité causés par :	Contributeur PDCE (% de l'impact total)	Contributeur énergie (% de l'impact total)	Contributeur eau (% de l'impact total)	Contributeur chantier (% de l'impact total)
Écotoxicité (eau douce)	99	0	1	0
Eutrophisation (eau douce)	72	9	19	1
Réchauffement climatique (eau douce)	37	59	3	1
Réchauffement climatique (air)	37	59	3	1
Écotoxicité (mers et océans)	99	0	0	0
Acidification des sols	45	48	6	2
Consommation de l'eau (eau)	71	4	24	1
Consommation de l'eau (terre)	72	4	24	1

Nous constatons que les principaux contributeurs à l'écotoxicité, à l'eutrophisation et à la consommation d'eau sont les PDCE. Le contributeur « énergie » est le principal contributeur au réchauffement climatique et à l'acidification. Ces résultats sont à mettre en perspective avec les incertitudes liées à la prédiction du contributeur « PDCE ». Les prédictions basses et hautes sont synthétisées dans le Tableau IV-3 et détaillées dans l'annexe 13. Elles sont représentées sous forme de barre d'erreur sur les histogrammes de la Figure IV-3. Ces incertitudes sont calculées à partir des prédictions basses et hautes fournies par le modèle OLS utilisé lors de la détermination des modèles de régressions linéaires. Pour rappel, les incertitudes des modèles utilisés pour les autres contributeurs n'existent pas car ces derniers sont de type $y=ax$ (une donnée par processus).

Tableau IV-3 : Prédictions moyennes, basses et hautes du modèle Biodiv-Ex pour le contributeur « PDCE »

Impacts sur la biodiversité causés par :	Contributeur PDCE (prédiction basse) (PDF.m ² .an)	Contributeur PDCE (prédiction moyenne) (PDF.m ² .an)	Contributeur PDCE (prédiction haute) (PDF.m ² .an)
Écotoxicité (eau douce)	5,57E+05	5,73E+05	5,89E+05
Eutrophisation (eau douce)	1,87E+05	1,89E+05	1,91E+05
Réchauffement climatique (eau douce)	4,10E+01	4,10E+01	4,20E+01
Réchauffement climatique (air)	8,05E+04	8,08E+04	8,12E+04
Écotoxicité (mers et océans)	2,75E+07	2,82E+07	2,89E+07
Acidification des sols	2,46E+04	2,46E+04	2,46E+04
Consommation de l'eau (eau)	1,56E+02	1,57E+02	1,58E+02
Consommation de l'eau (terre)	1,86E+05	1,87E+05	1,89E+05

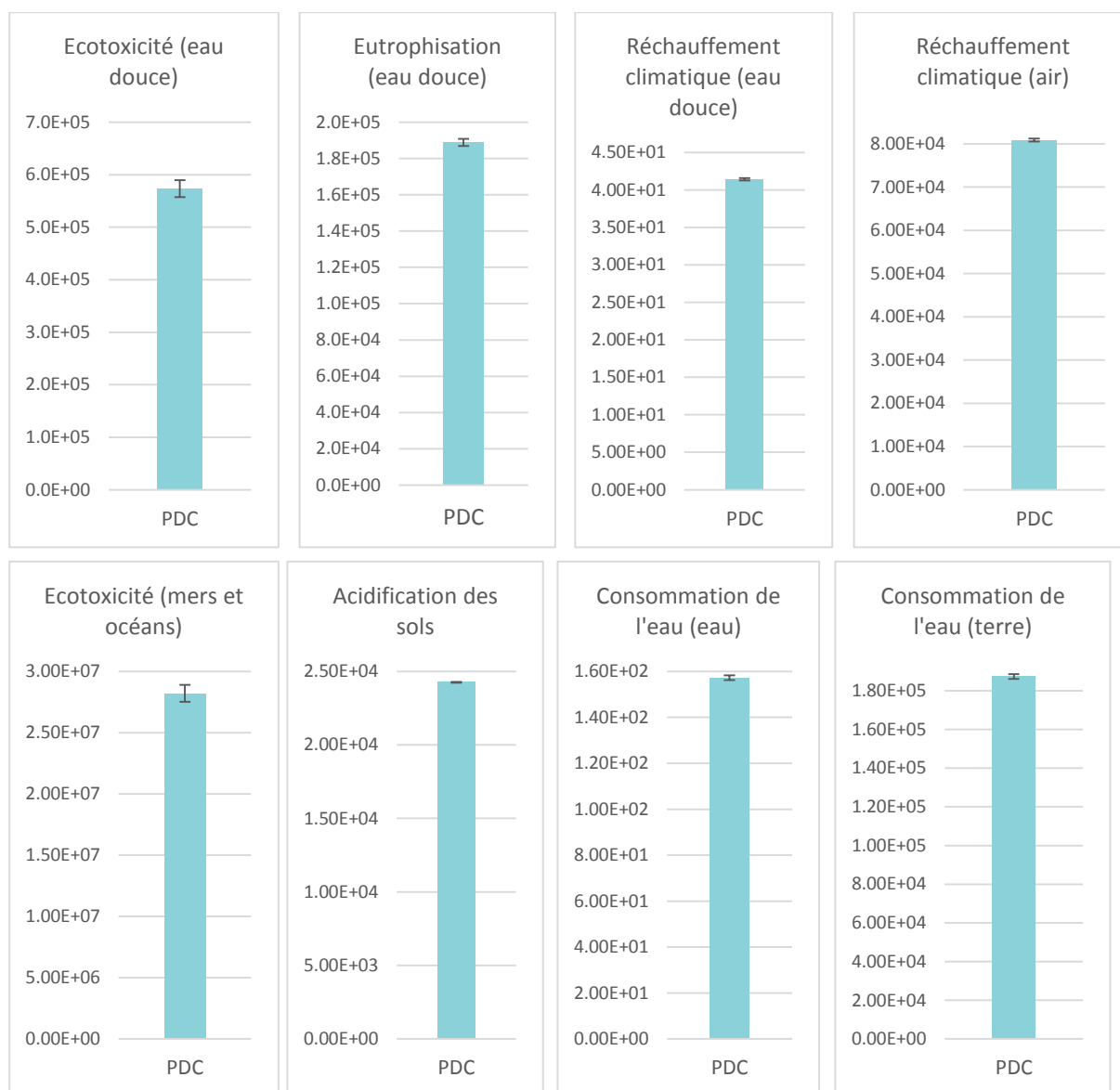


Figure IV-3 : Impacts du bâtiment cas d'étude représentés sous forme d'histogrammes.

Les incertitudes liées à la prédiction des indicateurs sont relativement faibles par rapport au résultat total. Le plus grand écart en valeur absolue se situe entre la prédiction moyenne et la prédiction basse de l'indicateur d'écotoxicité des mers et océans : 700060 PDF.m².an, ce qui représente une incertitude de seulement 2.5% par rapport au résultat d'impact moyen. Les plus fortes incertitudes observées, en pourcentage, sont celles relatives à l'indicateur d'écotoxicité des eaux douces (2.84%). Les valeurs de prédiction moyennes des modèles de régression pour le contributeur « PDCE » sont donc considérées comme valides. Les incertitudes ne sont pas significatives et ne conduisent pas à remettre en question les participations des contributeurs à l'impact total pour chaque indicateur.

L'encart ci-dessous récapitule les développements méthodologiques sollicités pour le calcul de l'impact sur la biodiversité *ex-situ*.

Développements méthodologiques utilisés :

- Modèles Biodiv-Ex pour la prédiction des impacts biodiversité pour le contributeur PDCE
- Modèles Biodiv-Ex pour la prédiction des impacts biodiversité pour le contributeur énergie
- Modèles Biodiv-Ex pour la prédiction des impacts biodiversité pour le contributeur eau
- Modèles Biodiv-Ex pour la prédiction des impacts biodiversité pour le contributeur chantier
- Outil de programmation pour automatiser le calcul des impacts à partir des sorties ÉLODIE : Outil Biodiv-Ex

Grâce aux modèles Biodiv-In et Biodiv-Ex, la méthodologie d'évaluation HIBOU permet de prédire et de connaître les impacts d'un bâtiment sur la biodiversité *in-situ* et *ex-situ*. Pour aller plus loin, il est possible de chercher à réduire ces impacts (démarche éco-conception, performancielle). La partie suivante de ce chapitre est consacrée à la recherche des différents leviers que l'aménageur peut actionner pour réduire l'empreinte biodiversité de son ouvrage.

2. Démarche d'éco-concepteur : comment réduire l'empreinte biodiversité du bâtiment « cas d'étude » ?

Dans cette partie, nous adoptons une démarche d'éco-conception pour trouver les leviers d'action les plus à même de réduire l'empreinte biodiversité du bâtiment.

2.1. Réduction de l'impact *in-situ*

Notre étude a établi que les impacts sur la biodiversité *in-situ* dépendent du degré de végétalisation du bâtiment et de la typologie de la parcelle d'implantation (milieu initial). Dans les développements qui suivent, nous faisons varier ces deux paramètres de manière à déterminer la configuration la plus avantageuse pour la biodiversité locale. Pour connaître les développements méthodologiques sollicités pour le calcul de l'impact sur la biodiversité *in-situ*, se référer à l'encart ci-dessous.

Développements méthodologiques utilisés :

- Base de données des richesses spécifiques des habitats en Ile de France : BDD FLORIIHA
- Modèle de calcul développé pour l'indicateur d'utilisations des terres : Modèle Biodiv-In
- Base de données des facteurs de caractérisation : BDD FOCS
- Outil de programmation pour calculer les facteurs de caractérisation : Outil Biodiv-In

2.1.1. Paramètre 1 : remplacer la toiture gravier par une toiture végétalisée

Nous comparons les impacts *in-situ* de la toiture gravier du bâtiment étudié avec différents systèmes de toitures végétalisées (extensif, semi-intensif, intensif), par rapport à un état initial du milieu (parcelle en friche). Le Tableau IV-4 expose les impacts liés à un changement d'occupation du sol initial de type terrain en friche vers un bâtiment supportant chacun de ces trois types de toitures végétalisées. Les impacts sont calculés comme dans la partie 1.2.1 de ce chapitre.

Tableau IV-4 : Impacts sur la biodiversité *in-situ* obtenus par le modèle Biodiv-In, liés à l'implantation sur un terrain en friche, d'un bâtiment dont le degré de végétalisation croît. Comparaison des résultats avec ceux obtenus avec ReCiPe 2016.

Milieu initial	Milieu final (toiture du bâtiment)	Facteur de caractérisation (médian) BDD FOCS	Impact Modèle Biodiv-In	Facteur de caractérisation (plantes vasculaires) méthode ReCiPe 2016	Impact selon la méthode ReCiPe 2016
Terrains en friche	Gravier	0,59	1,12E+04	-0.42	-8,03E+03
Terrains en friche	Extensive	-0,29	-5,46E+03	-0.42	-8,03E+03
Terrains en friche	Semi-intensive	-1,45	-2,78E+04	-0.42	-8,03E+03
Terrains en friche	Intensive	-1,33	-2,55E+04	-0.42	-8,03E+03

Selon le modèle Biodiv-In, la transformation d'une friche en bâtiment avec toiture gravier entraîne une perte d'espèces végétales. En revanche, si le bâtiment construit possède une toiture végétalisée, quelle qu'elle soit, il est constaté un gain d'espèces végétales (facteur de caractérisation négatif). Parmi les trois toitures végétalisées, la semi-intensive est la plus bénéfique pour la flore locale. Le Tableau IV-4

permet de comparer les résultats obtenus à l'aide de notre méthode « haute résolution » avec ceux de la méthode ReCiPe 2016. Notre approche permet de différencier les quatre types de construction, contrairement à la méthode ReCiPe qui restitue des impacts identiques. Le modèle Biodiv-In permet notamment de traduire la perte de biodiversité végétale induite par l'implantation d'un bâtiment non végétalisé.

Nos résultats sont en accord avec l'expertise écologique qui indique que les toitures végétalisées créent des conditions plus favorables à la biodiversité que les toitures conventionnelles (Williams, Lundholm, & Scott Macivor, 2014).

2.1.2. Paramètre 2 : implanter le bâtiment sur une autre parcelle

Nous calculons les impacts *in-situ* du bâtiment initial (toiture gravier) en faisant varier la typologie d'occupation de sa parcelle d'implantation (cf. Tableau IV-5). Les 22 types d'occupation du sol choisis se situent au même niveau hiérarchique que la parcelle initiale « Terrains en Friche » (Niveau III de la nomenclature Corine Biotope).

Tableau IV-5 : Impacts d'un bâtiment à toiture gravier sur la biodiversité *in-situ*, liés à l'implantation sur des typologies d'occupation du sol initiales différentes – Modèle Biodiv-In

	Milieu initial	Milieu final	Facteur de caractérisation (médian) BDD FOCS	Impact selon Modèle Biodiv-In
1	Terrains en friche	Gravier	0,59	1,12E+04
2	Bocages	Gravier	0,24	4,52E+03
3	Bois de Charmes	Gravier	0,69	1,32E+04
4	Bois de Châtaigniers	Gravier	0,41	7,86E+03
5	Champs d'un seul tenant intensément cultivés	Gravier	-0,50	-9,56E+03
6	Chênaies charmaies	Gravier	0,33	6,35E+03
7	Cultures avec marges de végétation spontanée	Gravier	0,50	9,56E+03
8	Forêts de Pins sylvestres	Gravier	0,69	1,31E+04
9	Forêts mixtes de pentes et ravins	Gravier	0,49	9,29E+03
10	Fourrées	Gravier	0,60	1,15E+04
11	Frênaies	Gravier	0,58	1,12E+04
12	Grands parcs	Gravier	0,67	1,28E+04
13	Hêtraies	Gravier	0,60	1,15E+04
14	Jardins	Gravier	0,73	1,40E+04
15	Petits bois bosquets	Gravier :	0,70	1,35E+04
16	Petits parcs et squares citadins	Gravier	0,57	1,09E+04
17	Plantations	Gravier	0,33	6,38E+03
18	Prairies de fauche de basse altitude	Gravier	0,75	1,43E+04
19	Prairies humides améliorées	Gravier	0,68	1,31E+04
20	Prairies humides oligotrophes	Gravier	0,76	1,46E+04
21	Vergers à arbustes	Gravier	0,63	1,20E+04
22	Zones rudérales	Gravier	0,63	1,20E+04

Le passage d'une prairie humide oligotrophe (typologie 20, pauvre en éléments nutritifs) à un bâtiment à toiture gravier est le plus impactant sur la flore. En revanche, si l'état initial est un champ d'un seul tenant intensément cultivé (typologie 5), alors la construction d'un bâtiment conventionnel s'avère bénéfique pour la biodiversité locale. Ce résultat semble cohérent puisque les champs intensément cultivés sont généralement mono-spécifiques en termes de flore et que leur gestion ne permet pas l'implantation de végétation spontanée.

Le modèle Biodiv-In permet une évaluation plus pertinente, car elle prend en compte l'état réel du site d'implantation, contrairement à d'autres méthodes disponibles actuellement qui ne proposent qu'un seul milieu initial (*i.e.* ReCiPe 2016 qui propose uniquement la forêt de feuillus comme milieu initial en région Ile-de-France).

En conclusion, parmi les scénarios testés, les interactions les plus favorables entre la biodiversité locale et le projet de construction sont constatées dans le cas d'un bâtiment à toiture végétalisée semi-intensive implanté sur un champ d'un seul tenant intensément cultivé. Dans ce cas de figure, le facteur de caractérisation médian est de -8,50 (impact de -162 563 PDF.m².an), ce qui correspond à un nombre d'espèces végétales multiplié par plus de 8 par rapport à l'état initial du site d'implantation du bâtiment.

2.2. Réduction de l'impact *ex-situ*

2.2.1. Étude des contributions à l'impact

Pour réduire l'impact du bâtiment sur la biodiversité *ex-situ*, nous nous intéressons dans un premier temps à la contribution de chacun des contributeurs. Le Tableau IV-2 présenté précédemment indique que les contributeurs « produits de construction et Équipement » et « énergie » sont ceux qui pilotent le plus l'impact, quel que soit l'indicateur. Afin de déterminer quels sont les processus à modifier en priorité, nous utilisons les tableaux de contribution d'impacts restitués par notre outil de programmation Biodiv-Ex, pour chaque produit de construction utilisé dans le bâtiment ainsi que pour chaque processus énergétique sollicité pendant la phase d'usage du bâtiment. Le Tableau IV-6 détaille les contributions du contributeur « PDCE » et le Tableau IV-7 celles sur contributeur « énergie ».

Tableau IV-6 : Contribution (sous forme de carte de chaleur) des produits de construction à l'impact total, pour chaque indicateur.

Données	Impacts sur la biodiversité causés par :							
	Écotoxicité (eau douce) (PDF.m ² .an)	Eutrophisation (eau douce) (PDF.m ² .an)	Réchauffement climatique (eau douce) (PDF.m ² .an)	Réchauffement climatique (air) (PDF.m ² .an)	Écotoxicité (mers et océans) (PDF.m ² .an)	Acidification des sols (PDF.m ² .an)	Consommation de l'eau (eau) (PDF.m ² .an)	Consommation de l'eau (terre) (PDF.m ² .an)
Cuve ou réservoir en polyéthylène [3000L] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Platelage en bois massif - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	0%	1%	1%	1%	0%	1%	0%	0%
Revêtement en asphalte pour chaussée	0%	0%	1%	1%	0%	1%	0%	0%
Béton pour fondations superficielles C25/30 XC2 CEM II/A	1%	1%	3%	3%	1%	2%	0%	0%
Semelle filante 30x40 cm Béton armé C25/30 XF1 CEM II/A-L	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Gros béton C20/25 X0 CEM II/A	2%	1%	3%	3%	2%	2%	0%	0%
Mur extérieur de 18 cm d'épaisseur en Béton armé C25/30 XC4/XF1 CEM II/A-L	0%	0%	2%	2%	0%	1%	0%	0%
Escalier Hélicoïdal en béton	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Revêtement en asphalte pour chaussée	0%	1%	4%	4%	0%	3%	0%	0%
Bloc de coffrage en béton - avec béton de remplissage	0%	1%	2%	2%	0%	1%	0%	0%
Béton pour poteau extérieur C25/30 XC4/XF1 CEM I	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%

Plancher d'étage par solivage bois pour maison individuelle	0%	3%	3%	3%	0%	5%	0%	0%
Prédalle en béton armé	0%	1%	4%	4%	0%	2%	0%	0%
Mur ossature bois avec montant d'une largeur de 145 mm et un entraxe de 60 cm non isolé, fabriqué en France	0%	1%	2%	2%	0%	2%	0%	0%
CLT by Stora Enso	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Mur ossature bois avec montant d'une largeur de 145 mm et un entraxe de 60 cm non isolé, fabriqué en France	0%	1%	2%	2%	0%	2%	0%	0%
Escalier droit en bois massif reconstitué (BMR) [larg. 100cm] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Panneaux Rigides Isolants en Polyuréthane Ep 100mm KNAUF Thane ET Se	0%	1%	2%	2%	0%	2%	0%	0%
KNAUF INSULATION Laine de Verre Acoustiplus ECOSE 032 140 mm	14%	1%	1%	1%	14%	1%	0%	0%
KNAUF INSULATION Laine de Verre ECOSE Acoustiplus 032 120 mm	54%	2%	4%	4%	54%	4%	0%	0%
KNAUF INSULATION Laine de Verre ECOSE Acoustiplus 032 100 mm	22%	1%	2%	2%	22%	1%	0%	0%
Métisse RT	0%	1%	1%	1%	0%	0%	0%	0%
Bloc-porte bois de communication (avec huisserie bois)	0%	2%	1%	1%	0%	2%	34%	34%
Placoplatre® BA 18 18 mm	0%	1%	2%	2%	0%	1%	0%	0%
Plaque de plâtre Placodur® BA13	0%	0%	1%	1%	0%	0%	0%	0%
Bloc-porte bois de communication (technique) (avec huisserie bois)	0%	3%	2%	2%	0%	3%	64%	64%
Fenêtre ou porte-fenêtre, triple vitrage, 1 ou 2 vantaux, ouvrante à la française, fabriquée en France, en chêne ou pin sylvestre européen	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
DOMISOL LR 30 mm	0%	0%	1%	1%	0%	1%	0%	0%
KNAUF INSULATION Laine de Verre ECOSE TP 216 45 mm	1%	0%	0%	0%	1%	0%	0%	0%
DUOPROTECT 35 mm	0%	0%	1%	1%	0%	1%	0%	0%
Volets en bois massif - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	0%	1%	2%	2%	0%	3%	0%	0%
Fenêtre ou porte-fenêtre, triple vitrage, 1 ou 2 vantaux, ouvrante à la française, fabriquée en France, en chêne ou pin sylvestre européen	0%	3%	5%	5%	0%	6%	0%	0%
Tube creux en acier utilisé comme élément d'ossature (poteau, poutre, etc.)	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Bardage douglas non traité pour un usage de classes 2 et 3	0%	0%	0%	0%	0%	1%	0%	0%
SATURATEUR OPAQUE ENVIRONNEMENT BLANCHON	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Revêtement de sol souple en linoléum - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	0%	6%	5%	5%	0%	5%	0%	0%
Parquet massif en chêne, épaisseur 23mm, fabriqué en France	0%	1%	0%	0%	0%	2%	0%	0%
Platelage / Lame de terrasse en pin maritime massif profilé et traité [Prélèvement carbone biogénique compensé par INIES_MAJ temporaire]	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Plinthe en bois massif [haut. 7cm et ép. 1,4cm] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	0%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Plinthe en céramique [haut. 7cm et ép. 1,4cm] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	0%	1%	1%	1%	0%	1%	0%	0%
Revêtement pour murs et plafonds en faïence [ép. 10mm] avec mortier colle et joint - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	0%	0%	1%	1%	0%	1%	0%	0%
Ensemble de boîtes aux lettres collectives Courriel	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Peintures pour sols bi-composant en phase aqueuse	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
SGG MIRALITE REVOLUTION (Gamme des miroirs) 4 mm	1%	0%	1%	1%	1%	1%	0%	0%
Coffret électrique - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%

Regard de visite en béton pour réseaux d'évacuation et d'assainissement en béton [Dint entre 200 et 1000mm] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAUT	0%	0%	1%	1%	0%	1%	0%	0%
Gaines et fourreaux en polyéthylène [DN entre 100 et 200mm] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAUT	0%	4%	5%	5%	0%	4%	0%	0%
Câble basse tension 0,6/1kV [Section conductrice de 5 mm ²] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAUT	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Dallage sur terre plein en béton d'épaisseur 0.15 m, C25/30 XC1 CEM II/A	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Bloc-porte largement vitre (avec huisserie bois)	0%	0%	1%	1%	0%	1%	0%	0%
Bardage en lames de Douglas sans traitement de préservation	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Chape fluide [ép.5cm] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAUT	1%	2%	9%	9%	1%	5%	0%	0%
Ensemble de boîtes aux lettres collectives Classica	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Aline_Bois_Massif	1%	6%	2%	2%	1%	1%	0%	0%
Aline_Bois_Massif	0%	3%	1%	1%	0%	1%	0%	0%
Aline_Bois_Massif	0%	3%	1%	1%	0%	1%	0%	0%
Béton armé pour semelle isolée, C25/30 XC1/XC2, CEM II/A	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Gros béton C20/25 X0 CEM II/A	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Revêtement en béton: caniveau, bordure et gouttière	0%	0%	1%	1%	0%	0%	0%	0%
Mortiers organiques : adhésifs, sous-enduits ITE et enduits de ragréage	0%	27%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
TC_Pare vapeur HDPE Aline	0%	1%	1%	1%	0%	1%	0%	0%
TC_Isolation Aline	0%	8%	9%	9%	0%	13%	0%	0%
TC Etanchéité PVC Aline	0%	0%	1%	1%	0%	0%	0%	0%
TC_Etanchéité asphalte Aline	0%	6%	8%	8%	0%	10%	0%	0%
TC Gravier Aline	0%	1%	1%	1%	0%	1%	0%	0%

Pour les indicateurs d'écotoxicité, l'impact est induit à 90% par les isolants thermiques en laine de verre. Pour l'indicateur d'eutrophisation, le mortier organique contribue à l'impact à hauteur de 27%, les éléments de la toiture (pare vapeur, isolation, étanchéité et gravier) à 16% de l'impact. Pour les indicateurs de réchauffement climatique, 24% des impacts sont attribués à des éléments en béton (dont 9% pour la chape fluide), et 20% à la toiture. En ce qui concerne l'indicateur d'acidification, l'isolation de la toiture et la couche d'asphalte contribuent à 23% de l'impact. Pour les indicateurs relatifs à la consommation d'eau, les blocs portes de communication en bois contribuent à 98% de l'impact. Afin de s'assurer de la qualité de certaines fiches environnementales utilisées, une étude de sensibilité a été réalisée afin de comparer les résultats obtenus avec d'autres données de la même famille (cf. 2.4.2.1 de ce chapitre).

Les paramètres à faire varier pour tenter d'améliorer l'impact du contributeur « PDCE » sont donc :

- Le type d'isolant ;
- Le type de mortier ;
- Le type de toiture ;
- Les éléments en béton ;
- Les blocs-portes.

Le béton est un élément de superstructure, indispensable au maintien du bâtiment en bois. La base de données INIES ne proposant pas de produit alternatif bas carbone, nous choisissons de conserver les éléments béton et mortier tels quels.

Tableau IV-7 : Contribution (sous forme de carte de chaleur) des processus énergétiques à l'impact total, pour chaque indicateur.

Processus	Impacts sur la biodiversité causés par :							
	Écotoxicité (eau douce) (PDF.m ² .an)	Eutrophisation (eau douce) (PDF.m ² .an)	Réchauffement climatique (eau douce) (PDF.m ² .an)	Réchauffement climatique (air) (PDF.m ² .an)	Écotoxicité (mers et océans) (PDF.m ² .an)	Acidification des sols (PDF.m ² .an)	Consommation de l'eau (eau) (PDF.m ² .an)	Consommation de l'eau (terre) (PDF.m ² .an)
Gaz naturel ou GPL (butane ou propane) Chauffage	13%	7%	20%	20%	13%	17%	0%	0%
Électricité Chauffage	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Gaz naturel ou GPL (butane ou propane) ECS	38%	20%	61%	61%	38%	52%	1%	1%
Électricité ECS	2%	3%	1%	1%	2%	1%	4%	4%
Électricité auxiliaire de ventilation	7%	10%	2%	2%	7%	4%	14%	14%
Électricité auxiliaire de distribution	3%	4%	1%	1%	3%	2%	5%	5%
Électricité Éclairage	3%	5%	2%	2%	3%	2%	5%	5%
Électricité autres usages	34%	51%	13%	13%	34%	21%	70%	70%

Le gaz naturel, utilisé pour chauffer les logements et l'eau, est le vecteur d'énergie le plus impactant pour cinq des huit indicateurs étudiés. Il contribue à 81% de l'impact pour les indicateurs de réchauffement climatique, 69% pour l'acidification et 51% pour les indicateurs d'écotoxicité. L'électricité utilisée pour d'autres usages (consommations non prises en compte dans les autres postes : interphone, pompe piscine, portail électrique, etc.) est prépondérante pour les impacts d'eutrophisation et de consommation d'eau. Afin d'améliorer les interactions bâtiment/biodiversité, nous faisons varier la nature du vecteur d'énergie principal pour chauffer les logements et l'eau.

2.2.2. Paramètre 1 : changement du type d'isolant

Le scénario de base prévoit une isolation avec des panneaux en laine de verre. Comme alternative, nous avons choisi de tester les isolants biosourcés suivants :

- Mélange de laine de verre et de fibre de bois ;
- Laine de chanvre ;
- Fibre de coton.

Pour calculer l'impact de ces produits alternatifs, nous avons sollicité les développements méthodologiques listés dans l'encart ci-dessous.

Développements méthodologiques utilisés :

- Modèles Biodiv-Ex pour la prédiction des impacts biodiversité pour le contributeur PDCE
- Outil de programmation pour automatiser le calcul des impacts à partir des sorties ÉLODIE : Outil Biodiv-Ex

Le Tableau IV-8 présente les résultats d'impacts du contributeur « PDCE », la Figure IV-4 compare les impacts les uns par rapport aux autres.

Tableau IV-8 : Impacts du contributeur PDCE sur la biodiversité ex-situ, en fonction de différents types d'isolant

Impacts sur la biodiversité exprimés en PDF.m ² .an. causés par :	Types d'isolant			
	Laine de verre	Laine de chanvre	Mélange laine de verre et fibre de bois	Fibre de coton
Écotoxicité (eau douce)	5,73E+05	5,42E+04	5,39E+04	7,99E+04
Eutrophisation (eau douce)	1,89E+05	1,94E+05	1,83E+05	1,93E+05
Réchauffement climatique (eau douce)	4,10E+01	4,20E+01	4,20E+01	4,00E+01
Réchauffement climatique (air)	8,08E+04	8,16E+04	8,27E+04	7,74E+04
Écotoxicité (mers et océans)	2,82E+07	2,67E+06	2,65E+06	3,93E+06
Acidification des sols	2,46E+04	2,53E+04	2,68E+04	2,35E+04
Consommation de l'eau (eau)	1,57E+02	1,58E+02	1,57E+02	1,86E+02
Consommation de l'eau (terre)	1,87E+05	1,88E+05	1,87E+05	2,22E+05

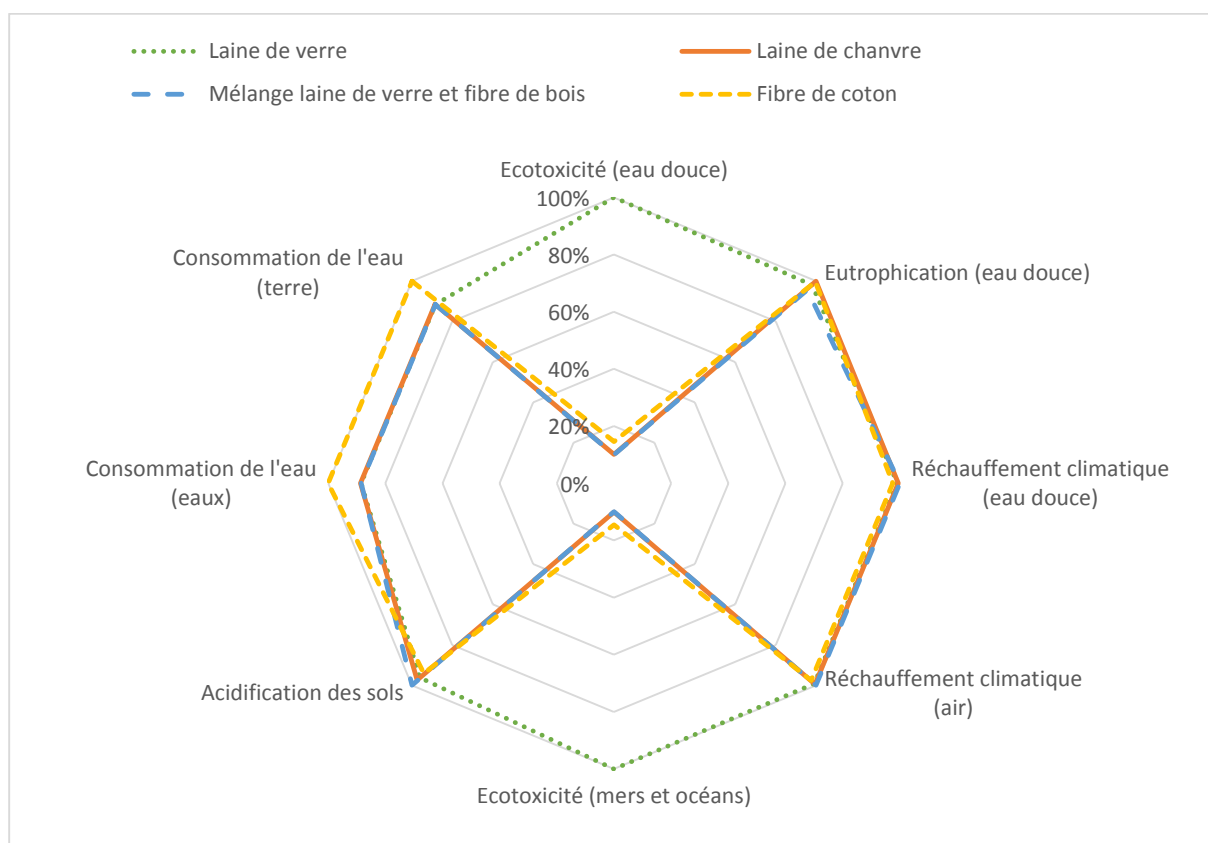


Figure IV-4 : Diagramme radar présentant les impacts du contributeur PDCE pour différents types d'isolant

Tous les isolants alternatifs proposés induisent une réduction d'impacts pour les deux indicateurs d'écotoxicité. Le mélange laine de verre/fibre de bois est celui qui a le moins d'impact sur les indicateurs d'écotoxicité, de consommation d'eau et d'eutrophisation, mais le plus sur les indicateurs de changement climatique et d'acidification. L'isolant en fibre de coton est le moins impactant sur les indicateurs de changement climatique et d'acidification. Il est cependant le plus impactant sur les indicateurs de consommation d'eau. L'isolant en chanvre s'avère avoir un impact « moyen » (entre les isolants laine de verre/fibre de bois et fibre de coton), hormis pour l'indicateur d'eutrophisation. Il répond

à l'impérativité de diminuer les impacts d'écotoxicité, sans pour autant porter dans les extrêmes les autres indicateurs (excepté pour l'eutrophisation). Pour ce levier d'action, les interactions les plus favorables entre la biodiversité *ex-situ* et le projet de construction sont constatées avec l'utilisation de la laine de chanvre et du mélange laine de verre, fibres de bois.

2.2.3. Paramètre 2 : changement du type de toiture

Pour étudier ce paramètre, nous avons naturellement choisi les systèmes de toitures végétalisées établis dans le chapitre 2. Ce choix offre l'avantage de mettre en perspective les gains *in-situ* de ces toitures avec leurs impacts *ex-situ*. Nous comparons les impacts de la toiture gravier du bâtiment avec trois toitures végétalisées : extensive, semi-intensive ou intensive.

Certaines toitures végétalisées entraînent une descente de charge plus forte que la toiture gravier. Afin de savoir si un redimensionnement du bâtiment est nécessaire pour les supporter, nous avons estimé leur masse (cf. Tableau IV-9). Nous considérons le poids du substrat à sa Capacité Maximale en Eau (CME), c'est-à-dire lorsqu'il est saturé en eau. Nous ajoutons au poids des systèmes des charges d'entretien et des charges climatiques de 100 kg/m² (convention) qui permettent de supporter le poids des agents qui viennent entretenir les toitures, ou le poids de la neige qui peut s'y accumuler.

Tableau IV-9 : Estimation des charges des différents systèmes de toiture et comparaison avec celle de la toiture gravier (*CME=Capacité maximale en eau).

Charges	Toiture gravier	Toiture extensive	Toiture semi-intensive	Toiture intensive
Poids du complexe isolation-étanchéité + complexe substrat-végétalisation à CME* (kg/m ²)	2,24E+02	1,61E+02	3,06E+02	4,54E+02
Charge d'entretien (kg/m ²)	1,00E+02	1,00E+02	1,00E+02	1,00E+02
Charge climatique (kg/m ²) (à dire d'expert)	1,00E+02	1,00E+02	1,00E+02	1,00E+02
Total à CME* (kg/m ²)	4,24E+02	3,61E+02	5,06E+02	6,54E+02
Différentiel par rapport à la toiture gravier		- 15%	+ 19%	+ 54%

Le bâtiment d'étude (toiture gravier) n'est pas capable de supporter une descente de charge supérieure à 425 kg/m² (charge actuelle du système de toiture gravier), il est donc nécessaire de redimensionner le bâtiment si nous choisissons d'y installer une toiture végétalisée semi-intensive ou intensive. Il faut donc prévoir de renforcer les éléments structuraux des bâtiments afin d'assurer leur viabilité. Un ingénieur superstructure du CSTB, Manuel MANTHEY, nous a aidés à identifier les éléments structuraux affectés par la charge des toitures. Il s'agit de :

- La charpente du plancher haut du R+2 pour les variantes bois et pour les variantes béton, les planchers hauts du R+2, R+1 et RdC ;
- Les murs séparatifs des logements, les murailles et les façades extérieures ;
- Les éléments du sous-sol (poutres, poteaux, voile) ;
- Les fondations.

L'étude détaillée du redimensionnement, réalisée à partir des plans fournis par l'EPA MARNE, est disponible à l'annexe 14. Le Tableau IV-10 résume les quantités totales de bois et de béton qu'il faut ajouter en fonction de nos configurations.

Tableau IV-10 : Tableau de synthèse des quantités de bois et de béton à ajouter au bâtiment pour supporter la charge additionnelle induite par les toitures végétalisées.

Éléments structuraux impactés par le changement de charge	Toiture gravier	Toiture extensive	Toiture semi-intensive	Toiture intensive
Planchers hauts (m3 de bois)	4,30E+01	4,30E+01	2,90E+01	4,20E+01
Planchers hauts (m3 de béton)	0,00E+00	0,00E+00	5,10E+01	5,10E+01
Murs (m3 de bois)	3,20E+01	3,20E+01	3,20E+01	3,50E+01
Éléments du sous-sol (m3 de béton)	0,00E+00	0,00E+00	4,40E+01	5,10E+01
Fondations (m3 de béton)	8,00E+01	8,00E+01	9,90E+01	1,10E+02
Total bois (m3)	7,50E+01	7,50E+01	6,10E+01	7,70E+01
Total bois (kg)	3,75E+04	3,75E+04	3,04E+04	3,86E+04
Total béton (m3)	8,00E+01	8,00E+01	1,94E+02	2,12E+02
Total béton (kg)	1,93E+05	1,93E+05	4,65E+05	5,09E+05
Différentiel bois par rapport à la toiture gravier	Pas de changement		- 19%	+ 3%
Différentiel béton par rapport à la toiture gravier	Pas de changement		+ 141%	+ 164%

Par rapport au scénario de base (toiture gravier), la toiture semi-intensive nécessite -19% de bois, mais +141% de béton pour renforcer la structure du bâtiment. Dans le cas de la toiture intensive, le renforcement nécessite +3% de bois et +164% de béton par rapport au scénario toiture gravier. Aucun redimensionnement n'est nécessaire pour la toiture extensive.

En fonction du changement de matérialité du bâtiment, nous avons modifié les modélisations ÉLODIE, en prenant en compte les éventuelles répercussions sur le contributeur « eau » (irrigation des toitures semi-intensives et intensives). Les développements méthodologiques sollicités pour cette étape sont listés dans l'encart ci-dessous et les résultats sont présentés pour le bâtiment (quatre contributeurs) dans le Tableau IV-11 et la Figure IV-5.

Développements méthodologiques utilisés :

- Base de données des fiches environnementales de végétaux : FloraDE
- Modèles Biodiv-Ex pour la prédiction des impacts biodiversité pour le contributeur PDCE
- Modèles Biodiv-Ex pour la prédiction des impacts biodiversité pour le contributeur eau
- Outil de programmation pour automatiser le calcul des impacts à partir des sorties ÉLODIE : Outil Biodiv-Ex

Tableau IV-11 : Impacts du bâtiment cas d'étude sur la biodiversité ex-situ, en fonction de différentes typologies de toitures

Impacts sur la biodiversité exprimés en PDF.m ² .an. causés par :	Types de toiture			
	Gravier	Végétalisée extensive	Végétalisée semi-intensive	Végétalisée intensive
Écotoxicité (eau douce)	5,77E+05	5,74E+05	5,77E+05	5,81E+05
Eutrophisation (eau douce)	2,63E+05	2,41E+05	2,41E+05	2,57E+05
Réchauffement climatique (eau douce)	1,12E+02	1,06E+02	1,08E+02	1,10E+02
Réchauffement climatique (air)	2,19E+05	2,06E+05	2,11E+05	2,15E+05
Écotoxicité (mers et océans)	2,84E+07	2,83E+07	2,84E+07	2,86E+07
Acidification des sols	5,43E+04	4,94E+04	5,05E+04	5,27E+04
Consommation de l'eau (eau)	2,20E+02	2,20E+02	2,20E+02	2,21E+02
Consommation de l'eau (terre)	2,59E+05	2,59E+05	2,60E+05	2,60E+05

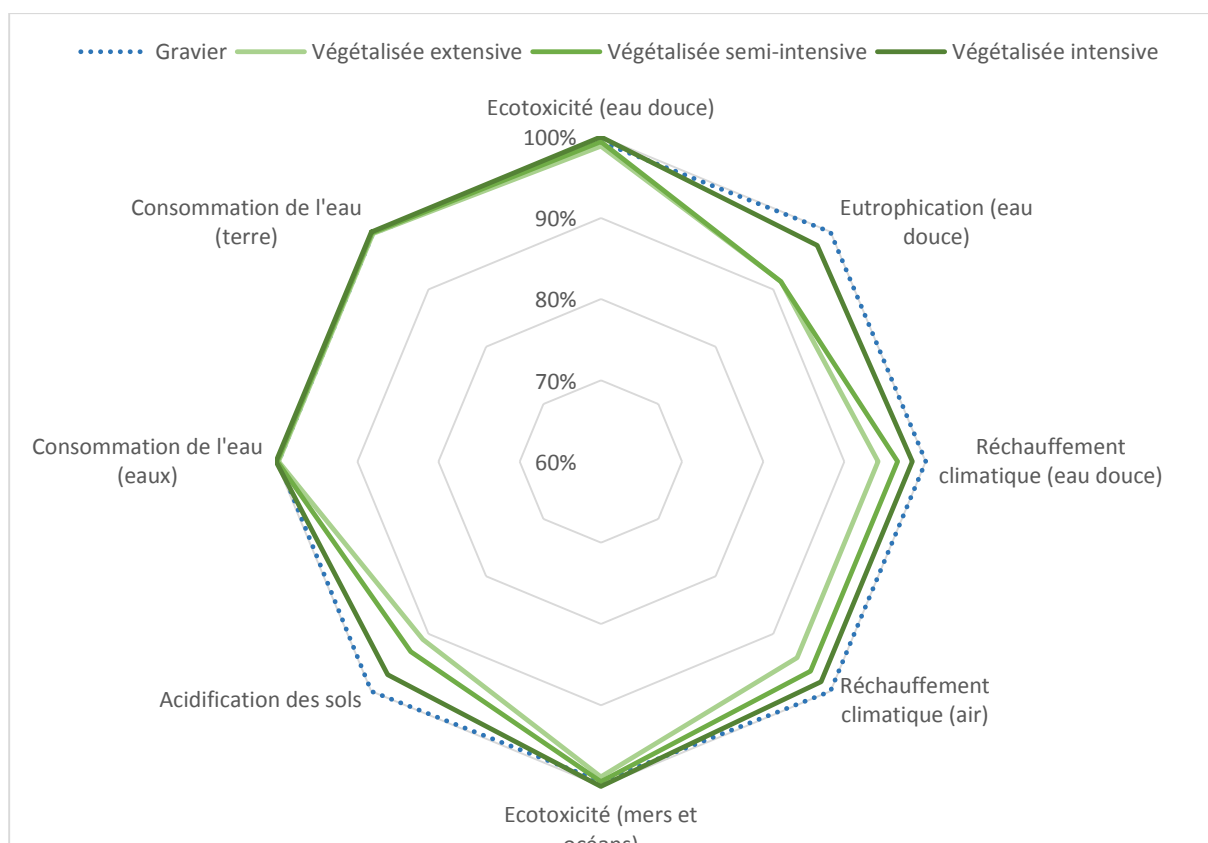


Figure IV-5 : Diagramme radar présentant les impacts du bâtiment cas d'étude pour différentes typologies de toitures

La toiture végétalisée extensive est celle qui a le moins d'impact sur la biodiversité *ex-situ*, vient ensuite la toiture semi-intensive. Ces impacts sont à mettre en perspective avec les bienfaits de ces toitures sur la biodiversité locale : l'impact *in-situ* de la toiture extensive est de – 5 464 PDF.m².an, celui de la toiture semi-intensive de – 27 818 PDF.m².an. La toiture semi-intensive permet de réduire les impacts globaux par rapport à la toiture gravier, même si ses impacts sont légèrement supérieurs à la toiture extensive, les bénéfices sur la biodiversité locale sont très importants.

2.2.4. Paramètre 3 : changement des blocs portes de communication

Les blocs portes et les huisseries du bâtiment d'étude sont en bois. Dans la base INIES, la seule alternative à ces produits est un bloc porte de communication en bois à âme alvéolaire. L'encart ci-

dessous liste les développements méthodologiques sollicités pour ce calcul, le Tableau IV-12 présente les résultats d'impacts du bâtiment et la Figure IV-6 le comparatif entre les deux options.

Développements méthodologiques utilisés :

- Modèles Biodiv-Ex pour la prédiction des impacts biodiversité pour le contributeur PDCE
- Outil de programmation pour automatiser le calcul des impacts à partir des sorties ÉLODIE : Outil Biodiv-In

Tableau IV-12 : Impacts du bâtiment cas d'étude sur la biodiversité ex-situ, en fonction de différents blocs portes

Impacts sur la biodiversité exprimés en PDF.m ² .an. causés par :	Types de blocs portes de communication	
	Bois	Bois alvéolaire
Écotoxicité (eau douce)	5,77E+05	5,76E+05
Eutrophisation (eau douce)	2,63E+05	2,57E+05
Réchauffement climatique (eau douce)	1,12E+02	1,11E+02
Réchauffement climatique (air)	2,19E+05	2,17E+05
Écotoxicité (mers et océans)	2,84E+07	2,83E+07
Acidification des sols	5,43E+04	5,34E+04
Consommation de l'eau (eau)	2,20E+02	6,61E+01
Consommation de l'eau (terre)	2,59E+05	7,59E+04

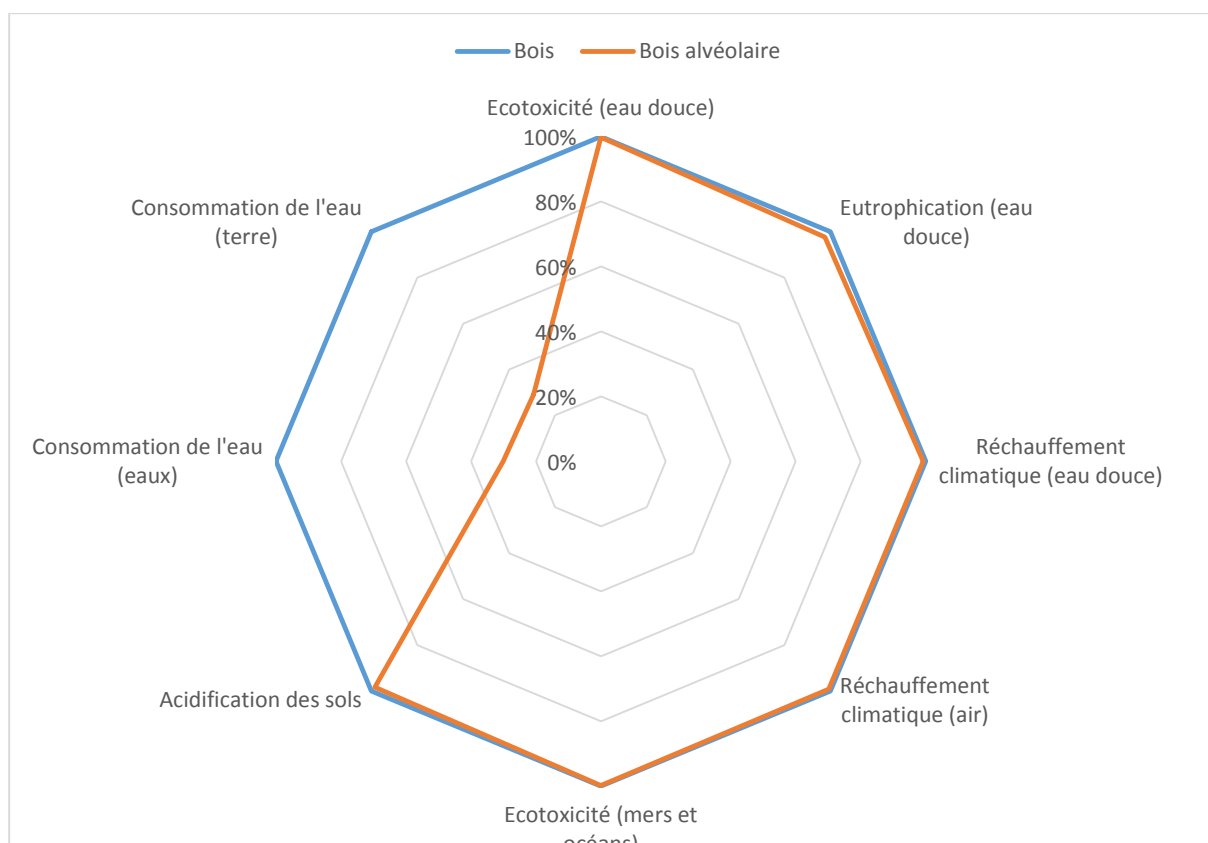


Figure IV-6 : Diagramme radar présentant les impacts du bâtiment cas d'étude pour différents blocs-portes

Les blocs portes en bois à âmes alvéolaires permettent de réduire fortement les indicateurs de consommation d'eau et sensiblement les autres impacts.

2.2.5. Paramètre 4 : changement du vecteur d'énergie principale

Le bâtiment d'étude est initialement chauffé au gaz naturel. Les alternatives choisies sont : tout électrique, chaudière à granulés bois et réseau de chaleur urbain. Les modélisations énergétiques ont été réalisées grâce au logiciel Maestro, avec l'aide de Matthieu COSNIER et Anthony REY, énergéticiens de la division « Conception des Bâtiments Performants » du CSTB. L'encart ci-dessous liste les développements méthodologiques sollicités pour ce calcul, le Tableau IV-13 présente les résultats bruts totaux et la Figure IV-7 permet de comparer visuellement les différentes variantes.

Développements méthodologiques utilisés :

- Modèles Biodiv-Ex pour la prédiction des impacts biodiversité pour le contributeur énergie
- Outil de programmation pour automatiser le calcul des impacts à partir des sorties ÉLODIE : Outil Biodiv-Ex

Tableau IV-13 : Impacts du bâtiment cas d'étude sur la biodiversité ex-situ, en fonction de différents vecteurs d'énergie

Impacts sur la biodiversité exprimés en PDF.m ² .an. causés par :	Types de vecteur d'énergie principale			
	Gaz naturel	Chaudière granulés bois	Électricité	Réseau de chaleur urbain
Écotoxicité (eau douce)	5,77E+05	5,78E+05	5,77E+05	5,78E+05
Eutrophisation (eau douce)	2,63E+05	2,79E+05	2,72E+05	2,66E+05
Réchauffement climatique (eau douce)	1,12E+02	6,50E+01	7,40E+01	9,50E+01
Réchauffement climatique (air)	2,19E+05	1,27E+05	1,45E+05	1,84E+05
Écotoxicité (mers et océans)	2,84E+07	2,84E+07	2,84E+07	2,85E+07
Acidification des sols	5,43E+04	4,31E+04	4,51E+04	4,66E+04
Consommation de l'eau (eau)	2,20E+02	2,20E+02	2,25E+02	2,20E+02
Consommation de l'eau (terre)	2,59E+05	2,59E+05	2,66E+05	2,59E+05

Le vecteur d'énergie bois s'avère le plus optimisé pour le plus grand nombre d'indicateurs (six sur huit).

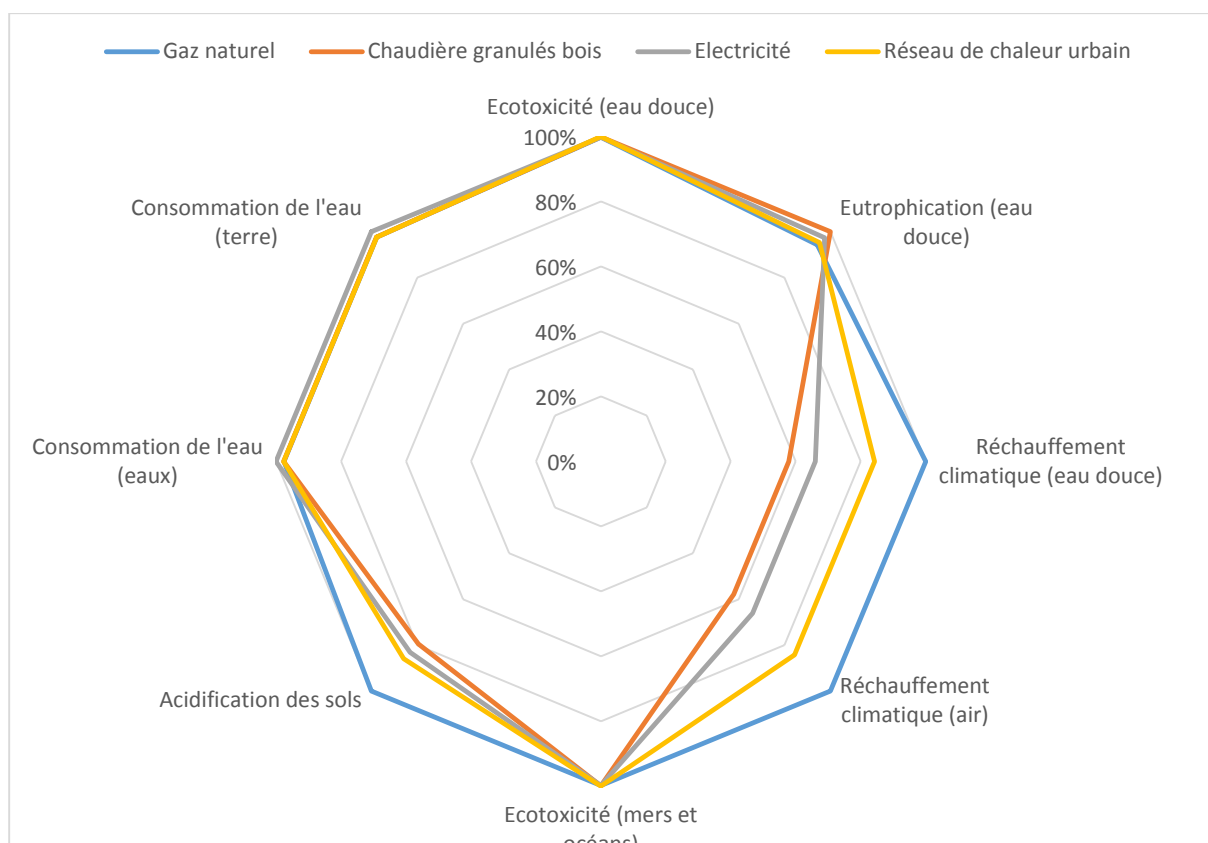


Figure IV-7 : Diagramme radar présentant les impacts du bâtiment cas d'étude pour différents vecteurs d'énergie

L'énergie bois est le vecteur d'énergie qui permet de réduire le plus fortement les impacts sur les indicateurs de changement climatique et d'acidification. Il augmente la valeur des impacts des autres indicateurs par rapport au gaz naturel, mais les différences d'impacts ne sont pas jugées significatives (excepté pour l'indicateur d'eutrophisation).

2.3. Synthèse de l'analyse

Les méthodes et les outils de programmation développés dans la thèse permettent d'une part de repérer aisément les paramètres les plus à même de réduire l'impact sur la biodiversité et d'autre part d'exécuter rapidement les calculs d'impact pour les 11 variantes des bâtiments modélisés. Il ressort de cette étude que les interactions les plus favorables entre la biodiversité et le projet de construction sont constatées pour le scénario :

- Toiture gravier → Toiture végétalisée semi-intensive ;
- Implantation sur un terrain en friche → Implantation sur une parcelle occupée par un champ d'un seul tenant intensément cultivé ;
- Isolant en laine de verre → Isolant en laine de chanvre ou mélange laine de verre ;
- Blocs portes en bois → Blocs portes de communication en bois à âme alvéolaire ;
- Chauffage au gaz naturel → Chauffage au granulés bois.

Les résultats d'impacts obtenus en appliquant ces modifications sont présentés dans le Tableau IV-14. La Figure IV-8 permet de comparer les impacts sur la biodiversité *ex-situ* du bâtiment initial avant et

après modification (bâtiment optimisé). Les développements méthodologiques sollicités pour cette analyse sont listés dans l'encart ci-dessous.

Développements méthodologiques utilisés :

- Base de données des richesses spécifiques des habitats en Ile de France : FLORIHA
- Modèle Biodiv-In pour le calcul de l'indicateur d'utilisations des terres
- Base de données des facteurs de caractérisation : FOCS
- Outil de programmation pour calculer et traiter les facteurs de caractérisation : Outil Biodiv-In
- Base de données des fiches environnementales de végétaux : FloraDE
- Modèles Biodiv-Ex pour la prédiction des impacts biodiversité pour le contributeur PDCE
- Modèles Biodiv-Ex pour la prédiction des impacts biodiversité pour le contributeur énergie
- Modèles Biodiv-Ex pour la prédiction des impacts biodiversité pour le contributeur eau
- Modèles Biodiv-Ex pour la prédiction des impacts biodiversité pour le contributeur chantier
- Outil de programmation pour automatiser le calcul des impacts à partir des sorties ÉLODIE : Outil Biodiv-In

Tableau IV-14 : Impacts du bâtiment cas d'étude dans sa version initiale et dans sa version optimisée

Impacts sur la biodiversité exprimés en PDF.m ² .an. causés par :	Bâtiment	
	Initial	Optimisé
Écotoxicité (eau douce)	5,77E+05	5,77E+04
Eutrophisation (eau douce)	2,63E+05	2,56E+05
Réchauffement climatique (eau douce)	1,12E+02	6,10E+01
Réchauffement climatique (air)	2,19E+05	1,18E+05
Écotoxicité (mers et océans)	2,84E+07	2,84E+06
Acidification des sols	5,43E+04	3,92E+04
Consommation de l'eau (eau)	2,20E+02	6,72E+01
Consommation de l'eau (terre)	2,59E+05	7,72E+04
Perte et changement d'habitat (LU _{IDF})	1,12E+04	-1,63E+05

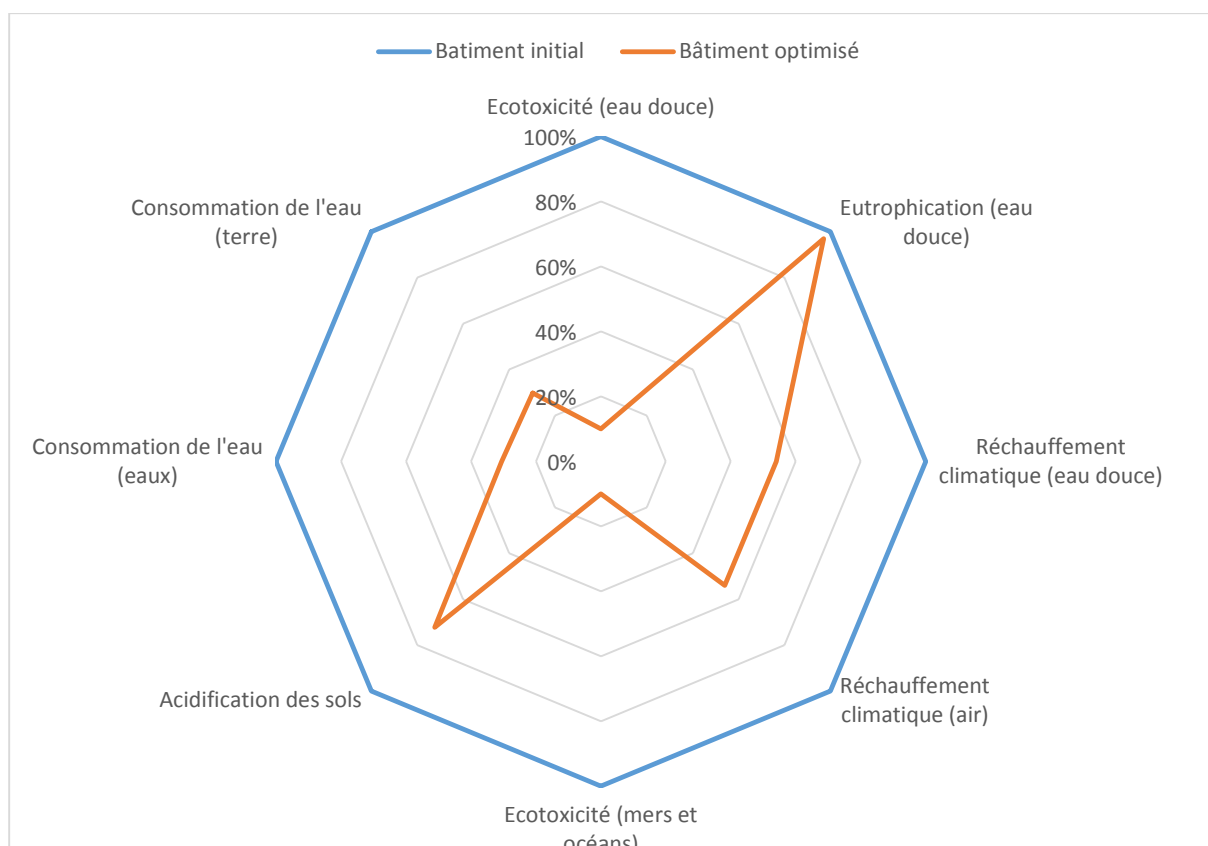


Figure IV-8 : Diagramme radar présentant les impacts du bâtiment cas d'étude dans les versions initiale et optimisée

Nous constatons que le bâtiment optimisé, bien que possédant une toiture semi-intensive impliquant un redimensionnement de la superstructure et des consommations en eau supplémentaires (irrigation), possède un bilan sur la biodiversité *ex-situ* moins lourd que le bâtiment initial. Les impacts sur l'écotoxicité des eaux douces et salées sont réduits de 90%, ceux sur les indicateurs de consommation de l'eau de 70%, 46% pour les impacts du réchauffement climatique et 28% pour ceux liés à l'acidification des sols. Le seul indicateur qui n'est pas optimisé est celui de l'eutrophisation (-3%), car il est piloté par des produits de construction en béton, éléments que nous n'avons pas fait varier dans notre analyse. Le bâtiment optimisé est bénéfique à la biodiversité *in-situ* (locale) puisqu'il multiplie par 8,5 le nombre d'espèces végétales par rapport au bâtiment initial.

2.4. Discussion des résultats obtenus

Les développements réalisés pendant la thèse permettent de diagnostiquer rapidement n'importe quel type de bâtiment, dès lors que sa modélisation est disponible sous ÉLODIE et que son milieu d'implantation est connu. Les outils mis en place permettent d'identifier les leviers d'actions susceptibles d'améliorer les interactions bâtiment/biodiversité. **Les leviers présentés dans cette analyse sont propres au bâtiment de notre cas d'étude.** Ils ne peuvent pas être généralisés, ni utilisés pour d'autres ouvrages.

2.4.1. Discussion des résultats à l'échelle bâtiment

À l'échelle bâtiment, les résultats de prédiction sur la biodiversité **ex-situ** ne peuvent pas être confrontés à d'autres **éléments bibliographiques**, ce travail n'ayant jamais été réalisé auparavant.

En ce qui concerne la biodiversité **in-situ**, les résultats (avec les facteurs de caractérisation médians) semblent être **en accord avec l'expertise écologique** qui montre que les toits végétalisés aident à la conservation de la biodiversité urbaine, contrairement aux toits conventionnels (Williams et al., 2014). Le Tableau IV-15 compare les résultats d'impacts obtenus avec les facteurs de caractérisation extrêmes des deux séries considérées (cf.).

Tableau IV-15 : Impacts extrêmes du bâtiment cas d'étude dans sa version initiale et optimisée, sur la biodiversité in-situ

Milieu initial	Milieu final	FC minimum	FC médian	FC maximum
Terrains en friche	Bâtiment initial	-0,60	0,59	0,88
Champs d'un seul tenant intensément cultivés	Bâtiment optimisé	-70,00	-8,50	0,20

La comparaison des impacts minimums indique que la construction d'un bâtiment à toiture gravier sur un terrain en friche engendre un gain de la biodiversité moins important que celle d'un bâtiment à toiture semi-intensive : -117 475 PDF.m².an contre - 1 338 750 PDF.m².an. La comparaison des impacts maximums montre que la construction d'un bâtiment à toiture gravier sur un terrain en friche engendre une perte de biodiversité plus importante que la construction d'un bâtiment à toiture semi-intensive : 16 830 PDF.m².an contre 3 825 PDF.m².an. Tout comme les résultats ; d'impacts médians, les résultats d'impacts extrêmes montrent que l'impact négatif sur la biodiversité diminue avec le bâtiment optimisé.

Pour conclure, nos résultats montrent qu'il est moins impactant pour la biodiversité de construire sur un champ intensément cultivé plutôt que sur une dent creuse urbaine (terrain en friche). Au premier abord, cette conclusion apparaît contradictoire avec les politiques publiques d'aménagement du territoire (*i.e.* loi ALUR) qui visent plutôt à densifier les centres urbains (et donc à construire sur les dents creuses), plutôt que de grignoter les paysages agricoles et naturels (étalement urbain). Mais cela s'explique par le fait que la végétation spontanée, qui s'épanouit dans les dents creuses, est combattue dans les champs intensément cultivés. Ce travail d'analyse des richesses spécifiques des différents milieux montre également l'impact de l'agriculture intensive sur la biodiversité.

2.4.2. Discussion des résultats à l'échelle produit

2.4.2.1. Laine de verre et blocs-portes de communication en bois

À l'échelle produit, les contributions à l'impact total de la **laine de verre** (pour les indicateurs d'écotoxicité) et des **blocs portes de communication** en bois (pour les indicateurs de consommation d'eau) posent question. Pour savoir si cela peut provenir de la donnée utilisée dans la modélisation, nous avons réalisé une **analyse de sensibilité** sur ces deux familles de matériaux. Nous avons sélectionné dans la base INIES des produits de construction de la même famille (typologie « Isolants /

Isolants thermiques et acoustiques pour murs (ITI) / laine de verre » pour la laine de verre, et « Menuiseries intérieures et extérieures / Portes », pour les blocs-portes, possédant des caractéristiques physiques et techniques similaires à celles des produits utilisés dans la modélisation. Nous avons ensuite comparé les impacts pour une surface de 1m² de chacun des produits sélectionnés. Les résultats sont présentés dans le Tableau IV-16 et le Tableau IV-17.

Tableau IV-16 : Résultats de l'étude de sensibilité pour le produit de construction « laine de verre »

Impacts sur la biodiversité exprimés en PDF.m ² .an. causés par :	Étude de sensibilité de la laine de verre						
	KNAUF INSULATION N Laine de Verre ECOSE Acoustiplus 032 120 mm	GR 32 Nu 120	HOMETEC 32 / UGW32NK 120 mm R= 3,75 m ² ·K/W	Isomob 32 120	KNAUF INSULATION Laine de Verre ECOSE Acoustilaine 035 120 mm	KNAUF INSULATION N Laine de Verre ECOSE TP 238 120 mm	URSA PURE 32QP / PUO32KP 120 mm R= 3,75 m ² ·K/W
Écotoxicité (eau douce)	7,51E+01	-1,69E-02	2,28E-02	-1,69E-02	5,29E+01	9,04E+01	9,46E-02
Eutrophisation (eau douce)	6,96E-01	6,82E-01	2,42E+00	6,88E-01	4,39E-01	8,86E-01	2,42E+00
Réchauffement climatique (eau douce)	3,71E-04	4,16E-04	4,69E-04	4,20E-04	2,55E-04	4,53E-04	5,91E-04
Réchauffement climatique (air)	7,24E-01	8,13E-01	9,16E-01	8,21E-01	4,97E-01	8,84E-01	1,15E+00
Écotoxicité (mers et océans)	3,70E+03	-8,23E-01	1,13E+00	-8,23E-01	2,60E+03	4,45E+03	4,66E+00
Acidification des sols	2,11E-01	2,73E-01	3,57E-01	2,78E-01	1,48E-01	2,54E-01	3,57E-01
Consommation de l'eau (eau)	2,25E-05	4,82E-05	2,34E-05	5,03E-05	1,63E-05	2,72E-05	5,46E-05
Consommation de l'eau (terre)	2,68E-02	5,74E-02	2,79E-02	5,99E-02	1,94E-02	3,24E-02	6,51E-02

Les indicateurs d'écotoxicité des laines de verre KNAUF sont élevés par rapport à ceux des autres industriels. Les résultats des autres indicateurs sont du même ordre de grandeur pour tous les industriels. Sachant que les indicateurs d'écotoxicité sont prédits à partir de l'indicateur « midpoint » « Pollution de l'eau », cette analyse montre que les flux élémentaires utilisés pour fabriquer les données environnementales des laines de verre KNAUF rendent cet indicateur très sensible.

Tableau IV-17 : Résultats de l'étude de sensibilité pour le produit de construction « bloc-porte de communication »

Impacts sur la biodiversité exprimés en PDF.m ² .an. causés par :	Étude de sensibilité des blocs portes de communication		
	Bloc-porte bois de communication (avec huisserie bois)	MALERBA - Bloc-porte bois de communication sur huisserie bois	Bloc-porte de communication en bois à âme alvéolaire
Écotoxicité (eau douce)	5,86E-01	3,50E-01	1,68E+00
Eutrophisation (eau douce)	1,01E+01	6,53E+00	1,05E+01
Réchauffement climatique (eau douce)	1,94E-03	1,50E-03	3,05E-03
Réchauffement climatique (air)	3,78E+00	2,92E+00	5,95E+00
Écotoxicité (mers et océans)	2,89E+01	1,72E+01	8,27E+01
Acidification des sols	2,59E+00	1,88E+00	1,71E+00
Consommation de l'eau (eau)	8,15E-02	3,11E-02	5,50E-04
Consommation de l'eau (terre)	9,71E+01	3,70E+01	6,55E-01

Les indicateurs de consommation d'eau des blocs-portes utilisés dans la modélisation et ceux de l'industriel « MALERBA » sont du même ordre de grandeur. En revanche, le bloc à âmes alvéolaires est moins impactant. La base de données INIES ne contient que deux fiches équivalentes à celles utilisées initialement, il est donc difficile de tirer une conclusion de cette analyse de sensibilité. La comparaison

avec la fiche « MALERBA » tend à montrer que les résultats des indicateurs ne semblent pas anormaux, alors que la comparaison avec le bloc-porte à âmes alvéolaires tend à montrer que les impacts sont surévalués.

L'exploitation des résultats avec le référentiel « Energie-Carbone » présente l'avantage d'utiliser des fiches environnementales qui simplifient grandement la modélisation. En revanche, le passage de l'outil Simapro à ce référentiel entraîne une perte d'information relative aux flux élémentaires à l'origine de l'impact d'un processus donné. Cette simplification ne permet pas de comprendre pourquoi la laine de verre KNAUF et les blocs-portes de communication en bois sont si impactant sur les indicateurs d'écotoxicité, respectivement, de consommation d'eau. Les fiches stockées dans INIES sont réalisées par des industriels ou des bureaux d'études spécialisés en ACV. Elles sont ensuite vérifiées par un organisme indépendant. **Nous ne pouvons donc pas conclure sans étudier les flux élémentaires qui ont été utilisés pour modéliser les produits.**

2.4.2.2. Prise en compte des végétaux urbains dans les ACV

Dans cette partie, nous évaluons la pertinence de la prise en compte de l'impact du cycle de vie des végétaux dans les ACV bâtiments : les efforts déployés pour créer les Inventaires de Cycle de Vie des végétaux sont-ils justifiés ou non ? Pour ce faire, nous avons classé les impacts des produits de construction par ordre décroissant, pour chaque indicateur et chaque bâtiment végétalisé. Nous avons ensuite repéré le classement de la couche des végétaux. Les résultats sont présentés dans le Tableau IV-18. Les classements ne tiennent compte que des éléments modélisés dans le contributeur « PDCE ». Les besoins en eau des plantes ne sont pas inclus dans cette analyse car ils sont modélisés dans le contributeur « eau ».

Tableau IV-18 : Classement de l'impact de la couche végétale par rapport à l'impact des autres matériaux de construction

Impacts sur la biodiversité exprimés en PDF.m ² .an. causés par :	Classement de la couche de végétalisation dans le contributeur « PDCE »		
	Toiture végétalisée extensive	Toiture végétalisée semi-intensive	Toiture végétalisée intensive
Écotoxicité (eau douce)	33/67	40/69	29/69
Eutrophisation (eau douce)	12/67	13/69	3/69
Réchauffement climatique (eau douce)	42/67	45/69	26/69
Réchauffement climatique (air)	42/67	45/69	26/69
Écotoxicité (mers et océans)	33/67	40/69	29/69
Acidification des sols	14/67	15/69	1/69
Consommation de l'eau (eau)	18/67	17/69	7/69
Consommation de l'eau (terre)	18/67	17/69	7/69

Nous constatons que le rang des végétaux est souvent situé dans la 1^{ère} moitié du classement (en gras dans le Tableau IV-18). Pour la toiture végétalisée intensive, la couche de végétaux est le produit qui a le plus fort impact sur l'indicateur d'acidification. À l'échelle bâtiment, malgré la faible masse des végétaux (5kg/m² de toiture), leur cycle de vie joue un rôle significatif dans l'impact du bâtiment. L'impact est notamment lié :

- Aux besoins des plantes pendant la vie en œuvre (fertilisant, taille avec passage d'un jardinier, etc.)

Démarche d'éco-concepteur : comment réduire l'empreinte biodiversité du bâtiment « cas d'étude » ?

- Au temps de séjour en pépinière : plus le séjour est long, plus l'impact de la plantule est fort.

La prise en compte des végétaux dans les ACV bâtiment est donc pertinente et doit être encouragée. La base de données FloraDE pourra être enrichie à cet effet, notamment en utilisant le questionnaire de collecte spécifiquement élaboré au cours des travaux pour récolter les informations relatives aux itinéraires techniques des plantes.

Chapitre 5 - Vers le déploiement de la méthode hybride aux échelles parcelle, quartier et territoire

Selon la méthodologie d'évaluation HIBOU que nous avons projetée (cf. Figure III-1), la réalisation de ces échelles inférieures conditionne la réalisation des échelles supérieures. Les travaux développés pour les échelles produit et bâtiment sont indispensables au passage aux échelles parcelle, quartier et territoire. Cette partie présente les pistes de travail pour le déploiement de la méthode hybride aux échelles supérieures. Nous avons identifié les principales méthodes et outils associés traitant ces échelles : la méthode E+C- Quartier, l'outil UrbanPrint et les BIM/CIM/maquette numérique urbaine. Après une description de ces outils, nous présentons leur compatibilité avec les travaux de la thèse. Puis, nous proposons des développements méthodologiques à envisager pour compléter l'évaluation de la biodiversité. Au regard de ces pistes d'amélioration, nous identifions les étapes qui pourrait garantir le passage effectif des travaux de thèse aux échelles parcelle, quartier et territoire.

1. Méthodes et outils ACV d'analyse environnementale aux échelles parcelle, quartier et territoire

1.1. Méthode E+C- Quartier et UrbanPrint

La méthode E+C- retenue pour la future Règlementation Environnementale des Bâtiments neufs (RE 2020) est en cours d'adaptation à l'échelle quartier, notamment dans le cadre d'un projet de recherche collaboratif soutenu par l'ADEME (Efficacity, 2020b) : la méthode E+C- Quartier. L'outil associé à ce développement est le logiciel UrbanPrint. Ce logiciel vise à accompagner les phases amont des projets d'aménagement urbain (échelle quartier dans notre étude) en sensibilisant les aménageurs sur les impacts environnementaux de leurs choix. L'outil repose sur l'approche ACV et intègre dans son analyse (Efficacity, 2020a) :

- Les différents types de bâtiments (logements, commerces, bureaux, hôtels, etc.), et les modes constructifs (béton voile-porteur, mixte bois-béton, etc.) ;
- Les espaces publics (voiries, espaces verts, etc.) ;
- Les réseaux existants (distribution d'eau, assainissement, déchets, etc.) ;
- L'approvisionnement énergétique (mix énergétique, efficacité énergétique des systèmes, production photovoltaïque, etc.) ;
- Les flux de mobilité des différents types d'usagers ;
- Les aspects liés au comportement des résidents (consommation d'eau et besoin en énergie, traitement des déchets, pourcentage de tri et de recyclage, etc.) ;
- La zone climatique du site.

Les quantitatifs des éléments pris en compte sont issus des informations renseignées par l'utilisateur, qui peuvent être enrichis si leur niveau de détail n'est pas suffisant. Chaque quantitatif est ensuite associé à une donnée environnementale (FDES, DES, etc.). Par insuffisance de données environnementales, les végétaux ne sont pas comptabilisés dans les calculs. Les indicateurs calculés sont ceux de la norme EN 15 804 (26 indicateurs), les impacts liés au changement d'occupation des sols ne sont pas intégrés à l'outil. Les résultats d'impacts sont restitués à l'échelle du projet (quartier), mais peuvent aussi être déclinés à l'échelle de chaque objet du quartier (bâtiment, espace extérieur) et par thèmes (énergie, produits de construction, déchets, eaux, mobilité, etc.).

1.2. BIM et maquette numérique urbaine

Le Building Information Model (BIM) désigne un ensemble structuré d'informations constituant la maquette numérique du bâtiment. Il stocke des informations des bâtiments relatives à sa géométrie, sa localisation, son orientation, sa matérialité, les surfaces ou volumes des éléments constructifs, etc. Disposer du BIM d'un bâtiment facilite l'évaluation de ses performances et réduit significativement les traitements préalables aux simulations, en particulier dans le domaine des calculs énergétiques et

environnementaux (Ferriès & Bonhomme, 2014). L'outil doit donc être multi-échelles et interopérable afin de fonctionner avec différents produits ou systèmes, existants ou futurs, sans restriction d'accès ou de mise en œuvre. La maquette numérique urbaine peut être couplée aux outils ACV afin de faciliter l'évaluation environnementale des systèmes urbains (cf. (Cavalliere, Habert, Dell'Osso, & Hollberg, 2019; Kiamili, Hollberg, & Habert, 2020; Röck, Hollberg, Habert, & Passer, 2018). Afin d'assurer l'interopérabilité du BIM entre différents logiciels (e.g énergie et environnement), il est nécessaire d'utiliser un langage commun et standard, le CityGML.

Basé sur le XML, le CityGML est un modèle de données, ainsi qu'un format d'échange standardisé et ouvert, permettant de stocker des modèles numériques 3D de paysages urbains, ainsi que des données. Il constitue un standard international officiel de l'Open Geospatial Consortium (OGC). Il définit les objets topographiques les plus importants dans les villes selon leurs propriétés géométriques, topologiques, sémantiques et d'apparence. Le langage CityGML est structuré sous forme d'objets (relief, bâtiment, plan d'eau, voirie, végétation, mobilier urbain et occupation des terres), caractérisés par des attributs. Par exemple, l'objet « bâtiment » est caractérisé par sa fonction géométrie, sa fonction utilitaire (résidentiel, tertiaire, etc.), son nombre de pièces, d'escaliers, etc. Certains attributs doivent être renseignés selon une nomenclature précise afin d'assurer une certaine homogénéité d'usage entre les différents utilisateurs. Par exemple, la fonction résidentielle d'un objet « bâtiment » doit être renseignée avec le code « 1000 », la fonction hôtel par le code « 1210 », ou encore la fonction usine par le code « 1320 » (Gröger, Kolbe, & Czerwinski, 2006).

De nombreux logiciels de calcul ou de simulation sont capables d'exploiter le contenu d'un BIM, et notamment ceux pour les impacts environnementaux. Ces derniers sont induits par les consommations d'énergie et par les produits et matériaux mobilisés pendant toute la durée de vie du bâtiment. La robustesse du calcul dépend étroitement du niveau de détail utilisé pour décrire les éléments. En effet, la description des objets peut être réalisée avec cinq niveaux de détails différents (cf. Figure V-1), appelés LOD (Level Of Detail) (Biljecki & Ledoux, 2016; Ferriès & Bonhomme, 2014) :

- LOD 0 : modélisation du relief et des emprises au sol des éléments tels que les bâtiments ;
- LOD 1 : modélisation grossière de l'objet, généralement obtenue par extrusion ;
- LOD 2 : modélisation des formes de toit simplifiées, où les éléments de l'objet peuvent être modélisés en plusieurs classes sémantiques (e.i. toit, mur) ;
- LOD 3 : modélisation de l'architecture détaillée de l'objet (e.i. portes, fenêtres) ;
- LOD 4 : modélisation et indications des éléments intérieurs : pièces, éléments de partition et de mobilier.



Figure V-1 : Les 5 LOD du langage CityGML, (Biljecki & Ledoux, 2016)

Le BIM sert de support d'information pour les simulations environnementales. Il fournit aux logiciels de simulation les données relatives aux quantitatifs et à la nature des différents objets stockés et y associe des données environnementales de la base INIES. Si le niveau de détail n'est pas suffisant pour les simulations, les outils de calcul utilisent des valeurs par défaut, impactant cependant la précision du résultat.

Le modèle CityGML qui recense les éléments de végétation fait la distinction entre 1) les objets de végétation solitaire comme les arbres et 2) les surfaces de végétation, qui représentent des biotopes comme les forêts ou d'autres communautés végétales (Gröger et al., 2006). Les objets de végétation unique sont modélisés par un point (SolitaryVegetationObject), les zones remplies d'une végétation spécifique (PlantCover) par une surface (MultiSurface) ou un solide (MultiSolid), selon l'étendue verticale de la végétation (cf. Figure V-2).

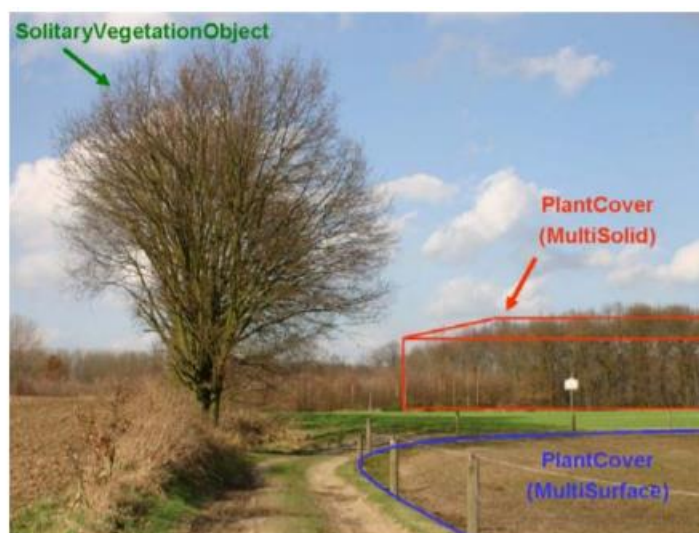


Figure V-2 : Exemple de représentation des objets « végétation » dans le CityGML (Gröger et al., 2006)

Les attributs des arbres (SolitaryVegetationObject) sont :

- La classe (e.i. arbre, buisson, herbe) ;
- L'espèce ;
- La fonction (i.e. musée botanique) ;

- La hauteur ;
- Le diamètre du tronc ;
- Le diamètre de la canopée.

Les attributs des surfaces ou volumes végétalisés (PlantCover) sont :

- La classe (espèces/type de plante ou communauté végétale) ;
- La fonction (*i.e.* forêt nationale) ;
- La hauteur moyenne de la végétation.

Les attributs de classe, d'espèces et de fonction sont renseignés à partir de listes prédéfinies (exemple de la liste pour les attributs « classe » et « espèces », Figure V-3).

PlantClassType			
1000	shrub	1060	conifer
1010	base plants	1070	deciduous tree
1020	medium high plants	1080	bushes
1030	high plants	1090	aquatic plants
1040	grasses	1100	climber
1050	ferns	9999	unknown

SpeciesType (excerpt)			
1640	Abies alba	1790	Acer circinatum
1650	Abies cephalonica	1800	Acer Davidii
1660	Abies concolor	1810	Acer ginnala Maxim
1670	Abies grandis	1820	Acer grosserii
1680	Abies homolepsis	1830	Acer monspessulanum
1690	Abies koreana	1840	Acer negundo
1700	Abies lasiocarpa	1850	Acer palmatum
1710	Abies nordmanniana	1860	Acer platanoides
1720	Abies pinsapo	1870	Acer platanoides 'Crimson King'
1730	Abies procera	1880	Acer pseudoplatanus
1740	Abies procera 'Glauca'	1890	Acer rubrum
1750	Abies veitchii	1900	Acer saccharinum
1760	Acer campêtre	1910	Acer saccharum Marsch
1770	Acer capillipes	1920	Acer tartaricum
1780	Acer cappadocicum		

Figure V-3 : Listes CityGML pour les attributs « classe » et « espèces » (Gröger et al., 2006)

L'analyse et la visualisation de différents objets constituant la maquette numérique urbaine permettent d'intégrer et de simuler en amont l'ensemble des exigences et des contraintes (*i.e.* exigences réglementaires, microclimat urbain), de manière à optimiser les choix et les solutions quant à l'aménagement du territoire. En ce qui concerne l'évaluation de la biodiversité, les habitats peuvent être analysés et les impacts sur la faune peuvent être dérivés (Gröger et al., 2006). Cette analyse permettrait aussi de renforcer les prédictions de catastrophes naturelles, comme les feux de forêts, en s'appuyant

notamment sur les travaux de (A. Schaffhauser, Curt, Véla, & Taton, 2012; Alice Schaffhauser et al., 2015) qui étudient les comportements des feux en fonction des traits fonctionnels et des strates de végétation.

2. Pistes pour le déploiement de la méthode hybride aux échelles parcelle, quartier et territoire

2.1. Évaluation de l'impact sur la biodiversité *ex-situ*

Les modèles de régressions linéaires développés dans la thèse peuvent s'appliquer en sortie d'UrbanPrint et des logiciels de simulations couplés au BIM pour évaluer l'impact *ex-situ* des bâtiments sur la biodiversité. En effet, ces logiciels s'appuient sur les données environnementales de la base INIES pour calculer les impacts environnementaux dans le respect du cadre normatif EN 15 804. Les impacts sur la biodiversité *ex-situ* peuvent donc être prédits directement en appliquant les modèles numériques proposés dans la thèse. Il en va de même pour les autres éléments constituant le cadre urbain (voiries, mobilier urbain, autres infrastructures, etc.), qui respectent également le cadre normatif EN 15 804. En sus des modèles de régressions présentés pour le contributeur « PDCE », élaborés à partir d'un échantillon des matériaux les plus couramment utilisés dans le bâtiment (matières minérales, matières biosourcées, métaux et plastiques confondues), nous avons développé un modèle de prédiction d'impact pour chacune de ces quatre familles de matériaux : 32 modèles de prédictions supplémentaires sont ainsi disponibles. Il pourrait être pertinent de les utiliser pour calculer les impacts des éléments urbains, autre que les bâtiments, souvent constitués d'un seul matériau (*i.e.* le mobilier urbain peut être uniquement constitué de bois ou de métal, etc.).

Les développements méthodologiques, visant à traduire les impacts EN 15 804 des objets non vivants en impacts sur la biodiversité liés au changement climatique, aux pollutions et à la surexploitation des ressources, sont donc valides aux échelles parcelle, quartier et territoire. En revanche, les impacts *ex-situ* des végétaux ne sont pour l'instant pas considérés, faute de pouvoir leur associer une donnée environnementale contenue dans la base de données INIES. Les développements méthodologiques relatifs à la création de la base de données FloraDE, contenant les Inventaires de Cycle de Vie (ICV) de végétaux urbains peuvent venir atténuer cette faiblesse. En effet, cette base est susceptible d'associer une donnée environnementale aux quantitatifs de végétation extraits des outils UrbanPrint ou BIM, permettant ainsi la prise en compte des impacts *ex-situ* liés à la végétation. En l'état, la base de données FloraDE contient cinq inventaires de végétaux, majoritairement utilisés en toitures ou en façades végétalisées. Il serait nécessaire de l'enrichir afin qu'elle puisse caractériser toutes les espèces les plus couramment rencontrées dans les espaces verts urbains. Pour rappel, les espèces végétales urbaines ont été identifiées et répertoriées dans la base de données FloraCity, développée lors de la thèse.

Enfin, les outils de programmation développés à l'échelle bâtiment pour automatiser le calcul des impacts *ex-situ* peuvent servir d'exemple pour automatiser les calculs à partir des sorties d'UrbanPrint et du BIM.

2.2. Évaluation de l'impact sur la biodiversité *in-situ*

Concernant le calcul de l'indicateur du changement d'occupation du sol (modèle Biodiv-In), des développements spécifiques sont nécessaires. En effet, le logiciel UrbanPrint et la maquette numérique urbaine (BIM) ne spécifient pas les occupations du sol des quartiers selon la nomenclature Corine Biotope. La maquette numérique urbaine peut en revanche spécifier les espèces implantées sur le site (attribut « espèces »). Afin de déployer l'indicateur dans les outils ACV aux échelles parcelle, quartier et territoire, les étapes proposées sont :

- 1) Caractérisation des occupations du sol avant (sur le terrain ou par orthophotographie) et après projet, en fonction du code Corine Biotope ;
- 2) Identification des facteurs de caractérisation correspondant au changement d'occupation du sol dans la base de données FOCS, pour le calcul d'impact. Les facteurs de caractérisation définis dans la base FOCS conviennent aux espaces bâtis (végétalisés ou non), mais aussi aux espaces inter-bâtis (*i.e.* parcs urbains et grands jardins, grands parcs, jardins, etc.). Pour calculer l'indicateur d'occupation du sol aux échelles supérieures, par exemple à l'échelle du quartier, nous proposons de calculer des indicateurs d'occupation du sol intermédiaires correspondant aux différents changements d'occupation du sol opérés sur le quartier, puis de les sommer en les pondérant par leur proportion surfacique par rapport à la surface totale du quartier.

Exemple : si la surface d'un quartier neuf construit sur un terrain vague est constituée de 40% de bâtiments à toiture gravier, 10% de bâtiments à toiture végétalisée intensive et 50% de parcs urbains, alors l'indicateur de changement d'occupation du sol serait déterminé selon l'Équation V-1.

Équation V-1 : Formule de principe pour le calcul de l'indicateur d'occupation du sol à l'échelle quartier

$$LU_{IDF, quartier} = 0.4 \times LU_{IDF, terrain vague \rightarrow \text{bâtiment gravier}} + 0.1 \times LU_{IDF, terrain vague \rightarrow \text{bâtiment toiture intensive}} + 0.5 \times LU_{IDF, terrain vague \rightarrow \text{parc urbain}}$$

Enfin, des bases de données similaires à la base FOCS, pourraient être développées afin de déployer la méthode sur d'autres territoires que celui d'Ile de France.

- 3) Estimer les richesses spécifiques des différents milieux à partir de la base de données FLORIHA. Elle doit cependant être enrichie avec des données de richesses à ce jour manquantes : richesse spécifique des voiries, des parkings ou encore des façades végétalisées.

En conclusion, la méthode hybride pour l'évaluation des interactions biodiversité - bâtiment pourrait être transposable aux échelles supérieures du cadre bâti. Tous les développements méthodologiques,

hormis les outils de programmation, sont complémentaires et compatibles avec les outils AVC utilisés aux échelles parcelle, quartier et territoire (après enrichissements des données stockées dans les outils). Des indicateurs supplémentaires et propres à chacune des échelles d'analyse doivent être intégrés à l'évaluation afin de la compléter (i.e. indicateur de fonctionnalité, de fragmentation de la TVB, de pollution lumineuse, etc.). Aussi, il est nécessaire de prendre en compte d'autres niveaux d'interaction bâti/biodiversité, et notamment celles induites par les services écosystémiques. Ces dernières présentent un intérêt majeur dans la prise de décision quant à l'aménagement du territoire. Nous abordons ce sujet dans la dernière partie de cette thèse.

3. Développements méthodologiques à prévoir aux échelles supérieures pour compléter la stratégie globale d'évaluation de la biodiversité

3.1. Enrichissement du jeu d'indicateurs pour prendre en compte la diversité spatiale et d'autres indicateurs de pressions

Les différents types de diversité biologique (diversité spécifique, taxonomique, phylogénétique et fonctionnelle), que nous avons présentés dans la partie 2.5.1 du chapitre 3, sont à leur tour divisés en trois groupes afin de différencier les niveaux de diversité en fonction de l'échelle d'étude (Graham & Fine, 2008; Whittaker, 1960) :

- La diversité alpha : elle mesure la diversité à l'échelle d'un site, c'est-à-dire le nombre d'espèces présentes dans un habitat particulier ;
- La diversité bêta : elle mesure la diversité entre plusieurs sites, c'est-à-dire les gradients spatiaux d'espèces (*i.e.* gradient topographique, climatique ou gradient d'habitat) ;
- La diversité gamma : elle mesure la diversité régionale, c'est-à-dire le nombre d'espèces présentes dans un même habitat en différents endroits (somme de la biodiversité alpha et bêta (Brun, 2015)).

Notre étude, à l'échelle bâtiment, se concentre sur la diversité alpha. Pour développer les travaux aux échelles quartier et territoire, il serait intéressant d'explorer les diversités bêta et gamma et de les mettre en relation avec des indicateurs de pression. À ces échelles supérieures, le suivi des espèces, de leur degré de parenté ou de leur fonctionnalité peut notamment être étudié à travers des indicateurs de fragmentation des habitats, comme par exemple le calcul du chemin de moindre coût (théorie des graphes) (Schiopu et al., 2017), ou bien l'étude de la distribution des traits biologiques le long d'un gradient urbain (des espèces présentant les mêmes types de traits peuvent s'adapter ou non à de nouvelles conditions environnementales (Lavelle, McIntyre, Landsberg, & Forbes, 1997)).

Enfin, nos travaux permettent d'évaluer les pertes de biodiversité causées par le changement d'habitat, le réchauffement climatique, les pollutions chimiques et la surexploitation de la ressource en eau. Pour compléter cette évaluation, il est souhaitable de développer des indicateurs quantitatifs relatifs aux autres pressions, et notamment :

- Les pollutions sensorielles (lumière, bruit) ;
- L'introduction d'espèces invasives ;
- La surexploitation de ressources, autre que l'eau : bois, minéraux, sources alimentaires, etc.

Pour terminer, une attention particulière doit être portée à la superficie des milieux étudiés, aux effets de seuil ainsi qu'à la dynamique des populations. Il existe en effet des seuils (*i.e.* disponibilité et

fragmentation de l'habitat, température des milieux, concentration de pollutions, etc.) en dessous desquels les espèces disparaissent plus rapidement (Travis, 2003).

3.2. Intégration des services écosystémiques dans les analyses ACV

La mesure de la diversité fonctionnelle (présentée dans la partie 2.5.1.4 du chapitre 3) a pour objectif d'énumérer les fonctionnalités d'un écosystème. Les impacts d'un système, qu'ils soient négatifs ou positifs, sur une caractéristique fonctionnelle peuvent eux aussi être mesurés : impact sur le potentiel de l'écosystème à produire de la biomasse, impact sur le climat en influençant la séquestration du carbone dans le sol supérieur et la couverture terrestre, impact sur la quantité et la qualité de l'eau, de l'air, du sol, etc. Nous proposons ici de quantifier ces interactions afin de les intégrer dans les analyses ACV. Nous avons initié une base de données **quantitative** recensant certains services offerts par les toitures et les façades végétalisées et notamment leur contribution :

- Au potentiel d'accueil de la biodiversité (service de support de biodiversité) ;
- À la réduction des consommations énergétiques des bâtiments (service de régulation) ;
- À la réduction des îlots de chaleur urbains (service de régulation) ;
- Au stockage du carbone (service de régulation) ;
- À la régulation des inondations (service de régulation) ;
- À l'amélioration de la qualité des eaux de ruissellement (service de régulation) ;
- À la purification de l'air (service de régulation).

Pour le service de support de biodiversité, nous avons classé les données collectées par toitures et par groupes taxonomiques (oiseaux, plantes vasculaires, arthropodes, etc.). Par exemple, pour les plantes vasculaires, l'étude de GROOVES a mesuré le nombre d'espèces spontanées sur les toitures (celles relevées en plus du cortège floristique initialement implanté sur la toiture). Il s'avère qu'en moyenne, 67% des espèces recensées sur l'ensemble des toitures parisiennes sont spontanées. Ce pourcentage passe à 78% pour les toitures semi-intensives et à 87% pour les toitures intensives. Ces données pourraient être utilisées afin de mettre en place un indicateur de mesure du potentiel écologique des différents aménagements favorables à la biodiversité.

Pour les services de régulation, par exemple celui de l'amélioration de la qualité des eaux de ruissellement, les informations quantitatives des études ont été classées par typologie de toitures (ou façades) et par types de polluants : Zinc, Cuivre, Manganèse, Fer, Cadmium, Chrome, Plomb, composés organiques, etc. Par exemple, il a été montré que les toitures végétalisées extensives réduisent de 8% les concentrations de Zinc (Berndtsson, Emilsson, & Bengtsson, 2006) et de 35% les concentrations en Cuivre (Van Seters, Rocha, Smith, & Macmillan, 2009) dans les eaux de ruissellement par rapport à une toiture nue). En revanche, contrairement à des toitures non végétalisées, elles ont tendance à charger les eaux de ruissellement en nutriments (Seidl, Gromaire, Saad, & De Gouvello, 2013), ce qui peut engendrer des problématiques d'eutrophisation et de toxicité des eaux (voir chapitre 2). Ces données pourraient alors être mobilisées dans les ACV, notamment en identifiant les flux

élémentaires ou les facteurs de caractérisation correspondant aux polluants et en leur affectant une quantité négative. Ces flux pourraient être modélisés dans le module B des ACV (phase de vie en œuvre du bâtiment), à l'instar des émissions de polluants dans l'air intérieur. Cependant lors des phases de rénovation et/ou fin de vie, la présence de ces métaux dans les systèmes végétalisés doit être vérifiée et prise en compte dans le bilan environnemental global (éventuelle accumulation et/ou transformation).

La base de données BEES (Ecosystemic Services Evaluation dataBase) compte à ce jour près d'une centaine d'études scientifiques du monde entier (Suède, Estonie, Canada, USA, Chine, Japon, etc.). Les données quantitatives collectées ne sont pas toujours directement exploitables dans les outils ACV (Simapro). Il est nécessaire de les adapter afin de pouvoir les apparenter à un flux élémentaire de la base de données EcoInvent. Une étude approfondie des données est nécessaire compte tenu de leur variabilité pour un seul et même phénomène (*i.e.* pour la teneur en zinc des eaux de ruissellement, en fonction des données collectées, le pouvoir filtrant des toitures extensives s'étend de 8 à 90%). Enfin, en raison de la complexité des processus en œuvre, certains services ne pourront tout simplement pas être évalués (Tatoni & Frapa, 2015).

Compte tenu des développements méthodologiques restant à réaliser aux échelles parcelle, quartier et territoire afin de compléter l'évaluation, nous avons identifié les principales étapes qui nous semblent devoir être mises en place pour déployer notre stratégie globale d'évaluation de la biodiversité aux échelles supérieures.

3.3. Étapes identifiées pour opérationnaliser le passage aux échelles supérieures

Afin de garantir le passage aux échelles parcelle, quartier et territoire, nous avons consulté conjointement les aménageurs (EPA MARNE) et les équipes de développement des outils à l'échelle urbaine (équipe UrbanPrint d'Efficacity et équipe maquette numérique du CSTB). Nous avons dans un premier temps défini les besoins des aménageurs, et notamment ceux d'EPA MARNE, qui souhaite évaluer l'impact de leur projet sur la biodiversité, en phases de planification et de conception, en se basant sur la maquette numérique urbaine en particulier, afin de les guider dans les décisions d'aménagement. En phase de réalisation, les outils doivent permettre de vérifier le respect des prescriptions formulées suite aux études biodiversité liminaires (phases de réalisation et conception). Dans un deuxième temps, nous avons échangé avec les équipes de développement des outils à l'échelle urbaine afin de mieux maîtriser le fonctionnement des outils et pouvoir formuler des propositions en phase avec leurs travaux. Afin de préparer le passage des travaux de thèse aux échelles parcelle, quartier et territoire, nous avons ainsi défini un protocole précis en sept étapes :

- 1) Sélection ou développement (si besoin) d'indicateurs reflétant les impacts et les prescriptions que les aménageurs souhaitent étudier, en plus du suivi de la richesse spécifique ;
- 2) Identification des données nécessaires aux calculs des indicateurs ;
- 3) Identification des sources de données pour le calcul des indicateurs (accessibilité/disponibilité) ;

- 4) Validation de la faisabilité de l'intégration des indicateurs dans la maquette avec les équipes de développement de la maquette numérique ;
- 5) Identification des règles pour rendre opérationnel et automatiser le calcul des indicateurs retenus ;
- 6) Connexion des données « biodiversité » avec des objets déjà existants de la maquette et, le cas échéant, création de nouveaux objets (enrichissement des attributs du langage CityGML) ;
- 7) Capitalisation des informations dans un schéma directeur : quelles données ? Quand ? Comment ? Quels outils ? Quels logiciels ?

Pour conclure sur ce chapitre, les développements méthodologiques exposés dans le chapitre 3 sont d'une part valable pour les échelles produit et bâtiment, et constituent d'autre part un socle nécessaire au déploiement de la méthodologie d'évaluation HIBOU aux échelles parcelle, quartier et territoire. Pour atteindre tous les objectifs de la méthode, des développements complémentaires sont à prévoir, notamment ceux destinés à comptabiliser les services écosystémiques des éléments urbains favorables à la biodiversité (toitures végétalisées, parcs, etc.).

Conclusion et perspectives

1. Bilan de la thèse

Les travaux que nous avons menés proposent une nouvelle méthodologie d'évaluation des interactions entre les projets urbains et la biodiversité, et repoussent les limites des pratiques actuelles. Notre approche place la biodiversité au cœur du processus décisionnel des projets urbains, au même titre que les enjeux énergétiques ou le changement climatique. Elle permet aux acteurs de l'aménagement de prendre en compte la biodiversité tout au long du processus d'urbanisation (phases de conception, de planification, de réalisation et de suivi).

La revue bibliographique du **chapitre 1** a permis d'analyser dans un premier temps, les cinq mécanismes responsables de l'érosion de la biodiversité : le changement et la perte d'habitat, la surexploitation des ressources et des espèces, le changement climatique, les pollutions et l'introduction d'espèces invasives. Dans un deuxième temps, elle a permis de comprendre les différents niveaux d'interactions entre les systèmes urbains et la biodiversité. Par ces jeux d'interactions, nous avons notamment mis en évidence que les pressions sur la biodiversité s'exercent à plusieurs niveaux d'échelles (locale et globale). Dans un troisième temps, nous avons cherché à savoir dans quelles mesures ces jeux d'échelles et d'interactions sont pris en compte dans les pratiques d'évaluation actuelles de la biodiversité. Il s'est notamment avéré que les outils couramment utilisés pour l'évaluation de la biodiversité, se limitent à l'étude des impacts locaux liés au changement d'usage des sols. La biodiversité impactée aux autres échelles spatiales n'est pas prise en compte, tout comme les autres pressions qui s'exercent sur la biodiversité. Ceci explique en partie l'inaptitude des pratiques actuelles à freiner l'érosion de la biodiversité. Face à ce constat, nous avons exploré, les méthodologies d'Analyse de Cycle de Vie, visant à évaluer les impacts d'un système sur la biodiversité, dans sa globalité. Ce travail d'analyse des pratiques actuelles et émergentes nous a permis de mettre en place une grille riche de 22 critères indispensables pour évaluer robustement la biodiversité (cf. Tableau Ccl -1).

Tableau Ccl -1 : Grille des critères à remplir pour une évaluation fiable et robuste de la biodiversité

Besoins identifiés pour évaluer la biodiversité	
1	Évaluation qui prend en compte tous les éléments d'un système constructif favorable à la biodiversité
2	Évaluation quantitative des impacts directs liés au changement d'occupation du sol
3	Évaluation quantitative des impacts liés au changement climatique
4	Évaluation quantitative des impacts liés aux pollutions chimiques
5	Évaluation quantitative des impacts liés aux pollutions physiques
6	Évaluation quantitative des impacts liés à la surexploitation des ressources
7	Évaluation quantitative des impacts liés à l'introduction d'espèces invasives
8	Agrégation des impacts en un score unique
9	Évaluation de la biodiversité <i>in-situ</i> , avec prise en compte 1) des spécificités locales du territoire et du projet et 2) de la biodiversité ordinaire
10	Évaluation de la biodiversité <i>ex-situ</i>
11	Évaluations quantitatives des services écosystémiques
12	Outil d'aide à la décision neutre
13	Évaluation transparente
14	Évaluation consensuelle
15	Évaluation compréhensible et reproductible
16	Évaluation intégrative
17	Existence d'outils facilitant l'appropriation de la méthode
18	Déploiement à plusieurs échelles spatiales pour rendre compte des différents niveaux d'interactions système urbain/biodiversité
19	Interopérabilité avec les outils d'évaluation environnementale du cadre bâti (référentiel E+C-)
20	Interopérabilité avec les outils BIM et maquette numérique
21	Mise en évidence des efforts accomplis pour réduire l'impact
22	Compatibilité avec le futur cadre réglementaire (RE 2020)

L'usage outils ACV se généralise en architecture et en urbanisme. Ces approches offrent en effet la possibilité d'intégrer la biodiversité dès la phase de conception des projets urbains (choix des matériaux, des process, etc.). Dans le **chapitre 2**, nous avons présenté et analysé les méthodes d'ACV biodiversité (« endpoint »). Grâce à une seconde grille de critères, nous avons sélectionné la méthode ReCiPe 2016 qui a été testée sur un cas d'étude pour vérifier sa capacité à répondre aux 22 critères identifiés dans le chapitre 1. Il s'est avéré que ReCiPe 2016 permettait une évaluation de la biodiversité quantitative, multicritères (indicateurs qui couvrent quatre pressions sur cinq), locale et globale. Cependant, l'évaluation locale ne permet pas de prendre en compte les spécificités des territoires et des projets à cause de la faible résolution du maillage considéré dans la méthode.

Dans le **chapitre 3**, nous avons proposé une nouvelle méthodologie d'évaluation Hybride des Interactions BiODiversité/système Urbain (méthodologie d'évaluation HIBOU). Les pratiques actuelles d'évaluation de la biodiversité (basées notamment sur l'expertise écologique), ainsi que les pratiques émergentes (basées sur l'ACV et la Data Science) ont été évaluées au regard des 22 critères identifiés dans la littérature. Cette analyse a mis en évidence la complémentarité de ces approches. La stratégie globale d'évaluation de la biodiversité que nous avons proposée est une méthodologie hybride, car basée sur le couplage de l'ACV avec l'expertise écologique. Elle permet d'atteindre quasiment tous les critères d'évaluation établis au chapitre 1. La méthode se veut opérationnelle et réaliste pour une application sur le terrain. Le couplage ACV/ expertise écologique est renforcé par la sollicitation de domaines d'expertises supplémentaires : l'expertise bâtiment et la data science (cf. Figure Ccl-0-1).

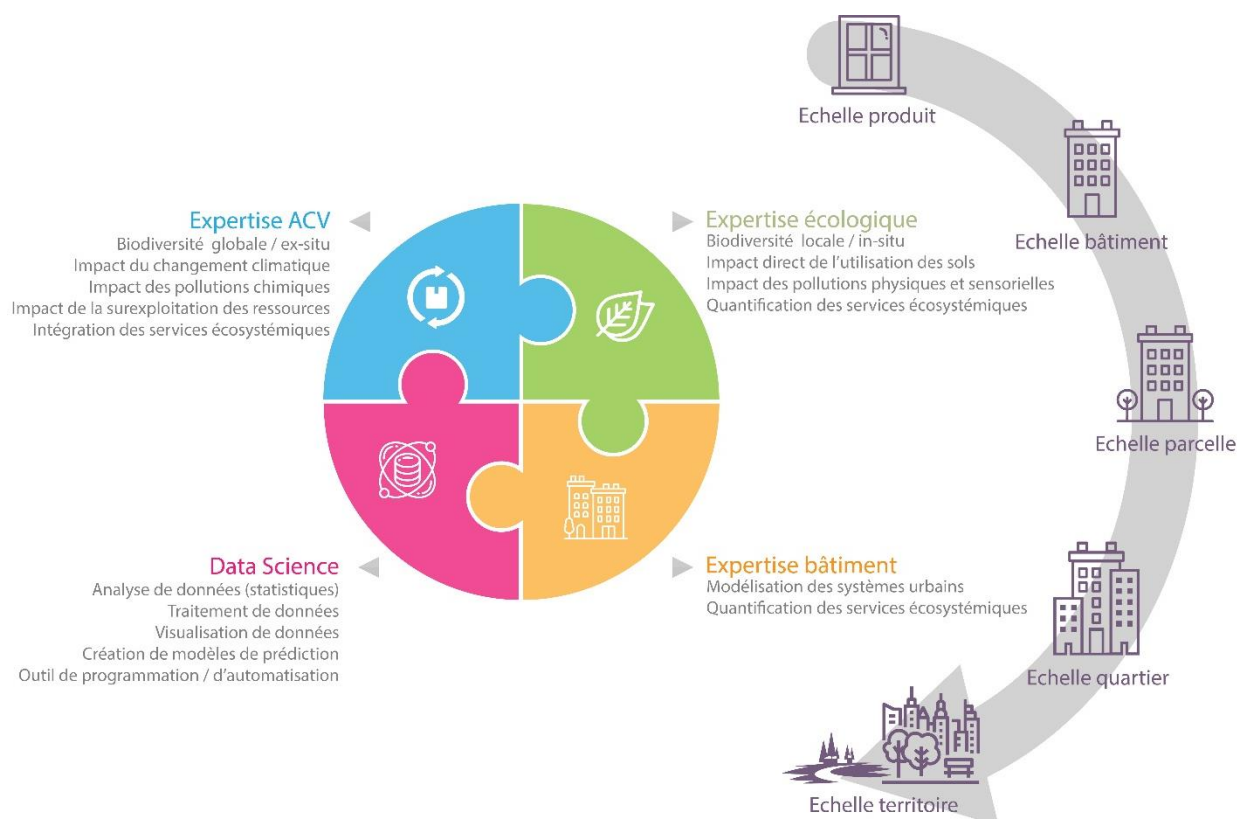


Figure Ccl-0-1 : Représentation schématique de la méthodologie d'évaluation HIBOU

La démarche proposée se veut innovante car elle sollicite plusieurs expertises complémentaires. Elle permet de **quantifier** les **impacts directs**, propres à la biodiversité du site (gain ou perte de **biodiversité locale, in-situ**), mais aussi les **impacts indirects** (gain ou perte de **biodiversité globale, ex-situ**), tout en respectant les **spécificités locales** des territoires. Grâce aux jeux d'indicateurs disponibles en écologie et en ACV, et grâce aux apports de l'expertise bâtiment (études thermiques, expertises sur les matériaux de construction, etc.), l'évaluation prend en considération **plusieurs critères**, permettant ainsi de couvrir les **cinq pressions** qui s'exercent sur la biodiversité, et de tenir compte des **interactions positives** « systèmes urbains/biodiversité » (*i.e.* le gain de biodiversité et les économies d'énergies induites par l'implantation d'une toiture végétalisée). Les interactions biodiversité/système urbain se jouant à plusieurs niveaux d'échelles, la démarche repose sur une approche **multiscale** « bottom-up » allant de l'échelle produit de construction à l'échelle territoire. Enfin, la démarche fait appel à la Data Science pour :

- Rassembler et traiter les données issues des différentes expertises et nécessaires aux modélisations ;
- Automatiser les calculs des impacts ;
- Analyser les résultats obtenus.

Compte tenu de la verticalité de la démarche et de la nécessité de développer des données et méthodes pour chaque niveau, le déploiement de la méthode hybride a été initié avec le déblocage de trois verrous scientifiques :

1. La prise en compte des spécificités locales des territoires pour l'évaluation des impacts de changement d'occupation du sol sur la biodiversité *in-situ* ;
2. La prise en compte des impacts des végétaux dans les études ACV, notamment les impacts *ex-situ* ;
3. La prédiction des impacts des changements globaux sur la biodiversité, à partir des méthodes et outils ACV existants à l'échelle bâtiment et promus par la réglementation (future RE2020).

Le premier verrou concerne une des principales causes de perte de biodiversité : le changement et la perte d'habitat, et plus précisément **l'évaluation des impacts directs de l'occupation des sols sur la biodiversité *in-situ* (locale)**. L'indicateur de Land Use tel que proposé par les méthodes ACV disponibles présente plusieurs limites :

- Il compare l'impact du changement d'occupation des sols à un état de référence naturel hypothétique. Les décideurs souhaitant protéger, voir améliorer, la qualité environnementale d'un site, ne sont pas forcément intéressés à savoir à quelle distance leur projet se trouve par rapport à une situation idéaliste, quasi naturelle ;
- Le niveau de différenciation des facteurs de caractérisation n'est pas suffisamment précis pour être appliqué au milieu urbain, son intérêt dans l'aide à la décision est donc très limité ;
- Les données de richesses spécifiques utilisées pour calculer l'impact sur la biodiversité sont collectées à l'échelle européenne, voire mondiale. Elles ne sont pas spécifiques au territoire étudié.

À partir de données empiriques propres à la région Ile-de-France (Vigie-Flore et GROOVES), nous avons déterminé les richesses spécifiques floristiques de plusieurs habitats classifiés selon la nomenclature Corine Biotope. Une attention particulière a été portée afin de collecter des données intrinsèques au milieu urbain. Les richesses spécifiques sont stockées dans la BDD FLORIHA. Ce travail intermédiaire a permis la création d'une base de données (BDD FOCS) recensant 804 954 facteurs de caractérisation, représentant 899 combinaisons différentes de changement d'occupation du sol (contre 12 avec ReCiPe 2016). Ces modifications ont permis **d'améliorer la finesse du calcul de l'indicateur d'occupation du sol et de renforcer son pouvoir décisionnel**. Grâce au modèle Biodiv-In, l'aménageur peut désormais soutenir des décisions d'utilisation des terres à un niveau **haute résolution** de son territoire, en analysant les impacts de ses projets à partir de **scénarios réalistes**.

Le deuxième verrou concerne le manque de données d'**inventaires de cycle de vie (ICV) relatifs aux végétaux**, identifié dans le chapitre 2. Des données ont été créées afin de pouvoir intégrer l'impact du cycle de vie des végétaux dans les évaluations. Dans un premier temps, nous avons recensé les principaux végétaux présents en milieu urbain. Ce travail a abouti à la réalisation de la base de données FloraCity qui répertorie les informations de 223 espèces végétales (période de floraison, rusticité, besoin en eau, exposition, usage, etc.). Dans un deuxième temps, après avoir réalisé un questionnaire générique, propre aux ICV de végétaux, nous avons collecté auprès de pépiniéristes les itinéraires techniques concernant plusieurs végétaux adaptés au contexte urbain : *Centaurea montana*, mix de sedum, mix de plantes herbacées et d'arbustes, érables du Japon. Ces informations ont ensuite été

adaptées à l'unité fonctionnelle considérée afin d'intégrer les outils ACV produit (Simapro). Ce travail a permis l'initiation d'une base de données recensant des données environnementales pour les végétaux : la BDD FloraDE. Cette base recense actuellement des fiches environnementales collectives pour :

- Les plantes succulentes (8 espèces) ;
- Les herbacées (39 espèces) ;
- Les arbustes (8 espèces) ;
- Les arbres (1 espèce).

Elle peut être complétée au fur et à mesure avec d'autres végétaux présents (spontanément ou non) dans différents milieux anthropisés (toitures ou façades végétalisées, jardins, parcs, etc.).

Le troisième verrou concerne la compatibilité de la méthode avec les outils d'évaluation existants à l'échelle bâtiment. Dans le contexte de la préparation de la nouvelle Réglementation Environnementale des bâtiments (RE 2020), les données ACV utilisées sont issues de méthodes qui évaluent des effets sur l'environnement (« midpoint »), selon la norme EN 15 804. Afin d'aboutir au calcul de huit indicateurs de dommages sur la biodiversité (indicateur « endpoint »), nous avons créé 80 modèles de régressions linéaires (10 modèles pour chaque indicateur) permettant de prédire ces derniers à partir des indicateurs « midpoint ». Les modèles Biodiv-Ex **permettent de prendre en compte trois des cinq causes de perte de biodiversité** :

- Le changement climatique, pour les écosystèmes terrestres et aquatiques ;
- Les pollutions chimiques : acidification, eutrophisation des eaux douces, écotoxicité des eaux douces et marines ;
- La surexploitation des ressources : consommation nette d'eau douce, pour les écosystèmes terrestres et aquatiques.
- La pression « perte et changement d'habitat » est prise en compte par le calcul de l'indicateur LU_{IDF}. La pression « introduction d'espèces invasives » n'est pas couverte par notre démarche.

Afin de rendre la méthode hybride opérationnelle, nous avons intégré les calculs des différents indicateurs dans des **outils de programmation** afin d'exécuter les modèles Biodiv-In et Biodiv-Ex (version v.0). Ces programmes sont directement connectés aux outils qu'ils sollicitent (l'outil Biodiv-Ex travaille à partir des sorties ÉLODIE, et l'outil Biodiv-In, à partir des sorties Vigie-Flore). Ils permettent **d'automatiser les calculs, réduisant ainsi fortement le temps de traitement par l'opérateur**. En plus du calcul d'impact, l'outil a été pensé pour aider à la décision et initier une démarche **d'éco-conception** de la part de l'utilisateur, puisqu'il est capable **d'identifier les éléments qui contribuent le plus à l'impact**.

La Figure Ccl-0-2 schématise les développements réalisés pendant la thèse et précise les différents outils sollicités pour les réaliser. La Figure Ccl-0-3 présente quant à elle les actifs de la thèse ainsi que leur interopérabilité.

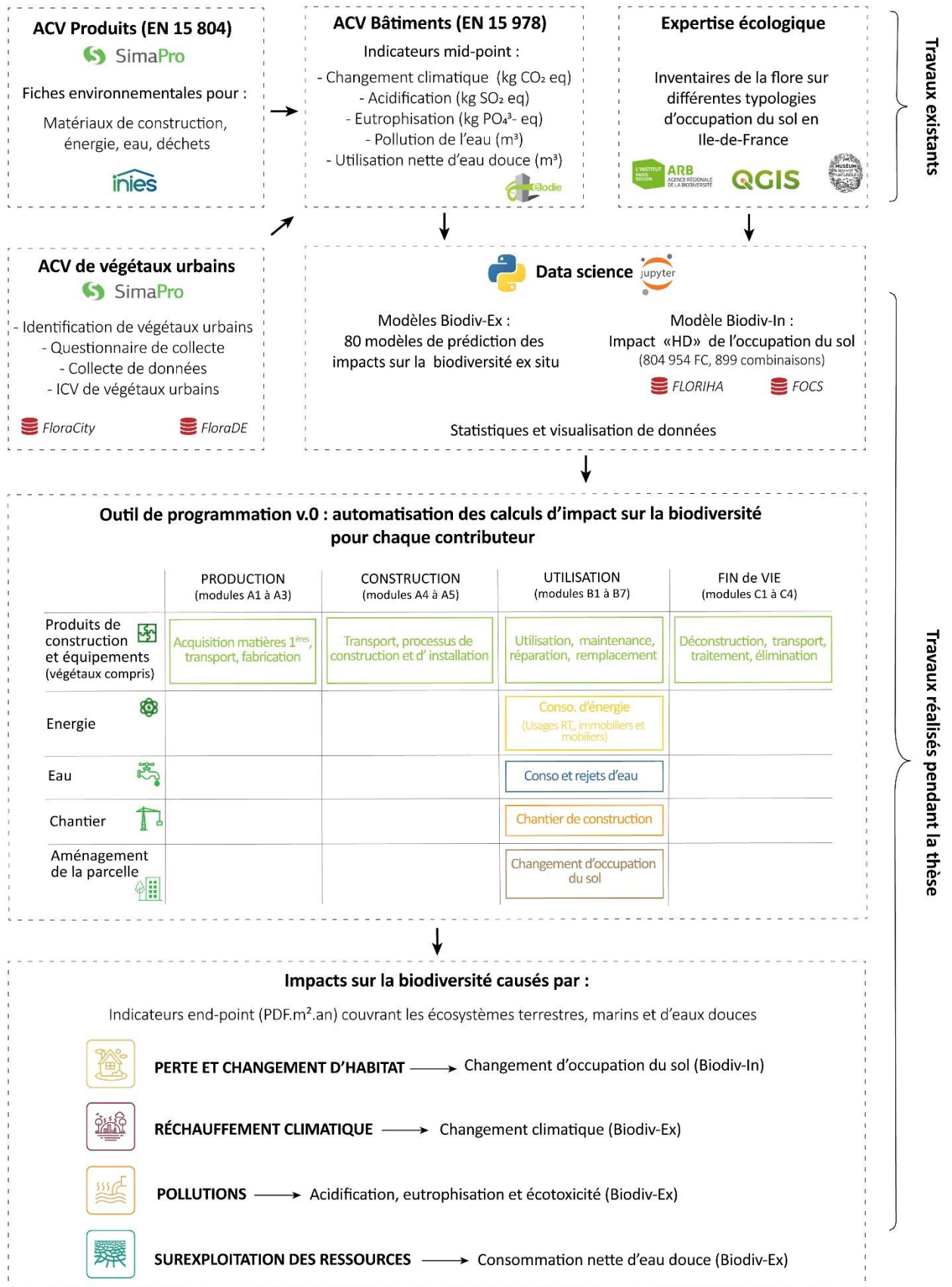


Figure Ccl-0-2 : Schéma bilan des travaux de thèse

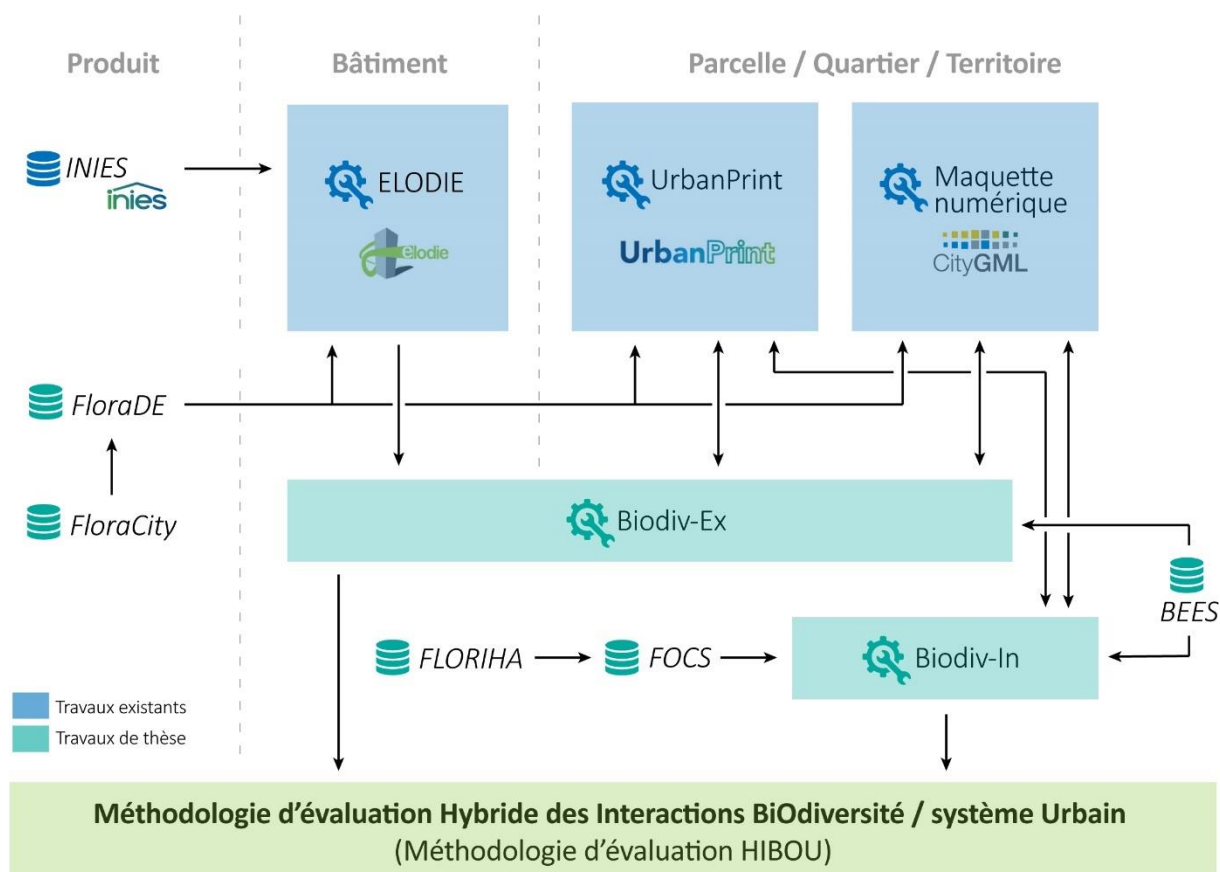


Figure Ccl-0-3 : Représentation schématique de l'interopérabilité des actifs de la thèse – interopérabilité entre actifs ainsi qu'avec les outils d'évaluation existants

L'application de la méthode hybride sur un bâtiment cas d'étude est présentée dans le **chapitre 4**. Les outils mis en place permettent de calculer facilement les différents indicateurs. Les résultats ont montré que les leviers d'action pour améliorer les interactions bâtiment / biodiversité étaient les suivants :

- Pour la biodiversité in-situ : l'emplacement de la construction (implantation sur une autre typologie d'occupation du sol) et la végétalisation de la toiture ;
- Pour la biodiversité ex-situ : les isolants, le type de toiture, les blocs-portes de communication et le vecteur d'énergie principal.

Afin de tester ces différents leviers d'action, nous avons réexaminé les interactions en changeant plusieurs des éléments cités précédemment, jusqu'à obtenir une version du bâtiment dont l'empreinte sur la biodiversité est optimisée par rapport à sa version initiale.

Tous les points méthodologiques proposés dans le chapitre 3 s'inscrivent dans une démarche d'ACV, en cohérence avec les évolutions des méthodes d'évaluation du domaine de la construction, dont notamment le passage de la RT (Règlementation Thermique des Bâtiments) à la RE2020 (Règlementation Environnementale) qui entrera en vigueur en 2021. Dans le **chapitre 5**, nous avons étudié le potentiel d'interopérabilité de la méthode avec les outils d'évaluation spécifiques aux échelles d'analyse parcelle, quartier et territoire : un logiciel d'évaluation à l'échelle du quartier basé sur la même approche que la RE2020 (i.e. UrbanPrint) et la maquette numérique urbaine (BIM/CIM - Building/City Information Modeling). Nous avons aussi exploré plusieurs verrous scientifiques à relever pour déployer

la méthode hybride à ces échelles : intégration des services écosystémiques, développement de nouveaux indicateurs de biodiversité, etc. Ces pistes sont synthétisées dans la partie « Perspectives », tout comme les pistes d'amélioration de l'ensemble des développements.

2. Perspectives

2.1. Synthèse des perspectives abordées dans les chapitres 3 et 5

2.1.1. Perspectives pour l'indicateur en « haute résolution » d'occupation directe des sols

2.1.1.1. Prise en compte des diversités taxonomique, phylogénétique et fonctionnelle

À mesure que la recherche et les outils évoluent, l'évaluation de la biodiversité à travers les approches ACV pourront être complétées par des indicateurs mesurant d'autres facettes de la biodiversité que celles prise en compte lors de ces travaux, tels que des indicateurs de diversité phylogénétique ou fonctionnelle. Cette observation s'applique non seulement aux impacts liés à l'utilisation des terres, mais aussi à d'autres facteurs de perte de biodiversité, tels que le changement climatique, l'eutrophisation, l'acidification ou l'écotoxicité. Elle permettrait d'améliorer encore plus la prise de décision. Les données nécessaires aux calculs des indicateurs supplémentaires sont : les espèces et leur abondance dans les milieux initiaux et finaux, la fonction des espèces, des arbres phylogénétiques et des modèles comportementaux des espèces face aux pressions (pollutions, changement d'usage des terres, réchauffement climatique, etc.). Pour le changement d'usage des sols, le nom des espèces et leur abondance dans les milieux initiaux (avant perturbation), sont souvent disponibles dans les études d'impacts préalables à la construction. Les arbres phylogénétiques et la définition des fonctionnalités des espèces sont répertoriés dans la littérature.

De manière plus générale, pour aider au choix des indicateurs à retenir, dans les travaux futurs, nous conseillons de définir clairement l'objectif de l'évaluation : faut-il conserver la biodiversité en raison de sa valeur intrinsèque ou en raison de sa fonctionnalité pour la société humaine ? Si l'objectif est de conserver la valeur de la biodiversité en tant que telle, alors les espèces menacées devraient être pondérées lors du calcul de l'impact et les groupes d'espèces sélectionnés devraient être proportionnels à leur richesse totale. Si l'objectif est de maintenir les services écosystémiques, c'est la diversité fonctionnelle qui doit être préservée. Les espèces pourraient être pondérées en fonction du rôle qu'elles jouent dans les écosystèmes, et non plus en fonction de leur niveau d'extinction.

2.1.1.2. Intégration de nouveaux groupes taxonomiques pour calculer les facteurs de caractérisation

Notre analyse se concentre sur les communautés d'espèces végétales, mais leur déclin correspond à une dynamique de disparition qui n'est pas nécessairement représentative de celle des autres groupes d'espèces. L'hétérogénéité spatiale de la biodiversité et la non-uniformité de sa réponse face à des perturbations telles que l'utilisation des terres suggère une couverture taxonomique plus grande. Nous

sugérons d'utiliser d'autres bases de données du programme Vigie-Nature, telles que SPIPOLL (Suivi Photographique des Insectes POLLinisateurs), Vigie-Plume (oiseaux communs) ou Vigie-Chiro (suivie des chiroptères).

2.1.1.3. Prise en compte de la régénération des milieux

Lorsque la recherche aura avancé sur les temps de régénération des milieux, nous suggérons de prendre en compte les impacts liés au temps de régénération des systèmes, afin d'accroître la force décisionnelle de l'indicateur d'utilisation directe des sols.

2.1.1.4. Pénalisation de l'impact en fonction du niveau de détail apporté à la caractérisation des milieux

En fonction de la précision avec laquelle les milieux initiaux et finaux sont définis, les résultats d'impacts de l'indicateur d'utilisation des terres peuvent être très différents, voire contradictoires. À l'instar des Données Environnementales par Défaut (DED) dans la base INIES (cf. partie 3 du chapitre 3), un coefficient de pénalisation pourrait être appliqué aux évaluations dont le niveau de détail pour caractériser les typologies d'occupation des sols est faible. Une autre alternative serait d'utiliser les facteurs de caractérisation maximaux au lieu des médians pour calculer l'impact.

2.1.2. Perspectives pour le développement de la méthode hybride aux échelles parcelle, quartier et territoire

2.1.2.1. Développement de nouveaux indicateurs

Des indicateurs supplémentaires et propres à chacune des échelles d'analyse doivent être intégrés à la méthode hybride afin de la compléter (*i.e.* indicateur reflétant l'introduction d'espèces invasives, la fragmentation de la TVB, la pollution lumineuse, etc.).

2.1.2.2. Intégration des services écosystémiques

Dans la partie 2.1.1.1, nous évoquons la nécessité de développer des indicateurs de diversité fonctionnelle qui permettraient de mesurer la résilience des écosystèmes à travers l'étude des traits fonctionnels des espèces qui y sont présentes (capacité de dispersion des graines, tiges à épines, etc.). Cet aspect fonctionnel peut aussi être interprété d'un point de vue anthropique, à travers l'étude des services écosystémiques que la nature fournit à l'Homme. Dans ce cadre, il serait intéressant de poursuivre les travaux amorcés par la thèse (base de données BEES), afin de quantifier les services des aménagements favorables à la biodiversité et de les intégrer aux calculs ACV (*e.g.* en ajoutant des flux de pollution négatifs dans les Inventaires de Cycle de Vie des systèmes urbains étudiés). La prise en compte des services écosystémiques présente un intérêt majeur dans la prise de décision quant à l'aménagement du territoire.

Au-delà des pistes d'améliorations proposées dans les chapitres 3 et 5, qui visent à pousser les limites des points méthodologiques développés dans la thèse, nous proposons deux perspectives plus générales, l'une relative au développement d'un indicateur d'occupation des sols indirecte, et l'autre relative aux efforts de recherches à mener pour agréger les indicateurs et proposer une valeur de perte de richesse spécifique unique.

2.2. Calcul d'un indicateur d'occupation des sols indirect

Nous proposons un indicateur d'occupation du sol *in-situ*, qui traduit l'impact direct du changement d'usage des sols induit par un système (bâtiment, parcelle, quartier ou territoire). Des travaux complémentaires permettraient de considérer les impacts du changement d'occupation indirect de ce système, pour une prise en compte tout au long de son cycle de vie. Notre méthode propose en effet d'intégrer l'utilisation des terres dans l'ACV sur une portée géographique très limitée, alors que la force de l'ACV est de fournir une perspective du cycle de vie. Il s'agirait donc d'être capable d'allouer au système étudié, l'impact de l'utilisation des terres de tous les processus qu'il mobilise (i.e. allocation des impacts de la carrière d'où sont extraites les matières premières, allocation des impacts des routes qui acheminent ces matières, des usines qui les transforment, etc.). Les systèmes urbains impliquent indirectement une utilisation des terres distribuée partout à travers le monde.

2.3. Agrégation des résultats en un score unique

La biodiversité est en effet un concept complexe et multiforme, impliquant plusieurs niveaux hiérarchiques (gènes, espèces, écosystèmes), des attributs biologiques (composition, structure, fonction), et une multitude de dynamiques (temporelles, spatiales, interactions), rendant difficile l'agrégation des impacts en une unité de mesure unique. Dans ces travaux de thèse, les dommages sur la biodiversité sont quantifiés grâce à des indicateurs qui n'expriment qu'une seule facette des enjeux biodiversité : la perte d'espèces. Bien qu'unidimensionnelle, cette approche ne permet pas d'obtenir un indicateur unique. Comme présenté dans le chapitre 2, l'agrégation des résultats proposée par Simapro, dans l'attente de facteurs de pondération fournis par les méthodes ACV, n'est pas conseillée car les facteurs de caractérisation concernent des échelles et des taxons différents en fonction des catégories d'impact considérées (UNEP/SETAC, 2016). Avant d'envisager une agrégation, il s'agira soit de développer des facteurs de pondération consensuels, soit d'harmoniser les indicateurs (pour qu'ils traitent tous de la même aire géographique et des mêmes groupes taxonomiques). Les travaux n'englobent pas les autres facettes des enjeux biodiversité (i.e. diversité fonctionnelle, résilience des écosystèmes, diversité génétique, etc.) et pourtant l'expression des impacts des systèmes urbains en une mesure représente un grand défi. À cela s'ajoute le manque de connaissances visant à pondérer les indicateurs les uns avec les autres. Nous avons vu dans le chapitre 1 que les pressions qui s'exercent sur la biodiversité ne se limitent pas à leurs simples effets. Elles se cumulent, et peuvent aussi interagir les unes avec les autres (Côté et al., 2016; Folt et al., 2015; Travis, 2003) sous plusieurs formes : addition, multiplication, domination, annulation, etc. Si les effets d'une pression sur un

organisme sont difficilement palpables et généralisables à l'ensemble des espèces, les interactions des facteurs de stress et leurs effets sur les individus le sont plus encore (Côté et al., 2016). Sous-estimer les effets cumulatifs, quels qu'ils soient (en interaction ou non), ou les occulter, c'est risquer une mauvaise évaluation de la biodiversité et donc sa mauvaise gestion (Titeux et al., 2017). L'état de la recherche n'est pas suffisamment avancé sur cette question, même si les scénarios d'interactions des pressions sont les plus plausibles dans la réalité du phénomène d'érosion de la biodiversité. À défaut d'un cadre plus robuste pour la prévision des interactions, nous avons choisi de présenter les pressions (et les indicateurs associés) séparément les uns des autres. Cette décision est confortée par le fait que les indicateurs calculés en ACV ne sont pas homogènes en termes de couverture géographique, de taxons considérés et d'aires d'impact. Lorsque ces problèmes seront résolus, il sera possible de convenir que l'effet combiné de deux facteurs de stress est au moins égal à la somme de leurs effets isolés (Brown, Saunders, Possingham, & Richardson, 2013). Ainsi, les indicateurs pourront être additionnés les uns avec les autres.

Bibliographie

- Abbadie, L. (2020). La nature nous rend et se rend des services. In *Urbanisme et biodiversité - Vers un paysage vivant structurant le projet urbain* (Apogée, pp. 17–26).
- Abeliotis, K., Barla, S. A., Detsis, V., & Malindretos, G. (2016). Life cycle assessment of carnation production in Greece. *Journal of Cleaner Production*, 112, 32–38. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.06.018>
- Abell, R., Thieme, M. L., Revenga, C., Bryer, M., Kottelat, M., Bogutskaya, N., ... Petry, P. (2008). Freshwater Ecoregions of the World: A New Map of Biogeographic Units for Freshwater Biodiversity Conservation. *BioScience*, 58(5).
- Achten, W. M. J., Mathijs, E., & Muys, B. (2008). Proposing a life cycle land use impact calculation methodology. *6th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector*.
- ADEME. (2018). PEBIOS: Performance Environnementale des bâtiments BIOSourcés. *Research Project Supported by ADEME*, (Res. Proj. Support. by ADEME).
- ADEME, & MTES. (2020). Bâtiment à énergie positive et réduction carbone - Liste des logiciels à votre disposition. Retrieved from <http://www.batiment-energiecarbone.fr/liste-des-logiciels-a-votre-disposition-a43.html>
- ADIVET, CSFE, & Enveloppe Métallique du Bâtiment. (2018). *Règles professionnelles pour la conception et la réalisation des terrasses et toitures végétalisées*.
- AFNOR. (2006a). *NF EN ISO 14040 - Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Principes et cadre*.
- AFNOR. (2006b). *NF EN ISO 14044 - Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Exigences et lignes directrices*.
- AFNOR. (2012). *NF EN 15978 - Contribution des ouvrages de construction au développement durable - Évaluation de la performance environnementale des bâtiments - Méthode de calcul*.
- AGROPARISTECH VINCI - CHAIRE ECO-CONCEPTION. (2008). BIODI(V)STRICT. Retrieved from <http://www.biodivstrict.com/>
- Alkemade, R., Van Oorschot, M., Miles, L., Nellemann, C., Bakkenes, M., & Ten Brink, B. (2009). GLOBIO3: A framework to investigate options for reducing global terrestrial biodiversity loss. *Ecosystems*, 12(3), 374–390. <https://doi.org/10.1007/s10021-009-9229-5>
- Allacker, K., de Souza, D. M., & Sala, S. (2014). Land use impact assessment in the construction sector: an analysis of LCIA models and case study application, 19(11), 1799–1809. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0781-7>
- Andre, G. (2013). Etudes: le jardin, bouffée d'oxygène culturelle. *Lien Horticole*. Retrieved from <http://www.lienhorticole.fr/actualites/etudes-le-jardin-bouffee-d-oxygene-culturelle-72302.html>
- Anton, A., Montero, J. I., Munoz, P., & Castells, F. (2005). LCA and tomato production in Mediterranean greenhouses. *International Journal of Agricultural Resources*, 2, 102–112.
- ARB IDF. (2018). Toitures végétalisées et biodiversité: premiers résultats de l'étude GROOVES! Retrieved from <https://www.arb-idf.fr/article/toitures-vegetalisees-et-biodiversite-premiers-resultats-de-letude-grooves>

- AufRay, R., & Roville, M. (2008). La ville, un écosystème particulier. *CNRS, Dossier Biodiversité*. Retrieved from http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/dosbiodiv/index.php?pid=decouv_chapA&zoom_id=zoom_a1_3
- Azevedo, L. B., Zelm, R. Van, Elshout, P. M. F., Hendriks, A. J., Leuven, R. S. E. W., Struijs, J., ... Huijbregts, M. A. J. (2013). Species richness – phosphorus relationships for lakes and streams worldwide. *Global Ecology and Biogeography*. <https://doi.org/10.1111/geb.12080>
- Azevedo, L. B., Zelm, R. Van, Hendriks, A. J., Bobbink, R., & Huijbregts, M. A. J. (2013). Global assessment of the effects of terrestrial acidification on plant species richness. *Environmental Pollution*, 174, 10–15. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.11.001>
- Baiz, A., Claron, C., Ducos, G., & Logeart, R. (2019). *Trajectoires vers l'objectif "zéro artificialisation nette" - Elements de méthode*.
- Baker, D. J., Garnett, S. T., O'Connor, J., Ehmke, G., Clarke, R. H., Woinarski, J. C. Z., & McGeoch, M. A. (2018). The conservation of abundance in nonthreatened species. *Conservation Biology*, 1–27. <https://doi.org/10.1111/cobi.13197>. This
- Bar-On, Y. M., Phillips, R., & Milo, R. (2018). The biomass distribution on Earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(25), 6506–6511. <https://doi.org/10.1073/pnas.1711842115>
- Barbault, R., & Chevassus-au-Louis, B. (2005). Biodiversité et crise de croissance des sociétés humaines: l'horizon 2010. *Biodiversité et Changements Globaux: Enjeux de Société et Défis Pour La Recherche*, (April), 8–23.
- Barker, A. (1999). An evaluation of EIA system performance in eight EU countries, 9255(99), 387–404.
- Barra, M. (2012). *Bâtir en favorisant la biodiversité* (Dominique). NatureP.
- Baudot, J. (2020). Robustesse en statistiques. Retrieved from <http://www.jybaudot.fr/Stats/robustesse.html>
- BDM. (2004). Monitoring de la biodiversité en Suisse. Retrieved from <http://www.biodiversitymonitoring.ch/fr/home.html>
- Berndtsson, J., Emilsson, T., & Bengtsson, L. (2006). The influence of extensive vegetated roofs on runoff water quality, 355, 48–63. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.02.035>
- Bianchini, F., & Hewage, K. (2012). How “green” are the green roofs? Lifecycle analysis of green roof materials. *Building and Environment*, 48(1), 57–65. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.08.019>
- Bibby, C. (1992). *Bird Conservation*, 8(1), 8855.
- Biljecki, F., & Ledoux, H. (2016). *An improved LOD specification for 3D building models* (Vol. 59).
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., ... Edwards, J. (2008). Indicators for biodiversity in agricultural landscapes : a pan-European study. *Journal of Applied Ecology*, 141–150. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01393.x>
- BIODIVERSITE & BATI. (2012). GUIDE TECHNIQUE. Fiche 1 : Toitures végétalisées : les différents systèmes Techniques.
- Biodiversité pour tous. (2019). Biodiversité pour tous. Retrieved from <https://biodiversitepourtous.fr/la-labellisation>
- Birkved, M., & Hauschild, M. Z. (2006). PestLCA—A model for estimating field emissions of pesticides in agricultural LCA. *Ecological Modelling*, 198(3–4), 433–451.

- <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.05.035>
- Blom, I., Itard, L., & Meijer, A. (2010). LCA-based environmental assessment of the use and maintenance of heating and ventilation systems in Dutch dwellings. *Building and Environment*, 45(11), 2362–2372. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2010.04.012>
- Boholm, A., & Corvellec, H. (2010). A relational theory of risk This article was downloaded by : [Lund University Libraries] A relational theory of risk, 16(February), 208–219. <https://doi.org/10.1080/13669877.2010.515313>
- Bojorquez-Tapia, L., & Sanchez-Colon, S. (2005). Building Consensus in Environmental Impact Assessment Through Multicriteria Modeling and Sensitivity Analysis, 36(3), 469–481. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0127-5>
- Bourdeau-lepage, L. (2011). Repenser la ville, 13, 5–10.
- Boutaud, A. (2012). Inégalités et solidarités écologiques.
- Boutefeu, E. (2007). Végétaliser les villes pour atténuer les îlots de chaleur urbains. *Techni.Cités, n°129*, 20–21.
- Brachet, A., Olmos, M., Schiopu, N., & Clergeau, P. (2019). Relevance of considering LCA and ecological expertise methods to evaluate biodiversity impact of green roofs. In *SETAC Europe 29th Annual Meeting - Abstract book*.
- Brachet, A., Schiopu, N., & Clergeau, P. (2017). Combining ecological and life cycle assessment of urban projects, a way to support biodiversity conservation and climate change reduction. In *Proceedings of the European Conference “Biodiversity and health in the face of climate change – Challenges, Opportunities and Evidence Gaps and Evidence Gaps.”*
- Brandão, M., & Milà, L. (2013). Global characterisation factors to assess land use impacts on biotic production. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 1243–1252. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0381-3>
- Brentrup, F., Kiisters, J., Lammel, J., & Kuhlmann, H. (2000). Methods to Estimate On-Field Nitrogen Emissions from Crop Production as an Input to LCA Studies in the Agricultural Sector, 5(6), 349–357.
- Brown, C. J., Saunders, M. I., Possingham, H. P., & Richardson, A. J. (2013). Managing for Interactions between Local and Global Stressors of Ecosystems. *PLoS ONE*, 8(6). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065765>
- Brun, M. (2015). Biodiversité végétale et délaissées dans l'aménagement urbain.
- Brutel, C., & Levy, D. (2011). Le nouveau zonage en aires urbaines de 2010. *Insee Premiere*, 1374, 4.
- Bruyat, G. (2011). *Estimation de la masse de carbone stockée par les arbres de la communauté urbaine de Lyon*.
- Butchart, S., Walpole, M., Collen, B., Sharlermann, J., Almond, R., Baillie, J., & Bomhard, B. (2010). Global Biodiversity : Indicators of Recent Declines, (May), 1164–1169.
- Cadotte, M. W., Cavender-bares, J., Tilman, D., & Oakley, T. H. (2009). Using Phylogenetic , Functional and Trait Diversity to Understand Patterns of Plant Community Productivity, 4(5), 1–9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005695>
- Callon, M., Lascoumes, P., & Barthe, A. (2001). *Agir dans un monde incertain . Essai sur la démocratie*

- technique*. (Le Seuil, Ed.) (La couleur). Paris.
- Carbone 4, & ADEME. (2019). Neutralité & bâtiment - Comment les acteurs du secteur peuvent s'inscrire dans une démarche zéro émission nette, 33(0).
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., ... Grace, J. B. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59–67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Carlsson-kanyama, A., & Ekstro, M. P. (2003). Food and life cycle energy inputs : consequences of diet and ways to increase efficiency, 44.
- Carter, T., & Keeler, A. (2008). Life-cycle cost-benefit analysis of extensive vegetated roof systems. *Journal of Environmental Management*, 87(3), 350–363. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.01.024>
- Castleton, H. F., Stovin, V., Beck, S. B. M., & Davison, J. B. (2010). Green roofs; Building energy savings and the potential for retrofit. *Energy and Buildings*, 42(10), 1582–1591. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2010.05.004>
- Cavalliere, C., Habert, G., Dell'Osso, G. R., & Hollberg, A. (2019). Continuous BIM-based assessment of embodied environmental impacts throughout the design process. *Journal of Cleaner Production*, 211, 941–952. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.247>
- CDB - UNITED-NATIONS. (1992). Convention sur la Diversité Biologique. *Sommet Planète Terre*, 30p.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., & Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, 1(5), e1400253–e1400253. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., & Dirzo, R. (2017). Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 201704949. <https://doi.org/10.1073/pnas.1704949114>
- Cellura, M., Longo, S., & Mistretta, M. (2012a). Life Cycle Assessment (LCA) of protected crops : an Italian case study. *Journal of Cleaner Production*, 28, 56–62. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.10.021>
- Cellura, M., Longo, S., & Mistretta, M. (2012b). Life Cycle Assessment (LCA) of protected crops : an Italian case study. *Journal of Cleaner Production*, 28, 56–62. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.10.021>
- CEN. (2016). CEN/TC 350 Evaluation of the possibility of adding environmental impact categories and related indicators and calculation methods for the assessment of the environmental performance of buildings pour avis. AFNOR.
- CENTRE D'INFORMATION SUR L'EAU. (2013). Les ressources en eau en France. Retrieved from <http://www.cieau.com/les-ressources-en-eau/en-france/les-usages-domestiques>
- Chaib, J. (1997). *Les Eaux Pluviales - Gestion Intégrée* (Sang de la).
- Chape, S., Harrison, J., Spalding, M., & Lysenko, I. (2010). Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets, (February 2005), 443–455. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1592>
- Chaturvedi, R., Raghubanshi, A., & Singh, J. (2011). Review Plant functional traits with particular

- reference to tropical deciduous forests : A review, 36(December), 963–981.
<https://doi.org/10.1007/s12038-011-9159-1>
- Chaudhary, A., Verones, F., de Baan, L., & Hellweg, S. (2015). Quantifying Land Use Impacts on Biodiversity: Combining Species - Area Models and Vulnerability Indicators. *Environmental Science & Technology*, 49(16), 9987–9995. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02507>
- Chaudhary, A., Verones, F., De Baan, L., & Hellweg, S. (2015). Quantifying Land Use Impacts on Biodiversity: Combining Species-Area Models and Vulnerability Indicators. *Environmental Science and Technology*, 49(16), 9987–9995. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02507>
- Chen, I. C., Hill, J. K., Ohlemüller, R., Roy, D. B., & Thomas, C. D. (2011). Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science*, 333(6045), 1024–1026. <https://doi.org/10.1126/science.1206432>
- Chenani, S. B., Lehvävirta, S., & Häkkinen, T. (2015). Life cycle assessment of layers of green roofs. *Journal of Cleaner Production*, 90, 153–162. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.070>
- Chevassus-au-Louis, B., Salles, J.-M., & Pujol, J.-L. (2009). Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. *Transport*. <https://doi.org/10.3917/esp.134.0115>
- Chiarucci, A., Araujo, M. B., Decocq, G., Beierkuhnlein, C., & Fernandez-Palacios, J. (2010). The concept of potential natural vegetation : an epitaph ? *Journal of Vegetation Science*, 1172–1178. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01218.x>
- CIBI. (2015). GUIDE DESCRIPTIF - Label BiodiverCity®, 1–49.
- CIBI. (2019). BiodiverCity®. Retrieved from <http://cibi-biodivercity.com/biodivercity/>
- CIEAU. (2014). Centre d'information sur l'eau - Combien de litre d'eau utilise-t-on pour les usages domestiques ? Retrieved from <https://www.cieau.com/le-metier-de-leau/tout-savoir-sur-leau/>
- CIRAIG, DTU, QUANTIS, & MICHIGAN, U. of. (2018). IMPACT WORLD +. Retrieved from <http://www.impactworldplus.org/en/presentation.php>
- Clarke, K. R., & Warwick, R. (2001). A further biodiversity index applicable to species lists : variation in taxonomic distinctness, (June), 265–278. <https://doi.org/10.3354/meps216265>
- Clergeau, P., & et al. (2020). *Urbanisme et biodiversité - Vers un paysage vivant structurant le projet urbain* (Apogée).
- Clergeau, Philippe. (2008). Préserver la nature dans la ville. *Annales Des Mines - Responsabilité et Environnement*, N° 52(4), 55. <https://doi.org/10.3917/re.052.0055>
- Clergeau, Philippe. (2010). La biodiversité urbaine ne se développera pas sans l'implication des urbanistes et des citoyens. *Actu-Environnement*.
- Clergeau, Philippe. (2012). La ville refuge de la biodiversité, 2, 61–63.
- Clergeau, Philippe. (2017). Verdir la ville ou favoriser la biodiversité ? *Ecologik*, 54, 106–107.
- Clergeau, Philippe, Blanc, N., & and all. (2013). Référentiel Trame Verte Urbaine (TVU). Retrieved from <http://fr.calameo.com/read/002419096a99588cbe86a?authid=bzOCV8tFlxSj>
- CNRS. (2010). La ville-nature, le retour du « sauvage ». Retrieved from https://sagascience.cnrs.fr/dosbioville/contenu/alternative/alter2_textes.html
- CNRS. (2018). Le printemps 2018 s'annonce silencieux dans les campagnes françaises, 2017–2019.
- COMMUNITIES COMMISSION OF THE EUROPEAN. (2003). COMMUNICATION FROM THE

- COMMISSION TO THE COUNCIL AND THE EUROPEAN PARLIAMENT.
- CONSOGLOBE.COM. (2016). Le sable, une ressource en voie de disparition. Retrieved from <https://www.consoglobe.com/le-sable-une-ressource-en-voie-de-disparition-cg>
- Corvellec, H., & Boholm, A. (2008). The risk / no-risk rhetoric of environmental impact assessments (EIA): The case of offshore wind farms in Sweden, (May 2014). <https://doi.org/10.1080/13549830802260142>
- Côté, I. M., Darling, E. S., & Brown, C. J. (2016). Interactions among ecosystem stressors and their importance in conservation. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1824), 1–9. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.2592>
- CSTB. (2015). *L'étanchéité des toitures-terrasses - Conception et réalisation en application des DTU 43.1, 43.3, 43.4, 43.5 et 43.11.*
- Curran, M., De Baan, L., De Schryver, A. M., Van Zelm, R., Hellweg, S., Koellner, T., ... Huijbregts, M. A. J. (2011). Toward meaningful end points of biodiversity in life cycle assessment. *Environmental Science and Technology*, 45(1), 70–79. <https://doi.org/10.1021/es101444k>
- Dabouineau, L., Lamy, Y., & Collas, P. (2005). Phytoremédiation ou phytorestauration - L'utilisation des plantes pour la dépollution et l'épuration des eaux usées.
- Dalgaard, R., Schmidt, J., Halberg, N., Christensen, P., Thrane, M., & Pengue, W. A. (2008). LCA of soybean meal. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(3), 240–254. <https://doi.org/10.1065/lca2007.06.342>
- de Baan, L., Alkemade, R., & Koellner, T. (2013). Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1216–1230. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0412-0>
- De Baan, L., Curran, M., Rondinini, C., Visconti, P., Hellweg, S., & Koellner, T. (2015). High-resolution assessment of land use impacts on biodiversity in life cycle assessment using species habitat suitability models. *Environmental Science and Technology*, 49(4), 2237–2244. <https://doi.org/10.1021/es504380t>
- Dearborn, D. C., & Kark, S. (2010). Motivations for Conserving Urban Biodiversity. *Conservation Biology*, 24(2), 432–440. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01328.x>
- Denis, C., Vandeveld, J., Pew, T., & Trusts, C. (2014). Biodiversité ordinaire : des enjeux écologiques au consensus social, (March 2016). <https://doi.org/10.3917/edmat.delor.2014.01.0181>
- Devictor, V., Godet, L., Julliard, R., Couvet, D., & Jiguet, F. (2007). Can common species benefit from protected areas ?, 9, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.05.021>
- Devictor, V., Julliard, R., & Jiguet, F. (2008). Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos*, 117(4), 507–514. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16215.x>
- Doll, P., & Siebert, S. (2002). Global modeling of irrigation water requirements Petra Do. *WATER RESOURCES RESEARCH*, 38(4).
- Doxa, A., Paracchini, M. L., Pointereau, P., Devictor, V., & Jiguet, F. (2012). Preventing biotic homogenization of farmland bird communities: The role of High Nature Value farmland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 148, 83–88. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.11.020>

- DREAL RHONES-ALPES. (2012). *NATURE EN VILLE EN RHÔNE-ALPES - Définition illustrée et retour sur des expériences intéressantes*.
- EC-JRC. (2010). ILCD Handbook: Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment, 105.
- ECOCERT. (2016). LE GROUPE ECOCERT LANCE SA NOUVELLE CERTIFICATION « ENGAGEMENT BIODIVERSITÉ ». *Communiqué de Presse*, 1–4.
- ECOINVENT. (2013). Background data for transport. Retrieved from <https://www.ecoinvent.org/support/documents-and-files/documents-and-files.html>
- ECOINVENT. (2018). Ecoinvent 3. Retrieved from <https://www.ecoinvent.org/home.html>
- EEA. (2012). *Protected areas in Europe - an overview*.
- Efficacy. (2020a). Efficacy. Retrieved from <https://www.efficacy.com/>
- Efficacy. (2020b). Lancement du projet de recherche Quartier E+C-. Retrieved from <https://www.efficacy.com/lancement-du-projet-de-recherche-quartier-ec/>
- El Bachawati, M., Manneh, R., Belarbi, R., Dandres, T., Nassab, C., & El Zakhem, H. (2016). Cradle-to-gate Life Cycle Assessment of traditional gravel ballasted, white reflective, and vegetative roofs: A Lebanese case study. *Journal of Cleaner Production*, 137, 833–842. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.170>
- Elissalde-Videmnt, L., & Hoorellou, A. (2004). *Guide méthodologique sur la modernisation de l' inventaire des zones naturelles d' intérêt écologique faunistique et floristique*.
- Environnement, E. (2019). La certification Engagement pour la biodiversité. Retrieved from <http://www.ecocert-environnement.com/nos-prestations/biodiversite/engagement-biodiversite/>
- Escobedo, F. J., & Nowak, D. J. (2009). Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest. *Landscape and Urban Planning*, 90(3–4), 102–110. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.10.021>
- Faith, D. P. (1994). Phylogenetic pattern and the quantification of organismal biodiversity, 45–58.
- Fantke, P., Bijster, M., Guignard, C., Hauschild, M., Huijbregts, M., Jolliet, O., ... van Zelm, R. (2017). *USEtox® 2.0, Documentation version 1*. <https://doi.org/10.11581/DTU:00000011>
- FAO. (2012). AQUASTAT - Système d'information mondial de la FAO sur l'eau et l'agriculture. Retrieved from <http://www.fao.org/aquastat/fr/overview/methodology/water-use>
- Fasola, M., Rubolini, D., Merli, E., Boncompagni, E., & Bressan, U. (2010). Long-term trends of heron and egret populations in Italy , and the effects of climate , human-induced mortality , and habitat on population dynamics, 59–72. <https://doi.org/10.1007/s10144-009-0165-1>
- Faure, E., Aurenche, M., & Provendier, D. (2016). Guide pour l'évaluation de la biodiversité dans les écoquartiers. *Plante & Cité*, 37.
- Feral, J.-P., & Tatoni, T. (2011). Erosion de la biodiversité. In In Jeandel C & Mosseri R. (Ed.), *Le climat à découvert* (CNRS Editi, pp. 108–111).
- Ferriès, B., & Bonhomme, M. (2014). La maquette numérique, un moyen d'augmenter la densité informationnelle d'un territoire ?
- Folt, C. L., Chen, C. Y., Moore, M. V., & Burnaford, J. (2015). Reconceptualizing synergism and antagonism among multiple stressors. *Ecology and Evolution*, 5(7), 1538–1547.

<https://doi.org/10.1002/ece3.1465>

- Fort, M. (2015). *Géomorphologie dynamique et environnement : processus et relais dans les bassins versants* (Colin, Arm).
- Fosse, J., Belaunde, J., Dégremont, M., & Grémillet, A. (2019). *Objectif « Zéro artificialisation nette » : quels leviers pour protéger les sols ?*
- Fouquet, M. (2016). Réflexions et contributions méthodologiques à l'ACV de bâtiments neufs : modélisation du contributeur énergie Marine Fouquet To cite this version : HAL Id : tel-01301609 Réflexions et contributions métho- dologiques à l'ACV de bâtiments neufs : modéli.
- Franchomme, M., Bonnin, M., & Hinnewinkel, C. (2013). La biodiversité « aménagée-elle » les territoires ? Vers une écologisation des territoires, *4*, 0–6.
- FRAPNA. (2013). Trop d'éclairage nuit, 1–20.
- Frischknecht, R. (2013). Ecological scarcity 2013: Overview and main elements of the update and its implications.
- Gaines, S. D., Lester, S. E., Grorud-colvert, K., Costello, C., Pollnac, R., Feature, S., & Feature, S. (2010). Evolving science of marine reserves: New developments and emerging research frontiers, *107*(43), 18251–18255. <https://doi.org/10.1073/pnas.1002098107>
- Gargari, C., Bibbiani, C., Fantozzi, F., & Campiotti, C. A. (2016). Environmental Impact of Green Roofing: The Contribute of a Green Roof to the Sustainable use of Natural Resources in a Life Cycle Approach. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, *8*, 646–656. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.aaspro.2016.02.087>
- Gaston, K. J. (2011). *Common Ecology*, *61*(5), 354–362. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.5.4>
- Gaston, K. J., & Fuller, R. (2007). Biodiversity and extinction: Losing the common and the widespread. *Progress in Physical Geography*, (April). <https://doi.org/10.1177/0309133307076488>
- Getter, K. L., & Rowe, D. B. (2006). The role of extensive green roofs in sustainable development. *HortScience*, *41*(5), 1276–1285. <https://doi.org/10.17776/csj.30292>
- Geyer, R., Lindner, J. P., Stoms, D. M., Davis, F. W., & Wittstock, B. (2010). Coupling GIS and LCA for biodiversity assessments of land use. *International Journal of Life Cycle Assessment*, *15*(7), 692–703. <https://doi.org/10.1007/s11367-010-0199-9>
- Glasson, J., Therivel, R., & Chadwick, A. (1999). *Introduction to environmental impact assessment : principles and procedures, process, practice and prospects*. (Routledge, Ed.). London.
- Godard, C., Boissy, J., Suret, C., & Gabrielle, B. (2012). LCA of Starch Potato From Field To Starch Production Plant Gate. *8th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector*, (October), 6.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Schryver, A. De, Struijs, J., & Zelm, R. Van. (2009). ReCiPe 2008. *Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM)*, (January), 1–44. <https://doi.org/10.029/2003JD004283>
- Goedkoop, M., & Spriensma, R. (2001). The Eco-indicator 99 - A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. *Assessment*, *144*. <https://doi.org/10.1007/BF02979347>
- Goglio, P., Smith, W. N., Grant, B. B., Desjardins, R. L., Mcconkey, B. G., Campbell, C. A., & Nemecek, T. (2015). Accounting for soil carbon changes in agricultural life cycle assessment (LCA): a review. *Journal of Cleaner Production*, *104*, 23–39. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.05.040>

- Gouvernement.fr. (2018). Indicateur : artificialisation des sols. Retrieved from <https://www.gouvernement.fr/indicateur-artificialisation-sols>
- Graham, C. H., & Fine, A. (2008). Phylogenetic beta diversity : linking ecological and evolutionary processes across space in time. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01256.x>
- GrandLyon. (2012). Aménagement et eaux pluviales Préconisations relatives aux toitures végétalisées, 1–24.
- Gray, N. J. (2020). Sea Change : Exploring the International Effort to Promote Marine Protected Areas, 8(4), 331–338. <https://doi.org/10.4103/0972-4923.78149>
- Greater London Authority. (2008). Living Roofs and Walls - Technical Report: Supporting London Plan Policy. *Greater London Authority*, 58. Retrieved from <https://www.london.gov.uk/sites/default/files/living-roofs.pdf>
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. M. (2008). Global change and the ecology of cities. *Science*, 319(5864), 756–760. <https://doi.org/10.1126/science.1150195>
- Gröger, G., Kolbe, T., & Czerwinski, A. (2006). Candidate OpenGIS ® CityGML Implementation Specification (City Geography Markup Language), 3, 0–119.
- Gutiérrez, D., Thomas, C. D., & León-Cortés, J. L. (1999). Dispersal, distribution, patch network and metapopulation dynamics of the dingy skipper butterfly (*Erynnis tages*). *Oecologia*, 121(4), 506–517. <https://doi.org/10.1007/s004420050957>
- Haeusler, L., & Berthoin, G. (2016). *Déchets - Chiffres-clés. Edition 2016*.
- Hallmann, C. A., SORG, M., JONGEJANS, E., SIEPEL, H., Hofland, N., Schwan, H., ... De Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE*, 12(10). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Hanafiah, M. M., Xenopoulos, M. A., Pfister, S., Leuven, R. S. E. W., & Huijbregts, M. A. J. (2011). Characterization factors for water consumption and greenhouse gas emissions based on freshwater fish species extinction. *Environmental Science and Technology*, 45(12), 5272–5278. <https://doi.org/10.1021/es1039634>
- Hauschild, M., Goedkoop, M., Guinée, J., Heijungs, R., Huijbregts, M., Jolliet, O., ... Pant, R. (2013). Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(3), 683–697. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0489-5>
- Havard, H. (2018). Guide des espèces invasives de la commune de Reventin- Vaugris Par.
- Hellweg, S., & Canals, L. M. I. (2014). Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. *Science*, 344(6188), 1109–1113. <https://doi.org/10.1126/science.1248361>
- Helmes, R., Huijbregts, M. A. J., Henderson, A. D., & Jolliet, O. (2012). Spatially explicit fate factors of phosphorous emissions to freshwater at the global scale. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 646–654. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0382-2>
- Hendricks, P. (2012). Life Cycle Assessment of Greenhouse Tomato (*Solanum lycopersicum* L .) Production in Southwestern Ontario . by.
- Henry, A. (2011). *Quels indicateurs pour évaluer la biodiversité en ville ? Quels indicateurs pour*

Alexandre.

- Hope, D., Gries, C., Zhu, W., Fagan, W. F., Redman, C. L., Grimm, N. B., ... Nelson, A. L. (2003). Socioeconomics drive plant diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100(15), 8788–8792. <https://doi.org/10.1073/pnas.1>
- HQE. (2015). Le bâtiment durable pour tous.
- HQE Performance. (2012). HQE Performance: Premières tendances pour les bâtiments neufs. Retrieved from http://www.hqegbc.org/wp-content/uploads/2015/09/2012-03-HQE_Perf.pdf
- Huijbregts, A. J., Hellweg, S., Frischknecht, R., & Hendriks, H. W. M. (2010). Cumulative energy demand as predictor for the environmental burden of commodity production.
- Humbert, S., De Schryver, A., Margni, M., & Jolliet, O. (2002). IMPACT 2002 + : User Guide, 2.
- Hunter, M. D., & Price, P. W. (1992). Playing chutes and ladders: heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. *Ecology*, 73(3), 724–732.
- I Care & Consult. (2018). Empreinte Biodiversité Produit. Retrieved from <https://www.i-care-consult.com/references/empreinte-biodiversite-produit/>
- INIES. (2020). INIES - Qu'est ce qu'une donnée environnementale par défaut? Retrieved from <https://www.inies.fr/faq/>
- INPN. (2019). Classification des habitats CORINE biotopes. Retrieved from https://inpn.mnhn.fr/habitat/cd_typo/22
- INRA, CIRAD, & ADEME. (2019). *MEANS-InOut un logiciel pour l' écoconception des systèmes agricoles.*
- IPBES. (2019). The IPBES Global Assessment on Biodiversity and Ecosystem Services. Chapter 2 . Status and trends ; indirect and direct drivers of change, (May), 1–245.
- IPCC. (2006). N₂O EMISSIONS FROM MANAGED SOILS, AND CO₂ EMISSIONS FROM LIME AND UREA APPLICATION, 1–54.
- IPCC. (2014). Climate Change 2014: Synthesis Report, 1–151.
- IRICE. (2019). EFFINATURE. Retrieved from <https://irice.fr/EFFINATURE>
- ITSUBO, N., & INABA, A. (2012). *LIME 2 - Chapitre 2 (Ozone layer depletion, Global warming, Acidification).*
- ITSUBO, N., & INABA, A. (2013). *LIME 2 - Chapitre 2 -Urban Air Pollution, Photochemical Oxidant, Toxic Chemical.*
- ITSUBO, N., & INABA, A. (2014). *LIME2 - Chapitre 2 - Ecotoxicity - Eutrophication - Indoor air pollution (Vol. 2).*
- IUCN. (2007). Analyse du dispositif français des aires protégées au regard du Programme de travail «Aires protégées» de la Convention sur la diversité biologique - Etat des lieux et propositions d'actions, 53 p.
- IUCN. (2016). IUCN Red List of Threatened Species.
- Jaffal, I., Ouldboukhite, S. E., & Belarbi, R. (2012). A comprehensive study of the impact of green roofs on building energy performance. *Renewable Energy*, 43, 157–164. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2011.12.004>
- Jay, S., Jones, C., Slinn, P., & Wood, C. (2007). Environmental impact assessment : Retrospect and

- prospect, 27, 287–300. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2006.12.001>
- Jo, H.-K., & McPherson, G. E. (1995). Carbon Storage and Flux in Urban Residential Greenspace. *Journal of Environmental Management*, 45(2), 109–133. <https://doi.org/10.1006/jema.1995.0062>
- Johan, H., Barra, M., & Zucca, M. (2017). Étude sur la biodiversité des toitures végétalisées en Île-de-France.
- Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., & Rosenbaum, R. (2003). IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(6), 324–330. <https://doi.org/10.1007/BF02978505>
- Jolliet, O., Müller-wenk, R., Bare, J., Brent, A., Goedkoop, M., Heijungs, R., ... Stewart, M. (2004). UNEP / SETAC Life Cycle Initiative UNEP / SETAC Life Cycle Initiative The LCIA Midpoint-damage Framework of the UNEP / SETAC Life Cycle Initiative. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(6), 394–404.
- Jolliet, O., Saade-Sbeih, M., Shaked, S., Jolliet, A., Jolliet, O., Shaked, S., ... Crettaz, P. (2015). *Life Cycle Impact Assessment. Environmental Life Cycle Assessment*. <https://doi.org/10.1201/b19138-6>
- Jones, K. R., Venter, O., Fuller, R. A., Allan, J. R., Maxwell, S. L., Negret, P. J., & Watson, J. E. M. (2018). One-third of global protected land is under intense human pressure. *Science*, 360(6390), 788–791. <https://doi.org/10.1126/science.aap9565>
- Joos, F., Roth, R., Fuglestedt, J., Peters, G., Enting, I., Von Bloh, W., ... AJ, W. (2013). Carbon dioxide and climate impulse response functions for the computation of greenhouse gas metrics : a multi-model analysis. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2793–2825. <https://doi.org/10.5194/acp-13-2793-2013>
- Julliard, R., Clavel, J., Devictor, V., Jiguet, F., & Couvet, D. (2006). Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities. *Ecology Letters*, 9(11), 1237–1244. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00977.x>
- Kervadec, T., & Le foll, P.-Y. (2010). Comment la nature s'intègre dans les politiques des territoires urbains ? Title. Retrieved from <http://fr.calameo.com/read/0042996999f622b4503ab>
- Kessler, M. I. K., ABrahamczyk, S. T., Bos, M. E., Buchori, D. A., Dwi Putra, D., Gradstein, S., ... Tschardtke, T. (2009). Alpha and beta diversity of plants and animals along a tropical land-use gradient. *Ecological Applications*, 19(8), 2142–2156.
- Kiamili, C., Hollberg, A., & Habert, G. (2020). Detailed assessment of embodied carbon of HVAC systems for a new office building based on BIM. *Sustainability (Switzerland)*, 12(8). <https://doi.org/10.3390/SU12083372>
- Klaus, G., & and all. (2003). *Biodiversité en milieu urbain (HOTSPOT Re)*.
- Kleijn, D., Cherkaoui, I., Goedhart, P. W., Hout, J. Van Der, & Lammertsma, D. (2014). Waterbirds increase more rapidly in Ramsar- designated wetlands than in unprotected wetlands, 289–298. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12193>
- Knapp, S. (2010). Challenging Urban Species Diversity : Contrasting Phylogenetic Patterns across Plant Functional Groups in Germany, 89–105.
- Koch, P., Salou, T., Colomb, V., Payen, S., Perret, S., Tailleur, A., & Willmann, S. (2014). AGRIBALYSE

® : RAPPORT METHODOLOGIQUE - Version 1.2, 1–473.

- Koellner, T., Baan, L., Beck, T., Brandão, M., Civit, B., Margni, M., ... Müller-Wenk, R. (2013). UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18, 1188–1202. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0579-z>
- Koellner, T., De Baan, L., Beck, T., Brandao, M., Civit, B., Goedkoop, M., ... Wittstock, B. (2012). Principles for life cycle inventories of land use on a global scale. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1203–1215. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0392-0>
- Koellner, T., Hersperger, A. M., & Wohlgemuth, T. (2004). Rarefaction method for assessing plant species diversity on a regional scale. *Ecography*, 4(February).
- Koellner, T., & Scholz, R. W. (2007). Assessment of land use impacts on the natural environment: Part 1: An analytical framework for pure land occupation and land use change. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(1), 16–23. <https://doi.org/10.1065/lca2006.12.292.1>
- Koellner, T., & Scholz, R. W. (2008). Assessment of land use impacts on the natural environment. Part 2: generic characterization factors for local species diversity in Central Europe. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(1), 32–48. <https://doi.org/10.1065/lca2006.12.292.2>
- Kosareo, L., & Ries, R. (2006). Comparative environmental life cycle assessment of green roofs. *Building and Environment*, 42(7), 2606–2613. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2006.06.019>
- Kotiaho, J. S., Kaitala, V., Komonen, A., & Pa, J. (2005). Predicting the risk of extinction from shared. *PNAS*, (16).
- Kotu, V., & Deshpande, B. (2015). *Predictive Analytics and Data Mining - 1st Edition*. Retrieved from <https://www.elsevier.com/books/predictive-analytics-and-data-mining/kotu/978-0-12-801460-8>
- Kühn, I., Brandl, R., & Klotz, S. (2004). The flora of German cities is naturally species rich. *Evolutionary Ecology Research*, 6(June), 16. [https://doi.org/10.1016/S0076-6879\(94\)33028-X](https://doi.org/10.1016/S0076-6879(94)33028-X)
- Laïlle, P., Provendier, D., Colson, F., & Salanié, J. (2014). *LES BIENFAITS DU VÉGÉTAL EN VILLE - ÉTUDE DES TRAVAUX SCIENTIFIQUES ET MÉTHODE D'ANALYSE*. Retrieved from http://www.valhor.fr/fileadmin/A-Valhor/Valhor_PDF/CiteVerte_BienfaitsVegetalVille2014.pdf
- Lamnatou, C., & Chemisana, D. (2014). Photovoltaic-green roofs: a life cycle assessment approach with emphasis on warm months of Mediterranean climate. *Journal of Cleaner Production*, 72, 57–75. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.03.006>
- Lamnatou, C., & Chemisana, D. (2015). Evaluation of photovoltaic-green and other roofing systems by means of ReCiPe and multiple life cycle-based environmental indicators. *Building and Environment*, 93(P2), 376–384. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2015.06.031>
- Lasvaux, S., Achim, F., Garat, P., Peuportier, B., Chevalier, J., & Habert, G. (2016). Correlations in Life Cycle Impact Assessment methods (LCIA) and indicators for construction materials: What matters? *Ecological Indicators*, 67, 174–182. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.056>
- Lasvaux, Sebastien. (2012). *Étude d'un modèle simplifié pour l'analyse de cycle de vie des bâtiments*.
- Laugier, R. (2012). L'étalement urbain en France. Synthèse documentaire. *CRDALN (Centre de Ressources Documentaires Aménagement Logement Nature)*, 21.
- Laurent, A., Olsen, S. I., & Hauschild, M. Z. (2012). Limitations of carbon footprint as indicator of

- environmental sustainability. *Environmental Science and Technology*, 46(7), 4100–4108. Retrieved from <http://ovidsp.ovid.com/ovidweb.cgi?T=JS&PAGE=reference&D=emed10&NEWS=N&AN=2012196279>
- Lavarde, P., Fouquet, É., & Maler, P. (2013). Les liens entre santé et biodiversité, (008095-01), 58 (sans annexes).
- Lavorel, S., McIntyre, S., Landsberg, J., & Forbes, T. (1997). Plant functional classifications : from general groups to specific groups based on response to disturbance, 5347(11).
- Lazzerini, G., Lucchetti, S., & Nicese, F. P. (2016a). Green House Gases(GHG) emissions from the ornamental plant nursery industry: A Life Cycle Assessment(LCA) approach in a nursery district in central Italy. *Journal of Cleaner Production*, 112, 4022–4030. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.065>
- Lazzerini, G., Lucchetti, S., & Nicese, F. P. (2016b). Green House Gases(GHG) emissions from the ornamental plant nursery industry: A Life Cycle Assessment(LCA) approach in a nursery district in central Italy. *Journal of Cleaner Production*, 112, 4022–4030. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.065>
- Le Monde. (2016). Le service rendu par les pollinisateurs évalué entre 2 et 5 milliards d'euros. Retrieved from http://www.lemonde.fr/planete/article/2016/11/24/le-service-rendu-par-les-pollinisateurs-evalue-entre-2-et-5-milliards-d-euros-par-an-en-france_5037563_3244.html
- LEBERT, A., & CHEVALIER, J. (2018). *L'analyse du cycle de vie dans le bâtiment - Comprendre et réaliser une ACV*.
- LEGIFRANCE. (2000). Loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature. Retrieved from <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=LEGITEXT000006068553>
- LEGIFRANCE. (2016). LOI n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages - Article 86. Retrieved from <https://www.legifrance.gouv.fr/affichCodeArticle.do?cidTexte=LEGITEXT000006074075&idArticle=LEGIARTI000033034434&dateTexte=>
- LEGIFRANCE. (2017). Code de l'urbanisme - Article L111-19. Retrieved from <https://www.legifrance.gouv.fr/affichCodeArticle.do?cidTexte=LEGITEXT000006074075&idArticle=LEGIARTI000033034434&dateTexte=>
- LEGIFRANCE. (2019). Code de l'environnement - Article L 122-1 - Etudes d'impact des projets de travaux, d'ouvrages et d'aménagements. Retrieved from <https://www.legifrance.gouv.fr/affichCodeArticle.do?idArticle=LEGIARTI000022496602&cidTexte=LEGITEXT000006074220>
- Lepart, J., & Marty, M. P. (2006). Des réserves de nature aux territoires de la biodiversité, 485–507.
- Lessard, G., & Boulfroy, E. (2008). Le rôle de l'arbre, 21. Retrieved from https://www.google.ca/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=3&cad=rja&uact=8&ved=0ahUKEwji7ufd-MPXAhUJ24MKHWcQDiAQFgg1MAI&url=http%3A%2F%2Fwww.cerfo.qc.ca%2Findex.php%3Fid%3D19%26no_cache%3D1%26tx_drblob_pi%5BdownloadUid%5D%3D183&usq=AOvVaw3G

EwtVLrZdP-N

- Lindeijer, E., van Kampen, M., Fraanje, P., van Dobben, H., Nabuurs, G. J., Schouwenberg, E., ... Leopold, M. (1998). Biodiversity and Life Support Indicators for Land Use Impacts in Lca, 1998/07(JANUARY).
- Lindeijer, Erwin. (2000). Biodiversity and life support impacts of land use in LCA. *Journal of Cleaner Production*, 8, 313–319.
- Lindner, J. P., Niblick, B., Eberle, U., Bos, U., Schmincke, E., Schwarz, S., ... Urbanek, A. (2014). Proposal of a unified biodiversity impact assessment method. *9th International Conference LCA of Food*, (October), 6–11.
- Lolive, J. (1999). *Les contestations du TGV Méditerranée : projet, controverse et espace public*. (P. Muller, Ed.). L'Harmattan.
- Louvel-glaser, J., & Gaudillat, V. (2015). Correspondances entre les classifications d'habitats CORINE Biotopes et EUNIS.
- Lundholm, J. T. (2015). Green roof plant species diversity improves ecosystem multifunctionality. *Journal of Applied Ecology*, 52(3), 726–734. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12425>
- Madre, F., Vergnes, A., Machon, N., & Clergeau, P. (2013). A comparison of 3 types of green roof as habitats for arthropods. *Ecological Engineering*, 57, 109–117. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.029>
- Madre, F., Vergnes, A., Machon, N., & Clergeau, P. (2014). Green roofs as habitats for wild plant species in urban landscapes: First insights from a large-scale sampling. *Landscape and Urban Planning*, 122, 100–107. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.11.012>
- Martínez-abraín, A. A., Jiménez, J., Gómez, J. A., & Oro, D. (2016). Differential Waterbird Population Dynamics After Long- Term Protection : The Influence of Diet and Habitat Type DIFFERENTIAL WATERBIRD POPULATION DYNAMICS AFTER LONG-TERM PROTECTION: THE INFLUENCE OF DIET AND HABITAT TYPE A LA PROTECCIÓN A LARGO PLAZO :, 63(1), 5–27. <https://doi.org/10.13157/arla.63.1.2016.rp4>
- Mason, N., MacGillivray, K., Steel, J., & Wilson, J. (2003). An index of functional diversity, (August). <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02184.x>
- Maxwell, S., Fuller, A., Brooks, T., & Watson, J. (2016). Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*. Retrieved from www.iucnredlist.org
- Mckenney, B. A., & Kiesecker, J. M. (2010). Policy Development for Biodiversity Offsets : A Review of Offset Frameworks, 165–176. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9396-3>
- Mckinney, M. L. (2002). Urbanization, Biodiversity, and Conservation, 52. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052)
- McPherson, E. (1992). Cooling Urban Heat Islands with sustainable Landscapes.
- MEA. (2005). *Ecosystems and Human Well-being : Synthesis*. Washington, DC: Island Press.
- MEDDE, & MNHN. (2013). *Classification des habitats - Habitats terrestres et d'eau douce*.
- MEDDTL. (2011a). Guide sur l'évaluation environnementale des documents d'urbanisme. *Ministère de l'Ecologie Du Développement Durable Des Transports et Du Logement*, 64.
- MEDDTL. (2011b). *L'évaluation environnementale des documents d'urbanismes*.

- MEEDDM. (2011). *Rapport annuel de l'Autorité environnementale*.
- MEEM, & MLHD. (2016). Procédure de développement de modules de données environnementales génériques par défaut (MDEGD) relatifs aux produits de construction et équipements pour une utilisation dans la méthode d ' évaluation de la performance énergétique et environnementale d, 1–28.
- Michelsen, O. (2008). Assessment of land use impact on biodiversity - Proposal of a new methodology exemplified with forestry operations in Norway. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(1), 22–31. <https://doi.org/10.1065/lca2007.04.316>
- Milà i Canals, L., Bauer, C., Depestele, J., Dubreuil, A., Freiermuth Knuchel, R., Gaillard, G., ... Rydgren, B. (2007). Key Elements in a Framework for Land Use Impact Assessment Within LCA (11 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(1), 5–15. <https://doi.org/10.1065/lca2006.05.250>
- Minaret, M. (2013). *Prise en compte et valorisation de la nature en ville dans les documents d'urbanisme - Mémoire de fin d'études*.
- Ministère de la transition écologique et solidaire. (2019). Loi pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages. Retrieved from <https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/loi-reconquete-biodiversite-nature-et-des-paysages>
- Mittermeier, R., Myers, N., & Thomsen, J. (1998). Biodiversity Hotspots and Major Tropical Wilderness Areas : Approaches to Setting Conservation Priorities, 12(3), 516–520.
- MNHN. (n.d.). La biodiversité urbaine. Retrieved from <http://sauvagesdemarue.mnhn.fr/biodiversite-urbaine/quest-ce-que-la-biodiversit-urbaine>
- MNHN. (2019a). Vigi-flore. Retrieved from <http://www.vigienature.fr/fr/vigie-flore>
- MNHN. (2019b). Vigi-Nature. Retrieved from <http://www.vigienature.fr/>
- Mohammad, S., Tabatabaie, H., & Murthy, G. S. (2016a). Cradle to farm gate life cycle assessment of strawberry production in the United States. *Journal of Cleaner Production*, 127, 548–554. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.175>
- Mohammad, S., Tabatabaie, H., & Murthy, G. S. (2016b). Cradle to farm gate life cycle assessment of strawberry production in the United States. *Journal of Cleaner Production*, 127, 548–554. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.175>
- Mora, C., Tittensor, D. P., Adl, S., Simpson, A. G. B., & Worm, B. (2011). How many species are there on earth and in the ocean? *PLoS Biology*, 9(8), 1–8. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001127>
- MTES. (2017). Référentiel « Energie-Carbone » pour les bâtiments neufs - Méthode d'évaluation de la performance énergétique et environnementale des bâtiments neufs, 74. Retrieved from <http://www.batiment-energiecarbone.fr/IMG/pdf/referentiel-energie-carbone-methode-evaluation-2017-07-01.pdf>
- MTES. (2019). Le référentiel EcoQuartier. Retrieved from <http://www.ecoquartiers.logement.gouv.fr/20-engagements/referentiel/>
- MTES. (2020). Bâtiment à énergie positive et réduction carbone.
- Mu, P., Vinyes, E., Gasol, C. M., & Asin, L. (2015). Life Cycle Assessment of multiyear peach production, 104, 68–79. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.05.041>

- Müller-wenk, R., & Brandão, M. (2010). Climatic impact of land use in LCA — carbon transfers between vegetation / soil and air. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 172–182. <https://doi.org/10.1007/s11367-009-0144-y>
- Muratet, A., Porcher, E., Devictor, V., Arnal, G., Moret, J., Wright, S., & Machon, N. (2008). Evaluation of floristic diversity in urban areas as a basis for habitat management, (June), 451–460. <https://doi.org/10.3170/2008-7-18530>
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities, *403*(February), 853–858.
- Nappi-Choulet, I., Dieulesaint, Y., & Gagneux, T. (2015). *Plan Batiment Durable. Rapport du groupe de travail "Bâtiment et Biodiversité."*
- Natureparif. (2011). 2011 : Biodiversité en Île-de-France. Etat de santé et résilience. *Dossier de Presse*, 1–16.
- NATUREPARIF. (2011). *La gestion de la biodiversité en ville et sa perception par les habitants - Les espaces verts des bailleurs : une chance pour la nature en ville ? Rencontres de Natureparif.*
- Naughton-treves, L., Holland, M. B., & Brandon, K. (2005). The role of protected areas in conserving biodiversity and sustauning local livelihoods. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.164507>
- Nemecek, T. (2013). Life Cycle Assessment of Agricultural Production Systems : CURRENT ISSUES AND FUTURE PERSPECTIVES, (October), 1–7.
- Nemecek, T., & Kägi, T. (2007). Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems, (15).
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., ... Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45–50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>
- Ney-nifle, M., & Mangel, M. (2000). Habitat Loss and Changes in the Species-Area Relationship, *14*(3), 893–898.
- Norris, K. (2008). Agriculture and biodiversity conservation: opportunity knocks. *Conservation Letters*, 1(1), 2–11. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263x.2008.00007.x>
- Nowak, D. J., Crane, D. E., & Stevens, J. C. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry and Urban Greening*, 4(3–4), 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.01.007>
- Nowak, D. J., Wang, J., & Endreny, T. A. (2007). Environmental and Economic Benefits of Preserving Forests within Urban Areas: Air and Water Quality. *The Economic Benefits of Land Conservation*, (Nowak 1995), 28–47.
- Obrist, M. K., Sattler, T., Home, R., Gloor, S., Bontadina, F., Nobis, M., ... Moretti, M. (2012). La biodiversité en ville – pour l'être humain et la nature. *Notice Pour Le Praticien*, 48(Septembre), 1–12. Retrieved from <http://www.wsl.ch/dienstleistungen/publikationen/pdf/12093.pdf>
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., ... Kassem, K. R. (2001). Terrestrial Ecoregions of the World : A New Map of Life on Earth, *51*(11), 933–938.
- ONU. (2001). Urbanisation : des faits et des chiffres. *Le Millénaire Urbain*, 5–10.

- ONU. (2014). Plus de la moitié de la population mondiale vit désormais dans des villes – ONU. Retrieved from <https://www.un.org/development/desa/fr/news/population/world-urbanization-prospects.html>
- ONU. (2018). 2,5 milliards de personnes de plus habiteront dans les villes d'ici 2050 (ONU). Retrieved from <https://news.un.org/fr/story/2018/05/1014202>
- ONU. (2019). La population. Retrieved from <https://www.un.org/fr/sections/issues-depth/population/index.html>
- Paris, M. de. (2012). Toitures végétalisées - Cahier Technique.
- Parmesan, C., & Yohe, G. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change. *Nature*, *421*, 37–42. <https://doi.org/10.1038/nature01286>
- Peach, M. A., Cohen, J. B., Frair, J. L., Lansing, E., & Lang, C. (2018). The value of protected areas to avian persistence across 20 years of climate and land-use change. <https://doi.org/10.1111/cobi.13205>.This
- Peck, S. W., Callaghan, C., Kuhn, M. E., & Bass, B. (1999). Greenbacks from green roofs: Forging a new industry in Canada status report on benefits, barriers and opportunities for green roof and vertical garden technology diffusion. *Environment*, (March), 78. <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- Péguin, M., & Delangue, J. (2013). Panorama des services écologiques fournis par les milieux naturels en France - volume 2.3 : Les écosystèmes urbains. *UICN France*, *2.3*, 20.
- Péguin, M., Moncorps, S., & Rolland, G. (2012). *Panorama des services écologiques fournis par les milieux naturels en France - volume 1 : Contexte et enjeux*. UICN France (Vol. 1).
- Penman, T. D., Law, B. S., & Ximenes, F. (2010). A proposal for accounting for biodiversity in life cycle assessment. *Biodiversity and Conservation*, 3245–3254. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9889-7>
- Pergola, M., Persiani, A., Pastore, V., Palese, A. M., Arous, A., & Celano, G. (2017). A comprehensive Life Cycle Assessment (LCA) of three apricot orchard systems located in Metapontino area (Southern Italy). *Journal of Cleaner Production*, *142*, 4059–4071. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.030>
- Petchey, O., & Gaston, K. (2006). Functional diversity : back to basics and looking forward, 741–758. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x>
- Plante&Cité. (2013). Étude sur la gestion raisonnée de l'arrosage en espaces verts État des lieux des pratiques et perspectives d'évolution Stratégies d'économie de la ressource en eau.
- PlasticsEurope. (2017). Plastics-the facts 2017, An analysis of European plastics production, demand and waste data; 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.01.015>
- PreConsultants. (2000). Eco-indicator 99 Manual for Designers. *Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment*, (October), 1–49. Retrieved from http://www.pre-sustainability.com/download/manuals/EI99_Manual.pdf
- Premier ministre (Edouard Philippe). (2018). Discours d'Edouard Philippe et de Nicolas Hulot lors de la présentation du Plan biodiversité. Retrieved from <https://www.gouvernement.fr/partage/10366-presentation-du-plan-biodiversite>
- Primack, Sarrazin, & Lecomte. (2012). Biologie de la conservation. *Dunod Éd., Paris.*, 360.

- Primaire, L. L., & Coll, L. L. (n.d.). Prenez-en de la graine !, 1–8.
- Purvis, A., & Hector, A. (2000). Getting the measure of biodiversity. *Nature*, 405(May).
- Quétier, F., & Lavorel, S. (2011). Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes : Key issues and solutions, 144, 2991–2999. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.09.002>
- Quétier, F., Regnery, B., & Levrel, H. (2013). No net loss of biodiversity or paper offsets ? A critical review of the French no net loss policy. *Environmental Science & Policy*, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.11.009>
- Regnery, B., Kerbiriou, C., Julliard, R., Vandevelde, J., Viol, I. Le, & Couvet, D. (2013). Sustain common species and ecosystem functions through biodiversity offsets : response to Pilgrim et al ., 385–386. <https://doi.org/10.1111/conl.12027>
- Reygrobellet, B. (2007). La nature dans la ville biodiversité et urbanisme. *Rapport d'activité Du Conseil Économique et Social*.
- RIVM. (2016). ReCiPe 2016: A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level - Report 1 : characterization. *National Institute for Public Health and the Environment*, 194. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>
- RNSA. (2019). Réseau National de Surveillance Aérobiologique. Retrieved from <https://www.pollens.fr/le-reseau/les-pollens>
- Röck, M., Hollberg, A., Habert, G., & Passer, A. (2018). LCA and BIM: Visualization of environmental potentials in building construction at early design stages. *Building and Environment*, 140, 153–161. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.05.006>
- Röck, M., Saade, M. R. M., Balouktsi, M., Rasmussen, F. N., Birgisdottir, H., Frischknecht, R., ... Passer, A. (2020). Embodied GHG emissions of buildings – The hidden challenge for effective climate change mitigation. *Applied Energy*, 258(October 2019), 114107. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.114107>
- Rosenzweig, M. (2003). Win-Win Ecology. How the Earth's Species Can Survive in the Midst of Human Enterprise, 8, 233–236. <https://doi.org/10.1017/S0030605304000419>
- Roy, P., Azevedo, L. B., Margni, M., Zelm, R. Van, Deschênes, L., & Huijbregts, M. A. J. (2014). Science of the Total Environment Characterization factors for terrestrial acidification at the global scale : A systematic analysis of spatial variability and uncertainty. *Science of the Total Environment*, The, 500–501(x), 270–276. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.099>
- Roy, P., & Desche, L. (2012). Life Cycle Impact Assessment of Terrestrial Acidification: Modeling Spatially Explicit Soil Sensitivity at the Global Scale. *Environmental Science & Technology*.
- Roy, P., Huijbregts, M., Deschênes, L., & Margni, M. (2012). Spatially-differentiated atmospheric source-receptor relationships for nitrogen oxides, sulfur oxides and ammonia emissions at the global scale for life cycle impact assessment. *Atmospheric Environment*, 62, 74–81. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.07.069>
- Russo, G., Buttol, P., & Tarantini, M. (2008). LCA (Life Cycle Assessment) of roses and cyclamens in greenhouse cultivation. *Acta Horticulturae*, 801 PART 1(July 2014), 359–366. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2008.801.37>
- Rybicki, J., & Hanski, I. (2013). Species – area relationships and extinctions caused by habitat loss and

- fragmentation, 1–12. <https://doi.org/10.1111/ele.12065>
- Saad, R., Margni, M., Koellner, T., Wittstock, B., & Deschênes, L. (2011). Assessment of land use impacts on soil ecological functions : development of spatially differentiated characterization factors within a Canadian context. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 198–211. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0258-x>
- Saffih-Hdadi, K., & Mary, B. (2008). Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(3), 594–607. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.08.022>
- Sanderson, F. J., Pople, R. G., Ieronymidou, C., Burfield, I. J., Gregory, R. D., Willis, S. G., ... Donald, P. F. (2016). Assessing the Performance of EU Nature Legislation in Protecting Target Bird Species in an Era of Climate Change, 9(June), 172–180. <https://doi.org/10.1111/conl.12196>
- Sandra, D., & Cabido, M. (2001). Vive la différence : plant functional diversity matters to ecosystem processes, 16(11), 646–655.
- Schaffhauser, A., Curt, T., Véla, E., & Tatoni, T. (2012). Fire recurrence effects on the abundance of plants grouped by traits in *Quercus suber* L. woodlands and maquis. *Forest Ecology and Management*, 282, 157–166. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.047>
- Schaffhauser, Alice, Pimont, F., Curt, T., Cassagne, N., Dupuy, J. L., & Tatoni, T. (2015). Effets de la récurrence des incendies sur le comportement du feu dans des suberaies (*Quercus suber* L.) et maquis méditerranéens sur les cinquante dernières années. *Comptes Rendus - Biologies*, 338(12), 812–824. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2015.10.001>
- Scheffers, B. R., De Meester, L., Bridge, T. C. L., Hoffmann, A. A., Pandolfi, J. M., Corlett, R. T., ... Watson, J. E. M. (2016). The broad footprint of climate change from genes to biomes to people. *Science*, 354(6313). <https://doi.org/10.1126/science.aaf7671>
- Schenck, R. C. (2001). Land Use and Biodiversity Indicators for Life Cycle Impact Assessment InLCA : Selected Papers. *InLCA*, 6(2), 114–117.
- Schiopu, N., Mailhac, A., Lavis, V., Perez, N., Thorel, M., & Hilaire, B. (2017). Supporting LCA up scaling to neighborhoods by using BIM and GIS tools, (May), 2017.
- Schmidt, J. H. (2008). Development of LCIA characterisation factors for land use impacts on biodiversity. *Journal of Cleaner Production*, 16. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2008.01.004>
- Scholze, M., Knorr, W., Arnell, N. W., & Prentice, I. C. (2006). A climate-change risk analysis for world ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(35), 13116–13120. <https://doi.org/10.1073/pnas.0601816103>
- Schryver, A. M. De, Goedkoop, M. J., Leuven, R. S. E. W., & Huijbregts, M. A. J. (2010). Uncertainties in the application of the species area relationship for characterisation factors of land occupation in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 682–691. <https://doi.org/10.1007/s11367-010-0205-2>
- Schweiger, O., Klotz, S., & Durka, W. (2008). A comparative test of phylogenetic diversity indices, 485–495. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-1082-2>
- Seidl, M., Gromaire, M.-C., Saad, M., & De Gouvello, B. (2013). Effect of substrate depth and rain-event history on the pollutant abatement of green roofs. *Environmental Pollution*.

- Servan, J., & Arvy, C. (1997). Introduction de la tortue de floride *trachemys scripta* en France. Un nouveau compétiteur pour les espèces de tortues d'eau douce européennes. *BFPP - Bulletin Français de La Pêche et de La Protection Des Milieux Aquatiques*, (344–345), 173–177.
- Shafique, M., Kim, R., & Rafiq, M. (2018). Green roof benefits, opportunities and challenges – A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 90(April), 757–773. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.04.006>
- Sirami, C., Caplat, P., Popy, S., Clamens, A., Arlettaz, R., Jiguet, F., ... Martin, J. L. (2017). Impacts of global change on species distributions: obstacles and solutions to integrate climate and land use. *Global Ecology and Biogeography*, 26(4), 385–394. <https://doi.org/10.1111/geb.12555>
- Souza, D. M., Teixeira, R. F. M., & Ostermann, O. P. (2015). Assessing biodiversity loss due to land use with Life Cycle Assessment: Are we there yet? *Global Change Biology*, 21(1), 32–47. <https://doi.org/10.1111/gcb.12709>
- Steen, B. (1999). Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000 – General system characteristics Chalmers University of Technology , Technical Env, (January 1999).
- Strohbach, M. W., Arnold, E., & Haase, D. (2012). The carbon footprint of urban green space-A life cycle approach. *Landscape and Urban Planning*, 104(2), 220–229. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.10.013>
- Tassielli, G., Notarnicola, B., Renzulli, P. A., & Arcese, G. (2018). Environmental life cycle assessment of fresh and processed sweet cherries in southern Italy. *Journal of Cleaner Production*, 171, 184–197. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.227>
- Tatoni, T., & Frapa, P. (2015). Services compris ! *Courrier Scientifique Du PNRL*, pp. 6–7.
- Teysse re, A. (2004). Vers une sixième grande crise d'extinctions ? *Biodiversité et Changements Globaux: Enjeux de Société et Défis Pour La Recherche*, 24–49.
- Thibault, C., Valette, E., & Cordeau, E. (2010). Les ilots de chaleur urbains- Répertoire de fiches connaissance. *IAU*.
- Thomas, C. D., & Gillingham, P. K. (2015). The performance of Protected Areas for biodiversity under climate change.
- Titeux, N., Henle, K., Mihoub, J. B., Regos, A., Geijzendorffer, I. R., Cramer, W., ... Brotons, L. (2017). Global scenarios for biodiversity need to better integrate climate and land use change. *Diversity and Distributions*, 23(11), 1231–1234. <https://doi.org/10.1111/ddi.12624>
- Travis, J. M. J. (2003). Climate change and habitat destruction: A deadly anthropogenic cocktail. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 270(1514), 467–473. <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2246>
- UNEP/SETAC. (2016). Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators Volume 1, 1, 166. <https://doi.org/10.1146/annurev.nutr.22.120501.134539>
- UNEP/SETAC. (2019). Global Guidance on Environmental Life Cycle Impact Assessment Indicators Volume 2.
- Urban, M. C. (2015). Accelerating extinction risk from climate change. *Science*, 348(6234).

- Vacek, P., Struhala, K., & Matejka, L. (2017). Life-cycle study on semi intensive green roofs. *Journal of Cleaner Production*, *154*, 203–213. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.188>
- Van Goethem, T., Azevedo, L. B., Zelm, R. Van, Hayes, F., Ashmore, M. R., & Huijbregts, M. A. J. (2013). Plant Species Sensitivity Distributions for ozone exposure. *Environmental Pollution*, *178*, 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.023>
- Van Goethem, T., Preiss, P., Azevedo, L. B., Roos, J., Friedrich, R., Huijbregts, M. A. J., & Zelm, R. Van. (2013). European characterization factors for damage to natural vegetation by ozone in life cycle impact assessment. *Atmospheric Environment*, *77*, 318–324. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.05.009>
- Van Mechelen, C., Dutoit, T., & Hermy, M. (2015). Adapting green roof irrigation practices for a sustainable future: A review. *Sustainable Cities and Society*, *19*, 74–90. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2015.07.007>
- Van Seters, T. Van, Rocha, L., Smith, D., & Macmillan, G. (2009). Evaluation of Green Roofs for Runoff Retention , Runoff Quality , and Leachability, *44*(1), 33–47.
- Vandevelde, J. (2016). Les instruments d ' évaluation des impacts sur la biodiversité : entre aménagement du territoire et conservation : Le cas des grands projets ferroviaires To cite this version : HAL Id : tel-01343195 Jean-Christophe VANDELDE Les instruments d ' évaluatio.
- Vatn, A. (2009). An institutional analysis of methods for environmental appraisal. *Ecological Economics*, *68*(8–9), 2207–2215. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.04.005>
- Verones, F., Hellweg, S., Azevedo, L. B., Laurent, A., Mutel, C. L., & Pfister, S. (n.d.). LC-Impact, 1–143.
- Verones, F., Hellweg, S., Azevedo, L. B., Laurent, A., Mutel, C. L., & Pfister, S. (2016). *LC-Impact*.
- Verones, F., Saner, D., Stephan, P., Baisero, D., Rondinini, C., & Hellweg, S. (2013). Effects of Consumptive Water Use on Biodiversity in Wetlands of International Importance. *Environmental Science and Policy*.
- Vimal, R., & Mathevet, R. (2011). La carte et le territoire : le réseau écologique à l ' épreuve de l ' assemblée cartographique. *Cybergeo*, 0–17.
- Vinyes, E., Asin, L., Alegre, S., Muñoz, P., Boschmonart, J., & Gasol, C. M. (2017). Life Cycle Assessment of apple and peach production, distribution and consumption in Mediterranean fruit sector. *Journal of Cleaner Production*, *149*, 313–320. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.102>
- Violle, C., Navas, M., Vile, D., Kazakou, E., & Fortunel, C. (2007). Let the concept of trait be functional !, (January), 882–892. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x>
- Vogtlander, J. G., Lindeijer, E., Witte, J. M., & Hendriks, C. (2004). Characterizing the change of land-use based on flora : application for EIA and LCA. *Journal of Cleaner Production*, *12*, 47–57. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(02\)00022-7](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(02)00022-7)
- Wagendorp, T., Gulinck, H., Coppin, P., & Muys, B. (2006). Land use impact evaluation in life cycle assessment based on ecosystem thermodynamics. *Energy*, *31*, 112–125. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2005.01.002>
- Warwick, R. M., & Clarke, K. R. (1995). New “biodiversity” measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress, *129*(May 1990), 301–305.

- Watson, J. E. M., Dudley, N., Segan, D. B., & Hockings, M. (2014). The performance and potential of protected areas. <https://doi.org/10.1038/nature13947>
- Whittaker, R. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California, *30*(3), 279–338.
- Widdicombe, S., & Spicer, J. I. (2008). Predicting the impact of ocean acidification on benthic biodiversity: What can animal physiology tell us? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *366*(1–2), 187–197. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2008.07.024>
- Williams, N. S. G., Lundholm, J., & Scott Macivor, J. (2014). Do green roofs help urban biodiversity conservation? *Journal of Applied Ecology*, *51*(6), 1643–1649. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12333>
- Wilson, E. O. (1992). *The diversity of life*. The Penguin Press.
- Wolters, V., Bengtsson, J., & Zaitsev, A. (2006). RELATIONSHIP AMONG THE SPECIES RICHNESS OF DIFFERENT TAXA. *Ecology*, *87*(8), 1886–1895.
- Woods, J. S., Damiani, M., Fantke, P., Henderson, A. D., Johnston, J. M., Bare, J., ... Verones, F. (2017). Ecosystem quality in LCIA: status quo, harmonization, and suggestions for the way forward. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 1–12. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1422-8>
- Worm, B., & Paine, R. T. (2016). Humans as a Hyperkeystone Species. *Trends in Ecology and Evolution*, *31*(8), 600–607. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.05.008>
- WWF. (2016). *Living planet report: risk and resilience in a new era*. WWF International. <https://doi.org/978-2-940529-40-7>
- WWF. (2019). Ecoregions. Retrieved from <https://www.worldwildlife.org/biomes>
- Zelm, R. Van, Huijbregts, M. A. J., & Van de Meent, D. (2009). USES-LCA 2.0—a global nested multimedia fate, exposure, and effects model. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 282–284. <https://doi.org/10.1007/s11367-009-0066-8>

Annexes

1. Liste des principales espèces végétales trouvées en ville et de leur potentiel allergène (RNSA, 2019)

La partie 2 du chapitre 1 présente les interactions entre la biodiversité et le système urbain. Elle pointe les effets négatifs de la biodiversité en ville dont les allergies aux pollens font partie. Nous présentons dans cette annexe une liste non exhaustive d'espèces végétales allergènes, souvent rencontrées en ville.

Espèces	Potentiel allergène
Arbres	
Érables	Modéré
Cyprès commun	Fort
Cyprès d'Arizona	Fort
Genévriers	Faible/Négligeable
Thuyas	Faible/Négligeable
Robiniers	Faible/Négligeable
Noisetiers	Fort
Baccharis	Modéré
Cades	Fort
Aulnes	Fort
Peupliers	Faible/Négligeable
Ormes	Faible/Négligeable
Saules	Modéré
Ifs	Faible/Négligeable
Cryptoméria du Japon	Fort
Frênes	Fort
Charmes	Fort
Charme-Houblon	Faible/Négligeable
Bouleaux	Fort
Platanes	Modéré
Mûriers à papier	Fort
Mûriers blancs	Faible/Négligeable
Hêtres	Modéré
Chênes	Modéré
Noyers	Faible/Négligeable
Pins	Faible/Négligeable
Oliviers	Fort
Troènes	Modéré
Tilleuls	Modéré
Châtaigniers	Faible/Négligeable
Herbacées spontanées	
Oseilles (Rumex)	Modéré
Graminées	Fort
Plantains	Modéré
Pariétaires	Fort
Orties	Faible/Négligeable
Chénopodes	Modéré
Soude brulée (Salsola kali)	Modéré
Armoises	Fort
Marguerites	Faible/Négligeable
Pissenlits	Faible/Négligeable
Mercuriales	Modéré
Ambrosies	Fort
Graminées ornementales	
Baldingère	Fort
Calamagrostis	Modéré

Liste des principales espèces végétales trouvées en ville et de leur potentiel allergène (RNSA, 2019)

Canche cespiteuse	Fort
Élyme des sables	Modéré
Fétuques	Fort
Fromental élevé	Fort
Queue de lièvre	Modéré
Stipe géante	Modéré

2. Extraits du Code de l'urbanisme et du Code de l'environnement

Nous présentons dans cette annexe deux extraits d'articles législatifs, afin d'illustrer comment les lois environnementales sont déclinées dans le Code de l'environnement et le Code de l'urbanisme

Encart 1 : Déclinaison des lois environnementales dans le Code de l'environnement

Article L110-1 : il stipule que « **les espaces, ressources et milieux naturels terrestres et marins, les sites, les paysages diurnes et nocturnes, la qualité de l'air, les êtres vivants et la biodiversité font partie du patrimoine commun de la nation** ». Il indique que « **leur protection, leur mise en valeur, leur restauration, leur remise en état et leur gestion sont d'intérêt général et concourent à l'objectif de développement durable qui vise à satisfaire les besoins de développement et la santé des générations présentes sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs** ».

Il précise que l'objectif de développement durable doit se décliner en cinq engagements :

- « - La lutte contre le changement climatique ;
- **La préservation de la biodiversité, des milieux et des ressources ainsi que la sauvegarde des services qu'ils fournissent et des usages qui s'y rattachent** ;
- La cohésion sociale et la solidarité entre les territoires et les générations ;
- L'épanouissement de tous les êtres humains ;
- La transition vers une économie circulaire. »

Article L371-1 : il concerne la TVB qui a pour « objectif **d'enrayer la perte de biodiversité** en participant à la préservation, à la gestion et à la remise en bon état des milieux nécessaires aux continuités écologiques, tout en prenant en compte les activités humaines, et notamment agricoles, en milieu rural ainsi que la gestion de la lumière artificielle la nuit ».

Encart 2 : Déclinaison des lois environnementales dans le Code de l'urbanisme

Article L121-1 : il concerne les Schémas de Cohérence Territoriaux (SCoT), les Plans Locaux d'Urbanisme (PLU) et les cartes communales qui doivent déterminer des conditions permettant d'assurer, dans le respect des objectifs du développement durable, l'équilibre entre :

- « *Le renouvellement urbain, le **développement urbain maîtrisé**, la **restructuration** des espaces urbanisés, la revitalisation des centres urbains et ruraux ;*
- ***L'utilisation économe des espaces naturels**, la préservation des espaces affectés aux activités agricoles et forestières, et la **protection des sites, des milieux et paysages naturels**.* »

Il prend en compte la « *préservation de la qualité de l'air, de l'eau, du sol et du sous-sol, des ressources naturelles, de la **biodiversité, des écosystèmes, des espaces verts, la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques**, et la prévention des risques naturels prévisibles, des pollutions et des nuisances de toute nature* ».

Article L122-1-3 : Il explique que le Plan d'Aménagement et de Développement durable (PADD) doit fixer « *les objectifs des politiques publiques d'urbanisme [...] de qualité paysagère, de protection et de **mise en valeur des espaces naturels**, agricoles et forestiers, de préservation et de mise en valeur des ressources naturelles, de lutte contre l'étalement urbain, de **préservation et de remise en bon état des continuités écologiques**.* »

Article L122-1-4 : Il concerne le document d'orientation et d'objectifs (DOO) qui doit entre autres définir des « *conditions d'un **développement urbain maîtrisé** et les principes de restructuration des espaces urbanisés, de revitalisation des centres urbains et ruraux, de mise en valeur des entrées de ville, de **valorisation des paysages** et de prévention des risques.* »

Article L123-1-5 : Il concerne le règlement des PLU et traite des questions architecturale, urbaine et écologique. Le règlement doit :

- « *Déterminer des règles concernant l'aspect extérieur des constructions neuves, rénovées ou réhabilitées, [...] l'aménagement de leurs abords, afin de contribuer à la qualité architecturale et paysagère, [...]. **Des règles peuvent, en outre, imposer une part minimale de surfaces non imperméabilisées ou écoaménageables [...]** afin de **contribuer au maintien de la biodiversité et de la nature en ville** ;*
- ***Identifier et localiser les éléments de paysage** et délimiter les quartiers, îlots, immeubles, espaces publics, monuments, sites et secteurs à protéger, à mettre en valeur ou à requalifier ;*
- ***Localiser, dans les zones urbaines, les terrains cultivés et les espaces non bâtis nécessaires au maintien des continuités écologiques** à protéger et inconstructibles quels que soient les équipements qui, le cas échéant, les desservent* » ;

Le règlement peut également fixer des emplacements réservés aux espaces verts ainsi qu'aux espaces nécessaires aux continuités écologiques.

Article L130-1 : Il concerne les Espaces Boisés Classés (EBC). Les PLU « *peuvent **classer comme espaces boisés, les bois, forêts, parcs à conserver, à protéger ou à créer**, qu'ils relèvent ou non du régime forestier, enclos ou non, attenant ou non à des habitations. **Ce classement peut s'appliquer également à des arbres isolés, des haies ou réseaux de haies, des plantations d'alignements*** ».

3. Résultats bruts des impacts des toitures sur la biodiversité

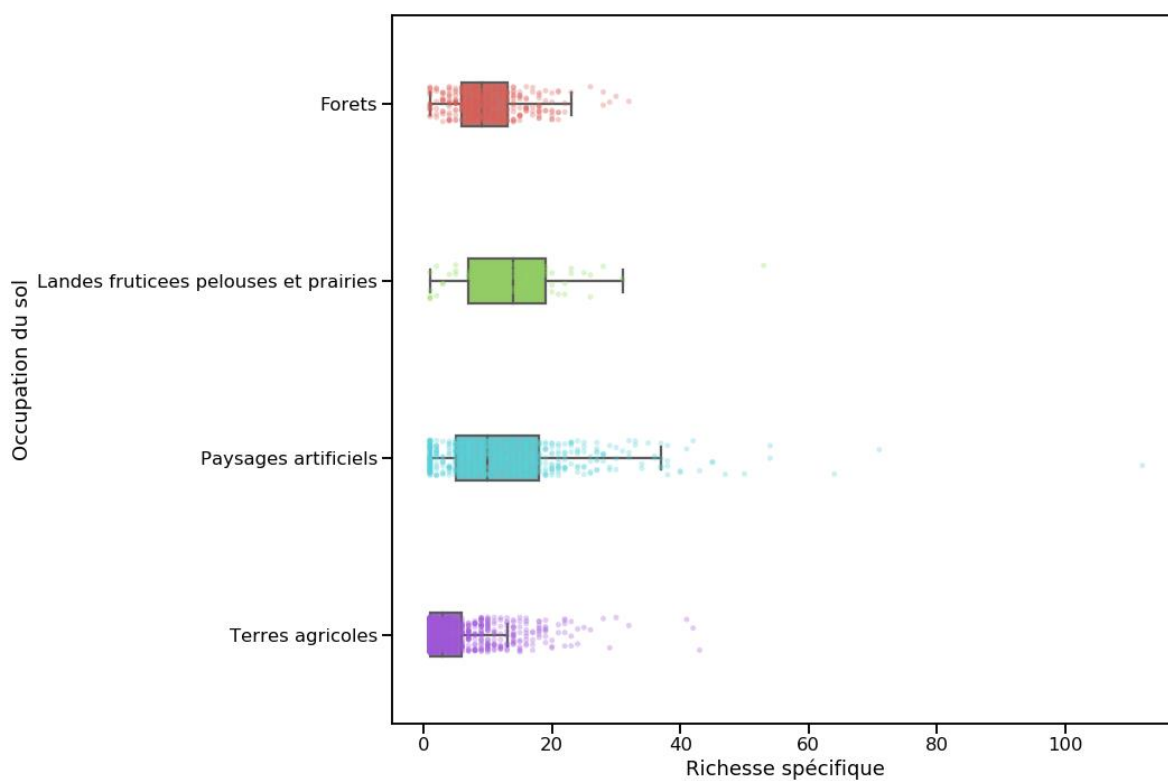
Dans le chapitre 2, nous présentons les résultats de ReCiPe 2016 traduits en « PDF.m².an ». Nous présentons ci-dessous les résultats bruts, exprimés en « espèces.an ».

Indicateurs ReCiPe 2016	Toiture gravier (Espèces.an)	Toiture végétalisée extensive (Espèces.an)	Toiture végétalisée semi-intensive (Espèces.an)	Toiture végétalisée intensive (Espèces.an)
Changement climatique, écosystèmes terrestres	5,22E-07	9,47E-08	1,51E-07	2,06E-07
Changement climatique, écosystèmes d'eaux douces	1,43E-11	2,59E-12	4,11E-12	5,64E-12
Formation d'ozone	6,82E-08	9,56E-09	1,51E-08	2,06E-08
Acidification	2,10E-07	3,33E-08	5,46E-08	7,59E-08
Eutrophisation (eaux douces)	3,47E-08	2,47E-09	4,13E-09	5,80E-09
Eutrophisation (eaux marines)	6,94E-12	6,08E-13	1,02E-12	1,44E-12
Écotoxicité terrestre	5,29E-09	7,06E-10	1,29E-09	1,88E-09
Écotoxicité des eaux douces	3,02E-09	4,25E-10	5,93E-10	7,60E-10
Écotoxicité marine	6,47E-10	8,94E-11	1,27E-10	1,64E-10
Utilisation des sols	5,18E-08	5,07E-09	8,84E-09	1,26E-08
Consommation d'eau, écosystèmes terrestres	2,29E-08	1,72E-08	2,51E-08	3,30E-08
Consommation d'eau, écosystèmes aquatiques	1,20E-12	7,79E-13	1,14E-12	1,51E-12

4. Profil des données FLORIHA, niveau hiérarchique I

Dans la partie 1 du chapitre 3, nous présentons succinctement les moyennes des richesses spécifiques des milieux référencés dans notre base de données FLORIHA. L'analyse statistique détaillée pour le niveau hiérarchique I de la nomenclature utilisée est présentée ci-après, en particulier :

- « count » : nombre de données dans la catégorie considérée ;
- « mean » : richesse spécifique moyenne ;
- « std » : écart type ;
- « min » : richesse spécifique minimale de la catégorie ;
- « médian » : richesse spécifique médiane ;
- « max » : richesse spécifique maximale de la catégorie.

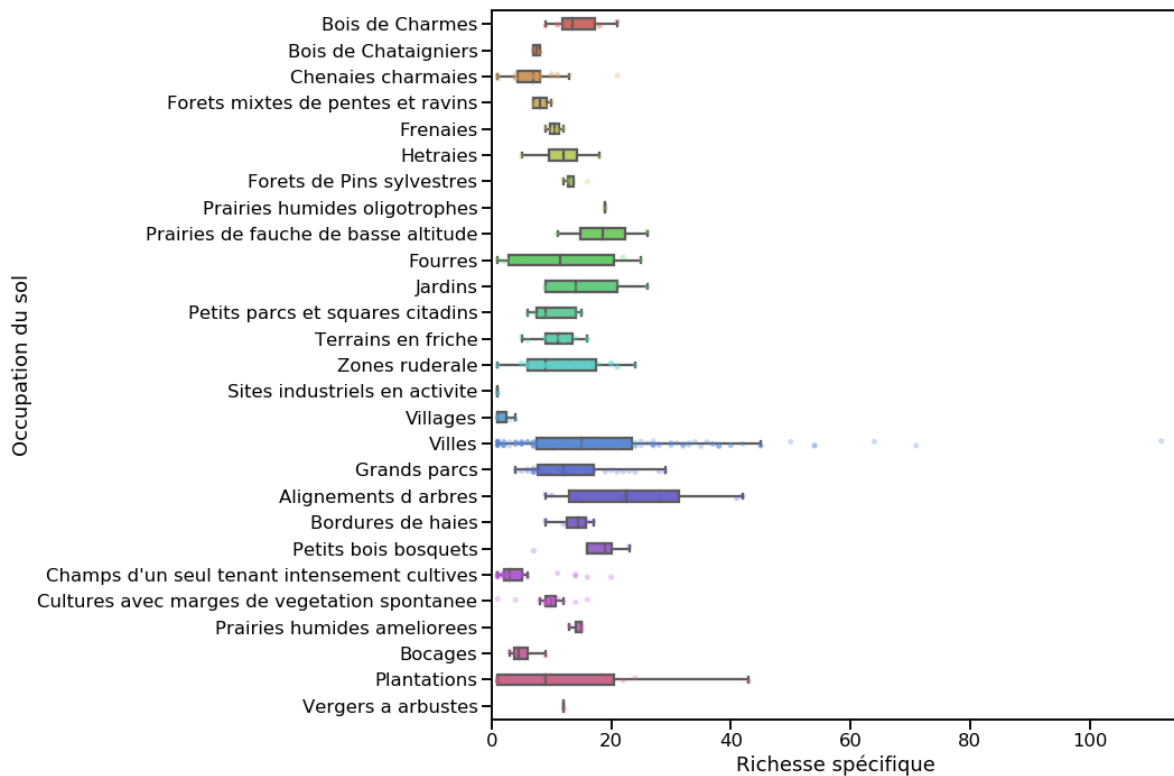


Niveau I	count	mean	std	min	median	max
Forêts	362,00	9,84	5,39	1,00	9,00	32,00
Landes fruticees pelouses et prairies	60,00	13,93	9,24	1,00	14,00	53,00
Paysages artificiels	525,00	12,61	11,47	1,00	10,00	112,00
Terres agricoles	895,00	4,86	5,61	1,00	3,00	43,00

5. Profil des données FLORIHA, niveau hiérarchique III

Dans le chapitre 3, partie 1, nous évoquons la priorisation des constructions sur des terres agricoles ou déjà artificielles. Nous présentons ci-dessous l'analyse statistique détaillée des richesses spécifiques des milieux de niveau hiérarchique III, de la base FLORIHA, en particulier :

- « count » : nombre de données dans la catégorie considérée ;
- « mean » : richesse spécifique moyenne ;
- « std » : écart type ;
- « min » : richesse spécifique minimale de la catégorie ;
- « médian » : richesse spécifique médiane ;
- « max » : richesse spécifique maximale de la catégorie.



Profil des données FLORIHA, niveau hiérarchique III

Niveau III	count	mean	std	min	median	max
Alignements d'arbres	8,00	23,63	12,84	9,00	22,50	42,00
Bocages	4,00	5,25	2,63	3,00	4,50	9,00
Bois de Charmes	12,00	14,33	3,55	9,00	13,50	21,00
Bois de Chataigniers	4,00	7,50	0,58	7,00	7,50	8,00
Bordures de haies	6,00	13,83	2,93	9,00	14,50	17,00
Champs d'un seul tenant intensément cultivés	30,00	4,73	5,03	1,00	3,00	20,00
Chênaies charmaies	26,00	7,04	4,20	1,00	7,00	21,00
Cultures avec marges de végétation spontanée	14,00	9,50	3,70	1,00	10,00	16,00
Forêts de Pins sylvestres	4,00	13,50	1,73	12,00	13,00	16,00
Forêts mixtes de pentes et ravins	4,00	8,25	1,50	7,00	8,00	10,00
Fourres	8,00	12,00	10,14	1,00	11,50	25,00
Frênaies	4,00	10,50	1,29	9,00	10,50	12,00
Grands parcs	36,00	13,22	6,62	4,00	12,00	29,00
Hêtraies	4,00	11,75	5,38	5,00	12,00	18,00
Jardins	5,00	15,80	7,53	9,00	14,00	26,00
Petits bois bosquets	4,00	17,00	6,93	7,00	19,00	23,00
Petits parcs et squares citadins	7,00	10,43	3,78	6,00	9,00	15,00
Plantations	11,00	12,18	13,53	1,00	9,00	43,00
Prairies de fauche de basse altitude	2,00	18,50	10,61	11,00	18,50	26,00
Prairies humides améliorées	3,00	14,33	1,15	13,00	15,00	15,00
Prairies humides oligotrophes	1,00	19,00	NaN	19,00	19,00	19,00
Sites industriels en activité	2,00	1,00	0,00	1,00	1,00	1,00
Terrains en friche	11,00	11,09	3,65	5,00	11,00	16,00
Vergers à arbustes	1,00	12,00	NaN	12,00	12,00	12,00
Villages	6,00	1,83	1,33	1,00	1,00	4,00
Villes	163,00	17,92	14,97	1,00	15,00	112,00
Zones rudérales	27,00	11,56	6,64	1,00	9,00	24,00

6. Facteurs de caractérisation pour l'indicateur d'occupation du sol, pour toutes les combinaisons de changement d'usage

Dans le chapitre 3, partie 1, nous explicitons les différentes étapes pour créer la base de données FOCS, qui recense plus de 800 000 facteurs caractérisant les changements d'usage des sols. Nous présentons ci-dessous les facteurs de caractérisation agrégés par combinaisons [état initial ~ état final], en particulier

- « count » : nombre de facteurs de caractérisation de FOCS correspondant à la combinaison considérée ;
- « Méen » : facteur de caractérisation moyen ;
- « std » : écart type ;
- « min » : facteur de caractérisation minimal de la combinaison considérée ;
- « 25% » : facteur de caractérisation au premier quartile de la combinaison considérée ;
- « médian » : facteur de caractérisation médian ;
- « 75% » : facteur de caractérisation au troisième quartile de la combinaison considérée ;
- « max » : facteur de caractérisation maximal de la combinaison considérée.

Niveau VI i	Niveau VI f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Plantations de Peupliers avec une strate herbacée élevée	Gravier	24,00	-0,78	2,52	-7,00	-1,00	0,49	0,80	0,89
	Extensives	189,00	-4,89	8,12	-41,00	-8,00	-0,50	0,20	0,74
	Semi-intensives	108,00	-10,29	14,91	-70,00	-19,25	-1,82	-0,68	0,16
	Intensives	69,00	-10,48	18,12	-111,00	-14,00	-1,84	-0,42	0,42
Gravier	Extensives	504,00	-3,62	3,72	-20,00	-5,08	-2,43	-0,88	0,38
	Semi intensives	288,00	-7,86	6,59	-34,50	-10,50	-6,00	-2,73	-1,00
	Intensives	184,00	-8,00	8,88	-55,00	-10,42	-5,38	-2,63	-0,38
Extensives	Gravier	504,00	0,61	0,31	-0,60	0,47	0,71	0,84	0,95
	Semi intensives	2268,00	-1,48	1,79	-13,20	-2,14	-1,00	-0,28	0,62
	Intensives	1449,00	-1,52	2,42	-21,40	-2,00	-0,82	-0,08	0,74
Semi intensives	Gravier	288,00	0,82	0,12	0,50	0,73	0,86	0,91	0,97
	Extensives	2268,00	0,40	0,39	-1,63	0,22	0,50	0,68	0,93
	Intensives	828,00	-0,18	0,98	-6,00	-0,48	0,11	0,43	0,85
Intensives	Gravier	184,00	0,79	0,16	0,27	0,72	0,84	0,91	0,98
	Extensives	1449,00	0,29	0,53	-2,82	0,07	0,45	0,67	0,96
	Semi-intensives	828,00	-0,36	0,94	-5,45	-0,75	-0,12	0,32	0,86

Niveau VI i	Niveau V f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Plantations de Peupliers avec une strate herbacée élevée	Toitures minérales	24,00	-0,78	2,52	-7,00	-1,00	0,49	0,80	0,89
	Toitures végétalisées	366,00	-7,53	12,96	-111,00	-12,00	-1,10	-0,10	0,74

Niveau VI i	Niveau IV f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Plantations de Peupliers avec une strate herbacée élevée	Bâtiments non végétalise	24,00	-0,78	2,52	-7,00	-1,00	0,49	0,80	0,89
	Bâtiments végétalise	366,00	-7,53	12,96	-111,00	-12,00	-1,10	-0,10	0,74

Niveau VI i	Niveau III f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Plantations de Peupliers avec une strate herbacée élevée	Villages	18,00	0,30	1,10	-3,00	0,00	0,82	0,90	0,95
	Villes	489,00	-5,89	11,68	-111,00	-7,00	-0,70	0,21	0,95

Niveau VI i	Niveau II f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Plantations de Peupliers avec une strate herbacée élevée	Terrains en friche et terrains vagues	276,00	-4,62	8,77	-46,00	-6,00	-0,49	0,30	0,95
	Villes villages et sites industriels	930,00	-3,63	9,27	-111,00	-2,73	0,00	0,63	0,95

Facteurs de caractérisation pour l'indicateur d'occupation du sol, pour toutes les combinaisons de changement d'usage

Niveau VI i	Niveau II f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Plantations de Peupliers avec une strate herbacée élevée	Paysages artificiels	1311,00	-3,89	9,02	-111,00	-3,15	-0,05	0,53	0,95

Niveau V i	Niveau VI f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Clairières herbacées forestières	Gravier	32,00	-0,26	1,10	-3,00	-0,70	0,00	0,60	0,89
	Extensives	252,00	-3,17	3,56	-20,00	-5,00	-2,33	-0,40	0,72
	Semi intensives	144,00	-7,00	6,36	-34,50	-9,85	-6,00	-2,20	0,11
	Intensives	92,00	-7,13	8,42	-55,00	-9,13	-5,00	-1,73	0,39
Fruticees a Prunelliers et Troenes	Gravier	32,00	-0,31	2,31	-7,00	0,20	0,71	0,90	0,92
	Extensives	252,00	-3,35	7,48	-41,00	-1,83	0,20	0,52	0,80
	Semi-intensives	144,00	-7,34	13,82	-70,00	-5,66	-0,45	0,05	0,36
	Intensives	92,00	-7,48	16,44	-111,00	-5,95	-0,45	0,23	0,56
Plantations de Peupliers	Gravier	32,00	-0,46	2,24	-7,00	-0,17	0,49	0,78	0,89
	Extensives	252,00	-3,84	7,27	-41,00	-3,75	-0,50	0,12	0,74
	Semi-intensives	144,00	-8,28	13,38	-70,00	-8,92	-1,82	-0,89	0,16
	Intensives	92,00	-8,44	16,11	-111,00	-10,40	-1,87	-0,54	0,42
Plantations de conifères exotiques	Gravier	32,00	-2,85	2,58	-7,00	-6,00	-1,50	-1,00	0,33
	Extensives	252,00	-11,76	8,26	-41,00	-17,00	-10,00	-5,92	-0,67
	Semi-intensives	144,00	-23,49	14,25	-70,00	-31,00	-20,00	-15,00	-4,33
	Intensives	92,00	-23,89	20,84	-111,00	-32,00	-17,50	-11,00	-2,67
Toitures minerales	Extensives	504,00	-3,62	3,72	-20,00	-5,08	-2,43	-0,88	0,38
	Semi intensives	288,00	-7,86	6,59	-34,50	-10,50	-6,00	-2,73	-1,00
	Intensives	184,00	-8,00	8,88	-55,00	-10,42	-5,38	-2,63	-0,38
Toitures végétalisées	Gravier	976,00	0,70	0,26	-0,60	0,61	0,79	0,89	0,98
Vignobles traditionnels	Gravier	8,00	0,61	0,22	0,33	0,42	0,63	0,83	0,83
	Extensives	63,00	-0,28	0,66	-2,50	-0,58	-0,08	0,21	0,58
	Semi intensives	36,00	-1,45	1,09	-4,92	-2,02	-1,13	-0,73	####
	Intensives	23,00	-1,49	1,82	-8,33	-1,88	-1,17	-0,25	0,08

Niveau V i	Niveau V f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Clairières herbacées forestières	Toitures minérales	32,00	-0,26	1,10	-3,00	-0,70	0,00	0,60	0,89
	Toitures végétalisées	488,00	-5,05	5,95	-55,00	-7,00	-3,37	-0,88	0,72
Fruticees a Prunelliers et Troenes	Toitures minérales	32,00	-0,31	2,31	-7,00	0,20	0,71	0,90	0,92
	Toitures végétalisées	488,00	-5,31	11,81	-111,00	-4,00	-0,08	0,33	0,80
Plantations de Peupliers	Toitures minérales	32,00	-0,46	2,24	-7,00	-0,17	0,49	0,78	0,89
	Toitures végétalisées	488,00	-6,02	11,55	-111,00	-5,55	-1,10	-0,16	0,74
Plantations de conifères exotiques	Toitures minérales	32,00	-2,85	2,58	-7,00	-6,00	-1,50	-1,00	0,33
	Toitures végétalisées	488,00	-17,51	14,54	-111,00	-23,00	-14,00	-7,00	-0,67
Toitures minerales	Toitures vegetalisees	976,00	-5,69	6,27	-55,00	-8,00	-3,67	-1,57	0,38
Toitures vegetalisees	Toitures minérales	976,00	0,70	0,26	-0,60	0,61	0,79	0,89	0,98
Vignobles traditionnels	Toitures minerales	8,00	0,61	0,22	0,33	0,42	0,63	0,83	0,83
	Toitures végétalisées	122,00	-0,85	1,24	-8,33	-1,25	-0,54	-0,08	0,58

Niveau V i	Niveau IV f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Clairières herbacées forestières	Bâtiments non végétalise	32,00	-0,26	1,10	-3,00	-0,70	0,00	0,60	0,89
	Batiments vegetalise	488,00	-5,05	5,95	-55,00	-7,00	-3,37	-0,88	0,72
Fruticees a Prunelliers et Troenes	Batiments non végétalise	32,00	-0,31	2,31	-7,00	0,20	0,71	0,90	0,92
	Batiments vegetalise	488,00	-5,31	11,81	-111,00	-4,00	-0,08	0,33	0,80
Plantations de Peupliers	Bâtiments non végétalise	32,00	-0,46	2,24	-7,00	-0,17	0,49	0,78	0,89
	Bâtiments végétalise	488,00	-6,02	11,55	-111,00	-5,55	-1,10	-0,16	0,74
Plantations de conifères exotiques	Bâtiments non végétalise	32,00	-2,85	2,58	-7,00	-6,00	-1,50	-1,00	0,33
	Bâtiments végétalise	488,00	-17,51	14,54	-111,00	-23,00	-14,00	-7,00	-0,67
Toitures minerales	Batiments vegetalise	976,00	-5,69	6,27	-55,00	-8,00	-3,67	-1,57	0,38
Toitures végétalisées	Bâtiments non végétalise	976,00	0,70	0,26	-0,60	0,61	0,79	0,89	0,98
Vignobles traditionnels	Bâtiments non végétalise	8,00	0,61	0,22	0,33	0,42	0,63	0,83	0,83
	Bâtiments végétalise	122,00	-0,85	1,24	-8,33	-1,25	-0,54	-0,08	0,58

Annexes

Niveau V i	Niveau III f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Clairieres herbacees forestieres	Villages	24,00	0,50	0,50	-1,00	0,48	0,67	0,80	0,94
	Villes	652,00	-3,88	5,59	-55,00	-5,85	-2,10	0,00	0,94
Fruticees a Prunelliers et Troenes	Villages	24,00	0,48	0,99	-3,00	0,60	0,92	0,95	0,96
	Villes	652,00	-4,09	10,54	-111,00	-1,25	0,10	0,55	0,96
Plantations de Peupliers	Villages	24,00	0,42	0,97	-3,00	0,42	0,87	0,90	0,95
	Villes	652,00	-4,66	10,37	-111,00	-3,21	-0,70	0,21	0,95
Plantations de conifères exotiques	Villages	24,00	-0,53	1,22	-3,00	-0,75	0,00	0,00	0,67
	Villes	652,00	-13,93	14,15	-111,00	-20,00	-10,00	-4,00	0,67
Vignobles traditionnels	Villages	6,00	0,85	0,11	0,67	0,79	0,92	0,92	0,92
	Villes	163,00	-0,49	1,25	-8,33	-0,96	-0,25	0,38	0,92

Niveau V i	Niveau II f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Clairieres herbacees forestieres	Parcs urbains et grands jardins	140,00	-2,73	3,14	-12,50	-4,35	-2,00	0,00	0,94
	Terrains en friche et terrains vagues	368,00	-2,98	4,07	-22,50	-4,62	-1,80	0,00	0,94
	Villes villages et sites industriels	1240,00	-2,28	4,62	-55,00	-3,33	-0,50	0,56	0,94
Fruticees a Prunelliers et Troenes	Parcs urbains et grands jardins	140,00	-2,89	6,65	-26,00	-0,31	0,26	0,53	0,96
	Terrains en friche et terrains vagues	368,00	-3,15	7,97	-46,00	-0,87	0,20	0,60	0,96
	Villes villages et sites industriels	1240,00	-2,42	8,26	-111,00	-0,44	0,38	0,80	0,96
Plantations de Peupliers	Parcs urbains et grands jardins	140,00	-3,33	6,45	-26,00	-1,81	-0,43	0,20	0,95
	Terrains en friche et terrains vagues	368,00	-3,62	7,80	-46,00	-2,78	-0,50	0,27	0,95
	Villes villages et sites industriels	1240,00	-2,81	8,18	-111,00	-1,70	0,00	0,67	0,95
Plantations de conifères exotiques	Parcs urbains et grands jardins	140,00	-10,43	7,23	-26,00	-15,00	-9,00	-4,00	0,67
	Terrains en friche et terrains vagues	368,00	-11,19	10,04	-46,00	-17,00	-9,00	-4,00	0,67
	Villes villages et sites industriels	1240,00	-9,04	12,10	-111,00	-13,00	-5,00	-0,33	0,67
Vignobles traditionnels	Parcs urbains et grands jardins	35,00	-0,14	0,58	-1,25	-0,46	-0,17	0,25	0,92
	Terrains en friche et terrains vagues	92,00	-0,22	0,86	-2,92	-0,58	-0,17	0,42	0,92
	Villes villages et sites industriels	310,00	0,00	1,10	-8,33	-0,48	0,33	0,83	0,92

Niveau V i	Niveau I f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Clairieres herbacees forestieres	Paysages artificiels	1748,00	-2,46	4,42	-55,00	-4,00	-0,83	0,50	0,94
Fruticees a Prunelliers et Troenes	Paysages artificiels	1748,00	-2,61	8,09	-111,00	-0,52	0,32	0,75	0,96
Plantations de Peupliers	Paysages artificiels	1748,00	-3,02	7,98	-111,00	-1,80	-0,10	0,56	0,95
Plantations de conifères exotiques	Paysages artificiels	1748,00	-9,60	11,40	-111,00	-15,00	-6,00	-1,00	0,67
Vignobles traditionnels	Paysages artificiels	437,00	-0,06	1,02	-8,33	-0,50	0,17	0,67	0,92

Facteurs de caractérisation pour l'indicateur d'occupation du sol, pour toutes les combinaisons de changement d'usage

Niveau IV i	Niveau VI f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Bâtiments non végétalisés	Extensives	504,00	-3,62	3,72	-20,00	-5,08	-2,43	-0,88	0,38
	Semi-intensives	288,00	-7,86	6,59	-34,50	-10,50	-6,00	-2,73	-1,00
	Intensives	184,00	-8,00	8,88	-55,00	-10,42	-5,38	-2,63	-0,38
Bâtiments végétalisés	Gravier	976,00	0,70	0,26	-0,60	0,61	0,79	0,89	0,98
Chênaies charmaies et frênaies charmaies calciphiles	Gravier	16,00	0,66	0,23	0,20	0,56	0,71	0,81	0,90
	Extensives	126,00	-0,13	0,74	-3,20	-0,49	0,07	0,40	0,76
	Semi-intensives	72,00	-1,17	1,28	-6,10	-1,73	-0,81	-0,25	0,24
Clairières forestières	Intensives	46,00	-1,20	1,87	-10,20	-1,68	-0,60	-0,13	0,48
	Gravier	32,00	-0,26	1,10	-3,00	-0,70	0,00	0,60	0,89
	Extensives	252,00	-3,17	3,56	-20,00	-5,00	-2,33	-0,40	0,72
Fourrés medio européens sur sol fertile	Semi-intensives	144,00	-7,00	6,36	-34,50	-9,85	-6,00	-2,20	0,11
	Intensives	92,00	-7,13	8,42	-55,00	-9,13	-5,00	-1,73	0,39
	Gravier	32,00	-0,31	2,31	-7,00	0,20	0,71	0,90	0,92
Frênaies chênaies sub atlantiques à primevère	Extensives	252,00	-3,35	7,48	-41,00	-1,83	0,20	0,52	0,80
	Semi-intensives	144,00	-7,34	13,82	-70,00	-5,66	-0,45	0,05	0,36
	Intensives	92,00	-7,48	16,44	-111,00	-5,95	-0,45	0,23	0,56
Grandes cultures	Gravier	8,00	-3,63	2,62	-7,00	-6,00	-3,50	-1,00	-1,00
	Extensives	63,00	-14,32	7,95	-41,00	-18,00	-12,00	-8,50	-4,00
	Semi-intensives	36,00	-28,39	13,10	-70,00	-35,25	-24,50	-19,75	-15,00
Parcelles boisées de parcs	Intensives	23,00	-28,87	21,85	-111,00	-33,50	-25,00	-14,00	-10,00
	Gravier	192,00	-1,23	2,08	-7,00	-2,00	-0,50	0,33	0,90
	Extensives	1512,00	-6,37	6,80	-41,00	-9,00	-4,00	-1,65	0,75
Pelouses de parcs	Semi-intensives	864,00	-13,15	12,20	-70,00	-18,00	-9,50	-4,50	0,20
	Intensives	552,00	-13,38	15,83	-111,00	-16,13	-8,50	-4,00	0,45
	Gravier	96,00	0,54	0,31	-0,14	0,31	0,63	0,75	0,91
Plantations d'arbres feuillus	Extensives	756,00	-0,54	1,00	-5,00	-1,00	-0,29	0,19	0,77
	Semi-intensives	432,00	-1,95	1,72	-9,14	-2,86	-1,57	-0,69	0,27
	Intensives	276,00	-2,00	2,51	-15,00	-2,75	-1,15	-0,50	0,50
Plantations de conifères	Gravier	192,00	0,56	0,37	-1,00	0,45	0,67	0,83	0,93
	Extensives	1512,00	-0,46	1,22	-9,50	-0,86	-0,08	0,36	0,83
	Semi-intensives	864,00	-1,80	2,17	-16,75	-2,50	-1,14	-0,33	0,45
Prairies à Molinie et communautés associées	Intensives	552,00	-1,85	2,89	-27,00	-2,46	-1,00	-0,15	0,62
	Gravier	56,00	0,09	1,81	-7,00	0,33	0,72	0,87	0,95
	Extensives	441,00	-2,01	5,89	-41,00	-0,80	0,13	0,51	0,88
Prairies de fauche des plaines medio européennes	Semi-intensives	252,00	-4,77	10,90	-70,00	-2,31	-0,71	0,05	0,63
	Intensives	161,00	-4,86	12,85	-111,00	-2,40	-0,56	0,21	0,74
	Gravier	32,00	-2,85	2,58	-7,00	-6,00	-1,50	-1,00	0,33
Reboisement de Pins sylvestres	Extensives	252,00	-11,76	8,26	-41,00	-17,00	-10,00	-5,92	-0,67
	Semi-intensives	144,00	-23,49	14,25	-70,00	-31,00	-20,00	-15,00	-4,33
	Intensives	92,00	-23,89	20,84	-111,00	-32,00	-17,50	-11,00	-2,67
Vignobles	Gravier	8,00	0,76	0,14	0,58	0,63	0,76	0,89	0,89
	Extensives	63,00	0,19	0,42	-1,21	0,00	0,32	0,50	0,74
	Semi-intensives	36,00	-0,55	0,69	-2,74	-0,91	-0,34	-0,09	0,16
Voies de chemin de fer gares de triage et autres espaces ouverts	Intensives	23,00	-0,57	1,15	-4,89	-0,82	-0,37	0,21	0,42
	Gravier	16,00	0,70	0,22	0,27	0,63	0,75	0,83	0,92
	Extensives	126,00	0,01	0,68	-2,82	-0,34	0,19	0,50	0,81
Vignobles	Semi-intensives	72,00	-0,90	1,19	-5,45	-1,46	-0,59	-0,01	0,38
	Intensives	46,00	-0,93	1,70	-9,18	-1,43	-0,35	0,00	0,58
	Gravier	32,00	0,65	0,19	0,33	0,46	0,69	0,85	0,88
Voies de chemin de fer gares de triage et autres espaces ouverts	Extensives	252,00	-0,15	0,61	-2,50	-0,50	0,00	0,32	0,69
	Semi-intensives	144,00	-1,20	1,00	-4,92	-1,67	-0,86	-0,46	0,00
	Intensives	92,00	-1,24	1,63	-8,33	-1,69	-0,81	-0,15	0,31
Voies de chemin de fer gares de triage et autres espaces ouverts	Gravier	8,00	0,61	0,22	0,33	0,42	0,63	0,83	0,83
	Extensives	63,00	-0,28	0,66	-2,50	-0,58	-0,08	0,21	0,58
	Semi-intensives	36,00	-1,45	1,09	-4,92	-2,02	-1,13	-0,73	-0,33
Voies de chemin de fer gares de triage et autres espaces ouverts	Intensives	23,00	-1,49	1,82	-8,33	-1,88	-1,17	-0,25	0,08
	Gravier	32,00	-0,03	0,70	-1,67	-0,53	0,24	0,50	0,78
	Extensives	252,00	-2,43	2,25	-13,00	-3,50	-1,78	-0,77	0,44
Voies de chemin de fer gares de triage et autres espaces ouverts	Semi-intensives	144,00	-5,57	3,89	-22,67	-7,00	-4,63	-3,00	-0,78
	Intensives	92,00	-5,68	5,65	-36,33	-7,54	-4,00	-2,31	-0,22

Niveau IV i	Niveau V f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Bâtiments non végétalisés	Toitures végétalisées	976,00	-5,69	6,27	-55,00	-8,00	-3,67	-1,57	0,38
Bâtiments végétalisés	Toitures minérales	976,00	0,70	0,26	-0,60	0,61	0,79	0,89	0,98
Chênaies charmaies et frênaies charmaies calciphiles	Toitures minérales	16,00	0,66	0,23	0,20	0,56	0,71	0,81	0,90
	Toitures végétalisées	244,00	-0,64	1,30	-10,20	-1,10	-0,30	0,20	0,76
Clairières forestières	Toitures minérales	32,00	-0,26	1,10	-3,00	-0,70	0,00	0,60	0,89
	Toitures végétalisées	488,00	-5,05	5,95	-55,00	-7,00	-3,37	-0,88	0,72
Fourres medio europeens sur sol fertile	Toitures minérales	32,00	-0,31	2,31	-7,00	0,20	0,71	0,90	0,92
	Toitures végétalisées	488,00	-5,31	11,81	-111,00	-4,00	-0,08	0,33	0,80
Frênaies chênaies sub atlantiques a primevère	Toitures minérales	8,00	-3,63	2,62	-7,00	-6,00	-3,50	-1,00	-1,00
	Toitures végétalisées	122,00	-21,21	14,83	-111,00	-26,00	-17,50	-12,00	-4,00
Grandes cultures	Toitures minérales	192,00	-1,23	2,08	-7,00	-2,00	-0,50	0,33	0,90
	Toitures végétalisées	2928,00	-9,69	11,26	-111,00	-13,00	-6,00	-2,60	0,75
Parcelles boisées de parcs	Toitures minérales	96,00	0,54	0,31	-0,14	0,31	0,63	0,75	0,91
	Toitures végétalisées	1464,00	-1,23	1,76	-15,00	-1,84	-0,75	-0,08	0,77
Pelouses de parcs	Toitures minérales	192,00	0,56	0,37	-1,00	0,45	0,67	0,83	0,93
	Toitures végétalisées	2928,00	-1,12	2,05	-27,00	-1,67	-0,50	0,13	0,83
Plantations d'arbres feuillus	Toitures minérales	56,00	0,09	1,81	-7,00	0,33	0,72	0,87	0,95
	Toitures végétalisées	854,00	-3,36	9,26	-111,00	-1,56	-0,21	0,33	0,88
Plantations de conifères	Toitures minérales	32,00	-2,85	2,58	-7,00	-6,00	-1,50	-1,00	0,33
	Toitures végétalisées	488,00	-17,51	14,54	-111,00	-23,00	-14,00	-7,00	-0,67
Prairies a Molinie et communautés associées	Toitures minérales	8,00	0,76	0,14	0,58	0,63	0,76	0,89	0,89
	Toitures végétalisées	122,00	-0,17	0,78	-4,89	-0,42	0,03	0,32	0,74
Prairies de fauche des plaines medio europeennes	Toitures minérales	16,00	0,70	0,22	0,27	0,63	0,75	0,83	0,92
	Toitures végétalisées	244,00	-0,44	1,19	-9,18	-0,84	-0,09	0,35	0,81
Reboisement de Pins sylvestres	Toitures minérales	32,00	0,65	0,19	0,33	0,46	0,69	0,85	0,88
	Toitures végétalisées	488,00	-0,66	1,13	-8,33	-1,08	-0,38	0,06	0,69
Vignobles	Toitures minérales	8,00	0,61	0,22	0,33	0,42	0,63	0,83	0,83
	Toitures végétalisées	122,00	-0,85	1,24	-8,33	-1,25	-0,54	-0,08	0,58
Voies de chemin de fer gares de triage et autres espaces ouverts	Toitures minérales	32,00	-0,03	0,70	-1,67	-0,53	0,24	0,50	0,78
	Toitures végétalisées	488,00	-3,97	3,94	-36,33	-5,33	-3,00	-1,33	0,44

Niveau IV i	Niveau IV f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Bâtiments non végétalisés	Bâtiments végétalisés	976,00	-5,69	6,27	-55,00	-8,00	-3,67	-1,57	0,38
Bâtiments végétalisés	Bâtiments non végétalisés	976,00	0,70	0,26	-0,60	0,61	0,79	0,89	0,98
Chênaies charmaies et frênaies charmaies calciphiles	Bâtiments non végétalisés	16,00	0,66	0,23	0,20	0,56	0,71	0,81	0,90
	Bâtiments végétalisés	244,00	-0,64	1,30	-10,20	-1,10	-0,30	0,20	0,76
Clairières forestières	Bâtiments non végétalisés	32,00	-0,26	1,10	-3,00	-0,70	0,00	0,60	0,89
	Bâtiments végétalisés	488,00	-5,05	5,95	-55,00	-7,00	-3,37	-0,88	0,72
Fourres medio europeens sur sol fertile	Bâtiments non végétalisés	32,00	-0,31	2,31	-7,00	0,20	0,71	0,90	0,92
	Bâtiments végétalisés	488,00	-5,31	11,81	-111,00	-4,00	-0,08	0,33	0,80
Frênaies chênaies sub atlantiques a primevère	Bâtiments non végétalisés	8,00	-3,63	2,62	-7,00	-6,00	-3,50	-1,00	-1,00
	Bâtiments végétalisés	122,00	-21,21	14,83	-111,00	-26,00	-17,50	-12,00	-4,00
Grandes cultures	Bâtiments non végétalisés	192,00	-1,23	2,08	-7,00	-2,00	-0,50	0,33	0,90
	Bâtiments végétalisés	2928,00	-9,69	11,26	-111,00	-13,00	-6,00	-2,60	0,75
Parcelles boisées de parcs	Bâtiments non végétalisés	96,00	0,54	0,31	-0,14	0,31	0,63	0,75	0,91
	Bâtiments végétalisés	1464,00	-1,23	1,76	-15,00	-1,84	-0,75	-0,08	0,77
Pelouses de parcs	Bâtiments non végétalisés	192,00	0,56	0,37	-1,00	0,45	0,67	0,83	0,93
	Bâtiments végétalisés	2928,00	-1,12	2,05	-27,00	-1,67	-0,50	0,13	0,83
Plantations d'arbres feuillus	Bâtiments non végétalisés	56,00	0,09	1,81	-7,00	0,33	0,72	0,87	0,95
	Bâtiments végétalisés	854,00	-3,36	9,26	-111,00	-1,56	-0,21	0,33	0,88
Plantations de conifères	Bâtiments non végétalisés	32,00	-2,85	2,58	-7,00	-6,00	-1,50	-1,00	0,33
	Bâtiments végétalisés	488,00	-17,51	14,54	-111,00	-23,00	-14,00	-7,00	-0,67
Prairies a Molinie et communautés associées	Bâtiments non végétalisés	8,00	0,76	0,14	0,58	0,63	0,76	0,89	0,89
	Bâtiments végétalisés	122,00	-0,17	0,78	-4,89	-0,42	0,03	0,32	0,74
Prairies de fauche des plaines medio europeennes	Bâtiments non végétalisés	16,00	0,70	0,22	0,27	0,63	0,75	0,83	0,92
	Bâtiments végétalisés	244,00	-0,44	1,19	-9,18	-0,84	-0,09	0,35	0,81
Reboisement de Pins sylvestres	Bâtiments non végétalisés	32,00	0,65	0,19	0,33	0,46	0,69	0,85	0,88
	Bâtiments végétalisés	488,00	-0,66	1,13	-8,33	-1,08	-0,38	0,06	0,69
Vignobles	Bâtiments non végétalisés	8,00	0,61	0,22	0,33	0,42	0,63	0,83	0,83
	Bâtiments végétalisés	122,00	-0,85	1,24	-8,33	-1,25	-0,54	-0,08	0,58
Voies de chemin de fer gares de triage et autres espaces ouverts	Bâtiments non végétalisés	32,00	-0,03	0,70	-1,67	-0,53	0,24	0,50	0,78
	Bâtiments végétalisés	488,00	-3,97	3,94	-36,33	-5,33	-3,00	-1,33	0,44

Facteurs de caractérisation pour l'indicateur d'occupation du sol, pour toutes les combinaisons de changement d'usage

Niveau IV i	Niveau IV f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Chênaies charmaies et frênaies charmaies calciphiles	Villages	12,00	0,86	0,11	0,60	0,85	0,90	0,95	0,95
	Villes	326,00	-0,32	1,26	-10,20	-0,80	0,00	0,50	0,95
Clairières forestières	Villages	24,00	0,50	0,50	-1,00	0,48	0,67	0,80	0,94
	Villes	652,00	-3,88	5,59	-55,00	-5,85	-2,10	0,00	0,94
Fourres medio europeens sur sol fertile	Villages	24,00	0,48	0,99	-3,00	0,60	0,92	0,95	0,96
	Villes	652,00	-4,09	10,54	-111,00	-1,25	0,10	0,55	0,96
Frênaies chênaies sub atlantiques a primevère	Villages	6,00	-0,83	1,33	-3,00	-1,50	0,00	0,00	0,00
	Villes	163,00	-16,92	14,97	-111,00	-22,50	-14,00	-6,50	0,00
Grandes cultures	Villages	144,00	0,12	0,93	-3,00	0,00	0,50	0,75	0,95
	Villes	3912,00	-7,63	10,48	-111,00	-10,00	-4,18	-1,00	0,95
Parcelles boisées de parcs	Villages	72,00	0,82	0,15	0,43	0,76	0,87	0,92	0,95
	Villes	1956,00	-0,80	1,71	-15,00	-1,43	-0,37	0,33	0,95
Pelouses de parcs	Villages	144,00	0,83	0,17	0,00	0,80	0,88	0,94	0,97
	Villes	3912,00	-0,71	1,93	-27,00	-1,19	-0,14	0,46	0,97
Plantations d'arbres feuillus	Villages	42,00	0,64	0,77	-3,00	0,80	0,90	0,95	0,98
	Villes	1141,00	-2,52	8,23	-111,00	-1,10	0,08	0,58	0,98
Plantations de conifères	Villages	24,00	-0,53	1,22	-3,00	-0,75	0,00	0,00	0,67
	Villes	652,00	-13,93	14,15	-111,00	-20,00	-10,00	-4,00	0,67
Prairies a Molinie et communautés associées	Villages	6,00	0,90	0,07	0,79	0,87	0,95	0,95	0,95
	Villes	163,00	0,06	0,79	-4,89	-0,24	0,21	0,61	0,95
Prairies de fauche des plaines medio europeennes	Villages	12,00	0,88	0,10	0,64	0,88	0,91	0,96	0,96
	Villes	326,00	-0,16	1,14	-9,18	-0,54	0,19	0,58	0,96
Reboisement de Pins sylvestres	Villages	24,00	0,86	0,09	0,67	0,77	0,92	0,92	0,94
	Villes	652,00	-0,34	1,13	-8,33	-0,77	-0,13	0,44	0,94
Vignobles	Villages	6,00	0,85	0,11	0,67	0,79	0,92	0,92	0,92
	Villes	163,00	-0,49	1,25	-8,33	-0,96	-0,25	0,38	0,92
Voies de chemins de fer gares de triage et autres espaces ouverts	Villages	24,00	0,59	0,33	-0,33	0,52	0,71	0,80	0,89
	Villes	652,00	-3,01	3,83	-36,33	-4,33	-2,00	-0,44	0,89

Niveau IV i	Niveau II f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Bâtiments non végétalisés	Parcs urbains et grands jardins	280,00	-3,13	3,27	-12,50	-5,00	-2,00	-0,75	0,88
	Terrains en friche et terrains vagues	736,00	-3,41	4,30	-22,50	-5,14	-1,86	-0,43	0,88
	Villes villages et sites industriels	2480,00	-2,63	4,94	-55,00	-3,57	-1,00	0,50	0,88
Bâtiments végétalisés	Parcs urbains et grands jardins	4270,00	0,12	0,75	-4,40	-0,14	0,33	0,63	0,99
	Terrains en friche et terrains vagues	11224,00	0,06	0,97	-8,40	-0,22	0,35	0,69	0,99
	Villes villages et sites industriels	37820,00	0,23	1,10	-21,40	0,00	0,59	0,88	0,99
Chênaies charmaies et frênaies charmaies calciphiles	Parcs urbains et grands jardins	70,00	-0,01	0,65	-1,70	-0,40	0,12	0,46	0,95
	Terrains en friche et terrains vagues	184,00	-0,08	0,90	-3,70	-0,60	0,12	0,54	0,95
	Villes villages et sites industriels	620,00	0,11	1,08	-10,20	-0,20	0,48	0,86	0,95
Clairières forestières	Parcs urbains et grands jardins	140,00	-2,73	3,14	-12,50	-4,35	-0,48	0,00	0,94
	Terrains en friche et terrains vagues	368,00	-2,98	4,07	-22,50	-4,62	-1,80	0,00	0,94
	Villes villages et sites industriels	1240,00	-2,28	4,62	-55,00	-3,33	-0,50	0,56	0,94
Fourrés medio europeens sur sol fertile	Parcs urbains et grands jardins	140,00	-2,89	6,65	-26,00	-0,31	0,26	0,53	0,96
	Terrains en friche et terrains vagues	368,00	-3,15	7,97	-46,00	-0,87	0,20	0,60	0,96
	Villes villages et sites industriels	1240,00	-2,42	8,26	-111,00	-0,44	0,38	0,80	0,96
Frênaies chênaies sub atlantiques a primevère	Parcs urbains et grands jardins	35,00	-12,71	6,92	-26,00	-16,50	-13,00	-8,00	0,00
	Terrains en friche et terrains vagues	92,00	-13,63	10,37	-46,00	-18,00	-13,00	-6,00	0,00
	Villes villages et sites industriels	310,00	-11,05	13,16	-111,00	-16,75	-7,00	-1,00	0,00
Grandes cultures	Parcs urbains et grands jardins	840,00	-5,60	5,99	-26,00	-8,00	-3,67	-1,25	0,95
	Terrains en friche et terrains vagues	2208,00	-6,04	7,68	-46,00	-8,50	-3,50	-0,80	0,95
	Villes villages et sites industriels	7440,00	-4,80	8,60	-111,00	-6,00	-1,67	0,00	0,95
Parcelles boisées de parcs	Parcs urbains et grands jardins	420,00	-0,38	0,87	-2,86	-1,00	-0,20	0,29	0,95
	Terrains en friche et terrains vagues	1104,00	-0,47	1,21	-5,71	-1,02	-0,17	0,38	0,95
	Villes villages et sites industriels	3720,00	-0,21	1,46	-15,00	-0,64	0,25	0,82	0,95
Pelouses de parcs	Parcs urbains et grands jardins	840,00	-0,31	1,07	-5,75	-0,72	0,00	0,43	0,97
	Terrains en friche et terrains vagues	2208,00	-0,40	1,40	-10,75	-0,80	0,00	0,52	0,97
	Villes villages et sites industriels	7440,00	-0,15	1,60	-27,00	-0,45	0,38	0,83	0,97
Plantations d'arbres feuillus	Parcs urbains et grands jardins	245,00	-1,69	5,23	-26,00	-0,60	0,21	0,58	0,98
	Terrains en friche et terrains vagues	644,00	-1,87	6,24	-46,00	-0,78	0,20	0,63	0,98
	Villes villages et sites industriels	2170,00	-1,36	6,41	-111,00	-0,40	0,44	0,84	0,98
Plantations de conifères	Parcs urbains et grands jardins	140,00	-10,43	7,23	-26,00	-15,00	-9,00	-4,00	0,67
	Terrains en friche et terrains vagues	368,00	-11,19	10,04	-46,00	-17,00	-9,00	-4,00	0,67
	Villes villages et sites industriels	1240,00	-9,04	12,10	-111,00	-13,00	-5,00	-0,33	0,67
Prairies a Molinie et communautés associées	Parcs urbains et grands jardins	35,00	0,28	0,36	-0,42	0,08	0,26	0,53	0,95
	Terrains en friche et terrains vagues	92,00	0,23	0,55	-1,47	0,00	0,26	0,63	0,95
	Villes villages et sites industriels	310,00	0,37	0,69	-4,89	0,07	0,58	0,89	0,95
Prairies de fauche des plaines medio europeennes	Parcs urbains et grands jardins	70,00	0,11	0,60	-1,45	-0,27	0,27	0,54	0,96
	Terrains en friche et terrains vagues	184,00	0,05	0,82	-3,27	-0,39	0,27	0,62	0,96
	Villes villages et sites industriels	620,00	0,22	0,97	-9,18	-0,04	0,55	0,88	0,96
Reboisement de Pins sylvestres	Parcs urbains et grands jardins	140,00	-0,03	0,53	-1,25	-0,33	0,00	0,34	0,94
	Terrains en friche et terrains vagues	368,00	-0,10	0,79	-2,92	-0,46	0,00	0,46	0,94
	Villes villages et sites industriels	1240,00	0,10	0,99	-8,33	-0,31	0,38	0,85	0,94
Vignobles	Parcs urbains et grands jardins	35,00	-0,14	0,58	-1,25	-0,46	-0,17	0,25	0,92
	Terrains en friche et terrains vagues	92,00	-0,22	0,86	-2,92	-0,58	-0,17	0,42	0,92
	Villes villages et sites industriels	310,00	0,00	1,10	-8,33	-0,48	0,33	0,83	0,92
Voies de chemins de fer gares de triage et autres espaces ouverts	Parcs urbains et grands jardins	140,00	-2,07	1,97	-8,00	-3,25	-1,79	-0,56	0,89
	Terrains en friche et terrains vagues	368,00	-2,27	2,72	-14,67	-3,60	-1,50	-0,31	0,89
	Villes villages et sites industriels	1240,00	-1,69	3,27	-36,33	-2,67	-0,67	0,60	0,89

Facteurs de caractérisation pour l'indicateur d'occupation du sol, pour toutes les combinaisons de changement d'usage

Niveau IV i	Niveau I f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Chênaies charmaies et frênaies charmaies calciphiles	Paysages artificiels	874,00	0,06	1,02	-10,20	-0,30	0,33	0,76	0,95
Clairières forestières	Paysages artificiels	1748,00	-2,46	4,42	-55,00	-4,00	-0,83	0,50	0,94
Fourres medio europeens sur sol fertile	Paysages artificiels	1748,00	-2,61	8,09	-111,00	-0,52	0,32	0,75	0,96
Frênaies chênaies sub atlantiques a primevère	Paysages artificiels	437,00	#####	12,25	-111,00	-17,00	-9,00	-3,00	0,00
Grandes cultures	Paysages artificiels	10488,00	-5,13	8,25	-111,00	-7,00	-2,33	0,00	0,95
Parcelles boisées de parcs	Paysages artificiels	5244,00	-0,28	1,38	-15,00	-0,79	0,13	0,70	0,95
Pelouses de parcs	Paysages artificiels	10488,00	-0,21	1,53	-27,00	-0,57	0,25	0,75	0,97
Plantations d'arbres feuillus	Paysages artificiels	3059,00	-1,50	6,29	-111,00	-0,53	0,33	0,79	0,98
Plantations de conifères	Paysages artificiels	1748,00	-9,60	11,40	-111,00	-15,00	-6,00	-1,00	0,67
Prairies a Molinie et communautés associées	Paysages artificiels	437,00	0,33	0,64	-4,89	0,05	0,47	0,79	0,95
Prairies de fauche des plaines medio europeennes	Paysages artificiels	874,00	0,18	0,92	-9,18	-0,14	0,45	0,81	0,96
Reboisement de Pins sylvestres	Paysages artificiels	1748,00	0,05	0,93	-8,33	-0,38	0,25	0,75	0,94
Vignobles	Paysages artificiels	437,00	-0,06	1,02	-8,33	-0,50	0,17	0,67	0,92
Voies de chemins de fer gares de triage et autres espaces ouverts	Paysages artificiels	1748,00	-1,85	3,08	-36,33	-3,00	-1,00	0,33	0,89

Niveau III i	Niveau VI f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Alignements d'arbres	Gravier	64,00	0,74	0,22	0,11	0,68	0,80	0,91	0,95
	Extensives	504,00	0,13	0,70	-3,67	-0,11	0,36	0,62	0,88
	Semi-intensives	288,00	-0,67	1,25	-6,89	-1,20	-0,32	0,22	0,62
	Intensives	184,00	-0,70	1,68	-11,44	-1,10	-0,21	0,33	0,74
Bocages	Gravier	32,00	-0,03	0,70	-1,67	-0,53	0,24	0,50	0,78
	Extensives	252,00	-2,43	2,25	-13,00	-3,50	-1,78	-0,77	0,44
	Semi-intensives	144,00	-5,57	3,89	-22,67	-7,00	-4,63	-3,00	####
	Intensives	92,00	-5,68	5,65	-36,33	-7,54	-4,00	-2,31	####
Bois de Charmes	Gravier	96,00	0,66	0,20	0,11	0,50	0,69	0,85	0,90
	Extensives	756,00	-0,13	0,66	-3,67	-0,45	0,00	0,36	0,76
	Semi-intensives	432,00	-1,17	1,11	-6,89	-1,64	-0,87	-0,40	0,24
	Intensives	276,00	-1,20	1,71	-11,44	-1,70	-0,70	-0,11	0,48
Bois de Chataigniers	Gravier	32,00	0,38	0,34	-0,14	0,09	0,41	0,71	0,75
	Extensives	252,00	-1,05	1,07	-5,00	-1,57	-0,86	-0,25	0,38
	Semi-intensives	144,00	-2,94	1,76	-9,14	-3,65	-2,38	-1,63	####
	Intensives	92,00	-3,00	2,90	-15,00	-3,86	-2,31	-1,00	####
Bordures de haies	Gravier	48,00	0,65	0,21	0,11	0,50	0,66	0,84	0,88
	Extensives	378,00	-0,16	0,67	-3,67	-0,49	0,00	0,33	0,71
	Semi-intensives	216,00	-1,22	1,13	-6,89	-1,64	-0,93	-0,40	0,06
	Intensives	138,00	-1,26	1,75	-11,44	-1,80	-0,78	-0,14	0,35
Champs d'un seul tenant intensément cultivés	Gravier	240,00	-1,10	2,07	-7,00	-2,00	-0,50	0,44	0,90
	Extensives	1890,00	-5,95	6,77	-41,00	-8,00	-4,00	-1,20	0,75
	Semi-intensives	1080,00	-12,34	12,20	-70,00	-17,50	-8,50	-3,65	0,20
	Intensives	690,00	-12,55	15,62	-111,00	-16,00	-7,50	-2,80	0,45
Chênaies charmaies	Gravier	208,00	-0,15	1,57	-7,00	-0,17	0,33	0,67	0,90
	Extensives	1638,00	-2,82	5,16	-41,00	-2,75	-1,17	-0,29	0,76
	Semi-intensives	936,00	-6,32	9,45	-70,00	-5,75	-3,13	-1,71	0,24
	Intensives	598,00	-6,44	11,48	-111,00	-6,14	-2,75	-1,31	0,48
Cultures avec marges de végétation spontanée	Gravier	112,00	0,20	1,30	-7,00	0,24	0,50	0,78	0,88
	Extensives	882,00	-1,64	4,25	-41,00	-1,33	-0,50	0,08	0,69
	Semi-intensives	504,00	-4,07	7,82	-70,00	-3,11	-1,70	-1,00	0,00
	Intensives	322,00	-4,16	9,35	-111,00	-3,43	-1,71	-0,56	0,31
Forêts de Pins sylvestres	Gravier	32,00	0,65	0,19	0,33	0,46	0,69	0,85	0,88
	Extensives	252,00	-0,15	0,61	-2,50	-0,50	0,00	0,32	0,69
	Semi-intensives	144,00	-1,20	1,00	-4,92	-1,67	-0,86	-0,46	0,00
	Intensives	92,00	-1,24	1,63	-8,33	-1,69	-0,81	-0,15	0,31
Forêts mixtes de pentes et ravins	Gravier	32,00	0,43	0,32	-0,14	0,14	0,49	0,71	0,80
	Extensives	252,00	-0,90	1,04	-5,00	-1,46	-0,71	-0,11	0,50
	Semi-intensives	144,00	-2,65	1,72	-9,14	-3,46	-2,14	-1,38	####
	Intensives	92,00	-2,71	2,76	-15,00	-3,55	-2,00	-0,98	####
Fourres	Gravier	64,00	-0,29	1,80	-7,00	-0,70	0,60	0,78	0,92
	Extensives	504,00	-3,26	5,85	-41,00	-4,62	-0,54	0,35	0,80
	Semi intensives	288,00	-7,17	10,74	-70,00	-9,85	-2,31	-0,22	0,36
	Intensives	184,00	-7,31	13,03	-111,00	-9,13	-1,90	-0,18	0,56
Frênaies	Gravier	32,00	0,55	0,25	0,11	0,33	0,58	0,80	0,83

Annexes

	Extensives	252,00	-0,48	0,78	-3,67	-0,91	-0,33	0,11	0,58
	Semi-intensives	144,00	-1,83	1,29	-6,89	-2,36	-1,45	-0,91	####
	Intensives	92,00	-1,88	2,11	-11,44	-2,43	-1,35	-0,49	0,08
Grands parcs	Gravier	288,00	0,55	0,35	-1,00	0,42	0,67	0,82	0,93
	Extensives	2268,00	-0,49	1,15	-9,50	-0,91	-0,14	0,31	0,83
	Semi-intensives	1296,00	-1,85	2,03	-16,75	-2,51	-1,31	-0,44	0,45
Hetraies	Intensives	828,00	-1,90	2,77	-27,00	-2,71	-1,08	-0,24	0,62
	Gravier	32,00	0,51	0,40	-0,60	0,40	0,60	0,82	0,89
	Extensives	252,00	-0,62	1,28	-7,40	-1,00	-0,23	0,23	0,72
Jardins	Semi intensives	144,00	-2,11	2,26	-13,20	-2,84	-1,38	-0,62	0,11
	Intensives	92,00	-2,16	3,07	-21,40	-2,68	-1,34	-0,30	0,39
	Gravier	40,00	0,65	0,25	0,11	0,50	0,73	0,86	0,92
Petits bois bosquets	Extensives	315,00	-0,16	0,80	-3,67	-0,50	0,07	0,43	0,81
	Semi-intensives	180,00	-1,23	1,39	-6,89	-1,71	-0,90	-0,23	0,38
	Intensives	115,00	-1,27	1,98	-11,44	-1,89	-0,67	-0,05	0,58
Petits parcs et squares citadins	Gravier	32,00	0,66	0,28	-0,14	0,63	0,70	0,89	0,91
	Extensives	252,00	-0,12	0,91	-5,00	-0,32	0,16	0,47	0,78
	Semi-intensives	144,00	-1,14	1,61	-9,14	-1,73	-0,61	-0,09	0,30
Plantations	Intensives	92,00	-1,18	2,17	-15,00	-1,38	-0,58	0,14	0,52
	Gravier	56,00	0,50	0,33	-0,33	0,24	0,57	0,78	0,87
	Extensives	441,00	-0,65	1,06	-6,00	-1,14	-0,38	0,13	0,67
Prairies de fauche de basse altitude	Semi-intensives	252,00	-2,17	1,82	-10,83	-3,00	-1,67	-0,93	####
	Intensives	161,00	-2,22	2,68	-17,67	-2,86	-1,36	-0,57	0,27
	Gravier	88,00	-0,98	2,54	-7,00	-1,33	0,33	0,80	0,95
Prairies humides ameliores	Extensives	693,00	-5,56	8,30	-41,00	-9,00	-1,00	0,32	0,88
	Semi-intensives	396,00	-11,58	15,17	-70,00	-20,00	-2,72	-0,37	0,63
	Intensives	253,00	-11,78	18,59	-111,00	-16,00	-3,00	-0,26	0,74
Prairies humides oligotrophes	Gravier	16,00	0,70	0,22	0,27	0,63	0,75	0,83	0,92
	Extensives	126,00	0,01	0,68	-2,82	-0,34	0,19	0,50	0,81
	Semi-intensives	72,00	-0,90	1,19	-5,45	-1,46	-0,59	-0,01	0,38
Terrains en friche	Intensives	46,00	-0,93	1,70	-9,18	-1,43	-0,35	0,00	0,58
	Gravier	24,00	0,68	0,18	0,38	0,53	0,68	0,85	0,87
	Extensives	189,00	-0,07	0,56	-2,23	-0,38	0,00	0,33	0,67
Vergers a arbustes	Semi intensives	108,00	-1,06	0,92	-4,46	-1,47	-0,80	-0,40	####
	Intensives	69,00	-1,09	1,52	-7,62	-1,54	-0,73	-0,08	0,27
	Gravier	8,00	0,76	0,14	0,58	0,63	0,76	0,89	0,89
Zones rudérale	Extensives	63,00	0,19	0,42	-1,21	0,00	0,32	0,50	0,74
	Semi-intensives	36,00	-0,55	0,69	-2,74	-0,91	-0,34	-0,09	0,16
	Intensives	23,00	-0,57	1,15	-4,89	-0,82	-0,37	0,21	0,42
Zones rudérale	Gravier	88,00	0,53	0,33	-0,60	0,36	0,59	0,81	0,88
	Extensives	693,00	-0,57	1,08	-7,40	-1,00	-0,29	0,18	0,69
	Semi-intensives	396,00	-2,01	1,89	-13,20	-2,61	-1,45	-0,75	0,00
Zones rudérale	Intensives	253,00	-2,06	2,68	-21,40	-2,64	-1,33	-0,36	0,31
	Gravier	8,00	0,61	0,22	0,33	0,42	0,63	0,83	0,83
	Extensives	63,00	-0,28	0,66	-2,50	-0,58	-0,08	0,21	0,58
Zones rudérale	Semi intensives	36,00	-1,45	1,09	-4,92	-2,02	-1,13	-0,73	####
	Intensives	23,00	-1,49	1,82	-8,33	-1,88	-1,17	-0,25	0,08
	Gravier	216,00	0,21	1,33	-7,00	0,22	0,63	0,78	0,92
Zones rudérale	Extensives	1701,00	-1,61	4,35	-41,00	-1,44	-0,33	0,22	0,79
	Semi intensives	972,00	-4,00	8,01	-70,00	-3,44	-1,67	-0,60	0,33
	Intensives	621,00	-4,08	9,54	-111,00	-3,55	-1,36	-0,42	0,54

Facteurs de caractérisation pour l'indicateur d'occupation du sol, pour toutes les combinaisons de changement d'usage

Niveau III i	Niveau V f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Alignements d'arbres	Toitures minérales	64,00	0,74	0,22	0,11	0,68	0,80	0,91	0,95
	Toitures végétalisées	976,00	-0,26	1,19	-11,44	-0,61	0,10	0,49	0,88
Bocages	Toitures minérales	32,00	-0,03	0,70	-1,67	-0,53	0,24	0,50	0,78
	Toitures vegetalisees	488,00	-3,97	3,94	-36,33	-5,33	-3,00	-1,33	0,44
Bois de Charmes	Toitures minérales	96,00	0,66	0,20	0,11	0,50	0,69	0,85	0,90
	Toitures vegetalisees	1464,00	-0,64	1,19	-11,44	-1,06	-0,36	0,12	0,76
Bois de Chataigniers	Toitures minérales	32,00	0,38	0,34	-0,14	0,09	0,41	0,71	0,75
	Toitures végétalisées	488,00	-1,97	1,99	-15,00	-2,75	-1,57	-0,71	0,38
Bordures de haies	Toitures minérales	48,00	0,65	0,21	0,11	0,50	0,66	0,84	0,88
	Toitures végétalisées	732,00	-0,68	1,21	-11,44	-1,11	-0,38	0,08	0,71
Champs d'un seul tenant intensément cultivés	Toitures minérales	240,00	-1,10	2,07	-7,00	-2,00	-0,50	0,44	0,90
	Toitures végétalisées	3660,00	-9,08	11,13	-111,00	-12,00	-5,50	-2,00	0,75
Chênaies charmaies	Toitures minérales	208,00	-0,15	1,57	-7,00	-0,17	0,33	0,67	0,90
	Toitures végétalisées	3172,00	-4,53	8,25	-111,00	-4,33	-2,00	-0,75	0,76
Cultures avec marges de végétation spontanée	Toitures minérales	112,00	0,20	1,30	-7,00	0,24	0,50	0,78	0,88
	Toitures végétalisées	1708,00	-2,83	6,73	-111,00	-2,38	-1,00	-0,30	0,69
Forêts de Pins sylvestres	Toitures minérales	32,00	0,65	0,19	0,33	0,46	0,69	0,85	0,88
	Toitures végétalisées	488,00	-0,66	1,13	-8,33	-1,08	-0,38	0,06	0,69
Forêts mixtes de pentes et ravins	Toitures minérales	32,00	0,43	0,32	-0,14	0,14	0,49	0,71	0,80
	Toitures vegetalisees	488,00	-1,76	1,91	-15,00	-2,43	-1,30	-0,56	0,50
Fourres	Toitures minérales	64,00	-0,29	1,80	-7,00	-0,70	0,60	0,78	0,92
	Toitures vegetalisees	976,00	-5,18	9,35	-111,00	-6,67	-1,20	0,10	0,80
Frênaies	Toitures minérales	32,00	0,55	0,25	0,11	0,33	0,58	0,80	0,83
	Toitures vegetalisees	488,00	-1,14	1,45	-11,44	-1,68	-0,80	-0,20	0,58
Grands parcs	Toitures minérales	288,00	0,55	0,35	-1,00	0,42	0,67	0,82	0,93
	Toitures vegetalisees	4392,00	-1,16	1,96	-27,00	-1,71	-0,59	0,07	0,83
Hetraies	Toitures minérales	32,00	0,51	0,40	-0,60	0,40	0,60	0,82	0,89
	Toitures vegetalisees	488,00	-1,35	2,16	-21,40	-1,92	-0,67	0,00	0,72
Jardins	Toitures minérales	40,00	0,65	0,25	0,11	0,50	0,73	0,86	0,92
	Toitures végétalisées	610,00	-0,69	1,39	-11,44	-1,14	-0,29	0,22	0,81
Petits bois bosquets	Toitures minérales	32,00	0,66	0,28	-0,14	0,63	0,70	0,89	0,91
	Toitures végétalisées	488,00	-0,62	1,53	-15,00	-0,96	-0,12	0,27	0,78
Petits parcs et squares citadins	Toitures minérales	56,00	0,50	0,33	-0,33	0,24	0,57	0,78	0,87
	Toitures végétalisées	854,00	-1,40	1,87	-17,67	-2,00	-0,93	-0,20	0,67
Plantations	Toitures minérales	88,00	-0,98	2,54	-7,00	-1,33	0,33	0,80	0,95
	Toitures végétalisées	1342,00	-8,51	13,33	-111,00	-14,00	-1,80	0,08	0,88
Prairies de fauche de basse altitude	Toitures minérales	16,00	0,70	0,22	0,27	0,63	0,75	0,83	0,92
	Toitures végétalisées	244,00	-0,44	1,19	-9,18	-0,84	-0,09	0,35	0,81
Prairies humides améliorées	Toitures minérales	24,00	0,68	0,18	0,38	0,53	0,68	0,85	0,87
	Toitures végétalisées	366,00	-0,56	1,04	-7,62	-0,98	-0,33	0,13	0,67
Prairies humides oligotrophes	Toitures minérales	8,00	0,76	0,14	0,58	0,63	0,76	0,89	0,89
	Toitures végétalisées	122,00	-0,17	0,78	-4,89	-0,42	0,03	0,32	0,74
Sites industriels en activité	Toitures minérales	16,00	-3,63	2,53	-7,00	-6,00	-3,50	-1,00	-1,00
	Toitures végétalisées	244,00	-21,21	14,80	-111,00	-26,00	-17,50	-12,00	-4,00
Terrains en friche	Toitures minérales	88,00	0,53	0,33	-0,60	0,36	0,59	0,81	0,88
	Toitures végétalisées	1342,00	-1,28	1,88	-21,40	-1,82	-0,75	-0,13	0,69
Vergers à arbustes	Toitures minérales	8,00	0,61	0,22	0,33	0,42	0,63	0,83	0,83
	Toitures vegetalisees	122,00	-0,85	1,24	-8,33	-1,25	-0,54	-0,08	0,58
Villages	Toitures minérales	48,00	-2,53	2,59	-7,00	-5,25	-1,00	-1,00	0,50
	Toitures vegetalisees	732,00	-15,97	14,40	-111,00	-21,00	-12,00	-6,00	-0,25
Villes	Toitures minérales	1304,00	0,30	1,26	-7,00	0,40	0,71	0,86	0,98
	Toitures vegetalisees	19886,00	-2,35	6,53	-111,00	-1,91	-0,33	0,31	0,96
Zones rudérale	Toitures minérales	216,00	0,21	1,33	-7,00	0,22	0,63	0,78	0,92
	Toitures végétalisées	3294,00	-2,78	6,88	-111,00	-2,50	-0,83	0,00	0,79

Niveau III i	Niveau IV f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Alignements d'arbres	Bâtiments non végétalisés	64,00	0,74	0,22	0,11	0,68	0,80	0,91	0,95
	Bâtiments végétalisés	976,00	-0,26	1,19	-11,44	-0,61	0,10	0,49	0,88
Bocages	Bâtiments non végétalisés	32,00	-0,03	0,70	-1,67	-0,53	0,24	0,50	0,78
	Bâtiments végétalisés	488,00	-3,97	3,94	-36,33	-5,33	-3,00	-1,33	0,44
Bois de Charmes	Bâtiments non végétalisés	96,00	0,66	0,20	0,11	0,50	0,69	0,85	0,90
	Bâtiments végétalisés	1464,00	-0,64	1,19	-11,44	-1,06	-0,36	0,12	0,76
Bois de Chataigniers	Bâtiments non végétalisés	32,00	0,38	0,34	-0,14	0,09	0,41	0,71	0,75
	Bâtiments végétalisés	488,00	-1,97	1,99	-15,00	-2,75	-1,57	-0,71	0,38
Bordures de haies	Bâtiments non végétalisés	48,00	0,65	0,21	0,11	0,50	0,66	0,84	0,88
	Bâtiments végétalisés	732,00	-0,68	1,21	-11,44	-1,11	-0,38	0,08	0,71
Champs d'un seul tenant intensément cultivés	Bâtiments non végétalisés	240,00	-1,10	2,07	-7,00	-2,00	-0,50	0,44	0,90
	Bâtiments végétalisés	3660,00	-9,08	11,13	-111,00	-12,00	-5,50	-2,00	0,75
Chênaies charmaies	Bâtiments non végétalisés	208,00	-0,15	1,57	-7,00	-0,17	0,33	0,67	0,90
	Bâtiments végétalisés	3172,00	-4,53	8,25	-111,00	-4,33	-2,00	-0,75	0,76
Cultures avec marges de végétation spontanée	Bâtiments non végétalisés	112,00	0,20	1,30	-7,00	0,24	0,50	0,78	0,88
	Bâtiments végétalisés	1708,00	-2,83	6,73	-111,00	-2,38	-1,00	-0,30	0,69
Forêts de Pins sylvestres	Bâtiments non végétalisés	32,00	0,65	0,19	0,33	0,46	0,69	0,85	0,88
	Bâtiments végétalisés	488,00	-0,66	1,13	-8,33	-1,08	-0,38	0,06	0,69
Forêts mixtes de pentes et ravins	Bâtiments non végétalisés	32,00	0,43	0,32	-0,14	0,14	0,49	0,71	0,80
	Bâtiments végétalisés	488,00	-1,76	1,91	-15,00	-2,43	-1,30	-0,56	0,50
Fourrés	Bâtiments non végétalisés	64,00	-0,29	1,80	-7,00	-0,70	0,60	0,78	0,92
	Bâtiments végétalisés	976,00	-5,18	9,35	-111,00	-6,67	-1,20	0,10	0,80
Frênaies	Bâtiments non végétalisés	32,00	0,55	0,25	0,11	0,33	0,58	0,80	0,83
	Bâtiments végétalisés	488,00	-1,14	1,45	-11,44	-1,68	-0,80	-0,20	0,58
Grands parcs	Bâtiments non végétalisés	288,00	0,55	0,35	-1,00	0,42	0,67	0,82	0,93
	Bâtiments végétalisés	4392,00	-1,16	1,96	-27,00	-1,71	-0,59	0,07	0,83
Hêtraies	Bâtiments non végétalisés	32,00	0,51	0,40	-0,60	0,40	0,60	0,82	0,89
	Bâtiments végétalisés	488,00	-1,35	2,16	-21,40	-1,92	-0,67	0,00	0,72
Jardins	Bâtiments non végétalisés	40,00	0,65	0,25	0,11	0,50	0,73	0,86	0,92
	Bâtiments végétalisés	610,00	-0,69	1,39	-11,44	-1,14	-0,29	0,22	0,81
Petits bois bosquets	Bâtiments non végétalisés	32,00	0,66	0,28	-0,14	0,63	0,70	0,89	0,91
	Bâtiments végétalisés	488,00	-0,62	1,53	-15,00	-0,96	-0,12	0,27	0,78
Petits parcs et squares citadins	Bâtiments non végétalisés	56,00	0,50	0,33	-0,33	0,24	0,57	0,78	0,87
	Bâtiments végétalisés	854,00	-1,40	1,87	-17,67	-2,00	-0,93	-0,20	0,67
Plantations	Bâtiments non végétalisés	88,00	-0,98	2,54	-7,00	-1,33	0,33	0,80	0,95
	Bâtiments végétalisés	1342,00	-8,51	13,33	-111,00	-14,00	-1,80	0,08	0,88
Prairies de fauche de basse altitude	Bâtiments non végétalisés	16,00	0,70	0,22	0,27	0,63	0,75	0,83	0,92
	Bâtiments végétalisés	244,00	-0,44	1,19	-9,18	-0,84	-0,09	0,35	0,81
Prairies humides améliorées	Bâtiments non végétalisés	24,00	0,68	0,18	0,38	0,53	0,68	0,85	0,87
	Bâtiments végétalisés	366,00	-0,56	1,04	-7,62	-0,98	-0,33	0,13	0,67
Prairies humides oligotrophes	Bâtiments non végétalisés	8,00	0,76	0,14	0,58	0,63	0,76	0,89	0,89
	Bâtiments végétalisés	122,00	-0,17	0,78	-4,89	-0,42	0,03	0,32	0,74
Sites industriels en activité	Bâtiments non végétalisés	16,00	-3,63	2,53	-7,00	-6,00	-3,50	-1,00	-1,00
	Bâtiments végétalisés	244,00	-21,21	14,80	-111,00	-26,00	-17,50	-12,00	-4,00
Terrains en friche	Bâtiments non végétalisés	88,00	0,53	0,33	-0,60	0,36	0,59	0,81	0,88
	Bâtiments végétalisés	1342,00	-1,28	1,88	-21,40	-1,82	-0,75	-0,13	0,69
Vergers à arbustes	Bâtiments non végétalisés	8,00	0,61	0,22	0,33	0,42	0,63	0,83	0,83
	Bâtiments végétalisés	122,00	-0,85	1,24	-8,33	-1,25	-0,54	-0,08	0,58
Villages	Bâtiments non végétalisés	48,00	-2,53	2,59	-7,00	-5,25	-1,00	-1,00	0,50
	Bâtiments végétalisés	732,00	-15,97	14,40	-111,00	-21,00	-12,00	-6,00	-0,25
Villes	Bâtiments non végétalisés	1304,00	0,30	1,26	-7,00	0,40	0,71	0,86	0,98
	Bâtiments végétalisés	19886,00	-2,35	6,53	-111,00	-1,91	-0,33	0,31	0,96
Zones rudérale	Bâtiments non végétalisés	216,00	0,21	1,33	-7,00	0,22	0,63	0,78	0,92
	Bâtiments végétalisés	3294,00	-2,78	6,88	-111,00	-2,50	-0,83	0,00	0,79

Facteurs de caractérisation pour l'indicateur d'occupation du sol, pour toutes les combinaisons de changement d'usage

Niveau III i	Niveau III f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Alignements d'arbres	Villages	48,00	0,90	0,10	0,56	0,89	0,93	0,96	0,98
	Villes	1304,00	-0,02	1,12	-11,44	-0,32	0,32	0,68	0,98
Bocages	Villages	24,00	0,59	0,33	-0,33	0,52	0,71	0,80	0,89
	Villes	652,00	-3,01	3,83	-36,33	-4,33	-2,00	-0,44	0,89
Bois de Charmes	Villages	72,00	0,86	0,10	0,56	0,80	0,91	0,93	0,95
	Villes	1956,00	-0,32	1,18	-11,44	-0,77	-0,07	0,46	0,95
Bois de Chataigniers	Villages	24,00	0,75	0,17	0,43	0,61	0,86	0,88	0,88
	Villes	652,00	-1,40	2,01	-15,00	-2,14	-1,00	0,00	0,88
Bordures de haies	Villages	36,00	0,86	0,10	0,56	0,80	0,92	0,93	0,94
	Villes	978,00	-0,36	1,20	-11,44	-0,80	-0,08	0,44	0,94
Champs d'un seul tenant intensément cultivés	Villages	180,00	0,17	0,92	-3,00	0,00	0,50	0,75	0,95
	Villes	4890,00	-7,13	10,31	-111,00	-9,50	-3,60	-0,67	0,95
Chênaies charmaies	Villages	156,00	0,54	0,68	-3,00	0,50	0,78	0,88	0,95
	Villes	4238,00	-3,46	7,45	-111,00	-3,50	-1,29	-0,05	0,95
Cultures avec marges de végétation spontanée	Villages	84,00	0,68	0,56	-3,00	0,67	0,89	0,90	0,94
	Villes	2282,00	-2,09	6,02	-111,00	-1,86	-0,60	0,20	0,94
Forêts de Pins sylvestres	Villages	24,00	0,86	0,09	0,67	0,77	0,92	0,92	0,94
	Villes	652,00	-0,34	1,13	-8,33	-0,77	-0,13	0,44	0,94
Forêts mixtes de pentes et ravins	Villages	24,00	0,77	0,16	0,43	0,65	0,86	0,89	0,90
	Villes	652,00	-1,23	1,91	-15,00	-2,00	-0,86	0,10	0,90
Fourrés	Villages	48,00	0,49	0,78	-3,00	0,48	0,80	0,95	0,96
	Villes	1304,00	-3,98	8,43	-111,00	-5,00	-0,50	0,36	0,96
Frênaies	Villages	24,00	0,82	0,12	0,56	0,72	0,89	0,91	0,92
	Villes	652,00	-0,73	1,46	-11,44	-1,30	-0,45	0,28	0,92
Grands parcs	Villages	216,00	0,82	0,16	0,00	0,78	0,88	0,93	0,97
	Villes	5868,00	-0,74	1,86	-27,00	-1,29	-0,20	0,43	0,97
Hêtraies	Villages	24,00	0,81	0,18	0,20	0,78	0,87	0,92	0,94
	Villes	652,00	-0,90	2,05	-21,40	-1,45	-0,32	0,36	0,94
Jardins	Villages	30,00	0,86	0,12	0,56	0,85	0,89	0,95	0,96
	Villes	815,00	-0,36	1,34	-11,44	-0,78	0,00	0,50	0,96
Petits bois bosquets	Villages	24,00	0,87	0,13	0,43	0,84	0,91	0,95	0,96
	Villes	652,00	-0,31	1,44	-15,00	-0,65	0,11	0,57	0,96
Petits parcs et squares citadins	Villages	42,00	0,80	0,16	0,33	0,75	0,86	0,93	0,93
	Villes	1141,00	-0,93	1,82	-17,67	-1,57	-0,47	0,27	0,93
Plantations	Villages	66,00	0,22	1,11	-3,00	0,00	0,68	0,92	0,98
	Villes	1793,00	-6,67	12,08	-111,00	-10,00	-1,00	0,33	0,98
Prairies de fauche de basse altitude	Villages	12,00	0,88	0,10	0,64	0,88	0,91	0,96	0,96
	Villes	326,00	-0,16	1,14	-9,18	-0,54	0,19	0,58	0,96
Prairies humides améliorées	Villages	18,00	0,87	0,09	0,69	0,80	0,92	0,93	0,93
	Villes	489,00	-0,26	1,05	-7,62	-0,67	-0,07	0,47	0,93
Prairies humides oligotrophes	Villages	6,00	0,90	0,07	0,79	0,87	0,95	0,95	0,95
	Villes	163,00	0,06	0,79	-4,89	-0,24	0,21	0,61	0,95
Sites industriels en activité	Villages	12,00	-0,83	1,27	-3,00	-2,00	0,00	0,00	0,00
	Villes	326,00	-16,92	14,95	-111,00	-22,75	-14,00	-6,25	0,00
Terrains en friche	Villages	66,00	0,81	0,16	0,20	0,75	0,89	0,92	0,94
	Villes	1793,00	-0,84	1,81	-21,40	-1,38	-0,38	0,31	0,94
Vergers à arbustes	Villages	6,00	0,85	0,11	0,67	0,79	0,92	0,92	0,92
	Villes	163,00	-0,49	1,25	-8,33	-0,96	-0,25	0,38	0,92
Villages	Villes	978,00	-12,69	13,83	-111,00	-18,00	-8,50	-3,00	0,75
	Villes	978,00	0,72	0,54	-3,00	0,75	0,89	0,95	0,99
Zones rudérales	Villages	162,00	0,69	0,57	-3,00	0,73	0,83	0,92	0,96
	Villes	4401,00	-2,05	6,14	-111,00	-1,88	-0,40	0,33	0,96

Niveau III i	Niveau II f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Alignements d'arbres	Parcs urbains et grands jardins	280,00	0,22	0,62	-2,00	-0,09	0,39	0,65	0,98
	Terrains en friche et terrains vagues	736,00	0,17	0,81	-4,22	-0,09	0,43	0,71	0,98
	Villes villages et sites industriels	2480,00	0,31	0,93	-11,44	0,12	0,63	0,89	0,98
Bocages	Parcs urbains et grands jardins	140,00	-2,07	1,97	-8,00	-3,25	-1,79	-0,56	0,89
	Terrains en friche et terrains vagues	368,00	-2,27	2,72	-14,67	-3,60	-1,50	-0,31	0,89
	Villes villages et sites industriels	1240,00	-1,69	3,27	-36,33	-2,67	-0,67	0,60	0,89
Bois de Charmes	Parcs urbains et grands jardins	420,00	-0,01	0,57	-2,00	-0,36	0,06	0,40	0,95
	Terrains en friche et terrains vagues	1104,00	-0,08	0,82	-4,22	-0,46	0,09	0,53	0,95
	Villes villages et sites industriels	3720,00	0,11	1,02	-11,44	-0,24	0,43	0,85	0,95
Bois de Chataigniers	Parcs urbains et grands jardins	140,00	-0,84	0,93	-2,86	-1,38	-0,87	-0,14	0,88
	Terrains en friche et terrains vagues	368,00	-0,96	1,39	-5,71	-1,65	-0,87	0,13	0,88
	Villes villages et sites industriels	1240,00	-0,61	1,77	-15,00	-1,29	-0,06	0,71	0,88
Bordures de haies	Parcs urbains et grands jardins	210,00	-0,04	0,58	-2,00	-0,36	0,00	0,38	0,94
	Terrains en friche et terrains vagues	552,00	-0,11	0,84	-4,22	-0,47	0,00	0,50	0,94
	Villes villages et sites industriels	1860,00	0,09	1,04	-11,44	-0,29	0,42	0,86	0,94
Champs d'un seul tenant intensément cultivés	Parcs urbains et grands jardins	1050,00	-5,22	5,97	-26,00	-7,50	-3,25	-0,79	0,95
	Terrains en friche et terrains vagues	2760,00	-5,64	7,58	-46,00	-8,00	-3,00	-0,40	0,95
	Villes villages et sites industriels	9300,00	-4,47	8,41	-111,00	-6,00	-1,33	0,33	0,95
Chênaies charmaies	Parcs urbains et grands jardins	910,00	-2,42	4,57	-26,00	-2,42	-1,00	-0,17	0,95
	Terrains en friche et terrains vagues	2392,00	-2,65	5,58	-46,00	-2,75	-1,00	0,00	0,95
	Villes villages et sites industriels	8060,00	-2,00	5,92	-111,00	-2,00	-0,25	0,63	0,95
Cultures avec marges de végétation spontanée	Parcs urbains et grands jardins	490,00	-1,37	3,77	-26,00	-1,08	-0,42	0,10	0,94
	Terrains en friche et terrains vagues	1288,00	-1,53	4,54	-46,00	-1,26	-0,40	0,30	0,94
	Villes villages et sites industriels	4340,00	-1,08	4,74	-111,00	-1,00	0,08	0,75	0,94
Forêts de Pins sylvestres	Parcs urbains et grands jardins	140,00	-0,03	0,53	-1,25	-0,33	0,00	0,34	0,94
	Terrains en friche et terrains vagues	368,00	-0,10	0,79	-2,92	-0,46	0,00	0,46	0,94
	Villes villages et sites industriels	1240,00	0,10	0,99	-8,33	-0,31	0,38	0,85	0,94
Forêts mixtes de pentes et ravins	Parcs urbains et grands jardins	140,00	-0,70	0,90	-2,86	-1,29	-0,67	0,00	0,90
	Terrains en friche et terrains vagues	368,00	-0,82	1,33	-5,71	-1,43	-0,60	0,21	0,90
	Villes villages et sites industriels	1240,00	-0,50	1,67	-15,00	-1,14	0,00	0,71	0,90
Fourres	Parcs urbains et grands jardins	280,00	-2,81	5,19	-26,00	-4,00	-0,20	0,36	0,96
	Terrains en friche et terrains vagues	736,00	-3,07	6,32	-46,00	-4,00	-0,20	0,45	0,96
	Villes villages et sites industriels	2480,00	-2,35	6,69	-111,00	-2,33	0,08	0,68	0,96
Frênaies	Parcs urbains et grands jardins	140,00	-0,32	0,68	-2,00	-0,73	-0,33	0,17	0,92
	Terrains en friche et terrains vagues	368,00	-0,41	1,01	-4,22	-0,90	-0,29	0,36	0,92
	Villes villages et sites industriels	1240,00	-0,16	1,28	-11,44	-0,67	0,22	0,80	0,92
Grands parcs	Terrains en friche et terrains vagues	3312,00	-0,42	1,34	-10,75	-0,92	0,00	0,48	0,97
	Villes villages et sites industriels	11160,00	-0,17	1,55	-27,00	-0,50	0,33	0,83	0,97
	Parcs urbains et grands jardins	140,00	-0,45	1,12	-4,40	-0,83	-0,15	0,27	0,94
Hêtraies	Terrains en friche et terrains vagues	368,00	-0,55	1,48	-8,40	-1,00	-0,15	0,44	0,94
	Villes villages et sites industriels	1240,00	-0,27	1,71	-21,40	-0,62	0,27	0,80	0,94
	Terrains en friche et terrains vagues	460,00	-0,11	0,96	-4,22	-0,57	0,17	0,57	0,96
Jardins	Villes villages et sites industriels	1550,00	0,09	1,14	-11,44	-0,22	0,44	0,86	0,96
	Terrains en friche et terrains vagues	368,00	-0,07	1,05	-5,71	-0,29	0,21	0,61	0,96
	Villes villages et sites industriels	1240,00	0,12	1,20	-15,00	-0,11	0,50	0,86	0,96
Petits bois bosquets	Terrains en friche et terrains vagues	644,00	-0,58	1,29	-6,83	-1,25	-0,27	0,34	0,93
	Villes villages et sites industriels	2170,00	-0,30	1,56	-17,67	-0,80	0,17	0,79	0,93
	Parcs urbains et grands jardins	385,00	-4,87	7,35	-26,00	-9,00	-0,67	0,37	0,98
Plantations	Terrains en friche et terrains vagues	1012,00	-5,26	9,03	-46,00	-8,00	-0,67	0,42	0,98
	Villes villages et sites industriels	3410,00	-4,15	9,65	-111,00	-4,07	0,00	0,67	0,98
	Parcs urbains et grands jardins	70,00	0,11	0,60	-1,45	-0,27	0,27	0,54	0,96
Prairies de fauche de basse altitude	Terrains en friche et terrains vagues	184,00	0,05	0,82	-3,27	-0,39	0,27	0,62	0,96
	Villes villages et sites industriels	620,00	0,22	0,97	-9,18	-0,04	0,55	0,88	0,96
	Parcs urbains et grands jardins	105,00	0,04	0,49	-1,08	-0,27	0,07	0,40	0,93
Prairies humides améliorées	Terrains en friche et terrains vagues	276,00	-0,03	0,73	-2,62	-0,35	0,07	0,53	0,93
	Villes villages et sites industriels	930,00	0,16	0,93	-7,62	-0,20	0,46	0,87	0,93
	Parcs urbains et grands jardins	35,00	0,28	0,36	-0,42	0,08	0,26	0,53	0,95
Prairies humides oligotrophes	Terrains en friche et terrains vagues	92,00	0,23	0,55	-1,47	0,00	0,26	0,63	0,95
	Villes villages et sites industriels	310,00	0,37	0,69	-4,89	0,07	0,58	0,89	0,95
	Parcs urbains et grands jardins	70,00	-12,71	6,87	-26,00	-16,75	-13,00	-8,00	0,00
Sites industriels en activité	Terrains en friche et terrains vagues	184,00	-13,63	10,34	-46,00	-18,00	-13,00	-6,00	0,00
	Parcs urbains et grands jardins	385,00	-0,41	0,95	-4,40	-0,79	-0,21	0,23	0,94
	Villes villages et sites industriels	3410,00	-0,23	1,54	-21,40	-0,67	0,22	0,80	0,94
Terrains en friche	Parcs urbains et grands jardins	35,00	-0,14	0,58	-1,25	-0,46	-0,17	0,25	0,92
	Terrains en friche et terrains vagues	92,00	-0,22	0,86	-2,92	-0,58	-0,17	0,42	0,92
	Villes villages et sites industriels	310,00	0,00	1,10	-8,33	-0,48	0,33	0,83	0,92
Vergers a arbustes	Parcs urbains et grands jardins	210,00	-9,48	7,33	-26,00	-15,00	-8,00	-3,00	0,75

Facteurs de caractérisation pour l'indicateur d'occupation du sol, pour toutes les combinaisons de changement d'usage

Villes	Terrains en friche et terrains vagues	552,00	-10,18	9,91	-46,00	-15,00	-7,17	-3,00	0,75
	Parcs urbains et grands jardins	5705,00	-1,07	3,67	-26,00	-0,80	0,13	0,55	0,99
	Terrains en friche et terrains vagues	14996,00	-1,20	4,40	-46,00	-0,95	0,13	0,62	0,99
Zones rudérales	Parcs urbains et grands jardins	945,00	-1,33	3,86	-26,00	-1,27	-0,22	0,31	0,96
	Terrains en friche et terrains vagues	2484,00	-1,49	4,64	-46,00	-1,40	-0,17	0,42	0,96
	Villes villages et sites industriels	8370,00	-1,05	4,82	-111,00	-0,90	0,17	0,79	0,96

Niveau III i	Niveau I f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Alignements d'arbres	Paysages artificiels	3496,00	0,28	0,89	-11,44	0,07	0,56	0,86	0,98
Bocages	Paysages artificiels	1748,00	-1,85	3,08	-36,33	-3,00	-1,00	0,33	0,89
Bois de Charmes	Paysages artificiels	5244,00	0,06	0,96	-11,44	-0,33	0,29	0,76	0,95
Bois de Chataigniers	Paysages artificiels	1748,00	-0,70	1,65	-15,00	-1,38	-0,29	0,50	0,88
Bordures de haies	Paysages artificiels	2622,00	0,04	0,98	-11,44	-0,33	0,29	0,75	0,94
Champs d'un seul tenant intensément cultivés	Paysages artificiels	13110,00	-4,77	8,09	-111,00	-6,50	-2,00	0,00	0,95
Chênaies charmaies	Paysages artificiels	11362,00	-2,17	5,76	-111,00	-2,25	-0,50	0,45	0,95
Cultures avec marges de végétation spontanée	Paysages artificiels	6118,00	-1,20	4,63	-111,00	-1,10	-0,07	0,60	0,94
Forêts de Pins sylvestres	Paysages artificiels	1748,00	0,05	0,93	-8,33	-0,38	0,25	0,75	0,94
Forêts mixtes de pentes et ravins	Paysages artificiels	1748,00	-0,58	1,56	-15,00	-1,29	-0,20	0,57	0,90
Fourres	Paysages artificiels	3496,00	-2,54	6,51	-111,00	-2,96	0,00	0,65	0,96
Frênaies	Paysages artificiels	1748,00	-0,23	1,19	-11,44	-0,75	0,08	0,67	0,92
Grands parcs	Paysages artificiels	15732,00	-0,24	1,48	-27,00	-0,65	0,21	0,75	0,97
Hêtraies	Paysages artificiels	1748,00	-0,35	1,63	-21,40	-0,73	0,11	0,69	0,94
Jardins	Paysages artificiels	2185,00	0,03	1,08	-11,44	-0,33	0,33	0,78	0,96
Petits bois bosquets	Paysages artificiels	1748,00	0,07	1,14	-15,00	-0,16	0,39	0,79	0,96
Petits parcs et squares citadins	Paysages artificiels	3059,00	-0,37	1,47	-17,67	-0,91	0,00	0,67	0,93
Plantations	Paysages artificiels	4807,00	-4,44	9,36	-111,00	-5,67	-0,09	0,60	0,98
Prairies de fauche de basse altitude	Paysages artificiels	874,00	0,18	0,92	-9,18	-0,14	0,45	0,81	0,96
Prairies humides améliorées	Paysages artificiels	1311,00	0,11	0,86	-7,62	-0,27	0,33	0,73	0,93
Prairies humides oligotrophes	Paysages artificiels	437,00	0,33	0,64	-4,89	0,05	0,47	0,79	0,95
Terrains en friche	Paysages artificiels	4807,00	-0,30	1,46	-21,40	-0,75	0,09	0,67	0,94
Vergers à arbustes	Paysages artificiels	437,00	-0,06	1,02	-8,33	-0,50	0,17	0,67	0,92
Zones rudérales	Paysages artificiels	11799,00	-1,17	4,72	-111,00	-1,00	0,06	0,67	0,96

Niveau II i	Niveau VI f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Alignements d'arbres haies petits bois bocage parcs	Gravier	312,00	0,45	0,87	-7,00	0,38	0,67	0,83	0,95
	Extensives	2457,00	-0,82	2,86	-41,00	-0,91	-0,09	0,36	0,88
	Semi-intensives	1404,00	-2,50	5,27	-70,00	-2,60	-1,10	-0,35	0,62
	Intensives	897,00	-2,56	6,31	-111,00	-2,57	-0,91	-0,13	0,74
Cultures	Gravier	6504,00	-1,53	2,36	-7,00	-2,00	-1,00	0,33	0,93
	Extensives	51219,00	-7,37	7,73	-41,00	-11,00	-5,00	-1,50	0,83
	Semi intensives	29268,00	-15,05	13,89	-70,00	-21,00	-10,50	-4,29	0,47
	Intensives	18699,00	-15,32	17,99	-111,00	-20,00	-10,00	-3,67	0,63
Forêts caducifoliées	Gravier	2416,00	0,24	1,12	-7,00	0,14	0,56	0,75	0,94
	Extensives	19026,00	-1,52	3,68	-41,00	-1,57	-0,50	0,11	0,84
	Semi-intensives	10872,00	-3,84	6,76	-70,00	-3,67	-1,88	-0,91	0,50
	Intensives	6946,00	-3,92	8,14	-111,00	-3,91	-1,69	-0,59	0,66
Forêts de conifères	Gravier	128,00	0,23	0,57	-1,67	-0,14	0,46	0,67	0,88
	Extensives	1008,00	-1,54	1,86	-13,00	-2,33	-1,00	-0,22	0,69
	Semi-intensives	576,00	-3,88	3,26	-22,67	-5,33	-3,13	-1,55	0,00
	Intensives	368,00	-3,96	4,53	-36,33	-5,43	-2,67	-1,20	0,31
Forêts mixtes	Gravier	328,00	0,30	0,64	-3,00	0,12	0,50	0,74	0,92
	Extensives	2583,00	-1,32	2,09	-20,00	-1,87	-0,67	0,00	0,81
	Semi-intensives	1476,00	-3,44	3,74	-34,50	-4,40	-2,29	-1,11	0,38
	Intensives	943,00	-3,52	4,88	-55,00	-4,15	-2,00	-0,75	0,58
Forêts riveraines forets et fourres très humides	Gravier	16,00	0,34	0,48	-0,60	0,20	0,46	0,64	0,83
	Extensives	126,00	-1,17	1,51	-7,40	-1,95	-0,75	-0,08	0,58
	Semi-intensives	72,00	-3,16	2,64	-13,20	-4,40	-2,50	-1,19	####
	Intensives	46,00	-3,23	3,75	-21,40	-4,35	-1,96	-1,18	0,08
Landes et fruticees	Gravier	128,00	0,19	1,36	-7,00	0,33	0,66	0,84	0,93
	Extensives	1008,00	-1,70	4,45	-41,00	-1,40	-0,08	0,39	0,82
	Semi-intensives	576,00	-4,17	8,21	-70,00	-3,61	-1,07	-0,28	0,43
	Intensives	368,00	-4,26	9,78	-111,00	-3,67	-0,97	-0,07	0,61
Parcs urbains et grands jardins	Gravier	664,00	0,49	0,68	-7,00	0,42	0,67	0,83	0,93
	Extensives	5229,00	-0,68	2,22	-41,00	-0,89	-0,13	0,32	0,83
	Semi intensives	2988,00	-2,22	4,07	-70,00	-2,56	-1,25	-0,41	0,45
	Intensives	1909,00	-2,27	4,95	-111,00	-2,57	-1,00	-0,20	0,62
Prairies ameliorrees	Gravier	200,00	0,64	0,25	-0,60	0,50	0,70	0,85	0,92
	Extensives	1575,00	-0,18	0,81	-7,40	-0,50	0,00	0,36	0,80
	Semi intensives	900,00	-1,26	1,42	-13,20	-1,67	-0,88	-0,35	0,36
	Intensives	575,00	-1,30	2,01	-21,40	-1,76	-0,73	-0,09	0,56
Prairies humides et megaphorbiaies	Gravier	8,00	0,76	0,14	0,58	0,63	0,76	0,89	0,89
	Extensives	63,00	0,19	0,42	-1,21	0,00	0,32	0,50	0,74
	Semi-intensives	36,00	-0,55	0,69	-2,74	-0,91	-0,34	-0,09	0,16
	Intensives	23,00	-0,57	1,15	-4,89	-0,82	-0,37	0,21	0,42
Prairies mesophiles	Gravier	72,00	0,18	1,60	-7,00	0,36	0,68	0,84	0,92
	Extensives	567,00	-1,72	5,24	-41,00	-0,86	0,00	0,38	0,81
	Semi-intensives	324,00	-4,22	9,68	-70,00	-2,38	-0,97	-0,21	0,38
	Intensives	207,00	-4,31	11,42	-111,00	-2,65	-0,82	-0,06	0,58
Terrains en friche et terrains vagues	Gravier	1040,00	0,23	1,33	-7,00	0,30	0,64	0,82	0,96
	Extensives	8190,00	-1,54	4,37	-41,00	-1,25	-0,17	0,34	0,89
	Semi-intensives	4680,00	-3,88	8,05	-70,00	-3,20	-1,29	-0,35	0,66
	Intensives	2990,00	-3,96	9,56	-111,00	-3,32	-1,14	-0,18	0,77
Vergers bosquets et plantations d'arbres	Gravier	128,00	-0,44	2,26	-7,00	-1,00	0,67	0,84	0,95
	Extensives	1008,00	-3,76	7,38	-41,00	-5,00	-0,09	0,45	0,88
	Semi-intensives	576,00	-8,13	13,59	-70,00	-15,00	-1,00	-0,09	0,63
	Intensives	368,00	-8,28	16,28	-111,00	-11,00	-0,96	0,05	0,74
Villes villages et sites industriels	Gravier	2496,00	-0,52	2,14	-7,00	-1,00	0,50	0,78	0,98
	Extensives	19656,00	-4,03	7,04	-41,00	-5,50	-0,75	0,25	0,96
	Semi-intensives	11232,00	-8,64	12,91	-70,00	-15,00	-2,45	-0,53	0,86
	Intensives	7176,00	-8,80	15,62	-111,00	-11,63	-2,25	-0,36	0,90

Facteurs de caractérisation pour l'indicateur d'occupation du sol, pour toutes les combinaisons de changement d'usage

Niveau II i	Niveau V f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Alignements d'arbres haies petits bois bocage parcs	Toitures minérales	312,00	0,45	0,87	-7,00	0,38	0,67	0,83	0,95
	Toitures végétalisées	4758,00	-1,65	4,54	-111,00	-1,70	-0,50	0,15	0,88
Cultures	Toitures minérales	6504,00	-1,53	2,36	-7,00	-2,00	-1,00	0,33	0,93
	Toitures vegetalisees	99186,00	-11,13	12,80	-111,00	-16,00	-7,00	-2,50	0,83
Forets caducifoliees	Toitures minérales	2416,00	0,24	1,12	-7,00	0,14	0,56	0,75	0,94
	Toitures vegetalisees	36844,00	-2,66	5,86	-111,00	-2,67	-1,08	-0,21	0,84
Forêts de conifères	Toitures minerales	128,00	0,23	0,57	-1,67	-0,14	0,46	0,67	0,88
	Toitures vegetalisees	1952,00	-2,69	3,19	-36,33	-3,67	-1,80	-0,62	0,69
Forets mixtes	Toitures minérales	328,00	0,30	0,64	-3,00	0,12	0,50	0,74	0,92
	Toitures végétalisées	5002,00	-2,36	3,47	-55,00	-3,00	-1,33	-0,33	0,81
Forêts riveraines forets et fourres très humides	Toitures minérales	16,00	0,34	0,48	-0,60	0,20	0,46	0,64	0,83
	Toitures végétalisées	244,00	-2,15	2,61	-21,40	-3,04	-1,40	-0,42	0,58
Landes et fruticees	Toitures minérales	128,00	0,19	1,36	-7,00	0,33	0,66	0,84	0,93
	Toitures végétalisées	1952,00	-2,91	7,05	-111,00	-2,50	-0,50	0,17	0,82
Parcs urbains et grands jardins	Toitures minérales	664,00	0,49	0,68	-7,00	0,42	0,67	0,83	0,93
	Toitures végétalisées	10126,00	-1,43	3,56	-111,00	-1,69	-0,56	0,08	0,83
Prairies ameliorrees	Toitures minerales	200,00	0,64	0,25	-0,60	0,50	0,70	0,85	0,92
	Toitures végétalisées	3050,00	-0,71	1,41	-21,40	-1,10	-0,33	0,14	0,80
Prairies humides et megaphorbiaies	Toitures minérales	8,00	0,76	0,14	0,58	0,63	0,76	0,89	0,89
	Toitures végétalisées	122,00	-0,17	0,78	-4,89	-0,42	0,03	0,32	0,74
Prairies mésophiles	Toitures minérales	72,00	0,18	1,60	-7,00	0,36	0,68	0,84	0,92
	Toitures végétalisées	1098,00	-2,95	8,24	-111,00	-1,66	-0,42	0,19	0,81
Terrains en friche et terrains vagues	Toitures minérales	1040,00	0,23	1,33	-7,00	0,30	0,64	0,82	0,96
	Toitures végétalisées	15860,00	-2,68	6,90	-111,00	-2,25	-0,64	0,11	0,89
Vergers bosquets et plantations d'arbres	Toitures minérales	128,00	-0,44	2,26	-7,00	-1,00	0,67	0,84	0,95
	Toitures végétalisées	1952,00	-5,90	11,72	-111,00	-7,00	-0,54	0,25	0,88
Villes villages et sites industriels	Toitures minérales	2496,00	-0,52	2,14	-7,00	-1,00	0,50	0,78	0,98
	Toitures végétalisées	38064,00	-6,29	11,23	-111,00	-7,75	-1,50	0,00	0,96

Niveau II i	Niveau VI f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Alignements d'arbres haies petits bois bocage parcs	Bâtiments non végétalises	312,00	0,45	0,87	-7,00	0,38	0,67	0,83	0,95
	Bâtiments végétalises	4758,00	-1,65	4,54	-111,00	-1,70	-0,50	0,15	0,88
Cultures	Bâtiments non végétalises	6504,00	-1,53	2,36	-7,00	-2,00	-1,00	0,33	0,93
	Bâtiments végétalises	99186,00	-11,13	12,80	-111,00	-16,00	-7,00	-2,50	0,83
Forêts caducifoliées	Bâtiments non végétalises	2416,00	0,24	1,12	-7,00	0,14	0,56	0,75	0,94
	Bâtiments végétalises	36844,00	-2,66	5,86	-111,00	-2,67	-1,08	-0,21	0,84
Forêts de conifères	Bâtiments non végétalises	128,00	0,23	0,57	-1,67	-0,14	0,46	0,67	0,88
	Batiments vegetalises	1952,00	-2,69	3,19	-36,33	-3,67	-1,80	-0,62	0,69
Forets mixtes	Bâtiments non végétalises	328,00	0,30	0,64	-3,00	0,12	0,50	0,74	0,92
	Bâtiments végétalises	5002,00	-2,36	3,47	-55,00	-3,00	-1,33	-0,33	0,81
Forêts riveraines forets et fourres très humides	Bâtiments non végétalises	16,00	0,34	0,48	-0,60	0,20	0,46	0,64	0,83
	Bâtiments végétalises	244,00	-2,15	2,61	-21,40	-3,04	-1,40	-0,42	0,58
Landes et fruticees	Bâtiments non végétalises	128,00	0,19	1,36	-7,00	0,33	0,66	0,84	0,93
	Batiments vegetalises	1952,00	-2,91	7,05	-111,00	-2,50	-0,50	0,17	0,82
Parcs urbains et grands jardins	Bâtiments non végétalises	664,00	0,49	0,68	-7,00	0,42	0,67	0,83	0,93
	Bâtiments végétalises	10126,00	-1,43	3,56	-111,00	-1,69	-0,56	0,08	0,83
Prairies améliorées	Bâtiments non végétalises	200,00	0,64	0,25	-0,60	0,50	0,70	0,85	0,92
	Bâtiments végétalises	3050,00	-0,71	1,41	-21,40	-1,10	-0,33	0,14	0,80
Prairies humides et megaphorbiaies	Bâtiments non végétalises	8,00	0,76	0,14	0,58	0,63	0,76	0,89	0,89
	Bâtiments végétalises	122,00	-0,17	0,78	-4,89	-0,42	0,03	0,32	0,74
Prairies mésophiles	Bâtiments non végétalises	72,00	0,18	1,60	-7,00	0,36	0,68	0,84	0,92
	Bâtiments végétalises	1098,00	-2,95	8,24	-111,00	-1,66	-0,42	0,19	0,81
Terrains en friche et terrains vagues	Bâtiments non végétalises	1040,00	0,23	1,33	-7,00	0,30	0,64	0,82	0,96
	Bâtiments végétalises	15860,00	-2,68	6,90	-111,00	-2,25	-0,64	0,11	0,89
Vergers bosquets et plantations d'arbres	Bâtiments non végétalises	128,00	-0,44	2,26	-7,00	-1,00	0,67	0,84	0,95
	Batiments vegetalises	1952,00	-5,90	11,72	-111,00	-7,00	-0,54	0,25	0,88
Villes villages et sites industriels	Bâtiments non végétalises	2496,00	-0,52	2,14	-7,00	-1,00	0,50	0,78	0,98
	Bâtiments végétalises	38064,00	-6,29	11,23	-111,00	-7,75	-1,50	0,00	0,96

Annexes

Niveau II i	Niveau III f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Alignements d'arbres haies petits bois bocage parcs	Villages	234,00	0,78	0,38	-3,00	0,75	0,89	0,94	0,98
	Villes	6357,00	-1,13	4,07	-111,00	-1,24	-0,14	0,47	0,98
Cultures	Villages	4878,00	0,00	1,05	-3,00	0,00	0,25	0,75	0,97
	Villes	132519,00	-8,79	11,92	-111,00	-12,50	-4,50	-1,00	0,97
Forêts caducifoliées	Villages	1812,00	0,70	0,48	-3,00	0,67	0,86	0,91	0,97
	Villes	49226,00	-1,95	5,27	-111,00	-2,00	-0,60	0,24	0,97
Forêts de conifères	Villages	96,00	0,70	0,26	-0,33	0,67	0,80	0,87	0,94
	Villes	2608,00	-1,98	3,05	-36,33	-3,00	-1,08	0,00	0,94
Forêts mixtes	Villages	246,00	0,72	0,29	-1,00	0,67	0,83	0,89	0,96
	Villes	6683,00	-1,71	3,24	-55,00	-2,38	-0,78	0,19	0,96
Forêts riveraines forets et fourres très humides	Villages	12,00	0,74	0,22	0,20	0,73	0,80	0,92	0,92
	Villes	326,00	-1,54	2,52	-21,40	-2,38	-0,78	0,08	0,92
Landes et fruticees	Villages	96,00	0,68	0,58	-3,00	0,69	0,88	0,94	0,96
	Villes	2608,00	-2,15	6,30	-111,00	-1,67	-0,16	0,45	0,96
Parcs urbains et grands jardins	Villages	498,00	0,80	0,29	-3,00	0,77	0,88	0,93	0,97
	Villes	13529,00	-0,96	3,22	-111,00	-1,25	-0,18	0,43	0,97
Prairies ameliorrees	Villages	150,00	0,86	0,12	0,20	0,80	0,91	0,93	0,96
	Villes	4075,00	-0,38	1,36	-21,40	-0,80	-0,06	0,48	0,96
Prairies humides et megaphorbiaies	Villages	6,00	0,90	0,07	0,79	0,87	0,95	0,95	0,95
	Villes	163,00	0,06	0,79	-4,89	-0,24	0,21	0,61	0,95
Prairies mésophiles	Villages	54,00	0,67	0,68	-3,00	0,79	0,89	0,95	0,96
	Villes	1467,00	-2,18	7,32	-111,00	-1,21	-0,10	0,46	0,96
Terrains en friche et terrains vagues	Villages	780,00	0,70	0,57	-3,00	0,75	0,87	0,94	0,98
	Villes	21190,00	-1,97	6,16	-111,00	-1,64	-0,22	0,44	0,98
Vergers bosquets et plantations d'arbres	Villages	96,00	0,43	0,97	-3,00	0,00	0,88	0,95	0,98
	Villes	2608,00	-4,57	10,50	-111,00	-4,00	-0,19	0,50	0,98

Facteurs de caractérisation pour l'indicateur d'occupation du sol, pour toutes les combinaisons de changement d'usage

Niveau II i	Niveau II f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Alignements d'arbres haies petits bois bocage parcs	Parcs urbains et grands jardins	1365,00	-0,63	2,54	-26,00	-0,73	0,00	0,44	0,98
	Terrains en friche et terrains vagues	3588,00	-0,74	3,07	-46,00	-0,88	0,00	0,53	0,98
	Villes villages et sites industriels	12090,00	-0,43	3,21	-111,00	-0,50	0,36	0,81	0,98
Cultures	Parcs urbains et grands jardins	28455,00	-6,49	6,82	-26,00	-11,00	-4,00	-1,00	0,97
	Terrains en friche et terrains vagues	74796,00	-6,99	8,73	-46,00	-10,00	-4,00	-0,75	0,97
	Villes villages et sites industriels	252030,00	-5,58	9,78	-111,00	-7,00	-1,80	0,00	0,97
Forêts caducifoliées	Parcs urbains et grands jardins	10570,00	-1,26	3,26	-26,00	-1,33	-0,40	0,20	0,97
	Terrains en friche et terrains vagues	27784,00	-1,41	3,96	-46,00	-1,50	-0,36	0,33	0,97
	Villes villages et sites industriels	93620,00	-0,98	4,17	-111,00	-1,06	0,11	0,75	0,97
Forêts de conifères	Parcs urbains et grands jardins	560,00	-1,28	1,63	-8,00	-2,20	-0,91	-0,05	0,94
	Terrains en friche et terrains vagues	1472,00	-1,43	2,19	-14,67	-2,31	-0,78	0,09	0,94
	Villes villages et sites industriels	4960,00	-1,00	2,57	-36,33	-1,67	-0,17	0,69	0,94
Forêts mixtes	Parcs urbains et grands jardins	1435,00	-1,07	1,84	-12,50	-1,67	-0,57	0,14	0,96
	Terrains en friche et terrains vagues	3772,00	-1,21	2,37	-22,50	-1,75	-0,55	0,29	0,96
	Villes villages et sites industriels	12710,00	-0,82	2,66	-55,00	-1,29	0,00	0,70	0,96
Forêts riveraines forets et fourres très humides	Parcs urbains et grands jardins	70,00	-0,94	1,33	-4,40	-1,80	-0,58	0,00	0,92
	Terrains en friche et terrains vagues	184,00	-1,07	1,80	-8,40	-2,02	-0,58	0,18	0,92
	Villes villages et sites industriels	620,00	-0,71	2,13	-21,40	-1,25	0,00	0,75	0,92
Landes et fruticees	Parcs urbains et grands jardins	560,00	-1,41	3,95	-26,00	-1,00	0,00	0,43	0,96
	Terrains en friche et terrains vagues	1472,00	-1,58	4,76	-46,00	-1,20	0,00	0,50	0,96
	Villes villages et sites industriels	4960,00	-1,12	4,95	-111,00	-0,72	0,33	0,79	0,96
Parcs urbains et grands jardins	Terrains en friche et terrains vagues	7636,00	-0,60	2,41	-46,00	-0,88	0,00	0,50	0,97
	Villes villages et sites industriels	25730,00	-0,32	2,56	-111,00	-0,50	0,33	0,81	0,97
Prairies améliorées	Parcs urbains et grands jardins	875,00	-0,05	0,71	-4,40	-0,37	0,06	0,42	0,96
	Terrains en friche et terrains vagues	2300,00	-0,13	0,97	-8,40	-0,47	0,08	0,54	0,96
	Villes villages et sites industriels	7750,00	0,07	1,16	-21,40	-0,25	0,43	0,84	0,96
Prairies humides et megaphorbiaies	Parcs urbains et grands jardins	35,00	0,28	0,36	-0,42	0,08	0,26	0,53	0,95
	Terrains en friche et terrains vagues	92,00	0,23	0,55	-1,47	0,00	0,26	0,63	0,95
	Villes villages et sites industriels	310,00	0,37	0,69	-4,89	0,07	0,58	0,89	0,95
Prairies mésophiles	Parcs urbains et grands jardins	315,00	-1,44	4,65	-26,00	-0,68	0,06	0,43	0,96
	Terrains en friche et terrains vagues	828,00	-1,60	5,55	-46,00	-0,89	0,05	0,53	0,96
	Villes villages et sites industriels	2790,00	-1,14	5,71	-111,00	-0,47	0,33	0,81	0,96
Terrains en friche et terrains vagues	Parcs urbains et grands jardins	4550,00	-1,28	3,87	-26,00	-1,00	-0,07	0,42	0,98
	Villes villages et sites industriels	40300,00	-1,00	4,83	-111,00	-0,75	0,29	0,80	0,98
Vergers bosquets et plantations d'arbres	Parcs urbains et grands jardins	560,00	-3,26	6,55	-26,00	-3,75	0,00	0,50	0,98
	Terrains en friche et terrains vagues	1472,00	-3,55	7,91	-46,00	-3,39	0,00	0,56	0,98
	Villes villages et sites industriels	4960,00	-2,74	8,28	-111,00	-1,33	0,21	0,77	0,98
Villes villages et sites industriels	Parcs urbains et grands jardins	10920,00	-3,50	6,24	-26,00	-4,00	-0,56	0,33	0,99
	Terrains en friche et terrains vagues	28704,00	-3,80	7,60	-46,00	-4,00	-0,50	0,41	0,99

Niveau II i	Niveau I f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Alignements d'arbres haies petits bois bocage parcs	Paysages artificiels	17043,00	-0,52	3,13	-111,00	-0,64	0,25	0,75	0,98
Cultures	Paysages artificiels	355281,00	-5,95	9,38	-111,00	-8,00	-2,50	0,00	0,97
Forêts caducifoliées	Paysages artificiels	131974,00	-1,10	4,06	-111,00	-1,22	0,00	0,63	0,97
Forêts de conifères	Paysages artificiels	6992,00	-1,11	2,44	-36,33	-1,92	-0,38	0,56	0,94
Forêts mixtes	Paysages artificiels	17917,00	-0,92	2,55	-55,00	-1,43	-0,14	0,63	0,96
Forêts riveraines forets et fourres très humides	Paysages artificiels	874,00	-0,80	2,02	-21,40	-1,48	-0,20	0,58	0,92
Landes et fruticees	Paysages artificiels	6992,00	-1,24	4,84	-111,00	-0,87	0,21	0,71	0,96
Parcs urbains et grands jardins	Paysages artificiels	36271,00	-0,39	2,49	-111,00	-0,64	0,22	0,73	0,97
Prairies améliorées	Paysages artificiels	10925,00	0,02	1,09	-21,40	-0,33	0,31	0,76	0,96
Prairies humides et megaphorbiaies	Paysages artificiels	437,00	0,33	0,64	-4,89	0,05	0,47	0,79	0,95
Prairies mésophiles	Paysages artificiels	3933,00	-1,26	5,60	-111,00	-0,63	0,24	0,74	0,96
Terrains en friche et terrains vagues	Paysages artificiels	56810,00	-1,11	4,73	-111,00	-0,88	0,17	0,72	0,98
Vergers bosquets et plantations d'arbres	Paysages artificiels	6992,00	-2,95	8,08	-111,00	-1,80	0,14	0,69	0,98

Niveau I i	Niveau VI f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Forets	Gravier	2896,00	0,23	1,08	-7,00	0,13	0,53	0,75	0,94
	Extensives	22806,00	-1,53	3,55	-41,00	-1,63	-0,55	0,09	0,84
	Semi-intensives	13032,00	-3,86	6,51	-70,00	-3,91	-2,00	-1,00	0,50
	Intensives	8326,00	-3,94	7,88	-111,00	-4,00	-1,75	-0,63	0,66
Landes fruticees pelouses et prairies	Gravier	480,00	0,17	1,46	-7,00	0,33	0,65	0,84	0,96
	Extensives	3780,00	-1,76	4,79	-41,00	-1,25	-0,10	0,37	0,91
	Semi-intensives	2160,00	-4,29	8,84	-70,00	-3,22	-1,10	-0,29	0,70
	Intensives	1380,00	-4,38	10,49	-111,00	-3,33	-1,00	-0,08	0,79
Paysages artificiels	Gravier	4200,00	-0,17	1,85	-7,00	-0,14	0,58	0,80	0,98
	Extensives	33075,00	-2,88	6,08	-41,00	-2,60	-0,40	0,29	0,96
	Semi-intensives	18900,00	-6,45	11,18	-70,00	-5,75	-1,71	-0,45	0,86
	Intensives	12075,00	-6,57	13,38	-111,00	-6,00	-1,54	-0,27	0,90
Terres agricoles	Gravier	7160,00	-1,36	2,35	-7,00	-2,00	-0,60	0,40	0,95
	Extensives	56385,00	-6,80	7,68	-41,00	-10,00	-4,00	-1,00	0,88
	Semi-intensives	32220,00	-13,97	13,86	-70,00	-20,00	-9,50	-3,20	0,63
	Intensives	20585,00	-14,21	17,70	-111,00	-19,00	-9,00	-2,75	0,74

Niveau I i	Niveau V f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Forets	Toitures minérales	2896,00	0,23	1,08	-7,00	0,13	0,53	0,75	0,94
	Toitures végétalisées	44164,00	-2,68	5,67	-111,00	-2,78	-1,13	-0,25	0,84
Landes fruticees pelouses et prairies	Toitures minérales	480,00	0,17	1,46	-7,00	0,33	0,65	0,84	0,96
	Toitures végétalisées	7320,00	-3,00	7,57	-111,00	-2,25	-0,50	0,14	0,91
Paysages artificiels	Toitures minérales	4200,00	-0,17	1,85	-7,00	-0,14	0,58	0,80	0,98
	Toitures végétalisées	64050,00	-4,63	9,64	-111,00	-4,14	-1,00	0,03	0,96
Terres agricoles	Toitures minérales	7160,00	-1,36	2,35	-7,00	-2,00	-0,60	0,40	0,95
	Toitures végétalisées	109190,00	-10,31	12,62	-111,00	-15,00	-6,00	-1,75	0,88

Niveau I i	Niveau IV f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Forets	Bâtiments non végétalise	2896,00	0,23	1,08	-7,00	0,13	0,53	0,75	0,94
	Batiments vegetalise	44164,00	-2,68	5,67	-111,00	-2,78	-1,13	-0,25	0,84
Landes fruticees pelouses et prairies	Bâtiments non végétalise	480,00	0,17	1,46	-7,00	0,33	0,65	0,84	0,96
	Bâtiments végétalise	7320,00	-3,00	7,57	-111,00	-2,25	-0,50	0,14	0,91
Paysages artificiels	Bâtiments non végétalise	4200,00	-0,17	1,85	-7,00	-0,14	0,58	0,80	0,98
	Batiments vegetalise	64050,00	-4,63	9,64	-111,00	-4,14	-1,00	0,03	0,96
Terres agricoles	Bâtiments non végétalise	7160,00	-1,36	2,35	-7,00	-2,00	-0,60	0,40	0,95
	Bâtiments végétalise	109190,00	-10,31	12,62	-111,00	-15,00	-6,00	-1,75	0,88

Niveau I i	Niveau III f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Forets	Villages	2172,00	0,70	0,47	-3,00	0,67	0,86	0,90	0,97
	Villes	59006,00	-1,96	5,10	-111,00	-2,14	-0,64	0,22	0,97
Landes fruticees pelouses et prairies	Villages	360,00	0,67	0,62	-3,00	0,72	0,88	0,94	0,98
	Villes	9780,00	-2,23	6,75	-111,00	-1,57	-0,17	0,44	0,98
Paysages artificiels	Villages	3150,00	0,54	0,79	-3,00	0,50	0,83	0,93	0,99
	Villes	85575,00	-3,54	8,64	-111,00	-3,00	-0,48	0,38	0,99
Terres agricoles	Villages	5370,00	0,07	1,04	-3,00	0,00	0,50	0,75	0,98
	Villes	145885,00	-8,13	11,67	-111,00	-11,50	-4,00	-0,67	0,98

Niveau I i	Niveau II f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Forets	Parcs urbains et grands jardins	12670,00	-1,27	3,14	-26,00	-1,40	-0,45	0,18	0,97
	Terrains en friche et terrains vagues	33304,00	-1,42	3,83	-46,00	-1,57	-0,40	0,31	0,97
	Villes villages et sites industriels	112220,00	-0,99	4,05	-111,00	-1,13	0,08	0,75	0,97
Landes fruticees pelouses et prairies	Parcs urbains et grands jardins	2100,00	-1,47	4,25	-26,00	-1,00	0,00	0,43	0,98
	Terrains en friche et terrains vagues	5520,00	-1,63	5,10	-46,00	-1,14	0,00	0,50	0,98
	Villes villages et sites industriels	18600,00	-1,17	5,29	-111,00	-0,69	0,31	0,79	0,98
Paysages artificiels	Parcs urbains et grands jardins	18375,00	-2,47	5,39	-26,00	-2,13	-0,27	0,37	0,99
	Terrains en friche et terrains vagues	48300,00	-2,71	6,51	-46,00	-2,20	-0,25	0,44	0,99
	Villes villages et sites industriels	162750,00	-2,05	6,81	-111,00	-1,40	0,11	0,75	0,99
Terres agricoles	Parcs urbains et grands jardins	31325,00	-5,99	6,78	-26,00	-9,00	-3,33	-0,70	0,98
	Terrains en friche et terrains vagues	82340,00	-6,45	8,59	-46,00	-9,00	-3,11	-0,40	0,98
	Villes villages et sites industriels	277450,00	-5,13	9,52	-111,00	-6,50	-1,33	0,17	0,98

Facteurs de caractérisation pour l'indicateur d'occupation du sol, pour toutes les combinaisons de changement d'usage

Niveau I i	Niveau I f	count	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Forets	Paysages artificiels	158194,00	-1,11	3,94	-111,00	-1,27	-0,07	0,63	0,97
Landes fruticees pelouses et prairies	Paysages artificiels	26220,00	-1,29	5,18	-111,00	-0,81	0,20	0,71	0,98
Terres agricoles	Paysages artificiels	391115,00	-5,48	9,15	-111,00	-7,50	-2,00	0,00	0,98

7. Questionnaire de collecte pour les ICV de végétaux

Nous présentons dans cette annexe le questionnaire de collecte des données d'ICV spécifiques aux végétaux urbains.

Nom de l'espèce :

Quel est le rendement de l'espèce ?

Existe-t-il un coproduit ? Si oui, quel est le rendement du coproduit ?

Quelle est la durée de la culture ? (Depuis la préparation du sol jusqu'à la récolte)

Quelle est la surface de l'exploitation ?

Quelle est la méthode de travail du sol ? Durée approximative ? Outils et machines ?

Quel est le type de semis ? Quantité de graines ? Durée du semis approximative ?

Les graines sont-elles achetées ou sont-elles issues des précédentes cultures ?

Quels sont les types de fertilisants utilisés ? Préciser les quantités appliquées. (Si possible : ratio NPK et nom du fabricant)

Quels sont les types de pesticides utilisés (fongicides, insecticides, herbicides) ? Préciser les quantités utilisées.

Quels sont les besoins en eau (en m³, en litre ou bien en €) ?

Quel est le type d'irrigation ?

Quels sont les besoins en électricité (en kWh ou en €) ?

Quels sont les besoins en carburant (en litre ou en €) ?

Utilisez-vous des huiles dégraissantes pour les machines (si possible préciser la quantité) ?

Comment l'espèce est-elle conditionnée (pot, emballage, etc..) pour sa revente ?

Les déchets produits durant la culture sont-ils retraités ? Si oui préciser lesquels, la nature du traitement et la quantité traitée.

8. Informations complémentaires pour la création de l'ICV de *Centaurea montana*

Dans cette annexe, nous détaillons toutes les étapes mises en place pour réaliser les inventaires de cycle de vie de l'herbacée *Centaurea Montana*.

8.1. Étape A1

8.1.1. Masse du godet

Le volume ainsi que la masse du godet sont calculés ainsi :

Soit « a », le côté, et « e » l'épaisseur du godet : $a = 0.08$ m et $e = 0.001$ m.

Le volume total occupé par le godet est : $V_{\text{tot}} = a^3$. Le volume d'air à l'intérieur du godet est : $V_{\text{air}} = (a-2e)(a-2e)(a-e)$. Enfin le volume qui nous intéresse, occupé par le polypropylène est égal à :

$$V = V_{\text{tot}} - V_{\text{air}} = a^3 - [(a-2e)(a-2e)(a-e)] = 3,14.10^{-5} \text{ m}^3$$

Sachant que la masse volumique du polypropylène est de 946 kg/m^3 **Source spécifiée non valide.**, la masse de PP d'un godet est égale à :

$$m_{\text{godet}} = M(\text{PP}).V = 946 \times 3,14.10^{-5} = 2,97.10^{-2} \text{ kg}$$

Avec :

- m_{godet} : Masse du godet (kg) ;
- $M(\text{PP})$: Masse volumique du polypropylène (kg/m^3) ;
- V : Volume de polypropylène du godet (m^3).

8.1.2. Masse du terreau

Le terreau est composé essentiellement de tourbes brunes et blondes (traces d'écorces, fibres de coco en très faibles quantités). La seule donnée, présente dans Agribalyse, ne précise pas la composition de la tourbe. La quantité de terreau utilisée pour un godet a été déterminée en calculant le volume d'air dans le godet. La formule est la suivante :

$$V_{\text{air}} = (a-2e)(a-2e)(a-e) = 4,81.10^{-4} \text{ m}^3$$

Avec :

- a : côté du godet (m)
- e : épaisseur du godet (m)
- V_{air} : volume occupé par l'air dans le godet, et donc par le terreau après remplissage (m^3)

Sachant que la masse volumique du terreau est de 450 kg/m^3 **Source spécifiée non valide.**, la masse de terreau d'un godet est égale à :

$$m_{\text{terreau}} = M(\text{terreau}) \cdot V_{\text{air}} = 450 \times 4,81 \cdot 10^{-4} = 2,16 \cdot 10^{-1} \text{ kg}$$

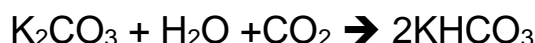
Avec :

- m_{terreau} : Masse du godet (kg) ;
- $M(\text{terreau})$: Masse volumique du terreau (kg/m^3) ;
- V_{air} : Volume occupé par l'air dans le godet (m^3) ;

8.1.3. Création de la donnée bicarbonate de potassium

Le pesticide, plus précisément, le fongicide utilisé est du bicarbonate de potassium. Il n'est pas présent dans les bases de données, mais Ecolnvent contient la donnée carbonate de potassium. La donnée Bicarbonate de potassium a donc été créée en modifiant la donnée disponible : Potassium carbonate, at feed plant/FR U.

Tout comme le carbonate de potassium, le bicarbonate de potassium s'obtient par réaction chimique. Afin de créer la donnée bicarbonate de potassium, les réactifs de la réaction chimique du carbonate de potassium ont été remplacés par les réactifs de la réaction chimique du bicarbonate de potassium.



Avec :

- K_2CO_3 : carbonate de potassium ;
- H_2O : eau ;
- CO_2 : dioxyde de carbone ;
- KHCO_3 : bicarbonate de potassium ;

Les réactifs remplacés sont issus de la base de données Ecolnvent :

- Dioxyde de carbone liquide : Carbon dioxide, liquid {RER}| market for | Cut-off, U ;
- Eau : Tap water {Europe without Switzerland}| market for|Alloc Rec, S- Copied from ecoinvent;
- Carbonate de potassium: Potassium carbonate, at feed plant/FR U.

8.2. Étape A2

8.2.1. Transport de la graine

Modélisation du transport de 1kg de graine

Nom	Valeur	Unité	Module Simapro	Base de données	Valeur	Unité
A2_Transport graine usine=>négoce	1	kg	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 Alloc Rec, S- Copied from ecoinvent	Agribalyse	402	kgkm
A2_Transport graine négoce=>pépinière	1	kg	Transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 Cut-off, U	Ecoinvent 3 - allocation, cut-off by class	25	kgkm

Le tableau présente les modules Simapro utilisés pour le transport de la graine. Le rapport EcolInvent des données de transport par défaut des matériaux a permis de déterminer la distance moyenne de transport des graines (« Bulbs, live plants, and seeds for sowing, nec » dans le rapport). La masse d'une graine a été estimée grâce à la littérature (Primaire & Coll, n.d.) :

- Masse de la graine/UF : 1.10^{-5} kg/UF
- Distance entre le fabricant de la graine et le négoce : 402 km

8.2.2. Transport des plastiques (godets et protections de sol)

Modélisation du transport de 1kg de godet

Nom	Valeur	Unité	Module Simapro	Base de données	Valeur	Unité
A2_Transport godet usine-négoce	1	kg	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 Alloc Rec, S- Copied from ecoinvent	Agribalyse	434	kgkm
A2_Transport godet négoce-pépinières	1	kg	Transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 Cut-off, U	Ecoinvent 3 - allocation, cut-off by class	25	kgkm

Le tableau décrit les modules Simapro utilisés pour le transport des plastiques. Le rapport EcolInvent des données de transport par défaut des matériaux a permis de déterminer la distance moyenne de transport des plastiques (« Plastics products» dans le rapport). Le calcul de la masse du godet a déjà été effectué dans la partie « production du godet ».

- Masse de godet/UF : $1,24.10^{-3}$ kg/UF ;
- Masse de couche de protection : $1.86.10^{-4}$ kg/UF ;
- Distance depuis l'usine de production de plastiques jusqu'au négoce : 434 km.

8.2.3. Transport du terreau

Modélisation du transport de 1kg de terreau

Nom	Valeur	Unité	Module Simapro	Base de données	Valeur	Unité
A2_Transport terreau usine-négoce	1	kg	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 Alloc Rec, S- Copied from ecoinvent	Agribalyse	4	kgkm
A2_Transport terreau négoce-pépinières	1	kg	Transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 Cut-off, U	Ecoinvent 3 - allocation, cut-off by class	25	kgkm

Le tableau présente les modules Simapro utilisés pour le transport du terreau. Le rapport EcolInvent des données de transport par défaut des matériaux a permis de déterminer la distance moyenne de transport du terreau (« peat » dans le rapport). Le calcul de la masse de terreau a déjà été effectué dans la partie « production du terreau » :

- Masse du terreau/UF : $2,16.10^{-1}$ kg/UF
- Distance depuis le producteur du terreau jusqu'au négoce : 4 km

8.2.4. Transport du fertilisant

Modélisation du transport de 1kg de fertilisant

Nom	Valeur	Unité	Module Simapro	Base de données	Valeur	Unité
A2_Transport fertilisant	1	kg	Transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 Cut-off, U	Ecoinvent 3 - allocation, cut-off by class	25	kgkm

Le tableau présente les modules Simapro utilisés pour le transport du fertilisant. Le transport du fertilisant de l'usine de production au négoce est déjà pris en compte dans la modélisation de « A1_fertilisant ». La masse de fertilisant utilisée a été fournie par le pépiniériste lors de la collecte de données.

- Masse de fertilisant/UF : $1,48 \cdot 10^{-3}$ kg/UF.

8.2.5. Transport fongicide

Modélisation du transport de 1kg de pesticide

Nom	Valeur	Unité	Module Simapro	Base de données	Valeur	Unité
A2_Transport bicarbonate de potassium usine-négoce	1	kg	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 Alloc Rec, S- Copied from ecoinvent	Agribalyse	344	kgkm
A2_Transport bicarbonate de potassium négoce-pépiniériste	1	kg	Transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 Cut-off, U	Ecoinvent 3 - allocation, cut-off by class	25	kgkm

Le tableau expose les modules Simapro utilisés pour le transport des fongicides. Le rapport Ecoinvent des données de transport par défaut des matériaux a permis de déterminer la distance moyenne de transport du bicarbonate de potassium (« Agrochemical products» dans le rapport). La masse de bicarbonate de potassium nécessaire a été fournie par le pépiniériste lors de la collecte de données.

- Masse de pesticide/UF : $3,2 \cdot 10^{-6}$ kg/UF ;
- Distance depuis le producteur du pesticide jusqu'au négoce : 344 km.

8.3. Étape A3

8.3.1. Besoins en eau

Modélisation de 1m³ d'irrigation (besoin en eau)

Nom	Valeur	Unité	Module Simapro	Base de données	Valeur	Unité
A3_Eau	1	m ³	Irrigation {FR} market for Cut-off, U	Ecoinvent 3 - allocation, cut-off by class	1	m ³

Les besoins en eau de *Centaurea montana* ont été fournis par le pépiniériste lors de la collecte de données. La consommation d'eau pour une parcelle de 50 m² a été rapportée à l'unité fonctionnelle. Le processus d'irrigation, quant à lui, a été modélisé par le biais de la donnée « Irrigation {FR}| market for

| Cut-off, U » présente dans EcoInvent. Cette donnée prend en compte les systèmes d'irrigation (tuyaux, pompes, eau). Les besoins en eau/UF s'élèvent à $1,95.10^{-2} \text{ m}^3$.

8.3.2. Consommation électrique

Modélisation de 1kWh de consommation électrique

Nom	Valeur	Unité	Module Simapro	Base de données	Valeur	Unité
A3_Consommation électrique	1	kWh	Electricity, low voltage {FR} market for Alloc Rec, S- Copied from ecoinvent	Agribalyse	1	kWh

Pour sa consommation électrique, le pépiniériste a communiqué ses dépenses globales en euros (pour tout le site : 180€ chaque trimestre). La consommation a pu être calculée pour l'UF en retenant le prix moyen du kWh en France (0,146 7€ **Source spécifiée non valide.**). Le choix du « Low voltage » est justifié par les travaux de (Mu et al., 2015; Vinyes et al., 2017). La consommation électrique liée à la croissance d'un godet de *Centaurea Montana* est de $1,37.10^{-3} \text{ kWh}$.

8.3.3. Consommation de carburant

Modélisation de 1kg de carburant (essence et gasoil)

Nom	Valeur	Unité	Module Simapro	Base de données	Valeur	Unité
A3_Essence	1	kg	Petrol, low-sulfur {Europe without Switzerland} market for Alloc Rec, S- Copied from ecoinvent	Agribalyse	1	kg
A3_Gasoil	1	kg	Diesel {Europe without Switzerland} market for Alloc Rec, S- Copied from ecoinvent	Agribalyse	1	kg

Les quantités de carburant consommées sont exprimées en litre par an. Deux types de carburant sont pris en compte : l'essence et le gasoil. Les consommations ont été converties à l'unité fonctionnelle. Les données « Petrol, low-sulfur {Europe without Switzerland}| market for | Alloc Rec, S- Copied from ecoinvent » et « Diesel {Europe without Switzerland}| market for | Alloc Rec, S- Copied from ecoinvent » ont été choisies pour représenter respectivement l'essence et le gasoil. Ces données ont été retenues car elles sont utilisées dans de nombreux ICV d'Agribalyse. À l'aide de la masse volumique du gasoil et de l'essence, les consommations en volume ont pu être converties en masse lors de la modélisation :

- Consommation d'essence par an : 60 l.an^{-1}
- Consommation de gasoil par an : 60 l.an^{-1}
- Masse volumique de l'essence : 735 kg.m^{-3}
- Masse volumique du gasoil : 840 kg.m^{-3}
- Consommation d'essence/UF : $5,45.10^{-5} \text{ kg/UF}$
- Consommation de gasoil/UF : $6,23.10^{-5} \text{ kg/UF}$

8.3.4. Traitement des déchets plastiques

Modélisation du transport et du traitement de fin de vie de 1kg de déchets plastiques

Nom	Valeur	Unité	Module Simapro	Base de données	Valeur	Unité
A3_Déchets plastiques	1	kg	Transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO4 Cut-off, S	Agribalyse	77	kgkm
			Municipal solid waste (waste scenario) {FR} treatment of municipal solid waste, incineration Cut-off, U	/	0.422	kg
			PP (waste treatment) {GLO} recycling of PP Cut-off, U	/	0.214	kg
			Municipal solid waste {CH} treatment of, sanitary landfill Cut-off, U	/	0.364	kg

Les déchets plastiques sont d'abord transportés jusqu'à une usine avant leur traitement. La modélisation des déchets plastiques (polypropylène) comprend donc deux volets : leur transport et leur traitement. La distance d'acheminement des déchets plastiques provient du rapport Ecolnvent des données de transport par défaut des matériaux. En France, les plastiques sont traités selon trois scénarios **Source spécifiée non valide** :

- 42.2% par incinération, caractérisée par la donnée « Municipal solid waste (waste scenario) {FR} | treatment of municipal solid waste, incineration | Cut-off, U » ;
- 21.4% par mise en décharge, caractérisée par la donnée « Municipal solid waste {CH} | treatment of, sanitary landfill | Cut-off, U » ;
- 36.4% par recyclage, caractérisé par la donnée « PP (waste treatment) {GLO} | recycling of PP | Cut-off, U ».

La quantité de déchets plastiques a été fournie par le pépiniériste lors de la collecte de données. Elle a ensuite été convertie à l'unité fonctionnelle :

- Distance entre la pépinière et le centre de traitement des déchets : 77km
- Quantité de déchets plastiques/UF : $1,38 \cdot 10^{-3}$ kg/UF

8.3.5. Traitement des déchets compostables

Modélisation du transport et du traitement de 1kg de déchets organiques

Nom	Valeur	Unité	Module Simapro	Base de données	Valeur	Unité
A3_Compost	1	kg	Transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5 Cut-off, S	Agribalyse	0.5	kgkm
			Biowaste {CH} treatment of biowaste, industrial composting Cut-off, U	Ecoinvent 3 - allocation, cut-off by class	1	kg

Les déchets organiques sont acheminés du lieu de leur production vers un site de compostage, souvent proche, où ils subissent le traitement de transformation en compost. C'est pourquoi la modélisation de ces déchets est composée d'un transport et d'un traitement. La distance entre la pépinière et le site de compostage a été estimée. La donnée « Biowaste {CH} | treatment of biowaste, industrial composting | Cut-off, U » a été retenue pour représenter le traitement du compost. La quantité de compost a été fournie par les pépiniéristes lors de la collecte des données :

- Distance entre la pépinière et le centre de traitement : 0.5 km
- Quantité de compost/UF : $2,13.10^{-3}$ kg/UF

8.3.6. Émissions de substances dans l'eau, l'air et le sol

8.3.6.1. Modélisation des substances chimiques

Les substances ont été modélisées avec l'outil Mean InOut, qui renseigne sur les substances émises par les procédés agricoles tels que l'utilisation des fertilisants et des pesticides. L'outil permet aussi de quantifier le dioxyde de carbone séquestré par la plante ainsi que l'énergie contenue dans la biomasse. Les substances considérées peuvent être émises dans l'air, l'eau et le sol.

Substances émises dans l'air

Substances	Éléments d'inventaire	Nom dans Simapro
NH3	NH3	Ammonia
NO	NO	Nitrogen oxides
N2O	N2O direct	Dinitrogen monoxide
	N2O indirect	Dinitrogen monoxide
CO2	CO2 apports chauds	
	CO2 apports urée	

Substances émises dans l'eau

Substances	Éléments d'inventaire	Nom dans Simapro
NO3	NO3 lessivage	Nitrate
PO4	PO4 ruissellement	Phosphate
Cd	Cd ruissellement	Cadmium
Cu	Cu ruissellement	Copper
Cr	Cr ruissellement	Chromium
Hg	Hg ruissellement	Mercury
Ni	Ni ruissellement	Nickel
Pb	Pb ruissellement	Lead
Zn	Zn ruissellement	Zinc

Substances émises dans le sol

Substances	Éléments d'inventaire	Nom dans Simapro
	Potassium bicarbonate	Potassium bicarbonate

8.3.6.2. Modélisation des substances en tant que ressources

Substances en tant que ressources

Substances	Éléments d'inventaire	Nom dans Simapro
CO2	Carbone biogénique séquestré	Carbon dioxide, in air
	Énergie contenue dans la biomasse	Energy, gross calorific value, in biomass

Alors que les substances rejetées dans l'air, l'eau et le sol dépendent fortement du fertilisant utilisé, les substances en tant que ressources dépendent essentiellement de la masse du végétal étudié. Dans cette étude, les masses des plantes retenues sont :

- Plantes en godet : 0.4kg
- Sedum en caisse : 2 kg
- Érable du Japon : 12,3 kg

Dans la modélisation, toutes les substances ont été placées dans un processus : « A3_Substances » puis comptabilisées dans le cycle de vie.

Inputs from nature	Subcompartm	Amount	Unit
Carbon dioxide, in air		0,338	kg
Energy, gross calorific value, in biomass		3,396	MJ
Add line			

Emissions to air	Subcompartm	Amount	Unit
Ammonia	high. pop.	5,824E-6	kg
Nitrogen oxides	high. pop.	2,954E-6	kg
Dinitrogen monoxide	high. pop.	1,861E-6	kg
Dinitrogen monoxide	high. pop.	1,668E-7	kg
Add line			

Emissions to water	Subcompartm	Amount	Unit
Nitrate		2,622E-5	kg
Phosphate		1,134E-5	kg
Cadmium		5,261E-7	kg
Copper		1,055E-8	kg
Chromium		5,0E-6	kg
Mercury		2,368E-7	kg
Nickel		8,0E-6	kg
Lead		2,1E-5	kg
Zinc		1,45E-4	kg
Add line			

Emissions to soil	Subcompartm	Amount	Unit
Potassium bicarbonate		3,2E-6	kg

8.4. Étape A4

Modélisation du transport de 1kg de *Centaurea Montana*

Nom	Valeur	Unité	Module Simapro	Base de données	Valeur	Unité
A4_Transport plante pépinière - chantier	1	kg	Transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 (RER) transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 Cut-off, U	Ecoinvent 3 - allocation, cut-off by class	25	kgkm

8.5. Étapes B2, B4, B7 (pour un usage en toiture végétalisée)

Modélisation de l'étape de maintenance (B2)

Nom	Valeur	Unité	Module Simapro	Base de données	Valeur	Unité
Besoins fertilisants	1	kg	Average mineral fertilizer, as N, at regional storehouse/FR U	Agribalyse	0,145	kg
			Average mineral fertilizer, as P2O5, at regional storehouse/FR U	Agribalyse	0,075	kg
			Average mineral fertilizer, as K2O, at regional storehouse/FR U	Agribalyse	0,155	kg
Taille des végétaux	1	kg	Traitement déchets végétaux	Processus C3	1	kg
Transport fertilisant	1	kg	Transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 Cut-off, U	Ecoinvent 3 - allocation, cut-off by classification - Unit	199	kg
Transport jardinier	1	m²	Transport, passenger car, EURO 5 {RER} transport, passenger car, EURO 5 Cut-off, U	Ecoinvent 3 - allocation, cut-off by classification - Unit	10	km

Modélisation de l'étape de remplacement (B4)

Nom	Valeur	Unité	Processus
Remplacement de Centaurea	1	kg	Processus A1
			Processus A2
			Processus A3
			Processus A4

Modélisation des besoins en eau (B7)

Nom	Valeur	Unité	Module Simapro	Base de données	Valeur	Unité
Irrigation	1	kg	Irrigation {FR} market for Cut-off, U	Agribalyse	1/1000(Densité de l'eau)	m3

8.6. Étape C2 et C4

Modélisation de l'étape de transport des déchets (C2)

Nom	Valeur	Unité	Module Simapro	Base de données	Valeur	Unité
Transport chantier - compost	1	kg	Transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 Cut-off, U	Ecoinvent 3 - allocation, cut-off by classification - Unit	0.5	kgkm

Modélisation de l'étape de traitement des déchets (C4)

Nom	Valeur	Unité	Module Simapro	Base de données	Valeur	Unité
Traitement déchets végétaux	1	kg	Biowaste {CH} treatment of biowaste, industrial composting Cut-off, U	Ecoinvent 3 - allocation, cut-off by classification - Unit	1	kg

8.7. Analyses de sensibilités et analyses d'incertitudes

Les analyses de sensibilité et d'incertitude permettent de justifier les hypothèses et/ou les estimations émises lors de la modélisation du produit. De manière générale, elles confortent les résultats, ou ciblent des hotspots (hypothèses/données sensibles). L'analyse de sensibilité s'effectue sur des hypothèses et des estimations, alors que l'analyse d'incertitude s'appuie sur les incertitudes liées aux données présentes dans la modélisation.

8.7.1. Analyses de sensibilités

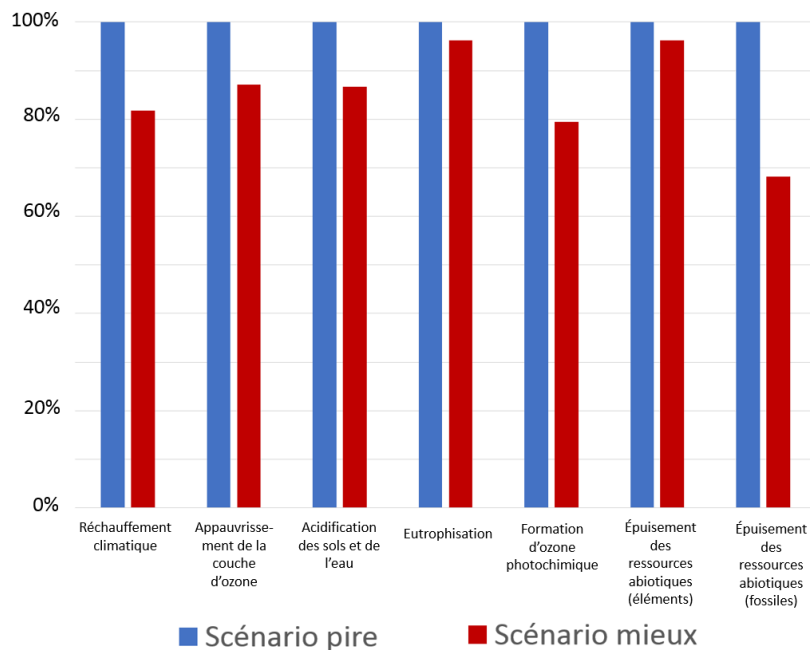
L'analyse de sensibilité porte sur les hypothèses présentes dans l'inventaire de cycle de vie. Pour chaque hypothèse, deux scénarios sont envisagés : un pire et un mieux. Leur comparaison permet d'observer les différences sur l'ensemble du cycle de vie. Si les résultats des deux scénarios sont quasiment identiques alors l'hypothèse n'est pas sensible, elle l'est dans le cas contraire.

Les analyses de sensibilité portent sur les processus/données présents dans le tableau suivant :

Résumé des analyses de sensibilité

Processus/données	Scénario de base	Scénario pire	Scénario mieux
Épaisseur du godet	Épaisseur : 1 mm	Épaisseur : 1,5 mm	Épaisseur : 0,5 mm
Transport – norme européenne d'émission	EURO 5	EURO 4	EURO 6
Distance entre la pépinière et le négoce	Distance : 25 km	Distance : 50 km	Distance : 12 km

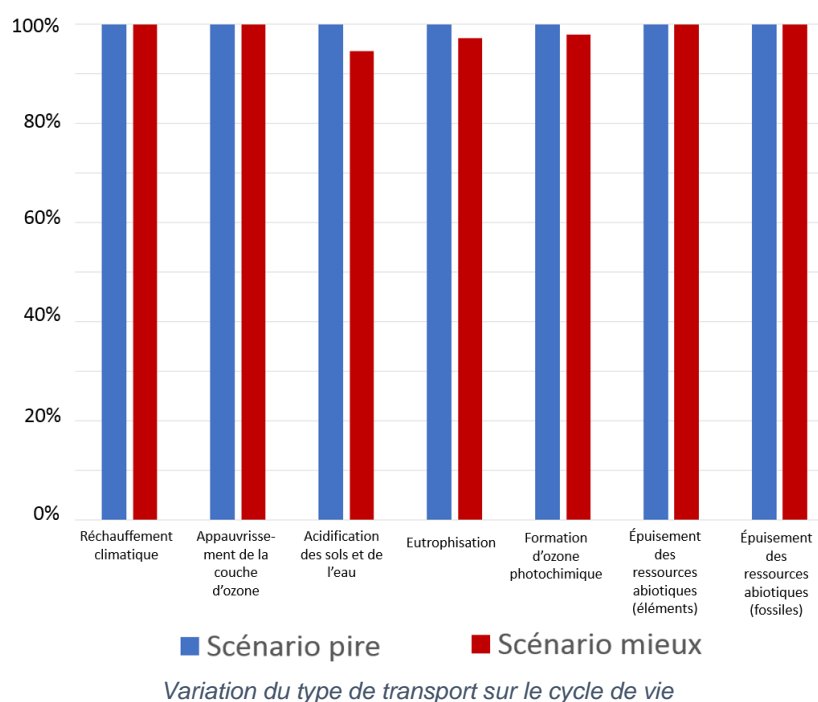
■ Épaisseur du godet :



Analyse de sensibilité de l'épaisseur du godet

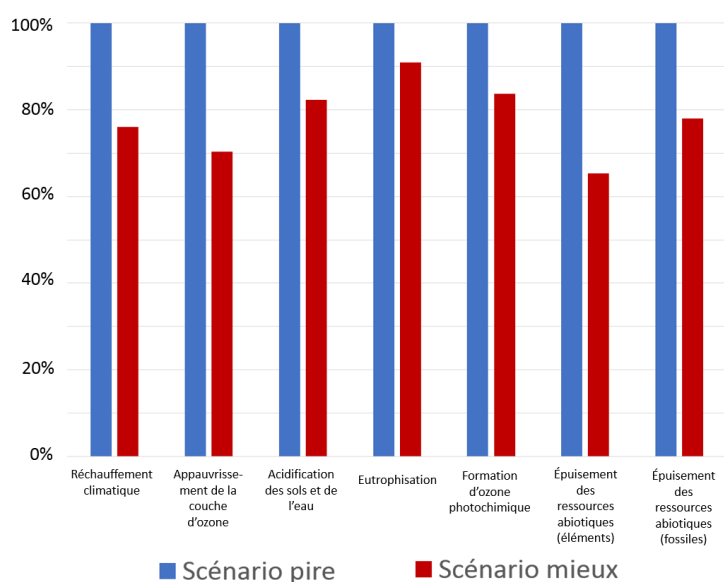
Sur la figure, on observe une nette différence entre les deux scénarios. L'épaisseur du godet produit des variations allant de 3.71% à 31.88% sur le cycle de vie total. Ceci est compréhensible : l'épaisseur du godet a un impact direct sur sa masse et donc sur plusieurs processus dont celui de sa production qui est l'un des plus impactant. L'épaisseur du godet est donc une donnée sensible dans cette modélisation.

■ Transport – norme européenne d'émission



Ceci n'est pas exactement une analyse de sensibilité, mais elle permet d'observer l'influence des données de transport choisies sur le cycle de vie. Les différences observées entre les deux scénarios sont faibles (de 0% à 5,45%). On peut donc en conclure que le type de véhicule poids lourd (EURO) utilisé n'est pas une donnée sensible.

▪ Distance entre la pépinière et le négoce :



Analyse de sensibilité pour la distance entre la pépinière et le négoce

La distance entre la pépinière et le négoce a été estimée. La figure montre que les variations sur l'ensemble du cycle de vie sont comprises entre 9,15% et 34,74%. C'est donc une donnée sensible, car très influente sur le cycle de vie totale.

8.7.2. Analyses d'incertitudes

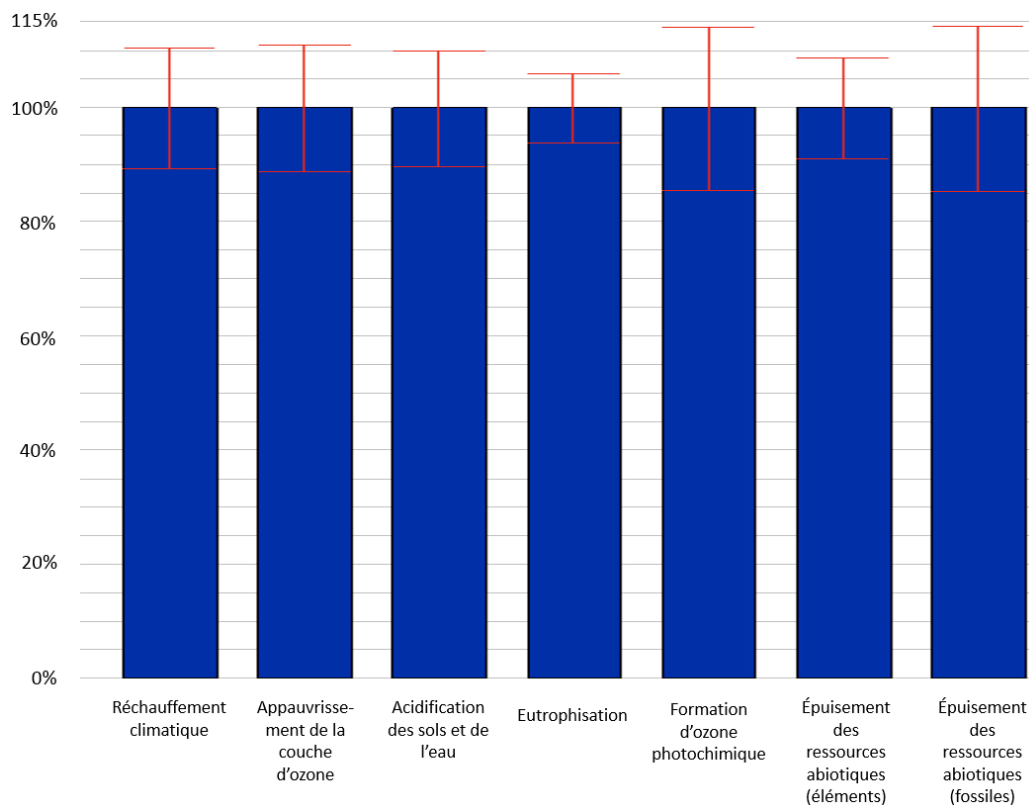
Les données collectées lors des visites et des recherches bibliographiques souffrent d'incertitudes dont le seuil est connu seulement pour deux d'entre elles : le temps de culture, et l'épaisseur de la couche de protection du sol.

L'analyse d'incertitude est réalisée suivant la méthode Monte-Carlo avec 5000 passages. La distribution choisie suit une loi uniforme. Il est précisé que la réalisation de cette analyse d'incertitude exclue les incertitudes liées aux données ecoinvent. Les données à analyser sont présentes dans le tableau suivant :

Résumé des analyses d'incertitudes

Données	Valeur choisie	Minimum	Maximum
Durée de culture	Durée : 5 mois	Durée : 3 mois	Durée : 8 mois
Épaisseur de la couche de protection du sol	Épaisseur : 45 μm	Épaisseur : 30 μm	Épaisseur : 60 μm

L'analyse d'incertitude permet de connaître la plage d'incertitude au sein du modèle, qui représente un intervalle comprenant 95% des résultats, appelé intervalle de confiance. Le diagramme ci-dessous représente les fourchettes d'incertitude pour chaque indicateur environnemental :



Résultat de l'analyse d'incertitude sur l'ensemble du cycle de vie

L'incertitude du modèle varie de $\pm 6\%$ à $\pm 14\%$ suivant l'indicateur environnemental. Elle est la plus forte pour les indicateurs « formation d'ozone photochimique » et « épuisement des ressources abiotiques (fossiles) ». Elle est la plus faible pour l'indicateur « eutrophisation ».

9. Liste des espèces des données environnementales collectives

Cette annexe mentionne les espèces représentées par les données environnementales collectives de la base FloraDE.

9.1. Liste des espèces de la fiche collective des plantes succulentes

	Espèces succulentes
1	<i>Sedum reflexum</i>
2	<i>Sedum album</i>
3	<i>Sedum floriferum</i>
4	<i>Sedum lydium</i>
5	<i>Sedum sexangulare</i>
6	<i>Sedum acre</i>
7	<i>Euphorbia Myrsinites</i>
8	<i>Delosperma Cooperi</i>

9.2. Liste des espèces de la fiche collective des plantes herbacées

	Espèces herbacées
1	<i>Achillea Umbellata</i>
2	<i>Achillea crithmifolia</i>
3	<i>Achillea millefolium</i>
4	<i>Achillea tomentosa</i>
5	<i>Epimedium grandiflorum</i>
6	<i>Dianthus geltoides</i>
7	<i>Hosta hybrida</i>
8	<i>Lamium gaculatum</i>
9	<i>Petasites hybridus</i>
10	<i>Rodgersia pinnata</i>
11	<i>Erigeron karvinskianus</i>
12	<i>Duchesnea indica</i>
13	<i>Pachysandra terminalis</i>
14	<i>Deschampsia cespitosa</i>
15	<i>Cerastium tomentosum</i>
16	<i>Koeleria glauca</i>
17	<i>Alyssum montanum</i>
18	<i>Festuca glauca</i>
19	<i>Festuca gautieri</i>
20	<i>Carex Ornithopoda</i>
21	<i>Carex Oshimensis</i>
22	<i>Koeleria Glauca</i>
23	<i>Silene Schafta</i>
24	<i>Festuca Ovina</i>
25	<i>Fragaria Vesca</i>
26	<i>Origanum Vulgare</i>
27	<i>Geranium Macrorrhizum</i>
28	<i>Vinca Minor</i>
29	<i>Bergenia Cordifolia</i>
30	<i>Acaena microphylla</i>
31	<i>Ajuga Reptans</i>
32	<i>Heuchera Kassandra</i>
33	<i>Artemisia Schmidiana 'Nana'</i>
34	<i>Alchemilla Mollis</i>
35	<i>Vinca Major</i>
36	<i>Arabis Caucasica</i>
37	<i>Cerastium Tomentosum</i>
38	<i>Fragaria Vesca</i>
39	<i>Armeria Maritima</i>

9.3. Liste des espèces de la fiche collective des plantes arbustives

	Espèces arbustives
1	<i>Thym serpyllum</i>
2	<i>Thym Pseudolanuginosus</i>
3	<i>Potentilla Nepalensis 'MissWillmott'</i>
4	<i>Potentilla Aurea</i>
5	<i>Satureja Montana</i>
6	<i>Hyssopus officinalis</i>
7	<i>Salvia Officinalis</i>
8	<i>Santolina Chamaecyparissus</i>

10. Jeu de données d'apprentissage pour la création des modèles de régression linéaire du contributeur « PDCE »

Cette annexe présente les matériaux de construction sélectionnés (modules EcoInvent) pour créer le jeu de données d'apprentissage des modèles de régression linéaire, pour le contributeur « Produit de Construction et Équipement ». Elle spécifie également leur nature (plastiques, métaux, bois, minéraux).

Module EcoInvent	Matériaux
Acrylic filler {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Acrylonitrile-butadiene-styrene copolymer {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Adhesive mortar {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Aluminium alloy AlLi {GLO} market for Cut-off U	Métaux
Aluminium alloy AlMg3 {GLO} market for Cut-off U	Métaux
Aluminium alloy metal matrix composite {GLO} market for Cut-off U	Métaux
Aluminium cast alloy {GLO} market for Cut-off U	Métaux
Aluminium wrought alloy {GLO} market for Cut-off U	Métaux
Anhydrite floor {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Autoclaved aerated concrete block {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Base plaster {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Bitumen adhesive compound cold {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Bitumen adhesive compound hot {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Bitumen seal {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Bitumen seal Alu80 {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Bitumen seal polymer EP4 flame retardant {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Bitumen seal V60 {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Bitumen seal VA4 {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Burnt shale {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Cellulose fibre inclusive blowing in {GLO} market for Cut-off U	Bois
Cement cast plaster floor {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Cement tile {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Ceramic tile {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Clay brick {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Clay plaster {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Cobwork {GLO} market for Cut-off U	Bois
Concrete 20MPa {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Concrete 25MPa {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Concrete 30-32MPa {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Concrete 35MPa {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Concrete 50MPa {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Concrete block {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Concrete roof tile {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Copper {GLO} market for Cut-off U	Métaux
Copper blister-copper {GLO} market for Cut-off U	Métaux
Copper cake {GLO} market for Cut-off U	Métaux
Copper concentrate sulfide ore {GLO} market for copper concentrate sulfide ore Cut-off U	Métaux
Copper telluride cement {GLO} market for Cut-off U	Métaux
Cork slab {GLO} market for Cut-off U	Bois
Cover plaster mineral {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Cover plaster organic {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Fibre cement corrugated slab {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Fibre cement facing tile {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Fibre cement facing tile large format {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Fibre cement facing tile small format {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Fibre cement roof slate {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Fibreboard hard {GLO} market for Cut-off U	Bois
Fibreboard soft {GLO} market for Cut-off U	Bois
Fibreboard soft latex bonded {GLO} market for Cut-off U	Bois
Fibreboard soft without adhesives {GLO} market for Cut-off U	Bois
Flat glass coated {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Flat glass uncoated {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Foam glass {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Frit for ceramic tile {GLO} market for Cut-off U	Minéraux

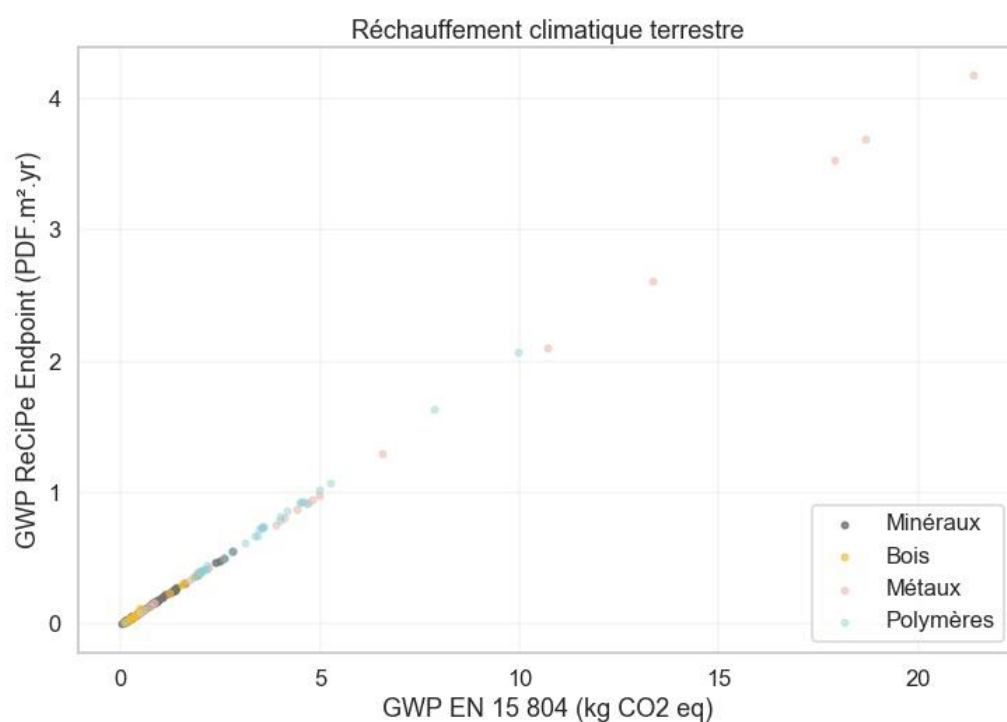
Glass fibre {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Glass tube borosilicate {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Glass wool mat {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Glued laminated timber for indoor use {GLO} market for Cut-off U	Bois
Glued laminated timber for outdoor use {GLO} market for Cut-off U	Bois
Ground granulated blast furnace slag {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Gypsum fibreboard {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Gypsum plasterboard {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Laminated timber element transversally prestressed for outdoor use {GLO} market for Cut-off U	Bois
Light clay brick {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Light mortar {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Lightweight concrete block pumice {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Lime mortar {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Mastic asphalt {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Medium density fibreboard {GLO} market for Cut-off U	Bois
Natural stone plate cut {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Natural stone plate grounded {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Natural stone plate polished {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Oriented strand board {GLO} market for Cut-off U	Bois
Particle board cement bonded {GLO} market for Cut-off U	Bois
Particle board for indoor use {GLO} market for Cut-off U	Bois
Particle board for outdoor use {GLO} market for Cut-off U	Bois
Polybutadiene {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Polycarbonate {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Polyester-complexed starch biopolymer {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Polyethylene high density granulate {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Polyethylene linear low density granulate {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Polyethylene low density granulate {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Polyethylene terephthalate granulate amorphous {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Polyethylene terephthalate granulate bottle grade {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Poly lactide granulate {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Polypropylene granulate {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Polystyrene expandable {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Polystyrene extruded {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Polystyrene foam slab {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Polystyrene foam slab 10% recycled {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Polystyrene foam slab for perimeter insulation {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Polystyrene foam slab with graphite 6% recycled {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Polystyrene general purpose {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Polystyrene high impact {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Polystyrene scrap post-consumer {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Polysulfide sealing compound {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Polyurethane flexible foam {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Polyurethane rigid foam {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Polyvinylchloride bulk polymerised {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Polyvinylchloride emulsion polymerised {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Polyvinylchloride suspension polymerised {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Polyvinylidenechloride granulate {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Reinforcing steel {GLO} market for Cut-off U	Métaux
Roof tile {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Sand-lime brick {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Sawnwood azobe from sustainable forest management planed air dried {GLO} market for Cut-off U	Bois
Sawnwood hardwood raw {GLO} market for Cut-off U	Bois
Sawnwood lath hardwood dried (u=10%) planed {GLO} market for Cut-off U	Bois
Sawnwood lath hardwood dried (u=20%) planed {GLO} market for Cut-off U	Bois
Sawnwood softwood raw {GLO} market for Cut-off U	Bois
Seal natural rubber based {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Shale {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Shale brick {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Steel chromium steel 18/8 {GLO} market for Cut-off U	Métaux
Steel chromium steel 18/8 hot rolled {GLO} market for Cut-off U	Métaux
Steel low-alloyed {GLO} market for Cut-off U	Métaux
Steel low-alloyed hot rolled {GLO} market for Cut-off U	Métaux
Steel unalloyed {GLO} market for Cut-off U	Métaux
Stone wool {GLO} market for stone wool Cut-off U	Minéraux
Stone wool packed {GLO} market for stone wool packed Cut-off U	Minéraux
Stucco {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Styrene-acrylonitrile copolymer {GLO} market for Cut-off U	Plastiques

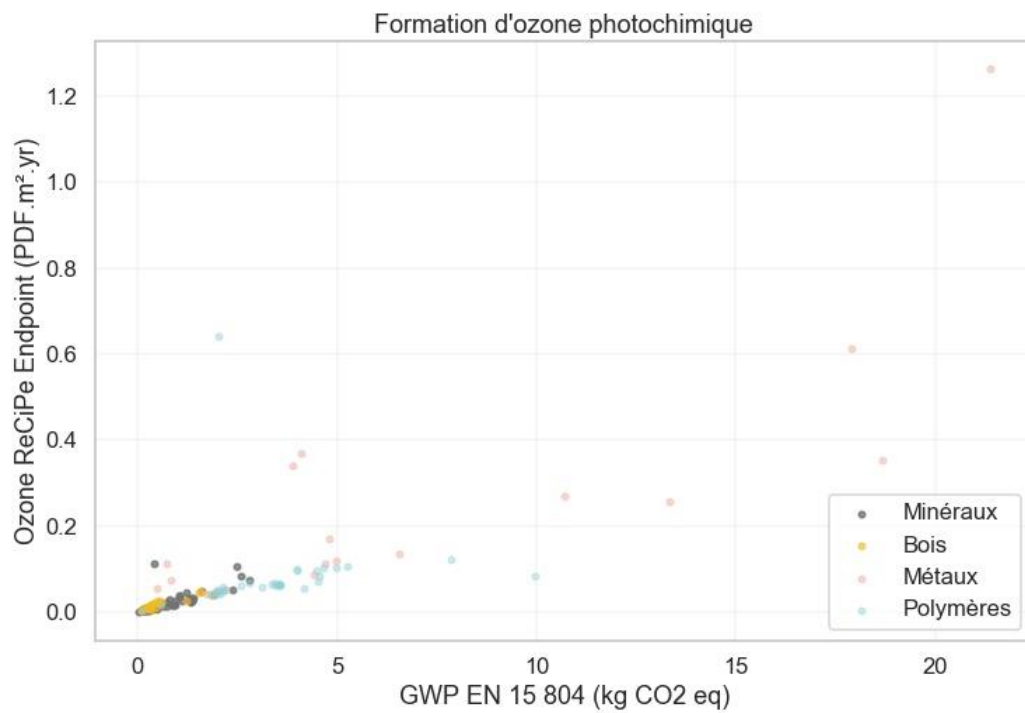
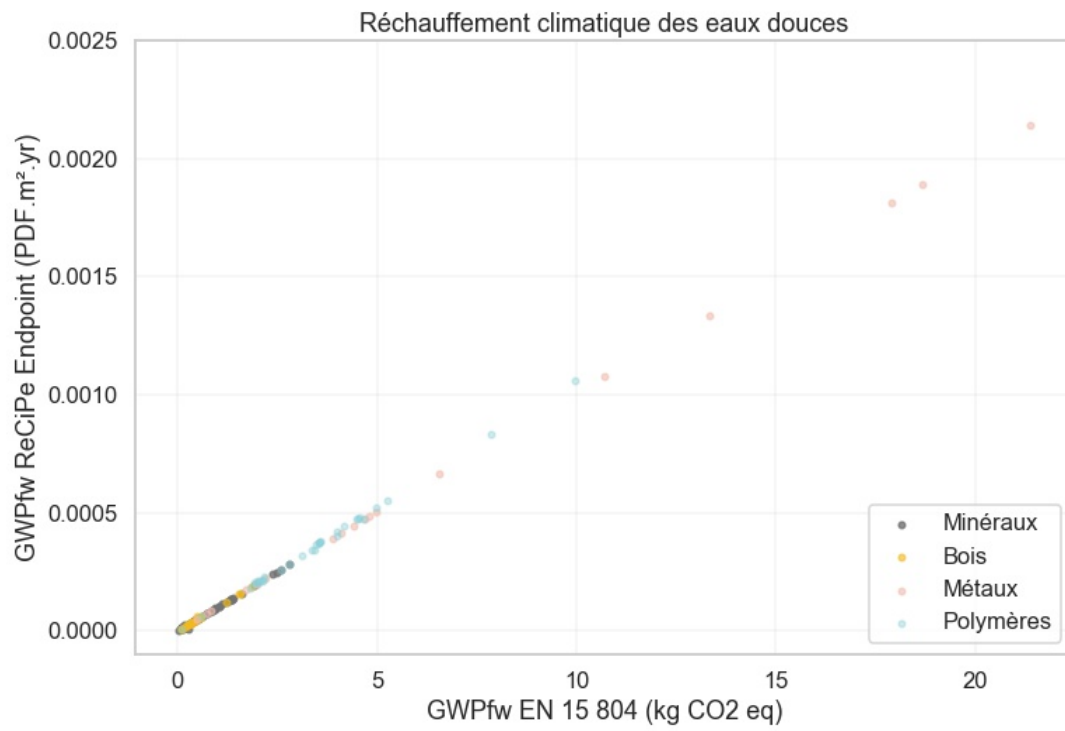
Jeu de données d'apprentissage pour la création des modèles de régression linéaire du contributeur « PDCE »

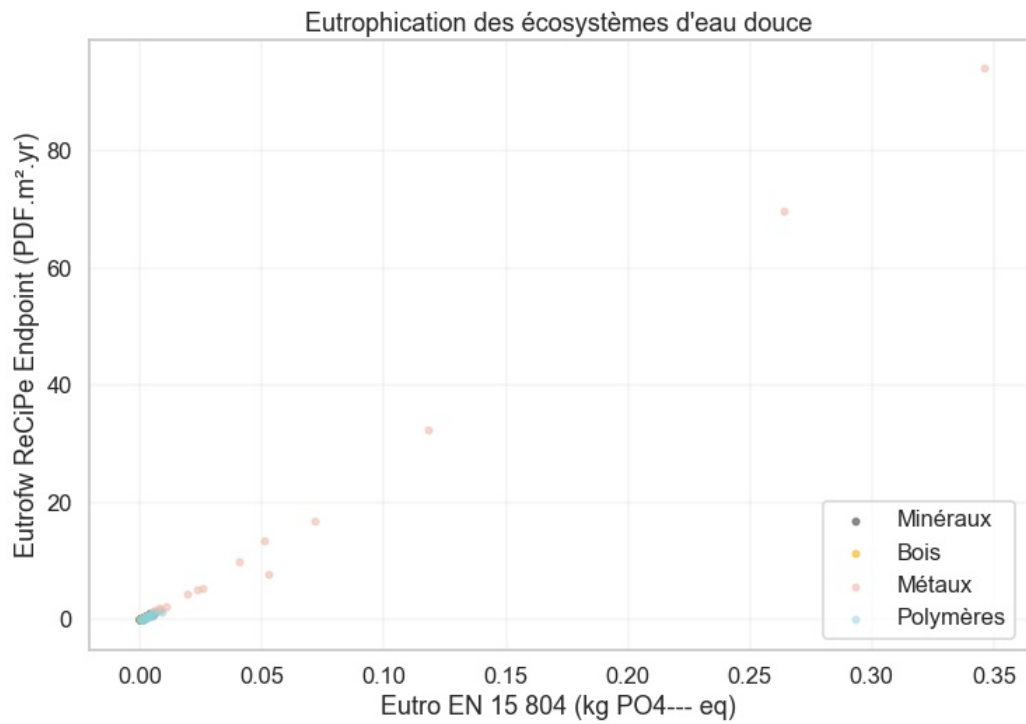
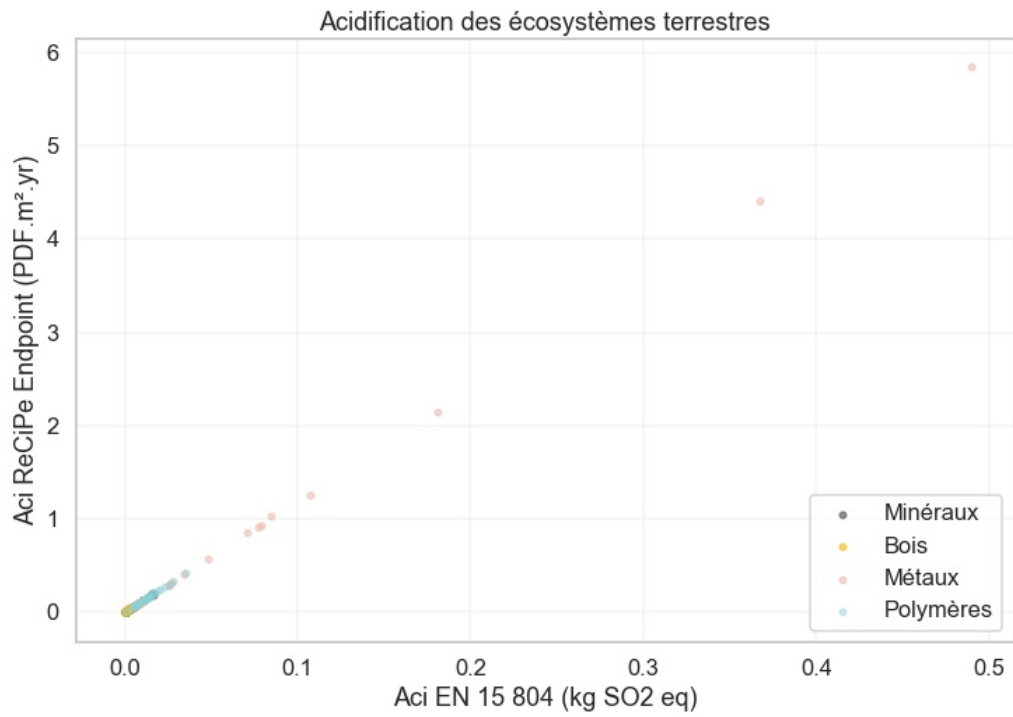
Synthetic rubber {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Thermal plaster outdoor {GLO} market for Cut-off U	Minéraux
Three layered laminated board {GLO} market for Cut-off U	Bois
Tin {GLO} market for Cut-off U	Métaux
Tube insulation elastomere {GLO} market for Cut-off U	Plastiques
Wood wool {GLO} market for Cut-off U	Bois
Wood wool boards cement bonded {GLO} market for Cut-off U	Bois
Zinc {GLO} market for Cut-off U	Métaux
Zinc concentrate {GLO} market for Cut-off U	Métaux

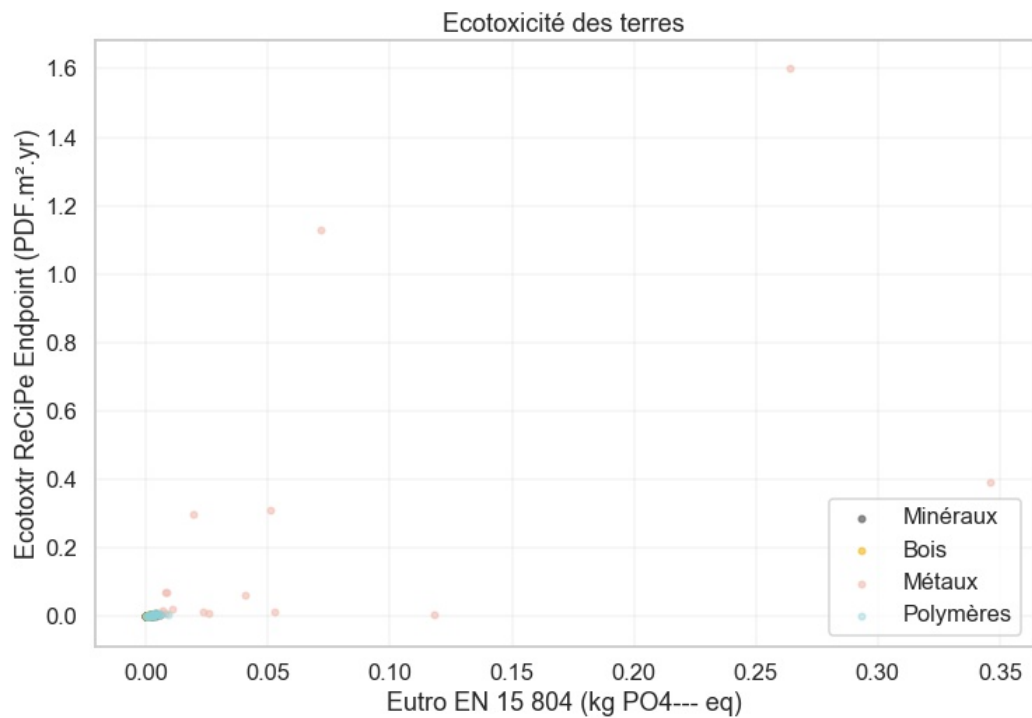
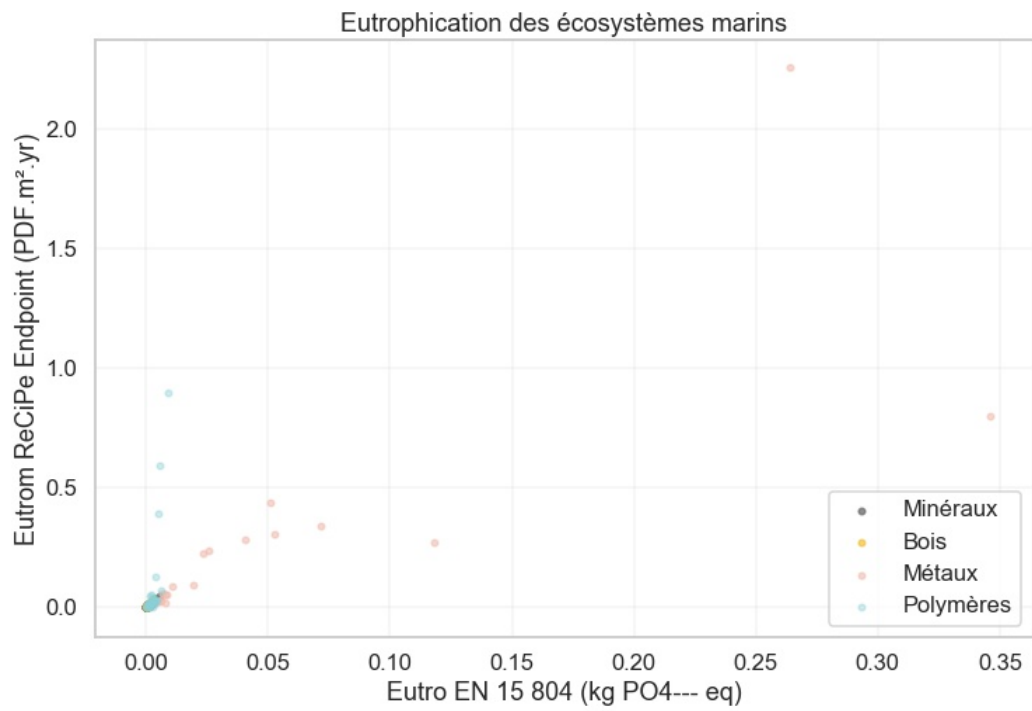
11. Graphiques de corrélation entre les indicateurs ReCiPe 2016 et les indicateurs EN 15 804 (référentiel Energie-Carbone)

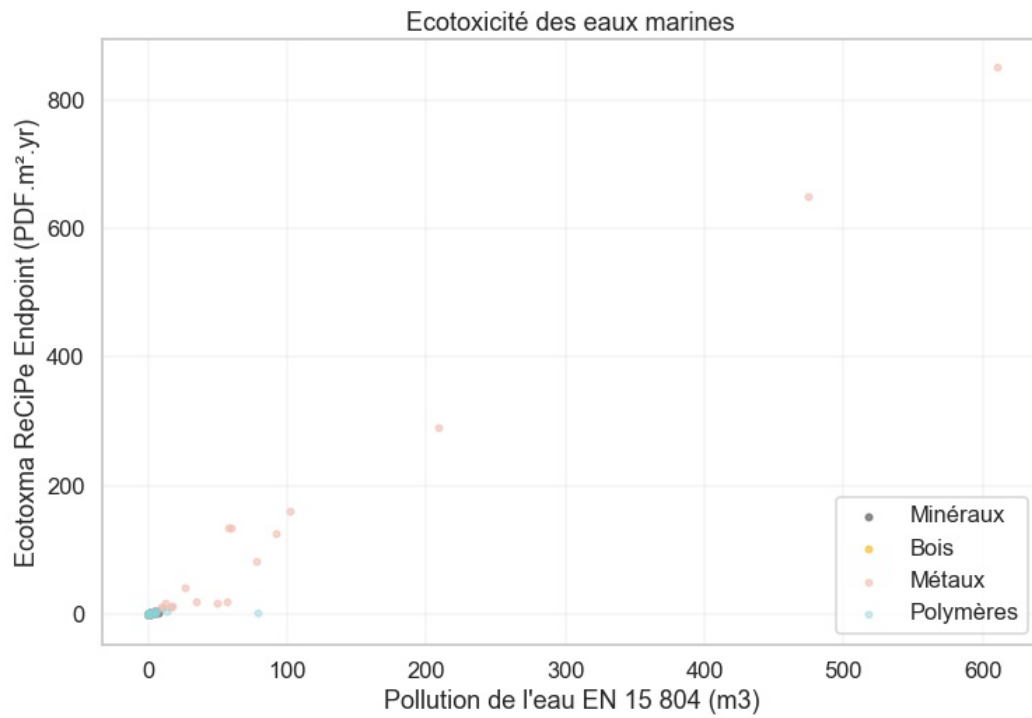
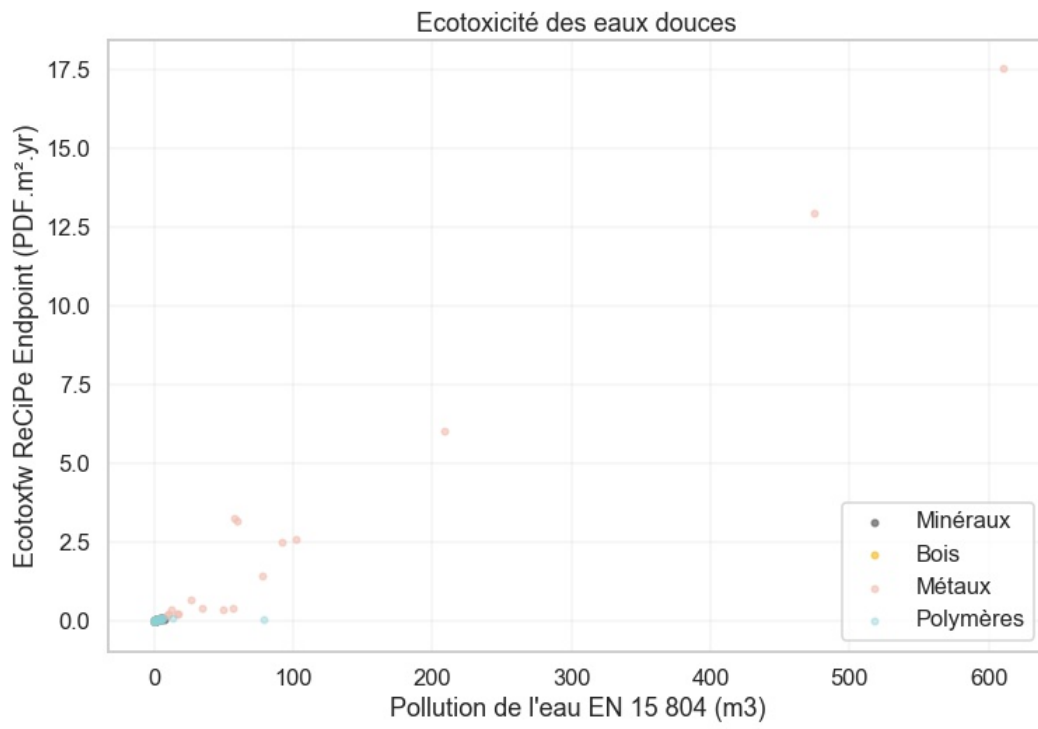
La série des graphiques ci-dessous met en évidence le degré de corrélation des couples [indicateurs EN ~ indicateur ReCiPe 2016] sélectionnés pour établir les modèles de régression linéaire. Chaque point représente un matériau de construction du jeu de données d'apprentissage. Plus les points sont alignés, plus la corrélation au sein du couple est forte, et plus les paramètres de régression, établis par le modèle OLS, seront robustes à prédire des indicateurs biodiversité.

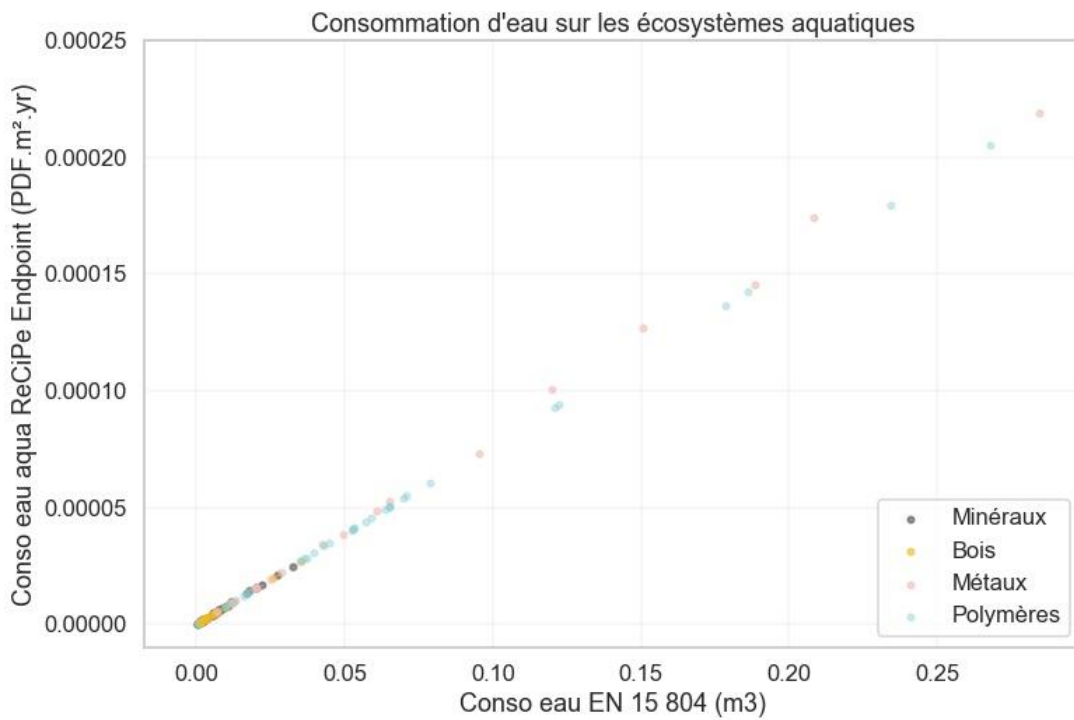
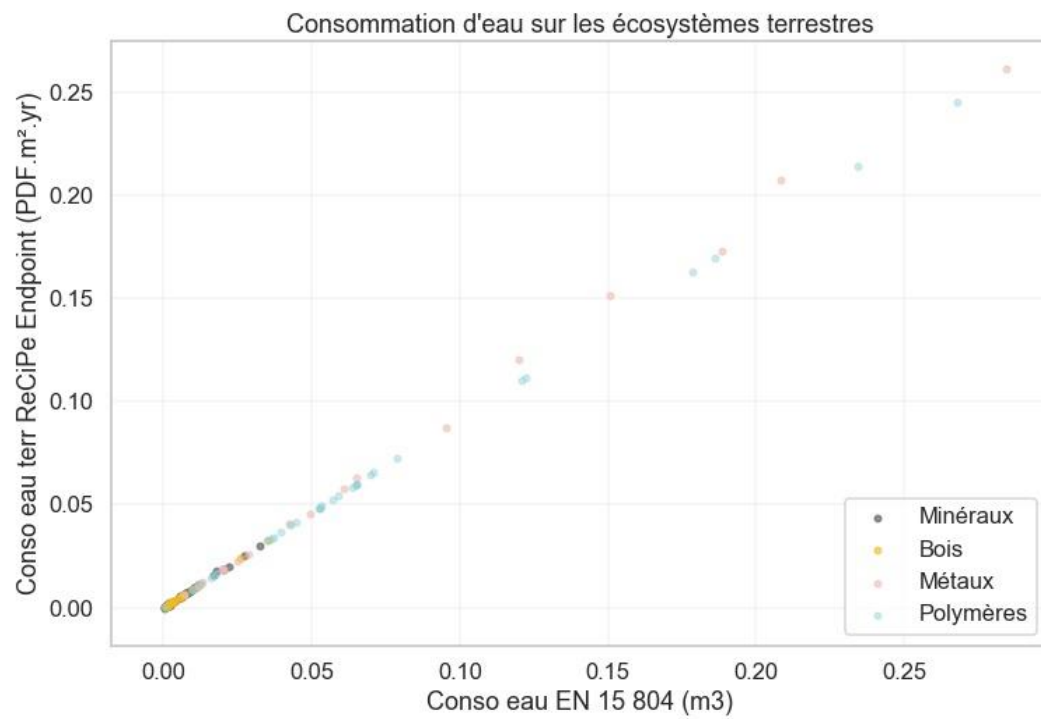












12. Validation des modèles de régression linéaire

Pour valider les modèles de régression linéaire, nous avons effectué un test de validité consistant à comparer les impacts entre 1) les résultats obtenus directement à partir de la méthode ReCiPe 2016 (sorties Simapro) et 2) les résultats obtenus après application des modèles de régression (modèles Biodiv-Ex) sur les résultats calculés selon le référentiel « Energie-Carbone ». Nous comparons ci-dessous les résultats de tous les indicateurs obtenus pour les toitures étudiées au chapitre 2 et les maisons individuelles (maison INCAS), dont la modélisation Simapro est à la disposition du CSTB.

Indicateur de changement climatique pour les écosystèmes terrestres

Données	Valeurs_Théoriques (PDF.an.yr)	Valeurs_Prédites (PDF.an.yr)	Prédiction basse (PDF.an.yr)	Prédiction haute (PDF.an.yr)	Incertitude (%)
Toitures					
Gravier	35.290397	35.593607	35.445298	35.741916	-0,859 187
Extensive	7.712939	6.344044	6.318986	6.369101	17.748042
Semi-intensive	11.421292	9.350412	9.312727	9.388097	18.131751
Intensive	18.165765	14.091157	14.033511	14.148803	22.430149
Maisons individuelles					
INCAS BB	20131.335135	19956.769689	19872.585938	20040.953440	0.867133
INCAS DM	16231.468243	16261.667478	16193.071142	16330.263813	-0.186054
INCAS OB	11115.804054	11115.191530	11068.305084	11162.077977	0.005510

Indicateur de changement climatique pour les écosystèmes aquatiques

Données	Valeurs_Théoriques (PDF.an.yr)	Valeurs_Prédites (PDF.an.yr)	Prédiction basse (PDF.an.yr)	Prédiction haute (PDF.an.yr)	Incertitude (%)
Toitures					
Gravier	0.018080	0.018231	0.018157	0.018306	-0.835756
Extensive	0.003952	0.003249	0.003237	0.003262	17.768030
Semi-intensive	0.005852	0.004789	0.004770	0.004808	18.156614
Intensive	0.009308	0.007218	0.007189	0.007246	22.456175
Maisons individuelles					
INCAS BB	10.302503	10.221920	10.179649	10.264191	0.782168
INCAS DM	8.310111	8.329277	8.294833	8.363721	-0.230636
INCAS OB	5.691299	5.693236	5.669693	5.716779	-0.034028

Indicateur d'acidification

Données	Valeurs_Théoriques (PDF.an.yr)	Valeurs_Prédites (PDF.an.yr)	Prédiction basse (PDF.an.yr)	Prédiction haute (PDF.an.yr)	Incertitude (%)
Toitures					
Gravier	14.182793	14.140710	14.122173	14.159246	0.296721
Extensive	4.162919	2.925148	2.921436	2.928859	29.733250
Semi-intensive	5.576451	3.963832	3.958770	3.968895	28.918366
Intensive	11.407347	8.132198	8.121634	8.142762	28.710874
Maisons individuelles					
INCAS BB	3275.338649	3344.172359	3339.725980	3348.618738	-2.101575
INCAS DM	3183.289527	3219.893859	3215.612730	3224.174988	-1.149890
INCAS OB	2511.767770	2547.445203	2544.058213	2550.832193	-1.420411

Indicateur d'eutrophisation eaux douces

Données	Valeurs_Théoriques (PDF.an.yr)	Valeurs_Prédites (PDF.an.yr)	Prédiction basse (PDF.an.yr)	Prédiction haute (PDF.an.yr)	Incertitude (%)
Toitures					
Gravier	44.035147	68.950376	68.236429	69.664322	-56.580323
Extensive	3.684178	15.145189	14.968753	15.321625	-311.087357
Semi-intensive	5.906976	21.060046	20.831868	21.288224	-256.528373
Intensive	10.569662	44.871963	44.407740	45.336186	-324.535453
Maisons individuelles					
INCAS BB	23127.630002	22883.084381	23372.175623	-50.496607	23127.630002
INCAS DM	22145.313579	21911.155739	22379.471418	-61.056915	22145.313579
INCAS OB	17237.111846	17054.857168	17419.366524	-67.954751	17237.111846

Indicateur d'eutrophisation marine

Données	Valeurs_Théoriques (PDF.an.yr)	Valeurs_Prédites (PDF.an.yr)	Prédiction basse (PDF.an.yr)	Prédiction haute (PDF.an.yr)	Incertitude (%)
Toitures					
Gravier	2.004996	1.187683	1.019840	1.355526	40.763830
Extensive	0.268031	0.283494	0.242015	0.324972	-5.768803
Semi-intensive	0.642979	0.382892	0.329249	0.436535	40.450263
Intensive	1.534896	0.783048	0.673913	0.892183	48.983627
Maisons individuelles					
INCAS BB	607.416705	388.685689	331.195009	446.176369	36.010043
INCAS DM	648.714364	372.177994	317.129397	427.226591	42.628372
INCAS OB	702.409277	289.696325	246.849737	332.542912	58.756763

Indicateur d'écotoxicité terrestre

Données	Valeurs_Théoriques (PDF.an.yr)	Valeurs_Prédites (PDF.an.yr)	Prédiction basse (PDF.an.yr)	Prédiction haute (PDF.an.yr)	Incertitude (%)
Toitures					
Gravier	0.357429	0.790012	0.648063	0.931961	-121.026300
Extensive	0.058171	0.178657	0.143577	0.213736	-207.122281
Semi-intensive	0.096780	0.245864	0.200497	0.291231	-154.042711
Intensive	0.159481	0.516424	0.424125	0.608722	-223.815165
Maisons individuelles					
INCAS BB	163.138926	262.791581	214.170207	311.412955	-61.084536
INCAS DM	164.718331	251.630125	205.074084	298.186166	-52.763887
INCAS OB	127.759459	195.861253	159.624771	232.097734	-53.304698

Indicateur d'écotoxicité des eaux douces

Données	Valeurs_Théoriques (PDF.an.yr)	Valeurs_Prédites (PDF.an.yr)	Prédiction basse (PDF.an.yr)	Prédiction haute (PDF.an.yr)	Incertitude (%)
Toitures					
Gravier	3.821318	8.200326	7.973829	8.426823	-114.594199
Extensive	0.928338	1.402840	1.340547	1.465132	-51.112956
Semi-intensive	1.375247	1.665748	1.599816	1.731680	-21.123551
Intensive	1.686756	2.621269	2.537783	2.704754	-55.402929
Maisons individuelles					
INCAS BB	1382.934981	2618.817193	2544.945665	2692.688721	-89.366617
INCAS DM	1160.885006	2332.083061	2266.301012	2397.865109	-100.888378
INCAS OB	935.873105	1957.653276	1902.434816	2012.871735	-109.179350

Indicateur d'écotoxicité marine

Données	Valeurs_Théoriques (PDF.an.yr)	Valeurs_Prédites (PDF.an.yr)	Prédiction basse (PDF.an.yr)	Prédiction haute (PDF.an.yr)	Incertitude (%)
Toitures					
Gravier	187.126962	403.581894	393.778946	413.384843	-115.672766
Extensive	44.630275	69.049675	66.353602	71.745747	-54.714876
Semi-intensive	66.864370	81.988461	79.134871	84.842051	-22.619057
Intensive	81.727784	129.013565	125.400266	132.626864	-57.857657
Maisons individuelles					
INCAS BB	68745.893064	128882.757105	125685.543929	132079.970281	-87.477028
INCAS DM	58185.985549	114771.393130	111924.298467	117618.487794	-97.249204
INCAS OB	46862.222543	96344.165998	93954.271126	98734.060871	-105.590262

Indicateur de consommation d'eau (écosystème terrestre)

Données	Valeurs_Théoriques (PDF.an.yr)	Valeurs_Prédites (PDF.an.yr)	Prédiction basse (PDF.an.yr)	Prédiction haute (PDF.an.yr)	Incertitude (%)
Toitures					
Gravier	1.549575	1.291965	1.283615	1.300315	16.624535
Extensive	1.166118	1.421360	1.412156	1.430564	-21.888208
Semi-intensive	1.756697	1.917073	1.904595	1.929551	-9.129393
Intensive	2.660549	2.747533	2.729568	2.765498	-3.269386
Maisons individuelles					
INCAS BB	860.678986	900.102619	894.154680	906.050557	-4.580527
INCAS DM	694.991284	790.823416	785.597625	796.049207	-13.788969
INCAS OB	959.396622	1003.498460	996.867253	1010.129668	-4.596831

Indicateur de consommation d'eau (écosystème aquatique)

Données	Valeurs_Théoriques (PDF.an.yr)	Valeurs_Prédites (PDF.an.yr)	Prédiction basse (PDF.an.yr)	Prédiction haute (PDF.an.yr)	Incertitude (%)
Toitures					
Gravier	0.001519	0.001084	0.001077	0.001091	28.614797
Extensive	0.001010	0.001193	0.001185	0.001201	-18.119801
Semi-intensive	0.001515	0.001609	0.001598	0.001619	-6.172252
Intensive	0.002278	0.002306	0.002291	0.002321	-1.206643
Maisons individuelles					
INCAS BB	0.782411	0.755405	0.750413	0.760397	3.451611
INCAS DM	0.635655	0.663693	0.659308	0.668079	-4.410918
INCAS OB	0.844404	0.842179	0.836614	0.847745	0.263420

13. Résultats détaillés des impacts des processus du bâtiment cas d'étude

Les résultats d'impacts du bâtiment cas d'étude ont été synthétisés dans le chapitre 4. Nous les présentons ci-dessous de manière détaillée pour chacun des contributeurs.

13.1. Détails des résultats du contributeur « Produit de construction et équipement » - Bâtiment cas d'étude

Pour ce contributeur, nous affichons les prédictions moyennes d'impact, mais aussi les prédictions basses et hautes.

Prédictions moyennes du modèle Biodiv-Ex

Donnée	Écotoxicité (eau douce)	Eutrophication (eau douce)	Réchauffement climatique (eau douce)	Réchauffement climatique (air)	Écotoxicité (mers et océans)	Acidification des sols	Consommation de l'eau (eau)	Consommation de l'eau (terre)
Cuve ou réservoir en polyéthylène [3000L] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	1	26	0	43	44	10	0	1
Platelage en bois massif - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	136	1333	0	918	6713	301	0	15
Revêtement en asphalte pour chaussée	23	437	0	495	1134	127	0	9
Béton pour fondations superficielles C25/30 XC2 CEM II/A	7831	1582	1	2074	385389	395	0	45
Semelle filante 30x40 cm Béton armé C25/30 XF1 CEM II/A-L	355	233	0	339	17478	64	0	9
Gros béton C20/25 X0 CEM II/A	10341	2167	1	2756	508924	532	0	63
Mur extérieur de 18 cm d'épaisseur en Béton armé C25/30 XC4/XF1 CEM II/A-L	1203	802	1	1236	59221	228	0	36
Escalier Hélicoïdal en béton	2	37	0	60	98	12	0	2
Revêtement en asphalte pour chaussée	142	2682	2	3041	6975	781	0	58
Bloc de coffrage en béton - avec béton de remplissage	37	978	1	1256	1812	262	0	31
Béton pour poteau extérieur C25/30 XC4/XF1 CEM I	955	172	0	248	47008	47	0	5
Plancher d'étage par solivage bois pour maison individuelle	315	5130	1	2629	15482	1232	0	182
Prédalle en béton armé	80	1755	2	3250	3959	591	0	111
Mur ossature bois avec montant d'une largeur de 145 mm et un entraxe de 60 cm non isolé, fabriqué en France	232	2653	1	1294	11424	583	0	48
CLT by Stora Enso	13	209	0	93	662	47	0	13
Mur ossature bois avec montant d'une largeur de 145 mm et un entraxe de 60 cm non isolé, fabriqué en France	226	2581	1	1260	11115	567	0	46
Escalier droit en bois massif reconstitué (BMR) [larg. 100cm] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	278	927	0	77	13701	53	0	7
Panneaux Rigides Isolants en Polyuréthane Ep 100mm KNAUF Thane ET Se	51	1971	1	1811	2528	570	0	76
KNAUF INSULATION Laine de Verre Acoustiplus ECOSE 032 140 mm	77513	979	0	755	3814743	220	0	28
KNAUF INSULATION Laine de Verre ECOSE Acoustiplus 032 120 mm	309773	3902	2	2974	15245193	877	0	110

Annexes

KNAUF INSULATION Laine de Verre ECOSE Acoustiplus 032 100 mm	127819	1610	1	1227	6290491	362	0	46
Métisse RT	62	1908	0	928	3067	120	0	24
Bloc-porte bois de communication (avec huisserie bois)	496	3182	0	839	24414	428	53	62851
Placoplatre® BA 18 18 mm	173	1546	1	1721	8516	322	0	49
Plaque de plâtre Placodur® BA13	71	467	0	570	3504	109	0	17
Bloc-porte bois de communication (technique) (avec huisserie bois)	928	4990	1	1871	45667	740	101	120620
Fenêtre ou porte-fenêtre, triple vitrage, 1 ou 2 vantaux, ouvrante à la française, fabriquée en France, en chêne ou pin sylvestre européen	11	252	0	169	523	68	0	15
DOMISOL LR 30 mm	48	728	0	594	2350	193	0	9
KNAUF INSULATION Laine de Verre ECOSE TP 216 45 mm	4622	60	0	42	227447	13	0	2
DUOPROTECT 35 mm	311	764	0	763	15308	147	0	86
Volets en bois massif - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAUT	126	2355	1	1845	6212	702	0	73
Fenêtre ou porte-fenêtre, triple vitrage, 1 ou 2 vantaux, ouvrante à la française, fabriquée en France, en chêne ou pin sylvestre européen	236	5565	2	3728	11599	1507	0	336
Tube creux en acier utilisé comme élément d'ossature (poteau, poutre ...)	1	42	0	128	26	17	0	3
Bardage douglas non traité pour un usage de classes 2 et 3	129	621	0	43	6341	133	0	16
SATURATEUR OPAQUE ENVIRONNEMENT BLANCHON	33	192	0	98	1642	16	0	4
Revêtement de sol souple en linoléum - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAUT	1132	11693	2	3695	55705	1256	0	438
Parquet massif en chêne, épaisseur 23mm, fabriqué en France	66	1554	0	395	3232	425	0	109
Platelage / lame de terrasse en pin maritime massif profilé et traité [Prélèvement carbone biogénique compensé par INIES_MAJ temporaire]	11	103	0	71	517	23	0	1
Plinthe en bois massif [haut. 7cm et ép. 1,4cm] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAUT	468	1446	0	170	23027	75	0	15
Plinthe en céramique [haut. 7cm et ép. 1,4cm] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAUT	728	2253	0	771	35814	185	0	20
Revêtement pour murs et plafonds en faïence [ép. 10mm] avec mortier colle et joint - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAUT	91	0	0	666	4494	260	0	19
Ensemble de boîtes aux lettres collectives Courriel	1174	97	0	127	57768	26	0	206
Peintures pour sols bi-composant en phase aqueuse	19	156	0	163	919	71	0	10
SGG MIRALITE REVOLUTION (Gamme des miroirs) 4 mm	3403	862	0	710	167475	366	0	15
Coffret électrique - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAUT	0	0	0	5	16	1	0	0
Regard de visite en béton pour réseaux d'évacuation et d'assainissement en béton [Dint entre 200 et 1000mm] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAUT	8	0	0	469	406	128	0	12
Gaines et fourreaux en polyéthylène [DN entre 100 et 200mm] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAUT	1676	7326	2	4125	82500	943	0	128
Câble basse tension 0,6/1kV [Section conductrice de 5 mm²] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAUT	2	430	0	28	113	29	0	3
Dallage sur terre plein en béton d'épaisseur 0.15 m, C25/30 XC1 CEM II/A	188	115	0	166	9256	31	0	5

Résultats détaillés des impacts des processus du bâtiment cas d'étude

Bloc-porte largement vitre (avec huisserie bois)	23	454	0	567	1119	132	0	200
Bardage en lames de Douglas sans traitement de préservation	7	210	0	28	321	52	0	1
Chape fluide [ép.5cm] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	5678	4305	4	7656	279437	1170	0	121
Ensemble de boîtes aux lettres collectives Classica	1774	183	0	193	87310	45	0	237
Aline_Bois_Massif	4073	11030	1	1360	200441	311	0	34
Aline_Bois_Massif	2128	5764	0	711	104746	163	0	18
Aline_Bois_Massif	2076	5622	0	693	102159	159	0	17
Béton armé pour semelle isolée, C25/30 XC1/XC2, CEM II/A	234	160	0	255	11514	46	0	8
Gros béton C20/25 X0 CEM II/A	131	68	0	87	6455	17	0	2
Revêtement en béton: caniveau, bordure et gouttière	35	490	0	510	1723	80	0	31
Mortiers organiques : adhésifs, sous-enduits ITE et enduits de ragréage	34	50352	0	244	1656	74	0	43
TC_Pare vapeur HDPE Aline	259	1137	1	1095	12771	203	0	59
TC_Isolation Aline	1458	15918	4	6969	71743	3150	0	67
TC Etanchéité PVC Aline	139	0	0	573	6818	102	0	209
TC_Etanchéité asphalte Aline	1583	11370	3	6120	77924	2438	0	190
TC Gravier Aline	150	1137	1	1021	7368	254	0	32
Total	573323	189087	41	80822	28215601	24589	157	187294

Prédictions basses du modèle Biodiv-Ex

Donnée	Écotoxicité (eau douce)	Eutrophication (eau douce)	Réchauffement climatique (eau douce)	Réchauffement climatique (air)	Écotoxicité (mers et océans)	Acidification des sols	Consommation de l'eau (eau)	Consommation de l'eau (terre)
Cuve ou réservoir en polyéthylène [3000L] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	1	26	0	43	42	10	0	1
Platelage en bois massif - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	133	1319	0	914	6546	300	0	15
Revêtement en asphalte pour chaussée	22	432	0	493	1106	127	0	9
Béton pour fondations superficielles C25/30 XC2 CEM II/A	7610	1566	1	2065	375827	394	0	45
Semelle filante 30x40 cm Béton armé C25/30 XF1 CEM II/A-L	345	231	0	338	17045	64	0	9
Gros béton C20/25 X0 CEM II/A	10049	2144	1	2744	496297	531	0	62
Mur extérieur de 18 cm d'épaisseur en Béton armé C25/30 XC4/XF1 CEM II/A-L	1169	793	1	1231	57752	228	0	36
Escalier Hélicoïdal en béton	2	37	0	60	95	12	0	2
Revêtement en asphalte pour chaussée	138	2654	2	3029	6802	780	0	57
Bloc de coffrage en béton - avec béton de remplissage	36	967	1	1251	1767	261	0	31
Béton pour poteau extérieur C25/30 XC4/XF1 CEM I	928	171	0	247	45842	47	0	5
Plancher d'étage par solivage bois pour maison individuelle	306	5076	1	2618	15098	1230	0	181
Prédalle en béton armé	78	1736	2	3236	3862	591	0	110
Mur ossature bois avec montant d'une largeur de 145 mm et un entraxe de 60 cm non isolé, fabriqué en France	226	2625	1	1289	11141	582	0	47
CLT by Stora Enso	13	207	0	92	646	47	0	12
Mur ossature bois avec montant d'une largeur de 145 mm et un entraxe de 60 cm non isolé, fabriqué en France	219	2554	1	1254	10840	566	0	46
Escalier droit en bois massif reconstitué (BMR) [larg. 100cm] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	271	917	0	77	13361	53	0	7

Annexes

Panneaux Rigides Isolants en Polyuréthane Ep 100mm KNAUF Thane ET Se	50	1950	1	1804	2465	569	0	76
KNAUF INSULATION Laine de Verre Acoustiplus ECOSE 032 140 mm	75326	969	0	752	3720096	219	0	28
KNAUF INSULATION Laine de Verre ECOSE Acoustiplus 032 120 mm	301033	3860	2	2961	14866943	876	0	110
KNAUF INSULATION Laine de Verre ECOSE Acoustiplus 032 100 mm	124213	1593	1	1222	6134417	361	0	45
Métisse RT	61	1888	0	924	2991	120	0	24
Bloc-porte bois de communication (avec huisserie bois)	482	3148	0	836	23809	427	52	62436
Placoplatre® BA 18 18 mm	168	1530	1	1714	8305	321	0	49
Plaque de plâtre Placodur® BA13	69	462	0	567	3418	109	0	17
Bloc-porte bois de communication (technique) (avec huisserie bois)	902	4938	1	1863	44535	739	101	119823
Fenêtre ou porte-fenêtre, triple vitrage, 1 ou 2 vantaux, ouvrante à la française, fabriquée en France, en chêne ou pin sylvestre européen	10	249	0	168	511	68	0	15
DOMISOL LR 30 mm	46	720	0	591	2292	192	0	9
KNAUF INSULATION Laine de Verre ECOSE TP 216 45 mm	4491	59	0	42	221804	13	0	2
DUOPROTECT 35 mm	302	756	0	760	14929	146	0	85
Volets en bois massif - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	123	2330	1	1837	6058	701	0	72
Fenêtre ou porte-fenêtre, triple vitrage, 1 ou 2 vantaux, ouvrante à la française, fabriquée en France, en chêne ou pin sylvestre européen	229	5507	2	3712	11311	1505	0	334
Tube creux en acier utilisé comme élément d'ossature (poteau, poutre ...)	0	41	0	127	23	17	0	3
Bardage douglas non traité pour un usage de classes 2 et 3	125	614	0	43	6185	132	0	16
SATURATEUR OPAQUE ENVIRONNEMENT BLANCHON	32	190	0	97	1602	16	0	4
Revêtement de sol souple en linoléum - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	1100	11569	2	3680	54324	1255	0	435
Parquet massif en chêne, épaisseur 23mm, fabriqué en France	64	1538	0	393	3152	425	0	108
Platelage / Lame de terrasse en pin maritime massif profilé et traité [Prélèvement carbone biogénique compensé par INIES_MAJ temporaire]	10	102	0	71	505	23	0	1
Plinthe en bois massif [haut. 7cm et ép. 1,4cm] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	455	1431	0	170	22456	75	0	15
Plinthe en céramique [haut. 7cm et ép. 1,4cm] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	707	2230	0	768	34926	185	0	19
Revêtement pour murs et plafonds en faïence [ép. 10mm] avec mortier colle et joint - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	89	0	0	664	4383	259	0	19
Ensemble de boites aux lettres collectives Courriel	1141	96	0	127	56336	26	0	204
Peintures pour sols bi-composant en phase aqueuse	18	154	0	162	897	71	0	10
SGG MIRALITE REVOLUTION (Gamme des miroirs) 4 mm	3307	853	0	707	163320	365	0	15
Coffret électrique - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	0	0	0	5	14	1	0	0
Regard de visite en béton pour réseaux d'évacuation et d'assainissement en béton [Dint entre 200 et 1000mm] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	8	0	0	467	397	128	0	12

Résultats détaillés des impacts des processus du bâtiment cas d'étude

Gaines et fourreaux en polyéthylène [DN entre 100 et 200mm] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAUT	1629	7249	2	4107	80454	942	0	127
Câble basse tension 0,6/1kV [Section conductrice de 5 mm2] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAUT	2	425	0	28	110	29	0	3
Dallage sur terre plein en béton d'épaisseur 0.15 m, C25/30 XC1 CEM II/A	183	114	0	166	9027	31	0	5
Bloc-porte largement vitre (avec huisserie bois)	22	449	0	565	1092	132	0	199
Bardage en lames de Douglas sans traitement de préservation	6	208	0	28	313	52	0	1
Chape fluide [ép.5cm] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAUT	5518	4259	4	7623	272504	1168	0	121
Ensemble de boîtes aux lettres collectives Classica	1724	181	0	192	85144	45	0	236
Aline_Bois_Massif	3958	10914	1	1355	195469	311	0	34
Aline_Bois_Massif	2068	5703	0	708	102147	162	0	18
Aline_Bois_Massif	2017	5562	0	690	99625	158	0	17
Béton armé pour semelle isolée, C25/30 XC1/XC2, CEM II/A	227	158	0	254	11229	46	0	8
Gros béton C20/25 X0 CEM II/A	127	68	0	86	6295	17	0	2
Revêtement en béton: caniveau, bordure et gouttière	34	485	0	508	1680	79	0	30
Mortiers organiques : adhésifs, sous-enduits ITE et enduits de ragréage	33	49819	0	243	1615	74	0	43
TC_Pare vapeur HDPE Aline	252	1125	1	1090	12454	203	0	59
TC_Isolation Aline	1417	15750	4	6940	69963	3145	0	67
TC Etanchéité PVC Aline	135	0	0	571	6649	101	0	208
TC_Etanchéité asphalte Aline	1539	11250	3	6094	75991	2435	0	188
TC Gravier Aline	146	1125	1	1017	7186	254	0	31
Total	557149	187088	41	80481	27515541	24556	156	186056

Prédictions hautes du modèle Biodiv-Ex

Donnée	Écotoxicité (eau douce)	Eutrophication (eau douce)	Réchauffement climatique (eau douce)	Réchauffement climatique (air)	Écotoxicité (mers et océans)	Acidification des sols	Consommation de l'eau (eau)	Consommation de l'eau (terre)
Cuve ou réservoir en polyéthylène [3000L] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAUT	1	26	0	43	47	10	0	1
Platelage en bois massif - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAUT	140	1347	0	922	6879	301	0	15
Revêtement en asphalte pour chaussée	24	441	0	498	1162	127	0	9
Béton pour fondations superficielles C25/30 XC2 CEM II/A	8052	1599	1	2083	394950	395	0	45
Semelle filante 30x40 cm Béton armé C25/30 XF1 CEM II/A-L	365	235	0	341	17912	64	0	9
Gros béton C20/25 X0 CEM II/A	10633	2190	1	2767	521550	532	0	63
Mur extérieur de 18 cm d'épaisseur en Béton armé C25/30 XC4/XF1 CEM II/A-L	1237	810	1	1241	60690	228	0	36
Escalier Hélicoïdal en béton	2	38	0	61	101	12	0	2
Revêtement en asphalte pour chaussée	146	2710	2	3054	7147	782	0	58
Bloc de coffrage en béton - avec béton de remplissage	38	988	1	1261	1856	262	0	31
Béton pour poteau extérieur C25/30 XC4/XF1 CEM I	982	174	0	249	48174	47	0	5
Plancher d'étage par solivage bois pour maison individuelle	323	5184	1	2641	15865	1233	0	183
Prédalle en béton armé	83	1773	2	3264	4057	592	0	112
Mur ossature bois avec montant d'une largeur de 145 mm et un entraxe de 60 cm non isolé, fabriqué en France	239	2681	1	1300	11707	584	0	48

Annexes

CLT by Stora Enso	14	211	0	93	678	47	0	13
Mur ossature bois avec montant d'une largeur de 145 mm et un entraxe de 60 cm non isolé, fabriqué en France	232	2608	1	1265	11390	568	0	47
Escalier droit en bois massif reconstitué (BMR) [larg. 100cm] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAUT	286	937	0	77	14040	53	0	7
Panneaux Rigides Isolants en Polyuréthane Ep 100mm KNAUF Thane ET Se	53	1991	1	1819	2590	571	0	77
KNAUF INSULATION Laine de Verre Acoustiplus ECOSE 032 140 mm	79700	989	0	758	3909391	220	0	28
KNAUF INSULATION Laine de Verre ECOSE Acoustiplus 032 120 mm	318512	3943	2	2986	15623443	878	0	111
KNAUF INSULATION Laine de Verre ECOSE Acoustiplus 032 100 mm	131425	1627	1	1232	6446564	362	0	46
Métisse RT	64	1929	0	932	3142	120	0	24
Bloc-porte bois de communication (avec huisserie bois)	510	3216	0	843	25019	428	53	63267
Placoplatre® BA 18 18 mm	178	1563	1	1728	8726	322	0	49
Plaque de plâtre Placodur® BA13	73	471	0	572	3591	109	0	17
Bloc-porte bois de communication (technique) (avec huisserie bois)	954	5043	1	1879	46800	741	102	121417
Fenêtre ou porte-fenêtre, triple vitrage, 1 ou 2 vantaux, ouvrante à la française, fabriquée en France, en chêne ou pin sylvestre européen	11	255	0	170	536	68	0	15
DOMISOL LR 30 mm	49	735	0	596	2408	193	0	9
KNAUF INSULATION Laine de Verre ECOSE TP 216 45 mm	4752	60	0	42	233089	13	0	2
DUOPROTECT 35 mm	320	772	0	766	15688	147	0	86
Volets en bois massif - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAUT	130	2380	1	1853	6365	703	0	73
Fenêtre ou porte-fenêtre, triple vitrage, 1 ou 2 vantaux, ouvrante à la française, fabriquée en France, en chêne ou pin sylvestre européen	242	5624	2	3743	11886	1509	0	338
Tube creux en acier utilisé comme élément d'ossature (poteau, poutre ...)	1	42	0	128	28	17	0	3
Bardage douglas non traité pour un usage de classes 2 et 3	132	627	0	43	6498	133	0	16
SATURATEUR OPAQUE ENVIRONNEMENT BLANCHON	34	194	0	98	1682	16	0	4
Revêtement de sol souple en linoléum - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAUT	1164	11817	2	3711	57087	1258	0	441
Parquet massif en chêne, épaisseur 23mm, fabriqué en France	68	1571	0	397	3312	426	0	110
Platelage / Lame de terrasse en pin maritime massif profilé et traité [Prélèvement carbone biogénique compensé par INIES_MAJ temporaire]	11	104	0	71	530	23	0	1
Plinthe en bois massif [haut. 7cm et ép. 1,4cm] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAUT	481	1462	0	171	23598	75	0	15
Plinthe en céramique [haut. 7cm et ép. 1,4cm] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAUT	748	2277	0	774	36702	186	0	20
Revêtement pour murs et plafonds en faïence [ép. 10mm] avec mortier colle et joint - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAUT	94	0	0	669	4605	260	0	19
Ensemble de boîtes aux lettres collectives Courriel	1207	98	0	128	59201	26	0	207
Peintures pour sols bi-composant en phase aqueuse	19	157	0	164	941	71	0	10
SGG MIRALITE REVOLUTION (Gamme des miroirs) 4 mm	3499	871	0	713	171630	366	0	15

Résultats détaillés des impacts des processus du bâtiment cas d'étude

Coffret électrique - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	0	0	0	5	18	1	0	0
Regard de visite en béton pour réseaux d'évacuation et d'assainissement en béton [Dint entre 200 et 1000mm] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	8	0	0	471	416	128	0	12
Gaines et fourreaux en polyéthylène [DN entre 100 et 200mm] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	1724	7403	2	4142	84547	945	0	129
Câble basse tension 0,6/1kV [Section conductrice de 5 mm2] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	2	434	0	28	117	29	0	3
Dallage sur terre plein en béton d'épaisseur 0.15 m, C25/30 XC1 CEM II/A	193	116	0	167	9485	31	0	5
Bloc-porte largement vitre (avec huisserie bois)	23	458	0	570	1147	132	0	201
Bardage en lames de Douglas sans traitement de préservation	7	212	0	29	328	52	0	1
Chape fluide [ép.5cm] - DONNEE ENVIRONNEMENTALE PAR DEFAULT	5838	4350	4	7688	286369	1171	0	122
Ensemble de boites aux lettres collectives Classica	1824	184	0	193	89476	45	0	239
Aline_Bois_Massif	4188	11147	1	1366	205414	312	0	34
Aline_Bois_Massif	2188	5825	0	714	107344	163	0	18
Aline_Bois_Massif	2134	5681	0	696	104693	159	0	17
Béton armé pour semelle isolée, C25/30 XC1/XC2, CEM II/A	241	161	0	256	11799	46	0	8
Gros béton C20/25 X0 CEM II/A	135	69	0	87	6614	17	0	2
Revêtement en béton: caniveau, bordure et gouttière	36	495	0	512	1765	80	0	31
Mortiers organiques : adhésifs, sous-enduits ITE et enduits de ragréage	35	50884	0	245	1696	74	0	43
TC_Pare vapeur HDPE Aline	267	1149	1	1099	13087	203	0	60
TC_Isolation Aline	1499	16087	4	6998	73522	3154	0	68
TC Etanchéité PVC Aline	142	0	0	576	6986	102	0	211
TC_Etanchéité asphalte Aline	1628	11490	3	6146	79857	2442	0	191
TC Gravier Aline	154	1149	1	1026	7551	254	0	32
Total	589498	191087	42	81163	28915660	24621	158	188531

13.2. Détails des résultats du contributeur « Énergie » - Bâtiment cas d'étude

Prédictions du modèle Biodiv-Ex

Donnée	Écotoxicité (eau douce)	Eutrophication (eau douce)	Réchauffement climatique (eau douce)	Réchauffement climatique (air)	Écotoxicité (mers et océans)	Acidification des sols	Consommation de l'eau (eau)	Consommation de l'eau (terre)
Gaz naturel ou GPL (butane ou propane) Chauffage	103	1553	13	26273	5082	4466	0	32
Électricité Chauffage	2	73	0	193	87	49	0	23
Gaz naturel ou GPL (butane ou propane) ECS	311	4681	41	79218	15324	13466	0	97
Électricité ECS	17	717	1	1187	842	367	0	367
Électricité Auxiliaires de ventilation	54	2283	2	3231	2693	1057	1	1277
Électricité Auxiliaires de distribution	21	895	1	1267	1056	415	0	501
Électricité Éclairage	26	1078	1	2223	1299	620	0	465
Électricité autres usages	277	11597	8	16416	13685	5370	6	6490
Total	812	22877	67	130008	40068	25810	8	9253

13.3. Détails des résultats du contributeur « Eau » - Bâtiment cas d'étude

Donnée	Écotoxicité (eau douce)	Eutrophisation (eau douce)	Réchauffement climatique (eau douce)	Réchauffement climatique (air)	Écotoxicité (mers et océans)	Acidification des sols	Consommation de l'eau (eau)	Consommation de l'eau (terre)
Consommation d'eau	1563	3100	1	2280	75498	781	0	585
Rejet d'eau	1400	45762	2	3647	66466	2210	54	60709
Total	2963	48862	3	5927	141964	2991	54	61293

13.4. Détails des résultats du contributeur « Chantier » - Bâtiment cas d'étude

Donnée	Écotoxicité (eau douce)	Eutrophisation (eau douce)	Réchauffement climatique (eau douce)	Réchauffement climatique (air)	Écotoxicité (mers et océans)	Acidification des sols	Consommation de l'eau (eau)	Consommation de l'eau (terre)
Poste énergie	9	570	0	391	446	184	0	3
Poste énergie	9	570	0	391	446	184	0	3
Consommation d'eau	31	62	0	46	1521	16	0	12
Rejet d'eau	28	922	0	73	1339	45	1	1223
Poste déchet	38	447	0	911	2064	399	0	134
Poste transport	23	96	0	283	1429	57	0	4
Total	139	2667	1	2096	7244	884	1	1379

14. Étapes préalables à l'étude des variantes du bâtiment cas d'étude

Cette annexe décrit les études liminaires conduites pour évaluer robustement les impacts des différentes variantes du bâtiment cas d'étude. Nous présentons dans un premier temps les travaux relatifs au redimensionnement du bâtiment pour supporter les différentes toitures, puis les modifications apportées aux modélisations ÉLODIE afin de tenir compte des variations de matérialité.

14.1. Dimensionnement des variantes du bâtiment

L'EPA MARNE a fourni les plans architecturaux et les hypothèses de calcul du dimensionnement du bâtiment initial, de structure bois avec une toiture pentue en tuiles, que nous avons légèrement modifiée en lui substituant une toiture plate en gravier. À l'aide de Manuel MANTHEY, ingénieur structure au CSTB, nous avons identifié les éléments du bâtiment susceptibles d'être impactés par la descente de charge des toitures et les avons renforcés si besoin. Le procédé suivi se déroule en quatre phases :

- Étape 1 : calcul des charges des différentes typologies de toitures ;
- Étape 2 : définition des éléments du bâtiment affecté par la charge additionnelle et dimensionnement des différentes variantes ;
- Étape 3 : traduction des dimensionnements en quantitatifs de matériaux.

14.1.1. Estimation des charges des différents systèmes de toitures

Les estimations du poids des toitures sont explicitées ci-dessous. Les densités de chacun des matériaux ont été déterminées au chapitre 2. Le poids du substrat considéré est celui à sa Capacité Maximale en Eau (CME), c'est-à-dire lorsqu'il est saturé en eau. Des charges d'entretien et des charges climatiques de 100 kg/m² (convention) chacune sont rajoutées au poids des systèmes pour tenir compte du poids des agents d'entretien, de la neige qui peut s'accumuler.... La comparaison du poids des systèmes végétalisés avec celui du système gravillonnaire permet de savoir si un redimensionnement du bâtiment est nécessaire.

*Estimation des charges des différents systèmes de toiture et comparaison par rapport à la charge de la toiture gravier (*CME=Capacité maximale en eau).*

Charges	Toiture gravier	Toiture extensive	Toiture semi-intensive	Toiture intensive
Poids du complexe isolation-étanchéité + complexe substrat-végétalisation à CME* (kg/m ²)	224.21	160.5	306.11	453.82
Charge d'entretien (kg/m ²)	100	100	100	100
Charge climatique (kg/m ²) (à dire d'expert)	100	100	100	100
Total à CME* (kg/m ²)	424.21	360.5	506.11	653.82
Différentiel par rapport à la toiture gravier		- 15%	+ 19%	+ 54%

La toiture végétalisée extensive est plus légère que la toiture gravier, les bâtiments avec les variantes extensives n'ont pas besoin d'être redimensionnés. En revanche, les toitures semi-intensives et

intensives sont plus lourdes. Il faut donc prévoir de renforcer les éléments structuraux des bâtiments pour assurer leur viabilité.

14.1.2. Impact de la charge des toitures sur le dimensionnement du bâtiment

▪ Identification des éléments impactés par la charge des toitures

Manuel MANTHEY a identifié les éléments structuraux affectés par la charge des toitures :

- La charpente du plancher haut du R+2 pour les variantes bois et pour les variantes béton, les planchers hauts du R+2, R+1 et RdC ;
- Les murs séparatifs des logements, les murailles et les façades extérieures ;
- Les éléments du sous-sol (poutres, poteaux, voile) ;
- Les fondations.

Les tableaux suivants décrivent les dimensions de ces éléments structuraux pour chacun des systèmes de toiture.

Taille/Section/Épaisseur des éléments structuraux impactés par la descente de charge des toitures pour les variantes bois

Structure bois					
Modifications		Gravier	Extensive	Semi-intensive	Intensive
Complexe toiture de base (toiture pentue)	Fermette	À supprimer			
	Tuiles				
	Liteaux				
	Panneau de contreventement				
	Pare-pluie				
Nouveau complexe de toiture		Toiture gravier	Toiture extensive	Toiture semi-intensive	Toiture intensive
Charpente plancher haut R+2	Dalle béton (cm)	Pas besoin	Pas besoin	12	12
	Solives 1 (cm)	l16 * h32	l16 * h32	l11 * h30	l16 * h30
	Solives 2 (cm)	l10 * h20	l10 * h20	l11 * h20	l12 * h20
	Poteaux porteurs (cm)	l20*h60	l20*h60	l22*h60	l32*h70
Murs séparatifs logements + extérieurs + murailles	Murs Ossatures Bois intérieurs et extérieurs pour les 3 niveaux	Entraxe de 400 mm + section de 45*200mm --> *1.5 de MOB	Entraxe de 400 mm + section de 45*200mm --> *1.5 de MOB	Entraxe de 400 mm + section de 45*200mm--> *1.5 de MOB	Entraxe de 400 mm + section de 50*200mm--> *1.66 de MOB
Éléments du sous-sol (en béton)	Poutres (cm)	Pas de changement par rapport à la toiture pentue en tuile		l40*h50*L l50*h50*L' l80*h50*L'' l100*h50*L'''	l45*h50*L l60*h50*L' l90*h50*L'' l120*h50*L'''
	Poteaux	Pas de changement par rapport à la toiture pentue en tuile			
	Voile				
Fondations (en béton)	Semelles isolées	+ 10%	- 10%	+ 35%	+ 50%

À noter que selon le guide du CSTB « *L'étanchéité des toitures-terrasses, conception et réalisation, en application des DTU 43.1, 43.3, 43.4, 43.5 et 43.11* » (CSTB, 2015), une toiture végétalisée de type semi-intensive ou intensive ne peut être supportée par une dalle uniquement faite de bois. Un support maçonné doit venir renforcer cette structure. Nous avons donc opté pour des planchers mixtes bois-béton.

Taille/Section/Épaisseur des éléments structuraux impactés par la descente de charge des toitures pour les variantes béton

Structure béton					
Modifications		Gravier	Extensive	Semi-intensive	Intensive
Complexe toiture de base (toiture pentue)	Fermette	À supprimer	À supprimer	À supprimer	À supprimer
	Tuiles				
	Liteaux				
	Panneau de contreventement				
	Pare-pluie				
Nouveau complexe de toiture		Toiture gravier	Toiture extensive	Toiture semi-intensive	Toiture intensive
Planchers et murs		Supprimer les planchers et murs en bois existant			
Plancher haut R+2	Dalle béton (cm)	24	22	25	28
	Poteaux (cm)	25*40	25*40	30*40	30*40
	Poutres (cm)	40*80	40*80	40*90	40*90
Plancher haut R+1	Dalle béton (cm)	20	20	20	20
	Poteaux (cm)	25*40	25*40	30*40	30*40
	Poutres (cm)	30*60	30*60	30*60	30*60
Plancher haut RdC	Dalle béton (cm)	20	20	20	20
	Poteaux (cm)	25*40	25*40	30*40	30*40
	Poutres (cm)	30*60	30*60	30*60	30*60
Murs séparatifs logements + extérieurs + murailles	Voile béton armé (cm)	20	20	20	20
Éléments du sous-sol (en béton)	Dalle béton (cm)	20	20	20	20
	Poteaux (cm)	25*40	25*40	30*40	30*40
	Poutres (cm)	45*50	45*50	45*50	45*50
		60*50	60*50	60*50	60*50
		90*50	90*50	90*50	90*50
		120*50	120*50	120*50	120*50
Voile (cm)	20	20	20	20	
Fondations (en béton)	Semelles isolées	+ 129%	+ 122%	+ 138%	+ 155%

Les dimensionnements fournis par Manuel ont été convertis en quantité de matière afin de modifier la modélisation ÉLODIE du bâtiment initial.

■ Quantification des variantes du bâtiment

Pour ce travail, les quantitatifs de matériaux des bâtiments ont été calculés à l'aide des plans architecturaux fournis par l'EPA MARNE et des dimensions établies par Manuel MANTHEY. Ils sont présentés dans les tableaux ci-dessous. Les quantitatifs sont ensuite comparés à la variante gravier afin d'évaluer la quantité de matière à ajouter d'une variante à l'autre.

Quantitatifs des matériaux impactés par la descente de charge pour les variantes bois.

Éléments structuraux impactés par le changement de charge	Toiture gravier	Toiture extensive	Toiture semi-intensive	Toiture intensive
Planchers hauts (m ³ de bois)	43	43	29	42
Planchers hauts (m ³ de béton)	0	0	51	51
Murs (m ³ de bois)	32	32	32	35
Éléments du sous-sol (m ³ de béton)	0	0	44	51
Fondations (m ³ de béton)	80	80	99	110
Total bois (m ³)	75	75	61	77
Total bois (kg)	37503	37503	30439	38640
Total béton (m ³)	80	80	194	212

Total béton (kg)	192803	192803	464597	508611
------------------	--------	--------	--------	--------

Quantitatifs des matériaux impactés par la descente de charge pour les variantes béton.

Éléments structureaux impactés par le changement de charge	Toiture gravier	Toiture extensive	Toiture semi-intensive	Toiture intensive
Planchers hauts (m ³ de béton)	301	293	308	321
Murs (m ³ de béton)	274	274	274	274
Éléments du sous-sol (m ³ de béton)	173	173	173	173
Fondations (m ³ de béton)	167	162	174	186
Total béton (m ³)	915	901	929	954
Total béton (kg)	2196209	2163540	2228664	2289061

Comparaison des matériaux par rapport à la toiture gravier

Éléments structureaux impactés par le changement de charge Toiture gravier	Toiture extensive	Toiture semi-intensive	Toiture intensive
Structure bois			
Différentiel bois par rapport à la toiture gravier	Pas de changement	- 19%	+ 3%
Différentiel béton par rapport à la toiture gravier	Pas de changement	+ 141%	+ 164%
Structure béton			
Différentiel béton par rapport à la toiture gravier	- 1%	+ 1%	+ 4%

Pour les variantes bois, le plancher haut qui supporte les toitures semi-intensives et intensives est renforcé par un support maçonné qui relativise la quantité de bois à ajouter à la structure.

14.2. Modélisations ÉLODIE

Nous disposons de la modélisation ÉLODIE du bâtiment initial (structure bois et toiture pentue en tuiles). Pour chaque variante de bâtiment, les modélisations ÉLODIE ont été réalisées et les impacts biodiversité ont été calculés grâce à la régression linéaire. Nous résumons ci-dessous les principaux changements effectués sur les modélisations ÉLODIE.

Bâtiment toiture semi-intensive

Modifications /changements				Modélisation ÉLODIE								
Éléments à modifier		Quantité initiale (plan)	Quantité finale pour charge de 424 kg/m ²	Unité	Avant				Après			
					Lot	Produit de construction	Quantité	Unité	Lot	Produit de construction	Quantité	Unité
Complexe de toiture	Protection	Inexistante	425 (valeur calculée sur plan)	m ²	4,1	Toiture classique gravier (donnée créée)	425	m ²	4,1	Toiture végétalisée semi-intensive (Données créées)	425	m ²
	Barrière anti-racinaire		425	m ²								
	Couche drainante		425	m ²								
	Filtre		425	m ²								
	Couche de rétenti		425	m ²								

Étapes préalables à l'étude des variantes du bâtiment cas d'étude

	on de l'eau													
	Substrat		425	m ²										
	Végétation		425	m ²										
Charpente plancher haut R+2	Dalle béton	Inexistante	12	cm	Inexistant					3,1	Béton armé pour dalle, C25/30 XC1/XC2 CEM II/A	51	m ³	
	Solives 1		26,1	m ³						3,1	Plancher d'étage par solivage bois pour maison individuelle	425 (perm et de modéliser les panneaux OSB et 12m ³ de solives bois)	m ²	
	Solives 2		1,4	m ³										
	Poutres porteuses		1,5	m ³										
	Panneaux OSB		Inchangé											
	Rajout de bois massif pour être conforme													
Murs 3 niveaux (9m)	MOB extérieurs	Entraxe de 600 mm + section de 45*200 mm	Entraxe de 400 mm + section de 45*200 mm --> *1.5 de MOB		3,3	Mur ossature bois avec montant d'une largeur de 145 mm et un entraxe de 60 cm non isolé, fabriqué en France (7.3 kg/m ² d'ossature (montants + traverses) et 5.3 kg/m ² de panneaux OSB)	740	m ²	3,3	Mur ossature bois avec montant d'une largeur de 145 mm et un entraxe de 60 cm non isolé, fabriqué en France (7.3 kg/m ² d'ossature (montants + traverses) et 5.3 kg/m ² de panneaux OSB)	740	m ²		
		Rajout de bois massif pour être conforme												
	MOB intérieurs	Entraxe de 600 mm + section de 45*200 mm	Entraxe de 400 mm + section de 45*200 mm --> *1.5 de MOB		3,4	Mur ossature bois avec montant d'une largeur de 145 mm et un entraxe de 60 cm non isolé, fabriqué en France (7.3 kg/m ² d'ossature (montants + traverses) et 5.3 kg/m ² de panneaux OSB)	720	m ²	3,4	Mur ossature bois avec montant d'une largeur de 145 mm et un entraxe de 60 cm non isolé, fabriqué en France (7.3 kg/m ² d'ossature (montants + traverses) et 5.3 kg/m ² de panneaux OSB)	720	m ²		
		Rajout de bois massif pour être conforme												
									3,4	Éléments porteurs en bois massif (donnée créée)	15,8	m ³		

Étapes préalables à l'étude des variantes du bâtiment cas d'étude

	Panneaux OSB		<i>Inchangé</i>							les calculs sur plan, pour 1m2 de plancher, nous avons 0.06m3 de solivage	12m3 de solives bois)		
	Rajout de bois massif pour être conforme									3,1	Éléments porteurs en bois massif (donnée créée)	29,9	m ³
Murs 3 niveaux (9m)	MOB extérieurs	Entraxe de 600 mm + section de 45*200 mm	Entraxe de 400 mm + section de 50*200 mm -> *1.66 de MOB		3,3	Mur ossature bois avec montant d'une largeur de 145 mm et un entraxe de 60 cm non isolé, fabriqué en France (7.3 kg/m2 d'ossature (montants + traverses) et 5.3 kg/m2 de panneaux OSB)	740	m ²		3,3	Mur ossature bois avec montant d'une largeur de 145 mm et un entraxe de 60 cm non isolé, fabriqué en France (7.3 kg/m2 d'ossature (montants + traverses) et 5.3 kg/m2 de panneaux OSB)	740	m ²
		Rajout de bois massif pour être conforme								3,3	Éléments porteurs en bois massif (donnée créée)	17,9	m ³
	MOB intérieurs	Entraxe de 600 mm + section de 45*200 mm	Entraxe de 400 mm + section de 50*200 mm -> *1.66 de MOB		3,4	Mur ossature bois avec montant d'une largeur de 145 mm et un entraxe de 60 cm non isolé, fabriqué en France (7.3 kg/m2 d'ossature (montants + traverses) et 5.3 kg/m2 de panneaux OSB)	720	m ²		3,4	Mur ossature bois avec montant d'une largeur de 145 mm et un entraxe de 60 cm non isolé, fabriqué en France (7.3 kg/m2 d'ossature (montants + traverses) et 5.3 kg/m2 de panneaux OSB)	720	m ²
		Rajout de bois massif pour être conforme								3,4	Éléments porteurs en bois massif (donnée créée)	17,4	m ³
Éléments du sous-sol (en béton)	Poutres	34,0	51,4	m ³						2,2	Poutre en béton de dimension 0.30x0.20 m, C25/30 XF1 CEM II/A Attention dimensions non adaptées, il faut ajuster!	290	mL
	Poteaux Voile	<i>Inchangé</i>											
Fondations (en béton)	Semelles isolées BA	46,815	70,2	m ³	2,1	Semelle filante 30x40 cm Béton armé C25/30 XF1 CEM II/A-L ATTENTION SEMELLE FILANTE !! ET PAS SEMELLE ISOLEE	59,13	mL		2,1	Béton armé pour semelle isolée, C25/30 XC1/XC2, CEM II/A	23,41	m ³
	Semelles isolées gros béton	26,2164	39,3	m ³	2,1	Gros béton C20/25 X0 CEM II/A	76,43	m ³		2,1	Gros béton C20/25 X0 CEM II/A	13,11	m ³

Liste des publications, communications et activités relatives à la thèse

Publications à comité de lecture scientifique

Article

- Brachet A., Schiopu N., Clergeau P., 2019. Biodiversity impact assessment of building's roofs based on Life Cycle Assessment methods. *Building and Environment* 158, 133–144. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2019.04.014>.
- Brachet A., Schiopu N., Clergeau P., XXXX. Methodology to assess the interaction between biodiversity and urban system : toward a synergy of LCA, ecological expertise and data science. *Building and Environment*. *In prep.*

Conférences

Communication orale

- Brachet A., Olmos M., Schiopu N., Clergeau P., 2019. Relevance of considering LCA and ecological expertise methods to evaluate biodiversity impact of green roofs. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Helsinki (Finlande).

Posters

- Brachet A., Schiopu N., Clergeau P., 2017. Combining ecological and life cycle assessment of urban projects, a way to support biodiversity conservation and climate change reduction. European Conferences on Biodiversity and Climate Change (ECBCC), Bonn (Allemagne).

Ouvrage

- Chapitre « L'évaluation environnementale du cadre bâti en milieu urbain » Schiopu N., Brachet A., Naville N., Clergeau P., de l'ouvrage « Urbanisme et biodiversité : vers un paysage vivant structurant le projet urbain », 2020, Ed. Apogée.

Communication autour de la thèse

Vidéos

- Ma thèse en 180 secondes : mesurer les interactions entre les systèmes urbains et la biodiversité. <https://www.youtube.com/watch?v=AjX0Vjk0Uz4>.

Autres présentations

Communication orale

- Brachet A., Schiopu N., Clergeau P., 2019. Évaluation environnementale des interactions biodiversité / systèmes urbains. SCORE LCA. Paris (France).

Posters

- Brachet A., Olmos M., Schiopu N., Clergeau P., 2019. Relevance of considering LCA and ecological expertise methods to evaluate biodiversity impact of green roofs. Journée des doctorants 2019. CSTB Paris (France)
- Brachet A., Schiopu N., Clergeau P., 2018. ACV et expertise écologique pour évaluer les interactions entre les systèmes urbains et la biodiversité. Journée des doctorants 2018. CSTB Paris (France).
- Brachet A., Schiopu N., Clergeau P., 2019. ACV et expertise écologique pour évaluer les interactions entre les systèmes urbains et la biodiversité. Journée des doctorants 2019. CSTB Paris (France).
- Brachet A., Schiopu N., Clergeau P., 2020. Approche hybride pour évaluer les interactions entre les systèmes urbains et la biodiversité. Journée des doctorants 2020. CSTB Paris (France).

Article de communication

- Brachet A., 2019. Mesurer la biodiversité pour mieux la préserver. EPA MARNE. <https://www.epamarne-epafrance.fr/actualites/mesurer-la-biodiversite-pour-mieux-la-preserver/>

Guide

- Guide méthodologique de la méthodologie d'évaluation hybride des interactions biodiversité / système urbain

Participations à des groupes de travail et des conférences

- IPBES Side Event « Comment la mesure de l'empreinte biodiversité des entreprises peut-elle renforcer le cadre post-2020 ? », 2019. CDC Biodiversité. Paris (France).
- IPBES Side Event « Introduction to the GBS », 2019. CDC Biodiversité. Paris (France).
- Journée thématique « Biodiversité : quel rôle pour la normalisation », 2018. AFNOR. La Plaine Saint-Denis (France).
- Journée technique « La végétalisation du bâti - Gammes végétales et entretien », 2018. Plante & Cité. Paris (France).
- Atelier « Les nouvelles interfaces de la ville et de son environnement » organisé dans le cadre de l'élaboration du projet stratégique et opérationnel (PSO) des établissements publics, 2018. EPA Marne-la-Vallée (France).
- Conférence PRODURABLE, 2018. Paris (France).
- Workshop PBF, 2017. Product Biodiversity Footprint. I care & Consult, Sayari. Paris (France).
- Conférence « Comment favoriser la végétalisation du bâti, les PLU/PLUI et les documents d'urbanisme : des leviers incontournables », 2017. Association des Toitures et Façades Végétales (ADIVET), Paris (France).
- Groupe de Travail « Bâtiment et Biodiversité », 2017. HQE Alliance et Orée. Paris (France).
- Journée Thématique EcoSD, 2017. La spatialisation en ACV – Intérêts, faisabilité et limites pour éco-concevoir. INRA, IRSTEA, EME et IFP Énergies nouvelles. Rueil-Malmaison (France).

Enseignement et encadrement

Enseignement

Enseignement en Licences 3 professionnelles à l'Université de Grenoble-Alpes - 2018 et 2019

- L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) appliquée au secteur de la construction (TP)

Enseignement en Master 2 Génie Civil à l'Université de Grenoble-Alpes - 2018

- L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) appliquée au secteur de la construction (TP)

Enseignement en Master 2 Génie Civil à l'Université de Grenoble-Alpes - 2019

- L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) appliquée au secteur de la construction (CM + TP)

Enseignement en Master 2 Bâtiment à Haute Efficacité Environnementale à l'Université Claude Bernard Lyon 1 - 2019

- L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) appliquée au secteur de la construction (CM + TP)

Enseignement en Master 2 professionnel « Urbanisme et Biodiversité » (URBABIO) au Muséum d'Histoire Naturelle de Paris co-habilité avec l'École Nationale d'Architecture de Paris Val de Seine - 2019

- L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) appliquée au secteur de la construction (CM)
- BIM et Biodiversité (CM)

Encadrement de stage

- Encadrement de Mickaël OLMOS pour son stage de fin d'études de Master 2 Ingénierie, Management de l'Environnement et du Développement durable (Université de Technologie de Troyes), 2018. 6 mois.
Sujet : Approche ACV appliquée aux végétaux urbains.
- Co-encadrement de Sinda BATTALIEB pour son stage de fin d'études au Département Génie de l'Environnement et des organisations à l'Institut Fayol de l'école des Mines de Saint-Etienne, 2018. 6 mois.
Sujet : Étude de la sensibilité de la méthode d'évaluation de la durabilité environnementale absolue à différentes valeurs de références possibles (application au changement d'affectation des sols).

Formations doctorales

- ACV et SimaPro
- Introduction au langage CityGML
- Biomimétisme
- Animer une communauté sur Construction 21
- Rédaction d'un article scientifique
- Gestion de l'intelligence émotionnelle
- Pratique de prise de parole en public
- Python (formation interne + MOOC)
- Ethique et intégrité scientifique
- Psychologie de l'enseignement
- Formateurs, gagner en impact !