



Rapport de stage

Évaluation de la "performance écologique" d'ouvrages bâtis au travers d'indicateurs standardisés basés sur des simulations de dynamique de populations

Lina MHIRI

PARCOURS MODÉLISATION DES SYSTÈMES ÉCOLOGIQUES
MASTER BIODIVERSITÉ, ÉCOLOGIE ET ÉVOLUTION

4 juin 2025

Encadrant :

Sylvain MOULHERAT

Entreprise :

TERROÏKO

2 Place Dom Devic

81540 Sorèze

Remerciements

En premier lieu, je voudrais exprimer ma sincère reconnaissance à mon maître de stage, M. Sylvain Moulherat, pour son encadrement, sa patience et sa confiance dans mon travail. Son accompagnement a été d'une grande aide tout au long du stage et je tiens vraiment à le remercier pour tout ce qu'il a pu m'apprendre. Je souhaite également remercier Mme Catherine De Roince pour cette opportunité et pour son accueil au sein de TerrOïko. Enfin, j'aimerais témoigner ma gratitude à toutes les personnes de TerrOïko pour leur disponibilité, leur aide considérable et leurs précieux conseils ainsi que pour leur accueil toujours chaleureux qui m'ont permis de mener à bien ce stage et qui ont grandement enrichi mon expérience professionnelle.

Sommaire

1	Introduction	1
2	Matériels et méthodes	6
2.1	SimOïko - Fonctionnement général et paramétrage des simulations	6
2.2	Construction des cycles de vie des écotypes à partir des données de traits d'histoire de vie et d'habitats	8
2.2.1	Collecte des données sur les espèces	9
2.2.2	Construction des cycles de vie des écotypes	11
2.2.3	Compilation de la carte d'occupation du sol	12
2.2.4	Paramétrage des interactions des espèces avec la matrice paysagère	13
2.3	Calcul d'indicateurs de "performance écologique" standardisés	13
2.4	Constitution d'un gradient d'urbanisation sur la zone pour sélectionner des sites pilotes	15
2.5	Proposition de scénarios d'aménagement favorables à la biodiversité . . .	16
2.6	Environnement de travail	16
3	Résultats	16
3.1	Construction de la base de données des traits d'histoire de vie	16
3.2	Détails des écotypes construits	17
3.3	Analyse paysagère	17
3.4	Sélection des sites pilotes	18
3.5	Calcul et analyse des indicateurs de "performance écologique"	19
4	Discussion	20
4.1	Intérêts et enjeux liés aux espèces génériques virtuelles	20
4.2	Indicateurs de "performance écologique"	22
4.3	Poursuites et perspectives	23
	Annexes	i
A.1	Références utilisées pour construire la base de données des traits d'histoire de vie	i
A.2	Exemple de la démarche de construction des écotypes pour les oiseaux des milieux boisés	vi

1. Introduction

Selon le rapport de l'évaluation mondiale de la biodiversité et des services écosystémiques publié en 2019 par la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES), la biodiversité décline à un rythme sans précédent. La principale cause de sa dégradation est d'origine anthropique: les changements d'usage des sols et de la mer (IPBES 2019). Elle se manifeste au travers de la destruction et de la dégradation des milieux naturels, provenant en majorité de l'intensification de l'agriculture et de l'expansion croissante des villes (IPBES 2019; Maxwell et al. 2016; Newbold et al. 2015; Seto, Güneralp, et al. 2012).

Le développement urbain peut se caractériser par une densification des centre-villes mais aussi prendre la forme de péri-urbanisation, une transformation des zones rurales en périphérie des villes en des aires métropolitaines étendues (Seto, Parnell, et al. 2013). Il s'accompagne d'un déploiement accru des infrastructures de transports, en particulier routières, accentuant les pressions sur la biodiversité (impacts spécifiques de nature différente de ceux des villes elles-mêmes) (Barrientos et al. 2021; Rytwinski & Fahrig 2012).

Ainsi, l'urbanisation des territoires constitue une menace majeure pour la biodiversité (McDonald et al. 2008; McKinney 2002). En altérant le paysage par la fragmentation des patches d'habitats et par la réduction de leur taille et du degré de connectivité entre eux, le développement actuel des villes provoque de nombreux effets négatifs (Crooks et al. 2017; Fahrig 2003). Il s'accompagne de nombreuses pressions anthropiques (pollution lumineuse, acoustique et chimique affectant la qualité de l'air, de l'eau et des sols, prédation par les animaux domestiques, etc.) (Halfwerk & Jerem 2021; Halfwerk & Slabbekoorn 2015).

Ces impacts de la fragmentation sur l'abondance, la richesse et la diversité spécifique (Faeth et al. 2011; McKinney 2008), affectant les communautés écologiques en termes de structure et de composition, mais également par un effet d'homogénéisation de traits fonctionnels en agissant comme un filtre environnemental (Lizée et al. 2011; McKinney 2006) bénéficient d'une littérature extensive. La nature et l'intensité des effets diffèrent selon les espèces considérées: Hahs et al. (2023) a par exemple décrit des contrastes dans les changements de plusieurs traits fonctionnels (taille du corps, régime alimentaire, mobilité et stratégie reproductive) selon le degré d'urbanisation pour six groupes taxonomiques (amphibiens, chiroptères, abeilles, carabidés, reptiles et oiseaux). Toutefois, certaines espèces peuvent bénéficier de l'environnement urbain telles que des espèces d'oiseaux (Callaghan et al. 2019) ou d'arthropodes généralistes (Vergnes et al. 2014), ou des espèces non natives (Cadotte et al. 2017; N. B. Grimm et al. 2008; McKinney 2006).

Le déclin de la biodiversité est interconnecté avec le changement climatique; il dégrade la fourniture de services écosystémiques essentiels et met en danger la santé des

écosystèmes, des plantes et des animaux, mais également la santé humaine (McElwee et al. 2025). Dans le cas des villes, Marseille et al. (2021) synthétise les relations entre la biodiversité et la santé et le bien-être humain, décrivant par exemple les effets positifs de la végétation (et de sa diversité) sur les niveaux sonores et la température (îlots de chaleur). Au-delà de ses valeurs récréative, culturelle ou intrinsèque, les apports de la biodiversité pour la société rendent sa prise en compte primordiale dans le contexte urbain.

L'intégration de la Nature en ville peut se concrétiser par l'adaptation de la structure et de la composition des villes pour y accueillir et y maintenir la biodiversité. Pour guider et éclairer les décisions en matière d'aménagement, d'architecture et de construction, des méthodes d'évaluation des impacts écologiques des projets doivent émerger. Il apparaît comme essentiel que ces dispositifs s'inscrivent dans une perspective multi-échelles en incluant les effets au niveau du paysage, de la ville ou du quartier, et du bâtiment (Catalano et al. 2021).

Plusieurs approches pour le design et la conception des villes orientées biodiversité (*design for nature*) ont été théorisées; une revue de la littérature couvrant les champs de la biologie de la conservation et du design environnemental a été menée par Catalano et al. (2021). Elle souligne les opportunités offertes par les technologies numériques pour intégrer la composante biodiversité dans les domaines de la planification urbaine, de l'architecture, de l'ingénierie et de la construction. Celles-ci s'intègrent tout au long du cycle de vie d'un bâtiment, comme illustré dans la figure 1.1. L'utilisation de données cartographiques au travers de logiciels SIG (Système d'Information Géographique) constitue une étape essentielle pour la localisation de nouveaux sites de développement, mais aussi plus globalement pour l'aménagement du territoire. Ces outils SIG peuvent servir de support à une autre technologie, le *Building Information Modelling* (BIM), mise en œuvre dans les phases de conception, de construction et d'exploitation d'un ouvrage bâti. Le BIM est une représentation (ou maquette) numérique des caractéristiques physiques et fonctionnelles d'un projet de construction (bâtiment, infrastructure) partagée entre les parties prenantes tout au long de son cycle de vie (de sa conception à son démantèlement) (Wang et al. 2019). Cette représentation d'une construction peut conduire au déploiement d'un jumeau numérique (*Digital Twin*): un objet ou un système physique et sa représentation virtuelle, reliés par un flux bidirectionnel (un échange) continu de données permettant une synchronisation et une adaptation en temps réel, ainsi que la génération de prédictions à partir de modèles (statistiques ou mécanistes) (De Koning et al. 2023; D. Jones et al. 2020). Sur la base de ces technologies, ce cycle d'abstractions numériques peut être appliqué à l'échelle d'une ville ou d'un territoire; on parle alors de *City Information Modelling* (CIM) (Xia et al. 2022). Combinés ensemble, et en exploitant les avancées dans l'IoT (*Internet Of Things*), ces outils ouvrent de nombreuses

perspectives pour intégrer la dimension environnementale dans la gestion des bâtiments et des infrastructures, participant à l'émergence de villes durables (Catalano et al. 2021; Moulherat, Le Roux, et al. 2019).

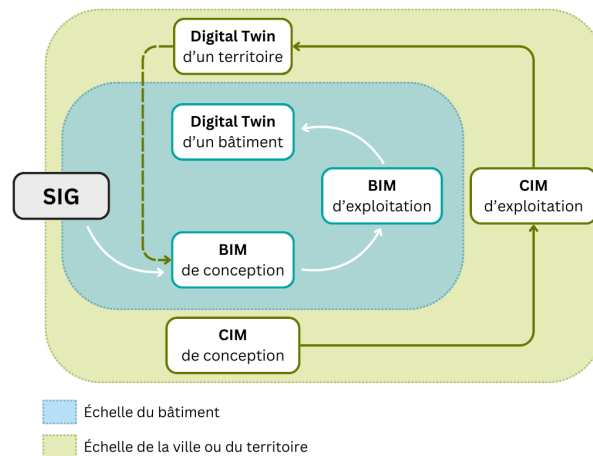


Figure 1.1: Schéma de l'intégration des technologies de SIG, BIM, CIM et Digital Twin dans le cycle de vie d'un bâtiment et dans l'aménagement du territoire.

Dans ce contexte, la modélisation écologique apporte des outils indispensables pour prendre en compte la complexité des interactions et des processus biologiques (Hoban et al. 2012; M. C. Urban et al. 2022). Elle permet de répondre aux enjeux de quantification et de prédiction de l'évolution de systèmes écologiques. De nombreux modèles existent (M. C. Urban et al. 2022) qui diffèrent par la composante de l'écologie des espèces qu'ils abordent. Une combinaison de plusieurs types de modèles permet d'améliorer le réalisme des prédictions et ainsi l'efficacité des mesures environnementales préconisées (Hunter-Ayad et al. 2020; M. C. Urban et al. 2022). Le sujet du stage n'explore pas les choix de modèles mais s'appuie sur SimOïko, une technologie spécifique à TerrOïko. SimOïko (Moulherat 2014) est un modèle de simulation de dynamiques de populations individu-centré et spatialement explicite, dont le fonctionnement est illustré par la figure 1.2. Il intègre les composantes paysagère, démographique et des processus de dispersion pour modéliser la dynamique de populations d'espèces. Cette prise en compte de la démographie dans le modèle permet de répondre aux défis associés à la mesure de la connectivité écologique (Drake et al. 2022). Trois types d'entrées sont nécessaires aux simulations : une carte d'occupation du sol de la zone étudiée, des paramètres démographiques et de dispersion de l'espèce simulée, et une caractérisation de ses interactions avec la matrice paysagère.

L'amélioration de la prise en compte de la biodiversité dans l'aménagement du territoire passe par le développement d'indicateurs mesurables permettant d'évaluer et de suivre son état (Noss 1990). Les indicateurs existants se limitent à des mesures de structure ou de composition et ne reflètent que peu la fonctionnalité écologique, souvent de manière indirecte par l'analyse de données paysagères (Feld et al. 2009). Ils reposent

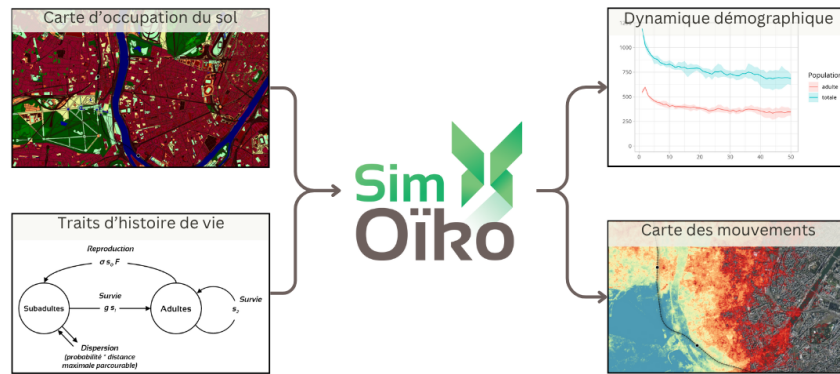


Figure 1.2: Schéma du modèle de simulation SimOïko.

pour la plupart sur des données d'inventaires (estimations d'abondance, de richesse ou de taille de populations) qui ne sont pas toujours disponibles ou mises à jour dans le temps, et dont la qualité est très hétérogène (Vačkář et al. 2012). Le recours aux simulations numériques avec SimOïko permet de pallier à ces limitations. Les relevés de terrain ne sont pas indispensables aux simulations qui peuvent être entièrement basées sur des données accessibles publiquement. Les sorties produites informent sur la fonctionnalité écologique d'un territoire en combinant des mesures de connectivité (qui la sous-tend (Moulherat, Soret, et al. 2023; Soret et al. 2024)) et de dynamique de population. Il est alors possible de définir des indicateurs de "performance écologique" qui combinent les aspects de structure, de composition et de fonctionnalité de la biodiversité (Boileau et al. 2022; Noss 1990).

Pour rendre compte de la diversité biologique d'un paysage, l'évaluation de la connectivité écologique doit reposer sur une approche multi-espèces (Baguette et al. 2013; Dutta, De Barba, et al. 2023). Cela peut impliquer une complexité et une puissance de calcul relativement importante si la zone considérée est vaste et le nombre d'espèces à modéliser élevé. Pour faire face à ces contraintes, plusieurs méthodes sont utilisées (Wood et al. 2022). On peut citer l'identification d'espèces parapluies (surrogate species), dont les besoins en termes d'habitat et les sensibilités aux perturbations permettent de couvrir ceux d'une large communauté d'espèces (Caro & O'Doherty 1999). Une démarche alternative est la sélection d'un nombre restreint d'espèces focales selon leurs traits écologiques qui, prises ensemble, couvrent les exigences écologiques de la communauté (Albert et al. 2017; Lambeck 1997; Meurant et al. 2018). Une autre approche consiste à créer des espèces génériques "virtuelles" (représentant des guildes écologiques) en définissant ou en combinant les valeurs pour une liste de traits (biologiques, fonctionnels, phylogéniques, etc.) impliqués dans la problématique écologique étudiée (telle que la connectivité) (Blaum et al. 2011; Vos et al. 2001; Watts et al. 2010)). Pris ensembles, ces "écotypes" reflètent l'hétérogénéité des caractères des espèces présentes dans le paysage. Cette dernière méthode peut permettre de dépasser les limitations émergeant des fondements théoriques de l'approche par espèces focales (Lindenmayer et al. 2002)) et a par exemple été adoptée

dans un contexte d'évaluation de la connectivité des aires protégées en France (Prima et al. 2024)). Elle a également été appliquée pour établir une stratégie de conservation en Australie sur la base des traits de dispersion des espèces (Lechner et al. 2017).

Dans le cadre de ce stage, une approche multi-espèces inspirée de Prima et al. (2024) a été adoptée. De par sa dimension généraliste et l'indépendance géographique qu'elle confère, elle permet de comparer différents territoires, évolutions temporelles ou variantes de projets de manière standardisée et s'avère donc pertinente pour intégrer l'aspect biodiversité dans les projets d'aménagement. Cette approche s'appuie sur la construction d'un ensemble d'écotypes, espèces génériques "moyennes" représentatives de guildes d'espèces, à partir des données d'habitat et de traits d'histoire de vie démographiques. Chaque éco-type est inféodé à une sous-trame, le but étant de représenter les différents grands types de milieux constituant les habitats des espèces. Cette approche forme un compromis entre représentativité, coût et applicabilité (facilité de mise en œuvre) (Lechner et al. 2017; Wood et al. 2022). Les traits d'histoire de vie utilisés sont relatifs à la survie, la reproduction et la dispersion, trois processus biologiques modélisés par SimOïko, qui influencent la dynamique d'une population et qui sont cruciaux pour l'évaluation de la connectivité (Baguette et al. 2013; Moulherat 2014). Les guildes doivent correspondre à des groupes d'espèces similaires entre elles pour les traits considérés et qui, prises ensembles, couvrent l'hétérogénéité des valeurs observées. L'utilisation d'analyses multivariées permet de répondre à ces spécifications en construisant des groupes homogènes par rapport aux variables considérées tout en maximisant les différences entre eux. De plus, elle offre une alternative à la définition de guildes par avis d'experts (adoptée dans le stage précédent), qui peut comporter des biais et ne permet pas de traiter de larges volumes de données (Drescher et al. 2013).

Les simulations avec SimOïko pour cet ensemble d'espèces virtuelles permet de construire des indicateurs standardisés, applicables à l'ensemble de la France métropolitaine, car indépendants des aires de répartition des espèces, et comparables entre différents contextes (spatial, temporel, variantes de conception, etc.).

La problématique étudiée pourrait se résumer en "comment intégrer la biodiversité dans l'urbanisme ?". Cette question suscite de nombreux travaux de recherche (inter-disciplinaires, écologie, urbanisme, paysagisme, etc.) qui explorent diverses possibilités pour y répondre. Le projet OptiBioNum (TerrOïko 2025), financé par la fondation FEREC et réalisé en collaboration avec la Société des Grands Projets (SGP) et Dark Sky Lab, s'inscrit dans ce contexte. Il propose une piste de réponse qui consiste à intégrer des indicateurs de "performance écologique" dérivés de simulations avec SimOïko dans des maquettes numériques (combinant BIM et SIG). Il se place dans la continuité des travaux menés par l'équipe de R&D de TerrOïko, à la fois sur la gestion de la biodiversité dans le cadre des infrastructures de transport (Moulherat, Teillagorry, et al. 2022), et sur les

indicateurs de la fonctionnalité des réseaux écologiques (Moulherat, Soret, et al. 2023; Ricard 2023; Soret et al. 2024).

Mon stage participe au volet écologique du projet OptiBioNum et se décompose en deux grandes parties. D'une part, la constitution des écotypes et le paramétrage de leur cycle de vie, nécessaires au calcul des indicateurs. D'autre part, la mise en application de la méthodologie par la réalisation d'un démonstrateur sur un cas concret, des gares et centres techniques du réseau de transport du Grand Paris Express (GPE) : calcul des indicateurs à partir des résultats de simulations pour différents scénarios d'aménagement. Les sites du GPE seront choisis le long d'un gradient d'urbanisation. La figure 1.3 résume les enjeux du stage au travers d'un cas d'usage.

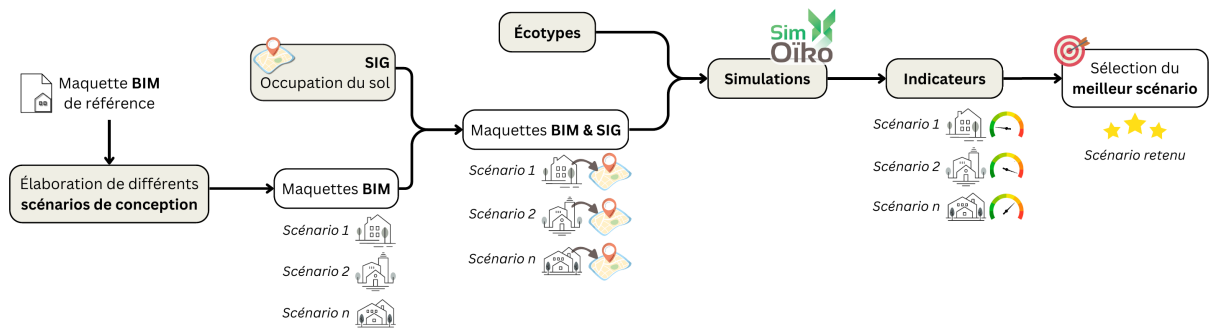


Figure 1.3: Schéma d'un cas d'usage pour le projet OptiBioNum. Les blocs colorés correspondent aux activités effectuées dans le stage, les blocs blancs sont gérés par le stagiaire BIM. A partir d'une maquette BIM de référence, plusieurs scénarios de conception sont élaborés, aboutissant à autant de maquettes numériques. Intégrées à la carte d'occupation du sol (fichier SIG), elles servent d'entrée aux simulations réalisées avec SimOïko pour les écotypes construits. Leurs résultats alimentent le calcul des indicateurs de "performance écologique". Ceux-ci informment le choix du scénario qui optimise la contribution de l'ouvrage à la préservation de la biodiversité.

2. Matériels et méthodes

2.1 SimOïko - Fonctionnement général et paramétrage des simulations

SimOïko (Moulherat 2014) est un modèle de simulation de dynamiques de populations, définies comme les populations d'un territoire connectées par la dispersion (une population étant constituée par l'ensemble des individus d'un patch d'habitat).

C'est un modèle:

individu-centré Chaque individu va indépendamment réaliser son cycle de vie selon ses paramètres de survie, de reproduction, de dispersion et de compétition, et selon les interactions avec son environnement.

mécaniste Les processus écologiques (reproduction, survie, dispersion, compétition) sont modélisés à partir de leur formalisme mathématique.

stochastique Les paramètres écologiques sont issus de tirages aléatoires (pour chaque individu, pas de temps et patch d’habitat).

spatialement explicite Les interactions des individus avec la matrice paysagère, notamment la dispersion, sont accomplies sur une carte du territoire.

Il prend en entrée à minima deux cartes décrivant le paysage pour l’espèce: une carte des patches d’habitat (zones de milieux favorables où l’espèce peut assurer son cycle de vie) et une carte de résistance. La carte de résistance contient dans chaque cellule un coefficient de friction (ou de perméabilité). Ce coefficient est une valeur entre 0 et 100 qui retranscrit la facilité ou la difficulté pour une espèce à se déplacer à travers un certain milieu. Il permet de moduler la capacité de déplacement d’une espèce dans un milieu donné, c’est-à-dire la distance de dispersion maximale qu’elle peut y parcourir. Il intègre également l’attractivité ou le caractère répulsif du milieu pour l’espèce (une valeur de 100 traduisant un évitement du milieu). Ces cartes (au format raster) sont dérivées de la carte d’occupation du sol compilée en amont (2.2.3).

D’autre part, chaque espèce doit être configurée en spécifiant les paramètres de simulation détaillés dans le tableau 2.1.

Nom du paramètre	Description
Nombre de classes	Cycle de vie structuré en n classes d’âges.
Probabilité de survie par classe	Probabilité de survie par pas de temps suivant.
Fécondité	Nombre de petits ou d’œufs par femelle par pas de temps.
Sexe-ratio	Sexe ratio initial.
Probabilité de dispersion	Probabilité qu’un individu quitte son patch pour s’installer dans un autre patch.
Distance maximale de dispersion	Distance maximale parcourable, correspondant à la capacité motrice des individus.
Densité d’individus	Exprimée en nombre d’individus par hectare de patch, elle représente les capacités de charge des patches d’habitat et fourni une estimation de la population possible sur la zone d’étude.
Coefficient de compétition (type Beverton)	La sélection étant densité-dépendante, le coefficient de compétition est calculé à partir de la densité d’individus. La capacité de charge par cellule est dérivée de ce coefficient.
Algorithme de dispersion et paramètres associés	Algorithme décrivant les choix de règle de mouvement en dispersion des individus (Random Walk, Correlated Random Walk, Least-Cost Path, Stochastic Movement Simulator, etc.).

Table 2.1: Paramètres à spécifier par espèce pour les simulations avec SimOïko.

Chaque simulation comprend un nombre de pas de temps à préciser; un pas de temps équivaut à une année. Par défaut, les simulations sont réalisées sur 50 pas de temps (minimum pour la stabilisation du système). Pour prendre en compte les phénomènes

de stochasticité inhérents au modèle, on effectue 5 itérations. Les processus aléatoires (tirages aléatoires des paramètres liés à la survie, à la reproduction et aux déplacements) étant réalisés indépendamment pour chaque individu, le nombre de pas de temps et d'itérations permet d'atteindre un nombre élevé de répétitions, réduisant la variance et fiabilisant les résultats. Ainsi, les résultats finaux exploités correspondent aux moyennes des 20 derniers pas de temps (système à l'équilibre) obtenues au cours de ces 5 simulations.

Les simulations produisent trois types de données en sortie (synthétisées sur la durée de la simulation): une carte des tailles de populations moyennes (par patch d'habitat), une carte des probabilités d'extinction des populations (par patch d'habitat), et une carte des mouvements de dispersion effectués par les individus au cours de la simulation (exprimés en nombre moyen de passages par cellule de la carte). Une carte de la fonctionnalité écologique est obtenue en combinant les données de probabilité de maintien ($1 - \text{probabilitéExtinction}$) et de mouvements normalisés des individus selon la formule 2.1.

$$\text{Fonctionnalité} = \frac{2 * \text{probabilitéMaintien} + \text{MouvementNormalisé}}{3} \quad (2.1)$$

2.2 Construction des cycles de vie des écotypes à partir des données de traits d'histoire de vie et d'habitats

Les écotypes sont construits pour couvrir les exigences et les réponses écologiques d'un ensemble d'espèces. Leur caractérisation passe donc avant tout par l'identification des espèces qu'ils doivent représenter.

Le projet étant mené en France métropolitaine, un recensement des espèces sauvages présentes dans cette zone géographique a été réalisé à l'aide de TAXREF (TAXREF [Eds] 2025). L'ensemble des données sur les espèces animales (rang taxonomique "espèce" et règne "Animalia") dont le statut biogéographique dans TAXREF était "Présent", "Endémique", "Subendémique", "Cryptogène", "Introduit" ou "Occasionnel" ont été extraites du référentiel. Cette table contient la totalité des 176352 espèces exploitables pour l'élaboration des écotypes.

Dans une optique d'intégration avec les dispositifs nationaux de préservation de la biodiversité, une organisation des espèces en sous-trame selon leurs habitats a été mise en oeuvre. Aligné avec la classification EUNIS des habitats (Louvel et al. 2013), les grands types de milieux composant les habitats des espèces ont été classés en six sous-trames : milieux boisés, ouverts naturels (prairies, pelouses), semi-ouverts, humides (mares et bords des cours d'eau), agricoles et urbains (parcs, jardins privés et publics, zones végétalisées anthropiques). Les quatre premières sous-trames couvrent les milieux naturels selon

une structure en adéquation avec les trames écologiques définies dans la Trame Verte et Bleue (TVB) (décret n°2014-45 du 20 janvier 2014). La distinction des sous-trames urbaine et agricole permet d'adresser les enjeux spécifiques des villes (où se concentrent une part des projets d'aménagements) et des zones rurales fortement marquées par les activités agricoles. Les écotypes seront donc distribués dans ces six sous-trames pour refléter des groupes d'espèces inféodés à différents types d'habitats.

Pour affiner la composition des guildes d'espèces représentées par les écotypes, un choix a été fait sur les groupes taxonomiques à modéliser. La sélection a été guidée par la disponibilité en données et l'objectif de représentativité de la diversité en termes de mouvements de dispersion (mode de déplacement, mobilité, distance maximale de dispersion, etc.), de cycle de vie ou dynamique démographique (reproduction, espérance de vie, compétition, etc.) et de sensibilité aux différentes pressions anthropiques (pollution lumineuse, pollution sonore, pollutions chimiques, perturbations humaines, trafic, etc.). Les groupes taxonomiques choisis sont les mammifères (marcheurs), les chiroptères, les oiseaux, les reptiles, les amphibiens, les papillons de jour (Rhopalocères), les papillons de nuit (Hétérocères) et les abeilles sauvages (Hyménoptères). Les chiroptères sont séparés du groupe des mammifères duquel ils se distinguent par leur mode de déplacement particulier (volant) qui leur confère des caractéristiques de dispersion très différentes des autres mammifères ("marcheurs"). Ces groupes taxonomiques sont répartis dans les six sous-trames.

Ce travail permet d'aboutir à une liste d'espèces présentes sur le territoire métropolitain pour chaque combinaison sous-trame - groupe taxonomique. Ainsi, de par la sélection des groupes taxonomiques et des sous-trames, seul un sous-ensemble de toutes les espèces du territoire a été exploité. Cela permet d'expérimenter la méthodologie avant de l'appliquer sur un plus gros jeu de données.

2.2.1 Collecte des données sur les espèces

Les données relatives aux traits d'histoire de vie et aux typologies d'habitat des espèces sont issues de recherches bibliographiques et complétées par les données de la base de données interne à TerrOïko. La base de données sur les traits d'histoire de vie de TerrOïko comprend environ 450 espèces déjà simulées accumulées sur 10 ans. Elle a été constituée à partir de recherches bibliographiques et contient le cycle de vie de l'espèce avec les valeurs de survie et de fécondité associées, des informations sur la dispersion (distance, probabilité selon des classes d'âge et le sexe) et l'age-ratio à l'équilibre, ainsi que la typologie des habitats et les coefficients de perméabilité correspondants (basés sur la classification EUNIS des habitats Louvel et al. (2013)).

Des problèmes d'accessibilité ont empêché l'utilisation massive de cette base de données. Cette partie du stage s'est donc axée sur le développement du framework méthodologique

à partir de base de données existantes et accessibles dans une perspective de généralisation à la base de données de TerrOïko dès lors qu'elle sera exploitable. Les recherches bibliographiques ont donc principalement ciblé des bases de données contenant l'ensemble ou une partie des traits d'intérêt, l'idée étant d'éviter des recherches exhaustives par espèce et par trait.

L'objectif était de constituer une base des traits d'histoire de vie nécessaires pour les simulations (tableau 2.1). Pour des raisons de disponibilité des données dans la littérature, les traits recherchés ont été: la probabilité de survie annuelle des adultes ou la durée en vol et le voltinisme pour les insectes, la fécondité (nombre d'œufs ou de nouveaux-nés par an) et la distance maximale de dispersion. Lorsque la probabilité de survie n'était pas disponible, la longévité était utilisée comme proxy selon la formule 2.2 (fonction de survie modélisée par une loi exponentielle). Cette estimation repose sur deux hypothèses: l'absence des effets de la sénescence (survie constante durant toute la durée de vie) et que la probabilité d'atteindre cette longévité est de 95 %.

$$survie = 0.05^{1/longévité} \quad (2.2)$$

Le tableau 2.2 résume les principales références bibliographiques dont sont issues les données des traits d'histoire de vie. La totalité des 68 sources utilisées est décrite dans l'annexe A.1.

Groupe taxonomique	Principales sources de données
Mammifères	Bases de données COMBINE (Soria et al. 2021)) et PanTHERIA (K. E. Jones et al. 2009))
Oiseaux	Base de données produite par Storchová & Hořák (2018) et données dans Paradis et al. (1998) et Mabry et al. (2013)
Amphibiens	Base de données de Trochet et al. (2014)
Reptiles	Base de données de A. Grimm et al. (2014)
Rhopalocères	Données de Bartonova et al. (2014), García-Barros (2000), and Sekar (2012) et Stevens et al. (2013)
Hétérocères	Données de Spitzer et al. (1984) et H. B. C. Jones et al. (2016)
Abeilles sauvages	Données de Desaeagher et al. (2022) and Zurbuchen et al. (2010) et Buchholz et al. (2020)

Table 2.2: Principales sources de données utilisées pour les traits d'histoire de vie des espèces.

Les habitats des espèces ont été caractérisés à partir des données de l'INPN (MNHN & OFB [Ed] 2003/2025), de la liste rouge de l'IUCN (IUCN 2025) et de SHNA-OFAB (Société d'histoire naturelle d'Autun (SHNA) - Observatoire de la faune de Bourgogne (OFAB) n.d.) et ont été utilisés pour déterminer la ou les sous-trames auxquelles les

espèces appartiennent.

2.2.2 Construction des cycles de vie des écotypes

Une fois la base de données des traits d'histoire de vie (paramètres des simulations) disponible, la méthodologie consistait à établir des guildes pour chacun des ensembles d'espèces sous-trame - groupe taxonomique et de construire et paramétrer leur cycle de vie.

Pour cela, deux méthodes de clustering hiérarchique ont été employées : agrégatif avec l'algorithme HCLUST et divisif avec l'algorithme DIANA (Kaufman & Rousseeuw 1990). Pour HCLUST, la méthode de lien est choisie (parmi *single linkage*, *complete linkage*, *average linkage*, *median linkage*, *mcquitty linkage* et la méthode de Ward selon les formules *Ward.D* et *Ward.D2*) en minimisant la métrique proposée par Mouchet et al. (2008) ($1 - c^2$ avec c la corrélation entre la matrice de distances et les distances cophénétiques). Le nombre de cluster est sélectionné manuellement selon la structure du dendrogramme (maximum cinq clusters). Les dendrogrammes ainsi que les mesures de corrélation entre la distance et la distance cophénétique ont été comparés entre les deux méthodes (ascendante et descendante).

La distance de Gower a été utilisée pour construire la matrice de dissimilarité des traits. Cette distance permet de combiner des types de variables différents (Pavoine et al. 2009), ici des quantitatives et des nominales. Le clustering a été effectué pour les combinaisons sous-trame - taxon comportant au moins cinq espèces. Les colonnes ayant plus de 5 % de données manquantes étaient supprimées, sinon les données manquantes étaient remplacées par la valeur moyenne pour la variable considérée.

Dans un but de simplification et de standardisation, deux formes de cycle de vie (structurés en classes d'âges) ont été choisies pour modéliser les espèces génériques représentatives de chacune des guildes identifiées. Un cycle à une classe où se déroulent l'ensemble des processus (reproduction, dispersion, survie) a été construit pour les taxons à une génération (abeilles, lépidoptères) et les chiroptères. Tous les autres taxons (mammifères, reptiles, amphibiens, oiseaux) ont un cycle à deux classes modélisant la classe des "juvéniles" (qui ne se reproduisent pas et qui dispersent) et des "adultes" (reproducteurs et non dispersant). La probabilité de survie annuelle des juvéniles étant insuffisamment documentée, elle a été fixée à 1 pour tous les taxons à l'exception des amphibiens et des insectes pour lesquels des estimations étaient disponibles. Cela engendre une surestimation de leur survie (et donc une modélisation très optimiste) qui sera prise en compte lors de l'interprétation des résultats des simulations.

Selon les groupes d'espèces, le succès de reproduction ou le recrutement des adultes est conditionné par la densité d'adultes (coefficient de compétition). Le cycle de vie à deux classes varie donc entre écotypes selon le positionnement de la compétition dans les

processus biologiques.

L’algorithme de dispersion choisi pour la modélisation de ces espèces virtuelles est le Stochastic Movement Simulator (SMS) (Palmer et al. 2011). En améliorant le réalisme écologique par la modélisation détaillée des comportements de déplacement, il se positionne parmi les plus performants (Aben et al. 2014; Coulon et al. 2015). Le SMS permet de calculer la probabilité pour une espèce d’aller dans une direction en fonction des informations qu’elle possède sur son environnement. Il intègre dans son calcul de probabilité la qualité de l’environnement pour l’espèce (coefficients de perméabilité), sa manière de bouger dans l’espace (persistance directionnelle), la capacité de l’espèce à percevoir son environnement (perception) et la capacité de l’espèce à se souvenir de la qualité du milieu d’où elle vient (mémoire). Ces trois derniers éléments font partie des paramètres à déterminer pour chaque espèce à simuler.

L’estimation de la probabilité de survie adulte, de la fécondité et de la distance maximale de dispersion des écotypes, représentatifs des guildes, a été réalisé à l’aide d’une Analyse en Composantes Principales (ACP) normée des données de la base de traits construite. Les individus (espèces) sont regroupés selon leur appartenance aux guildes (clusters) et sont projetés sur les axes factoriels. Le barycentre d’un groupe d’espèces modélise l’espèce virtuelle (écotype) qui le représente. Trouver les valeurs des traits de cette espèce moyenne revient à reconstruire ses coordonnées dans l’espace des variables initiales (à partir de ses coordonnées sur les axes de l’ACP). Les coordonnées factorielles du centroïde d’un cluster sont obtenues en prenant la moyenne des coordonnées des individus qui le compose sur chacun des axes de l’ACP. Le produit matriciel de ces coordonnées factorielles avec la transposée de la matrice des scores des colonnes normées à 1 permet de calculer les valeurs des variables initiales mais transformées (centrées-réduites). En multipliant par l’écart-type puis en sommant à la moyenne (calculés pour chaque variable initiale), on trouve les valeurs des traits d’histoire de vie (variables dans l’ACP) des écotypes. Cette démarche permet de prendre en compte la distribution des espèces au sein de chaque guildes pour les différentes variables (traits), ce qu’un simple calcul de moyenne masquerait.

Les données manquantes dans le paramétrage des écotypes (densité, probabilité de dispersion, probabilité de survie des insectes et des amphibiens) ont été estimées à partir de la base de données de TerrOïko et par avis d’experts au travers d’échanges avec des naturalistes et des modélisateurs de l’équipe.

2.2.3 Compilation de la carte d’occupation du sol

Le développement d’un démonstrateur sur des sites du Grand Paris Express repose sur la compilation d’une carte de l’occupation du sol d’une zone englobant l’ensemble du réseau, requise pour les simulations. La compilation de l’occupation du sol de la zone

d'étude (périmètre de 5 km autour du tracé du GPE) est produite avec un logiciel SIG à partir de données cartographiques produites par l'IGN (IGN 2025) et l'Institut Paris Région selon la procédure décrite dans Thierry et al. (2020) (Calvet et al. 2020; Dutta, Sharma, et al. 2022). Elle permet d'aboutir à une carte (au format vectoriel) représentant la nature du paysage caractérisé en utilisant la nomenclature standard européenne EUNIS (Louvel et al. 2013).

2.2.4 Paramétrage des interactions des espèces avec la matrice paysagère

La simulation des déplacements des individus dans le paysage passe par l'utilisation d'une carte de résistance construite à partir de la carte d'occupation du sol et des coefficients de friction (Zeller et al. 2012). A chaque code EUNIS présent dans l'occupation du sol est associé un coefficient de friction. L'estimation de ce coefficient se base sur la réduction relative de la distance parcourable dans un milieu par rapport à celle possible dans un milieu favorable, ainsi que sur le niveau de préférence qu'a une espèce pour ce milieu (Dutta, Sharma, et al. 2022; Moulherat 2014).

De façon analogue, on identifie parmi les codes EUNIS du territoire étudié ceux qui décrivent les habitats des espèces simulées, les patchs d'habitat. Cette association aboutit à la production d'une carte des patchs d'habitats de chacun des écotypes.

La définition des coefficients de friction et des patchs d'habitat a été menée en collaboration avec des modélisateurs de TerrOïko sur la base de paramétrages adoptés et validés dans des études produites. Elle reflète par ailleurs la définition des sous-trames.

2.3 Calcul d'indicateurs de "performance écologique" standardisés

Les résultats des simulations SimOïko utilisés pour le calcul des indicateurs incluent les cartes des mouvements des individus normalisés, des dynamiques de populations (taille de population moyenne par patch) et des probabilités de maintien (par patch).

Les quatre indicateurs de "performance écologique" sont l'accessibilité, la responsabilité, la diversité et la quiétude. Ils sont compris entre 0, mauvaise note écologique, et 1. Ils sont calculés à l'échelle des sites d'intérêt (gares ou centres techniques et leurs alentours) pour chaque écotype puis agrégés par sous-trame.

Pour obtenir les indicateurs de responsabilité et d'accessibilité, les résultats des simulations SimOïko sont représentés sous la forme de graphes, dont les nœuds sont les patchs d'habitat et les arrêtes sont les flux de dispersion entre patchs. Les mouvements ayant un sens (d'un patch s vers un patch t) et une "intensité" (nombre d'individus empruntant le chemin), le graphe est orienté et pondéré (D. L. Urban et al. 2009). Le poids affecté

à une arrête reliant les sommets s et t est l'inverse du nombre moyen d'individus qui se sont déplacés du patch s vers le patch t durant la simulation. Cette pondération permet de représenter le niveau de connectivité entre deux patchs (distance entre les sommets) en fonction de la fréquence des déplacements simulés (Moulherat, Soret, et al. 2023).

L'accessibilité se définit pour une zone z dans un voisinage de rayon r comme la proportion de patchs voisins à laquelle elle est connectée. Deux patchs sont connectés s'il existe un flux d'individus entre les deux dans la carte des déplacements résultant des simulations. Cet indicateur évalue la connectivité écologique de la zone avec le territoire avoisinant.

$$A(z, r) = \frac{nbVoisinsConnectés(z, r)}{nbVoisins(z, r)}$$

La responsabilité correspond, pour une zone z dans un voisinage de rayon r , à la moyenne de deux sous-indicateurs : la proportion d'individus se maintenant dans la zone par rapport à la population totale qui se maintient dans son voisinage; et la mesure de centralité intermédiaire (*betweenness centrality*) normalisée. Celle-ci se définit comme le nombre de plus courts chemins (dans le graphe) qui passent par la zone z pour relier deux patchs quelconques. Cet indicateur permet d'évaluer la qualité, selon la contribution au maintien de la population dans le voisinage, et l'importance, selon le niveau d'utilisation pour les déplacements de dispersion (rôle de stepping stone), des nœuds pour le réseau écologique.

$$R(z, r) = \frac{population(z)}{populationTotale(z, r)} + \frac{centralité(z)}{(n-1)(n-2)}$$

avec n le nombre total de patchs dans le voisinage de z (en incluant z).

Une valeur de 1 km a été choisie arbitrairement pour le rayon du voisinage autour des zones d'intérêt. Les indicateurs d'accessibilité et de responsabilité d'une zone au niveau de la sous-trame correspondent à la moyenne des indicateurs pour les écotypes de la sous-trame.

L'indicateur de diversité est calculé uniquement par sous-trame et repose sur la mesure de viabilité d'une zone. La viabilité d'une zone, pour un écotype, est définie comme une variable binaire qui vaut 1 s'il existe au moins un patch dans la zone avec une probabilité de maintien supérieure à 80 % et dont l'aire dans la zone a une capacité d'accueil d'au moins deux individus (calculé à partir de la densité d'individus), et 0 sinon. La diversité d'une zone est la proportion des écotypes de la sous-trame qui ont une valeur de viabilité à 1. Elle mesure la capacité de maintien d'une diversité potentielle.

La "quiétude", se rapportant à une zone indépendamment de la sous-trame, repose sur des données de pressions anthropiques pour en évaluer leur niveau en un site. Les pressions anthropiques considérées sont la pollution sonore et la pollution lumineuse (pollution lumineuse diffuse ou le nombre de sources lumineuses visibles pour un observateur à 1 m du sol), connues pour affecter l'écologie des espèces (Halfwerk & Jerem 2021). Les cartes

associées sont normalisées chacune entre 0 (niveau de pollution faible) et 1 (niveau élevé). Pour une zone, le niveau de pression est la moyenne des différentes valeurs de pollution pondérée par la proportion de la surface dans la zone. L'indicateur de quiétude est la moyenne des deux types de pollutions.

$$Q(z) = \frac{1}{2}[(1 - pollSonore(z)) + (1 - pollLumineuse(z))]$$

2.4 Constitution d'un gradient d'urbanisation sur la zone pour sélectionner des sites pilotes

Une analyse du paysage sur la zone d'étude englobant le GPE permet d'établir un gradient d'urbanisation le long duquel les gares et centres techniques pourront être sélectionnés pour les maquettes numériques. L'utilisation d'un gradient d'urbanisation est une approche largement employée pour étudier l'impact des villes sur la distribution et l'écologie des espèces (McDonnell & Hahs 2008). La sélection de sites le long d'un gradient allant de rural à fortement urbanisé permet d'étudier l'impact des scénarios d'aménagement dans des contextes plus ou moins favorables pour les différents groupes fonctionnels (par exemple en termes de nature des milieux, de niveaux de pressions anthropiques, de fragmentation des habitats).

L'analyse paysagère s'appuie sur la carte d'occupation du sol. Les codes EUNIS ont été regroupés en grands types de milieux permettant de caractériser l'urbain et le rural (en cohérence avec les sous-trames définies): forêt, ouvert (zones herbacées ou arbustives anthropisées), végétations humides (inclus les ripisylves), eau (eau courante ou stagnante), prairie, culture (espaces agricoles), artificiel (bâti hors infrastructure de transport), route, autoroute, chemin de fer. La carte a été maillée de cellules hexagonales. Pour chaque cellule, deux types de variables paysagères par catégorie de milieux ont été définies: la part de l'aire de ce milieu dans la cellule et la distance de la cellule à ce milieu.

Une ACP a été mise en œuvre sur ces données pour plusieurs tailles de cellules (250 m, 500 m, 750 m, 1000 m, 1250 m, 1750 m). Le but était de sélectionner la taille de maille qui maximisait la variance expliquée par le premier axe de l'analyse. En examinant la projection des variables paysagères sur les axes de l'ACP on peut vérifier que le premier axe de l'analyse représente un gradient d'urbanisation. Une fois la taille de maille choisie, des classes de contextes paysagers sont constituées en utilisation une méthode de classification non supervisée: la méthode k-means (algorithme Hartigan & Wong (1979)). Elle permet de partitionner les données en k classes en minimisant la variance intra-groupe. Le nombre de groupe "optimal" est déterminé graphiquement en fonction de la somme des carrés des distances entre les points et le centre du groupe (la moyenne des points du groupe), pour chaque groupe. Les classes ainsi formées sont positionnées sur le gra-

dient d'urbanisation en associant, sur le premier plan de l'ACP, les cellules à leur classe. Les gares et centres techniques peuvent être sélectionnés selon le contexte paysager de la cellule à laquelle ils appartiennent.

2.5 Proposition de scénarios d'aménagement favorables à la biodiversité

La mise en œuvre d'un prototype sur des sites du GPE comprend la scénarisation de stratégies d'aménagement, sur et autour des bâtiments choisis, qui intègrent les enjeux liés à la préservation de la biodiversité. L'analyse des cartes de fonctionnalité écologique par sous-trame, résultant des simulations, servira de support à l'identification des enjeux de chaque site, tels que leur rôle dans le maintien de continuités écologiques ou la possibilité d'être un patch d'habitat. Les propositions de design (structure et forme des bâtiments, types de végétation, systèmes d'éclairage, etc.) seront alors relatives à chaque sous-trame en prenant en compte les exigences écologiques des espèces qui la composent.

En complément de recherches bibliographiques sur les aménagements urbains répondant aux besoins de groupes d'espèces particuliers (les guildes fonctionnelles construites), les pistes pour un urbanisme écologique présentées par Clergeau (2020) et Catalano et al. (2021) pourront être explorées.

Les variantes de conception seront élaborées en collaboration avec un stagiaire BIM qui produira les maquettes numériques. Cette activité dépend donc de la disponibilité du stagiaire BIM et de la mise à disposition des maquettes initiales des sites par la SGP.

2.6 Environnement de travail

L'ensemble des analyses sont développées en R (version 4.4.3 R Core Team (2025)) avec les packages cluster (Maechler et al. 2024), ade4 (Thioulouse et al. 2018) et sf (Pebesma 2018). Les simulations sont réalisées avec SimOïko version vbeta-3.2.1.

3. Résultats

3.1 Construction de la base de données des traits d'histoire de vie

Une base de données des traits d'histoire de vie (probabilité de survie adulte, fécondité, distance maximale de dispersion, voltinisme et durée en vol) et des habitats (les six sous-trames) de 806 espèces a été construite. Elle se compose de 45 espèces d'abeilles sauvages, 28 espèces d'Hétérocères, 116 espèces de Rhopalocères, 41 espèces d'amphibiens, 444 espèces d'oiseaux, 23 espèces de chiroptères, 72 espèces de mammifères et 37 espèces de

reptiles.

3.2 Détails des écotypes construits

L'étape de clustering a abouti à la construction d'un total de 41 écotypes couvrant les six sous-trames. Ils représentent un sous-ensemble des 81 groupes issus du clustering et résumés dans le tableau 3.1.

L'objectif à terme est de représenter l'intégralité des 81 guildes en paramétrant une espèce virtuelle pour chacune d'entre elles. Cependant, par simplification pour être réalisable dans le cadre du stage, le choix a été fait de ne configurer qu'une espèce générique par guilde. Les 41 écotypes paramétrés représentent donc les groupes les plus proches du centre sur le premier plan factoriel de l'ACP. La position de ce groupe à l'origine du plan indique que son barycentre correspond à une espèce ayant des valeurs moyennes pour les traits considérés (variables de l'ACP). Cela en fait un bon candidat pour une espèce générique moyenne.

Groupe taxonomique	Nombre de guildes par sous-trame					
	Boisé	Humide	Ouvert naturel	Semi- ouvert	Agricole	Urbain
Mammifères	3	4	3	3	3	2
Chiroptères	1	1	1	1	1	1
Oiseaux	5	5	5	5	1	
Reptiles	1	2	3	3	1	2
Rhopalocères	3	3	3	3	2	2
Hétérocères	3	1	3		2	2
Abeilles	2	3	4	2	3	3
Amphibiens		2				

Table 3.1: Répartition du nombre de guildes, construites par classification hiérarchique, par sous-trame et par groupe taxonomique.

Cette étape a produit un ensemble de graphiques (dendrogrammes, graphes des variables et des individus d'ACP) pour chaque combinaison groupe taxonomique - sous-trame. Un exemple exhaustif de la démarche appliquée à l'ensemble des groupes est décrite pour les oiseaux des milieux boisés en annexe A.2.

3.3 Analyse paysagère

La taille de maille sélectionnée pour l'identification d'un gradient d'urbanisation est 1250 m. La variance expliquée par le premier axe de l'ACP sur les 20 variables paysagères varie entre 19 % pour un maillage de côté 250 m et 23.7 % pour un maillage de côté 1750 m. Cependant, cette dernière valeur produit un maillage trop imprécis (en regroupant dans une même cellule trop de types de milieux différents), la taille de 1250 m est donc un

compromis entre finesse du maillage et meilleure qualité de représentation par la première composante principale de l'ACP.

La figure 3.1 montre la projection des variables paysagères et des cellules du maillage de côté de 1250 m sur les axes 1 et 2 de l'ACP. La contribution des variables à la construction des axes est illustrée par un gradient de couleur. On remarque que les cellules ayant des valeurs positives sur l'axe 1 caractérisent des milieux plutôt "naturels" (présence élevée de milieux agricoles, prairiaux et boisés, éloigné des autoroutes et des chemins de fer) alors que les cellules situées du côté négatif de l'axe qualifient des espaces fortement urbanisés (forte proportion de route et de bâtis, éloigné des cultures et des prairies).

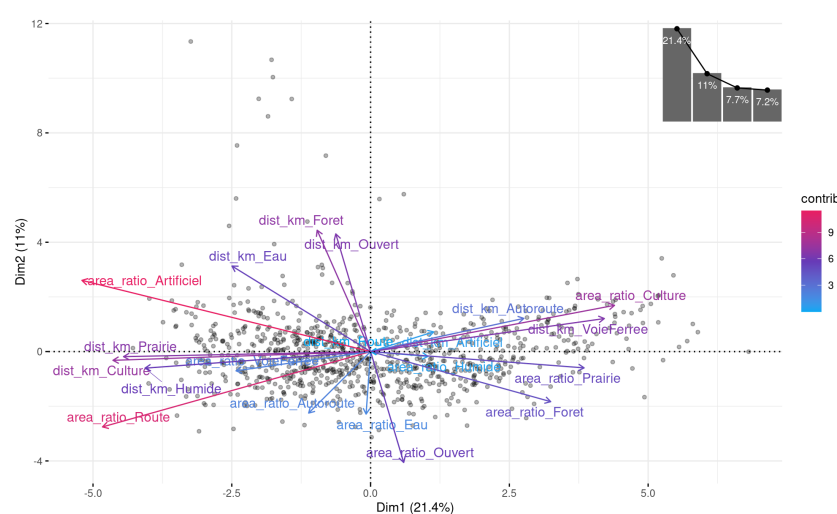


Figure 3.1: Projection des variables paysagères (flèches) et des cellules du maillage de côté de 1250 m (points) sur les axes 1 et 2 de l'ACP. Les couleurs des flèches correspondent à leur niveau de contribution à la construction des axes. Le pourcentage de variance expliquée par chaque axe est noté entre parenthèses à côté du nom de l'axe.

Ce gradient d'urbanisation se visualise sur la carte de la zone d'étude, figure 3.2, où les cellules sont colorées selon leurs coordonnées sur l'axe 1 de l'ACP. Il reflète le niveau d'artificialisation de la zone avec le centre (Paris et sa périphérie) très urbain, et des espaces agricoles et boisements principalement localisés au Nord-Est et au Sud-Ouest du territoire.

3.4 Sélection des sites pilotes

Le choix des sites pilotes du GPE peut être guidé par le gradient d'urbanisation mais relève également de décisions par la SGP. Lors de la rédaction de ce rapport, la validation par la SGP de la sélection des gares et centre techniques du GPE et la mise à disposition des maquettes numériques originales n'ont pas encore abouti. Le travail sur les propositions d'aménagement n'a donc pas encore été mené.

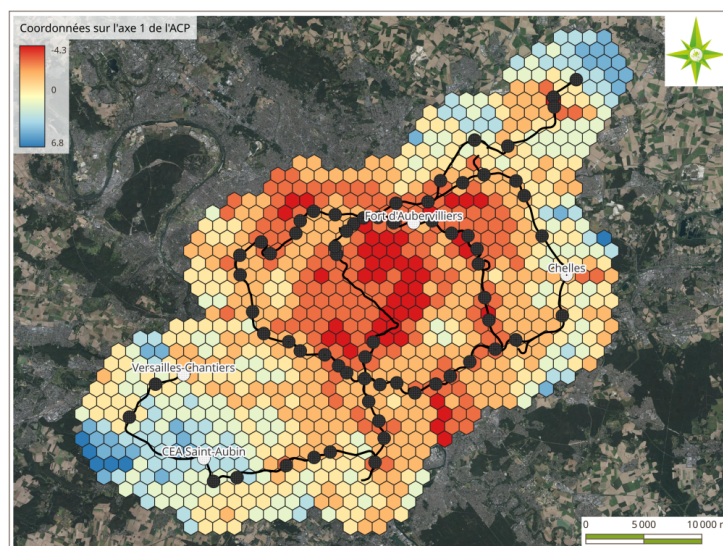


Figure 3.2: Maillage hexagonal de côté 1250 m de la zone d'étude. Les couleurs des cellules reflètent leurs coordonnées sur le premier axe de l'ACP des variables paysagères. Les gares sont représentées par des ronds. Les gares choisies en exemple pour le calcul des indicateurs sont en blanc avec leur nom affiché.

3.5 Calcul et analyse des indicateurs de "performance écologique"

Afin d'illustrer l'intérêt des indicateurs, la figure 3.3 montre le résultat de leur calcul pour quatre gares sélectionnées le long du gradient d'urbanisation (ronds colorés en blanc sur la figure 3.2).

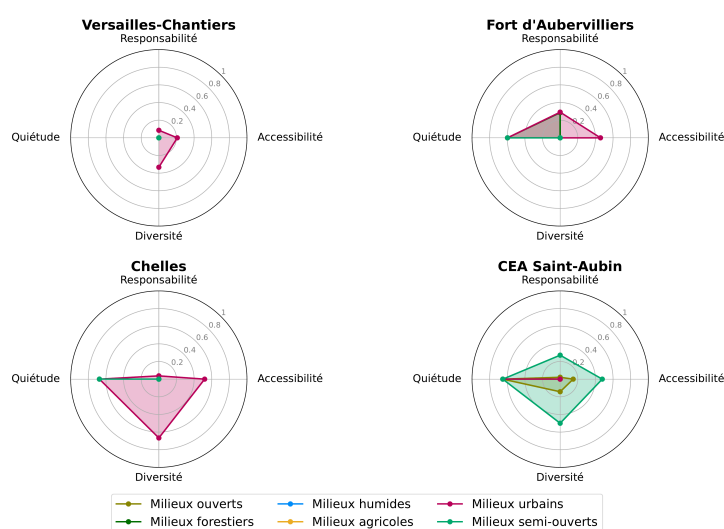


Figure 3.3: Indicateurs de "performance écologique" calculés à partir des résultats de simulation avec SimOïko pour quatre gares positionnées le long du gradient d'urbanisation. Les couleurs distinguent les valeurs des indicateurs par sous-trame.

La responsabilité est relativement faible, toutes trames confondues, ce qui est cohérent car les gares ne représentent pas des patches d'habitats de bonne qualité pour le maintien

des populations aux alentours. On identifie une singularité pour la sous-trame semi-ouverte sur la gare CEA Saint-Aubin qui peut s'expliquer par la nature arbustive de l'occupation du sol à cet emplacement. En effet, la gare est absente de l'occupation du sol (projet en phase de conception), sa localisation sur un milieu semi-ouvert représente un patch d'habitat pour les écotypes de cette sous-trame. Il en est de même pour les écotypes du milieu urbain sur la gare de Chelles.

Les niveaux d'accessibilité diffèrent selon les environs des gares dont la nature impacte l'intensité des flux de mouvements (au travers de la perméabilité). Elle est plus élevée pour la sous-trame urbaine car les espèces qu'elle comprend sont moins sensibles aux zones artificialisées dans leur capacité de déplacement. L'indicateur de quiétude dépend des niveaux de pollution sonore liée aux infrastructures de transport (aérien, routier et ferré, issues de Bruitparif) et de pollution lumineuse (sources de lumières visibles pour un observateur à 1 m du sol, données de Dark Sky Lab).

La diversité élevée pour les écotypes de la sous-trame urbaine à Chelles et ceux des milieux semi-ouverts à la gare CEA Saint-Aubin indique que ces emplacements sont des patches d'habitats de taille suffisante pour le maintien d'une grande proportion d'espèces. On peut noter un contraste pour ces deux gares (et les deux sous-trames évoquées) dans la relation entre responsabilité et diversité. La responsabilité est faible à Chelles alors qu'elle est plutôt élevée à CEA Saint-Aubin alors que la diversité est élevée dans les deux cas. Cela peut s'expliquer par le voisinage de la gare qui a globalement une mauvaise fonctionnalité dans le cas de CEA Saint-Aubin, rendant ce site important pour le fonctionnement du réseau aux alentours. A l'inverse, Chelles est entourée de zones de forte fonctionnalité écologique et a donc une importance moindre pour le réseau.

4. Discussion

4.1 Intérêts et enjeux liés aux espèces génériques virtuelles

Disposer d'une base d'écotypes constitue un apport majeur pour les projets d'évaluation de la biodiversité. En englobant les six grands types de milieux et les sept groupes taxonomiques choisis, les groupes fonctionnels représentés par les 41 écotypes reflètent une large gamme de caractères écologiques. Par l'intégration d'une variété de valeurs relatives aux processus biologiques de survie, de reproduction et de dispersion, fortement impliqués dans la dynamique démographique des populations, ils couvrent les besoins et les sensibilités d'une grande diversité d'espèces sur un territoire.

Kujala et al. (2018) ont analysé l'impact du nombre d'espèces sur la priorisation des sites dans le cadre d'un plan de conservation. Ces travaux suggèrent que l'utilisation

de 50 à 100 espèces permet de construire un réseau de protection robuste. Le nombre d'écotypes spécifiés (41) est du même ordre de grandeur que celui dans Kujala et al. (2018) mais contrairement à ces travaux la sélection des espèces représentées n'est pas aléatoire. Les résultats de Meurant et al. (2018) indiquent qu'un nombre modéré d'espèces (5 à 7), sélectionnées pour représenter une diversité d'habitats et/ou de mouvements, est suffisant pour couvrir les exigences d'un plus grand ensemble d'espèces d'un même habitat. En se basant sur un pool d'espèces limité (uniquement 14 espèces), ils ne valident pas l'efficacité de représentation d'une large diversité spécifique. En revanche, ces travaux confirment l'intérêt d'incorporer les données d'habitat et de dispersion dans le choix des espèces à modéliser.

La représentativité des écotypes dépend de la quantité et de la qualité des données servant à leur élaboration. On peut relever ici un point d'attention car le nombre d'espèces par sous-trame et par groupe taxonomique est très déséquilibré. Par exemple, les oiseaux sont globalement mieux représentés que les Hétérocères ou les chiroptères (444 espèces contre 28 ou 23, respectivement). Une amélioration de la fiabilité des traits des écotypes reposerait sur l'exploitation d'une plus grande quantité de données sur les espèces, réparties uniformément entre les groupes taxonomiques et les habitats. Cela permettrait également de réduire les variations (écart-type) liées aux biais dans les estimations des traits. En effet, le recours à des sources de données hétérogènes ne permet pas de garantir une similitude dans les méthodes employées pour produire les données (particulièrement pour les probabilités de survie et les distances de dispersion). Néanmoins, l'objectif est de créer des espèces virtuelles moyennes, recouvrant les caractères de tout un ensemble d'espèces, qui n'ont donc pas vocation à avoir des valeurs de traits précises mais moyennes.

La base des traits d'histoire de vie pourrait être enrichie par des données supplémentaires telles que la taille du corps, le niveau trophique, le régime alimentaire ou la période d'activité (Prima et al. 2024). La classification des espèces sera alors plus fine mais ce niveau de précision rendra l'identification d'une espèce générique moyenne plus délicate (car les groupes fonctionnels seront très éloignés les uns des autres). Une attention particulière doit être portée au rapport entre coûts (production et collecte des données) et bénéfices (apport d'information) de l'ajout de nouvelles variables.

La diversité d'habitats devra être élargie en ajoutant la sous-trame littorale, reflétant les habitats côtiers, pour couvrir l'ensemble des grands types de milieux (comme définis dans la typologie EUNIS). Des exigences écologiques supplémentaires pourraient être prises en compte en complétant la liste des groupes taxonomiques par les insectes saproxyliques ou des espèces de la faune du sol.

4.2 Indicateurs de "performance écologique"

Les indicateurs de responsabilité et d'accessibilité synthétisent le positionnement d'un site par rapport au fonctionnement écologique d'un territoire. Ils résument visuellement les analyses produites à partir de la carte de fonctionnalité écologique résultant des simulations. Contrairement à une représentation cartographique, leur format permet une intégration de ces informations dans une maquette numérique et facilite une comparaison standardisée entre sites ou variantes de projets. L'indicateur de diversité ajoute la dimension de la composition de la biodiversité sous le spectre des guildes fonctionnelles. De plus, l'utilisation des écotypes construits à partir des traits d'histoire de vie permet d'incorporer l'aspect traits fonctionnels, enrichissant ainsi les apports de ces indicateurs (Vandewalle et al. 2010). Ces indicateurs cherchent à répondre aux besoins des aménageurs en termes d'enjeux biodiversité tout en attestant d'une pertinence écologique. En adoptant une représentation synthétique, ils peuvent servir de support à un travail collaboratif entre écologues, architectes et paysagistes pour orienter les choix d'aménagements. Ils peuvent également faire émerger une étude écologique plus approfondie exploitant les résultats des simulations.

La "quiétude" se distingue des autres indicateurs car il ne mesure pas un état des écosystèmes mais plutôt le niveau de pressions qui s'exercent dessus. Il nécessite d'être affiné en le déclinant par écotype et par sous-trame mais cela repose sur une connaissance des effets spécifiques des pressions anthropiques sur les espèces. Actuellement, seules les pollutions lumineuse et acoustique sont incluses, positionnant cet indicateur dans la lignée des travaux de Trame Noire et de Trame Blanche (Moulherat, Plotard, et al. 2023). D'autres formes de pressions pourraient être prise en compte telles que la pollution de l'air, la pollution du sol, le dérangement lié à la présence humaine ou aux pratiques de gestion des espaces (verts) publics, mais cela requiert une connaissance scientifique plus exhaustive de ces sujets. Par ailleurs, l'intégration des niveaux de perturbations dans les simulations (au travers d'une adaptation de la densité d'individus) permettrait de répercuter leurs impacts sur les indicateurs de fonctionnalité écologique et de diversité. L'indicateur de "quiétude" apporterait alors des informations complémentaires pour leur interprétation.

Un des avantages de ces indicateurs est qu'ils ne sont pas contraints par la disponibilité en données d'inventaires d'espèces ou d'études de terrain, une condition pour le calcul de nombreux indicateurs (État de la biodiversité de l'Observatoire de l'immobilier durable, City Biodiversity Index, Biodi(V)strict, etc.). L'hétérogénéité des données sur lesquelles reposent ces mesures, en termes de nature et de qualité, influence les interprétations qui en découlent (Proença et al. 2017). Leur comparaison spatiale et temporelle s'en retrouve dégradée. Le recours à la simulation avec SimOïko permet de s'affranchir de cette limitation et de produire des indicateurs calculables et comparables sur tout le territoire,

à partir de données librement disponibles. En revanche, leur capacité à renseigner sur l'état écologique dépend directement de la précision (et de la fidélité) des données d'entrée des simulations.

Le développement d'indicateurs découle de la recherche d'un équilibre entre représentativité de la réalité écologique, et simplification pour fournir une vision résumée et synthétique (Gregory et al. 2005). Le nombre (quatre) et la nature (un score entre 0 et 1) des indicateurs utilisés ici contribuent à faciliter leur adoption par les acteurs de l'aménagement en se voulant concis, transparents et compréhensibles. Ces indicateurs sont le résultat d'un choix des éléments considérés comme prioritaires dans l'évaluation des impacts d'un site sur l'état des écosystèmes environnants. Ils ne seront donc pas pertinents en l'état (c'est-à-dire basé sur les écotypes) si l'on priorise d'autres aspects de la biodiversité, en s'intéressant par exemple au changement de composition en espèces d'une communauté (tel que le remplacement d'espèces indigènes par des espèces exotiques).

4.3 Poursuites et perspectives

Les travaux achevés ici forment la base de la mise en œuvre de l'approche adoptée dans le projet OptiBioNum pour répondre à la problématique d'intégration de la biodiversité dans l'urbanisme (ou dans l'aménagement des villes, dans les domaines de la conception, de l'architecture et de l'ingénierie). La spécification des écotypes constitue une entrée indispensable à la réalisation des simulations, de même que la carte d'occupation du sol dans laquelle pourront être introduites les maquettes numériques. Les résultats obtenus en sortie de SimOïko ainsi que les indicateurs calculés pour des sites expérimentaux informent sur l'état actuel des écosystèmes de la zone où se construit le GPE. Ils établissent un état de référence à partir duquel pourront être évalués les impacts de variantes de projets d'aménagement. Une comparaison standardisée entre plusieurs scénarios de conception de sites est alors possible au travers des indicateurs "performance écologique", grâce à l'utilisation des écotypes construits.

La sélection de gares ou de centres techniques pilotes et la mise à disposition de leurs maquettes numériques "initiales" relèvent des échanges avec la SGP. L'élaboration de scénarios de conception dépend de ces prérequis (qui n'ont pas pu être remplis avant la rédaction de ce rapport). La continuité du stage sera réalisée en collaboration avec le stagiaire BIM qui concevra et adaptera les maquettes 3D avec des propositions d'aménagements favorables à la biodiversité que j'aurai réalisé.

Une fois expérimentée avec ce projet pilote sur les sites du GPE, cette approche pourra être appliquée dans le cadre d'autres projets de construction. En fournissant un moyen d'évaluer leurs répercussions sur la diversité et le fonctionnement des réseaux écologiques, elle apportera les fondements à la création d'aménagements contribuant au maintien de la diversité faunistique en ville. Cette démarche pourrait participer à l'implémentation

de labels évaluant la prise en compte de la biodiversité dans les projets d'aménagement tels que les labels Biodiversity ou ÉcoQuartier.

L'adoption de ce procédé d'intégration des indicateurs standardisés de qualité écologique dans les maquettes BIM des projets d'aménagements est une piste de réponse aux enjeux de préservation de la biodiversité, particulièrement en contexte urbain. En orientant les projets dès les premières phases de conception vers des alternatives propices à la sauvegarde d'espèces animales (et végétales), cette stratégie s'insère dans le développement d'un urbanisme écologique (Clergeau 2020), indispensable pour concilier ville et respect du Vivant.

Bibliographie

- Aben, J., Strubbe, D., Adriaensen, F., Palmer, S. C. F., Travis, J. M. J., Lens, L. & Matthysen, E. (2014) Simple individual-based models effectively represent A fro tropical forest bird movement in complex landscapes. *Journal of Applied Ecology*, **51**. Ed. by Fuller, R., 693–702.
- Albert, C. H., Rayfield, B., Dumitru, M. & Gonzalez, A. (2017) Applying network theory to prioritize multispecies habitat networks that are robust to climate and land-use change. *Conservation Biology*, **31**, 1383–1396.
- Baguette, M., Blanchet, S., Legrand, D., Stevens, V. M. & Turlure, C. (2013) Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. *Biological Reviews*, **88**, 310–326.
- Barrientos, R., Ascensão, F., D'Amico, M., Grilo, C. & Pereira, H. M. (2021) The lost road: Do transportation networks imperil wildlife population persistence? *Perspectives in Ecology and Conservation*, **19**, 411–416.
- Bartonova, A., Benes, J. & Konvicka, M. (2014) Generalist-specialist continuum and life history traits of Central European butterflies (Lepidoptera) - are we missing a part of the picture? *European Journal of Entomology*, **111**, 543–553.
- Blaum, N., Mosner, E., Schwager, M. & Jeltsch, F. (2011) How functional is functional? Ecological groupings in terrestrial animal ecology: towards an animal functional type approach. *Biodiversity and Conservation*, **20**, 2333–2345.
- Boileau, J., Calvet, C., Pioch, S. & Moulherat, S. (2022) Ecological equivalence assessment: The potential of genetic tools, remote sensing and metapopulation models to better apply the mitigation hierarchy. *Journal of Environmental Management*, **305**, 114415.
- Buchholz, S., Gathof, A. K., Grossmann, A. J., Kowarik, I. & Fischer, L. K. (2020) Wild bees in urban grasslands: Urbanisation, functional diversity and species traits. *Landscape and Urban Planning*, **196**, 103731.
- Cadotte, M. W., Yasui, S. L. E., Livingstone, S. & MacIvor, J. S. (2017) Are urban systems beneficial, detrimental, or indifferent for biological invasion? *Biological Invasions*, **19**, 3489–3503.
- Callaghan, C. T., Major, R. E., Wilshire, J. H., Martin, J. M., Kingsford, R. T. & Cornwell, W. K. (2019) Generalists are the most urban-tolerant of birds: a phylogenetically controlled analysis of ecological and life history traits using a novel continuous measure of bird responses to urbanization. *Oikos*, **128**, 845–858.

- Calvet, C., Delbar, V., Chapon, P., Brasebin, M., Perret, J. & Moulherat, S. (2020) La biodiversité à l'épreuve des choix d'aménagement : une approche par la modélisation appliquée à la Région Occitanie. *Sciences Eaux et Territoires*, **31**, 8.
- Caro, T. M. & O'Doherty, G. (1999) On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology*, **13**, 805–814.
- Catalano, C., Meslec, M., Boileau, J., Guarino, R., Aurich, I., Baumann, N., Chartier, F., Dalix, P., Deramond, S., Laube, P., Lee, A. K. K., Ochsner, P., Pasturel, M., Soret, M. & Moulherat, S. (2021) Smart sustainable cities of the new millennium: towards design for nature. *Circular Economy and Sustainability*, **1**, 1053–1086.
- Clergeau, P. (2020) *Urbanisme et biodiversité: vers un paysage vivant structurant le projet urbain*, Éditions Apogée, Rennes.
- Coulon, A., Aben, J., Palmer, S. C. F., Stevens, V. M., Callens, T., Strubbe, D., Lens, L., Matthysen, E., Baguette, M. & Travis, J. M. J. (2015) A stochastic movement simulator improves estimates of landscape connectivity. *Ecology*, **96**, 2203–2213.
- Crooks, K. R., Burdett, C. L., Theobald, D. M., King, S. R. B., Di Marco, M., Rondinini, C. & Boitani, L. (2017) Quantification of habitat fragmentation reveals extinction risk in terrestrial mammals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **114**, 7635–7640.
- De Koning, K., Broekhuijsen, J., Kühn, I., Ovaskainen, O., Taubert, F., Endresen, D., Schigel, D. & Grimm, V. (2023) Digital twins: dynamic model-data fusion for ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, **38**, 916–926.
- Desaegher, J., Ouin, A. & Sheeren, D. (2022) How far is enough? Prediction of the scale of effect for wild bees. *Ecography*, **2022**, e05758.
- Drake, J., Lambin, X. & Sutherland, C. (2022) The value of considering demographic contributions to connectivity: a review. *Ecography*, **2022**, e05552.
- Drescher, M., Perera, A. H., Johnson, C. J., Buse, L. J., Drew, C. A. & Burgman, M. A. (2013) Toward rigorous use of expert knowledge in ecological research. *Ecosphere*, **4**, 1–26.
- Dutta, T., De Barba, M., Selva, N., Fedorca, A. C., Maiorano, L., Thuiller, W., Zedrosser, A., Signer, J., Pflüger, F., Frank, S., Lucas, P. M. & Balkenhol, N. (2023) An objective approach to select surrogate species for connectivity conservation. *Frontiers in Ecology and Evolution*, **11**, 1078649.
- Dutta, T., Sharma, S., Meyer, N. F. V., Larroque, J. & Balkenhol, N. (2022) An overview of computational tools for preparing, constructing and using resistance surfaces in connectivity research. *Landscape Ecology*, **37**, 2195–2224.
- Faeth, S. H., Bang, C. & Saari, S. (2011) Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, **1223**, 69–81.
- Fahrig, L. (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, **34**, 487–515.
- Feld, C. K., Martins Da Silva, P., Paulo Sousa, J., De Bello, F., Bugter, R., Grandin, U., Hering, D., Lavorel, S., Mountford, O., Pardo, I., Pärtel, M., Römbke, J., Sandin, L., Bruce Jones, K. & Harrison, P. (2009) Indicators of biodiversity and ecosystem services: a synthesis across ecosystems and spatial scales. *Oikos*, **118**, 1862–1871.
- García-Barros, E. (2000) Body size, egg size, and their interspecific relationships with ecological and life history traits in butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea, Hesperioidea). *Biological Journal of the Linnean Society*, **70**, 251–284.

- Gregory, R. D., Van Strien, A., Vorisek, P., Gmelig Meyling, A. W., Noble, D. G., Foppen, R. P. & Gibbons, D. W. (2005) Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **360**, 269–288.
- Grimm, A., Prieto Ramírez, A. M., Moulherat, S., Reynaud, J. & Henle, K. (2014) Life-history trait database of European reptile species. *Nature Conservation*, **9**, 45–67.
- 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**, 756–760.
- Hahs, A. K., Fournier, B., Aronson, M. F. J., Nilon, C. H., Herrera-Montes, A., Salisbury, A. B., Threlfall, C. G., Rega-Brotsky, C. C., Lepczyk, C. A., La Sorte, F. A., MacGregor-Fors, I., Scott MacIvor, J., Jung, K., Piana, M. R., Williams, N. S. G., Knapp, S., Vergnes, A., Acevedo, A. A., Gainsbury, A. M., Rainho, A., Hamer, A. J., Shwartz, A., Voigt, C. C., Lewanzik, D., Lowenstein, D. M., O’Brien, D., Tommasi, D., Pineda, E., Carpenter, E. S., Belskaya, E., Lövei, G. L., Makinson, J. C., Coleman, J. L., Sadler, J. P., Shroyer, J., Shapiro, J. T., Baldock, K. C. R., Ksiazek-Mikenas, K., Matteson, K. C., Barrett, K., Siles, L., Aguirre, L. F., Armesto, L. O., Zalewski, M., Herrera-Montes, M. I., Obrist, M. K., Tonietto, R. K., Gagné, S. A., Hinnert, S. J., Latty, T., Surasinghe, T. D., Sattler, T., Magura, T., Ulrich, W., Elek, Z., Castañeda-Oviedo, J., Torrado, R., Kotze, D. J. & Moretti, M. (2023) Urbanisation generates multiple trait syndromes for terrestrial animal taxa worldwide. *Nature Communications*, **14**, 4751.
- Halfwerk, W. & Jerem, P. (2021) A systematic review of research investigating the combined ecological impact of anthropogenic noise and artificial light at night. *Frontiers in Ecology and Evolution*, **9**, 765950.
- Halfwerk, W. & Slabbekoorn, H. (2015) Pollution going multimodal: the complex impact of the human-altered sensory environment on animal perception and performance. *Biology Letters*, **11**, 20141051.
- Hartigan, J. A. & Wong, M. A. (1979) Algorithm AS 136: a K-means clustering algorithm. *Applied Statistics*, **28**, 100.
- Hoban, S., Bertorelle, G. & Gaggiotti, O. E. (2012) Computer simulations: tools for population and evolutionary genetics. *Nature Reviews Genetics*, **13**, 110–122.
- Hunter-Ayad, J., Ohlemüller, R., Recio, M. R. & Seddon, P. J. (2020) Reintroduction modelling: A guide to choosing and combining models for species reintroductions. *Journal of Applied Ecology*, **57**. Ed. by Smith, A., 1233–1243.
- IGN, (national de l’information géographique et forestière) (2025). *BD TOPO® Version 3.4 - Descriptif de contenu*. Tech. rep., p. 405.
- IPBES (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Tech. rep. Zenodo.
- IUCN (2025). *The Iucn Red List of Threatened Species*.
- Jones, D., Snider, C., Nassehi, A., Yon, J. & Hicks, B. (2020) Characterising the digital twin: a systematic literature review. *CIRP Journal of Manufacturing Science and Technology*, **29**, 36–52.
- Jones, H. B. C., Lim, K. S., Bell, J. R., Hill, J. K. & Chapman, J. W. (2016) Quantifying interspecific variation in dispersal ability of noctuid moths using an advanced tethered flight technique. *Ecology and Evolution*, **6**, 181–190.
- Jones, K. E., Bielby, J., Cardillo, M., Fritz, S. A., O’Dell, J., Orme, C. D. L., Safi, K., Sechrest, W., Boakes, E. H., Carbone, C., Connolly, C., Cutts, M. J., Foster, J. K., Grenyer, R., Habib,

- M., Plaster, C. A., Price, S. A., Rigby, E. A., Rist, J., Teacher, A., Bininda-Emonds, O. R. P., Gittleman, J. L., Mace, G. M. & Purvis, A. (2009) PanTHERIA: a species-level database of life history, ecology, and geography of extant and recently extinct mammals: Ecological Archives E090-184. *Ecology*, **90**. Ed. by Michener, W. K., 2648–2648.
- Kaufman, L. & Rousseeuw, P. J. (1990). Divisive analysis (program DIANA). *Finding groups in data: an introduction to cluster analysis* (ed. by), pp. 253–279. John Wiley & Sons, Ltd.
- Kujala, H., Moilanen, A. & Gordon, A. (2018) Spatial characteristics of species distributions as drivers in conservation prioritization. *Methods in Ecology and Evolution*, **9**. Ed. by Travis, J., 1121–1132.
- Lambeck, R. J. (1997) Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology*, **11**, 849–856.
- Lechner, A. M., Sprod, D., Carter, O. & Lefroy, E. C. (2017) Characterising landscape connectivity for conservation planning using a dispersal guild approach. *Landscape Ecology*, **32**, 99–113.
- Lindenmayer, D. B., Manning, A. D., Smith, P. L., Possingham, H. P., Fischer, J., Oliver, I. & McCarthy, M. A. (2002) The focal-species approach and landscape restoration: a critique. *Conservation Biology*, **16**, 338–345.
- Lizée, M.-H., Mauffrey, J.-F., Tatoni, T. & Deschamps-Cottin, M. (2011) Monitoring urban environments on the basis of biological traits. *Ecological Indicators*, **11**, 353–361.
- Louvel, J., Gaudillat, V. & Poncet, L. (2013) *EUNIS, European Nature Information System, Système d'information européen sur la nature. Classification des habitats. Traduction française. Habitats terrestres et d'eau douce*. MNHN-DIREV-SPN, MEDDE, Paris.
- Mabry, K. E., Shelley, E. L., Davis, K. E., Blumstein, D. T. & Van Vuren, D. H. (2013) Social mating system and sex-biased dispersal in mammals and birds: a phylogenetic analysis. *PLoS ONE*, **8**. Ed. by Waterman, J. M., e57980.
- Maechler, M., Rousseeuw, P., Struyf, A., Hubert, M. & Hornik, K. (2024). *cluster: Cluster analysis basics and extensions*. manual.
- Marselle, M. R., Lindley, S. J., Cook, P. A. & Bonn, A. (2021) Biodiversity and health in the urban environment. *Current Environmental Health Reports*, **8**, 146–156.
- Maxwell, S. L., Fuller, R. A., Brooks, T. M. & Watson, J. E. M. (2016) Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, **536**, 143–145.
- McDonald, R. I., Kareiva, P. & Forman, R. T. (2008) The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation*, **141**, 1695–1703.
- McDonnell, M. J. & Hahs, A. K. (2008) The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions. *Landscape Ecology*, **23**, 1143–1155.
- McElwee, P. D., Harrison, P. A., van Huysen, T. L., Alonso Roldán, V., Barrios, E., Dasgupta, P., DeClerck, F., Harmáčková, Z., Hayman, D. T. S., Herrero, M., Kumar, R., Ley, D., Mangalagiu, D., McFarlane, R. A., Paukert, C., Pengue, W. A., Prist, P. R., Ricketts, T. H., Rounsevell, M. D. A., Saito, O., Selomane, O., Seppelt, R., Singh, P. K., Sitas, N., Smith, P., Vause, J., Molua, E. L., Zambrana-Torrel, C. & Obura, D. (2025). *IPBES Nexus Assessment: Summary for Policymakers*. Tech. rep. Zenodo.
- McKinney, M. L. (2002) Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience*, **52**, 883.

- McKinney, M. L. (2006) Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, **127**, 247–260.
- McKinney, M. L. (2008) Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, **11**, 161–176.
- Meurant, M., Gonzalez, A., Doxa, A. & Albert, C. H. (2018) Selecting surrogate species for connectivity conservation. *Biological Conservation*, **227**, 326–334.
- MNHN & OFB [Ed] (2003/2025). *Inventaire national du patrimoine naturel (INPN)*.
- Mouchet, M., Guilhaumon, F., Villéger, S., Mason, N. W. H., Tomasini, J.-A. & Mouillot, D. (2008) Towards a consensus for calculating dendrogram-based functional diversity indices. *Oikos*, **117**, 794–800.
- Moulherat, S. (2014). Toward the development of predictive systems ecology modeling: MetaConnect and its use as an innovative modeling platform in theoretical and applied fields of ecological research. PhD thesis. Université de Toulouse, Université Toulouse III-Paul Sabatier.
- Moulherat, S., Le Roux, D., de Roince, C., Barbier, M. & Delran, C. (2019). *Biodiversité, BIM et infrastructures*. Tech. rep., p. 52.
- Moulherat, S., Plotard, C., Roince, C. de & Cornuau, J. (2023) Prendre en compte la pollution sonore dans une modélisation de dynamiques de populations d’espèces. *Sciences Eaux & Territoires*, 43–47.
- Moulherat, S., Soret, M., Gourvil, P.-Y., Paris, X. & de Roince, C. B. (2023) Net loss or no net loss? Multiscalar analysis of a gas pipeline offset efficiency for a protected butterfly population. *Environmental Impact Assessment Review*, **100**, 107028.
- Moulherat, S., Teillagorry, M. & Jehan, F. (2022). *Report on Application of BIM and other Tools to Standardise Data Record and Management*. Tech. rep. D3.5. Bruxelles: BISON project, p. 75.
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Börger, L., Bennett, D. J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S., Echeverria-Londoño, S., Edgar, M. J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M. L. K., Alhusseini, T., Ingram, D. J., Itescu, Y., Kattge, J., Kemp, V., Kirkpatrick, L., Kleyer, M., Correia, D. L. P., Martin, C. D., Meiri, S., Novosolov, M., Pan, Y., Phillips, H. R. P., Purves, D. W., Robinson, A., Simpson, J., Tuck, S. L., Weiher, E., White, H. J., Ewers, R. M., Mace, G. M., Scharlemann, J. P. W. & Purvis, A. (2015) Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, **520**, 45–50.
- Noss, R. F. (1990) Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, **4**, 355–364.
- Palmer, S. C., Coulon, A. & Travis, J. M. (2011) Introducing a ‘stochastic movement simulator’ for estimating habitat connectivity. *Methods in Ecology and Evolution*, **2**, 258–268.
- Paradis, E., Baillie, S. R., Sutherland, W. J. & Gregory, R. D. (1998) Patterns of natal and breeding dispersal in birds. *Journal of Animal Ecology*, **67**, 518–536.
- Pavoine, S., Vallet, J., Dufour, A.-B., Gachet, S. & Daniel, H. (2009) On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos*, **118**, 391–402.
- Pebesma, E. (2018) Simple features for R: Standardized support for spatial vector data. *The R Journal*, **10**, 439–446.
- Prima, M.-C., Renaud, J., Witté, I., Suarez, L., Rouveyrol, P., Fernando, M., Sacchi, A., Cosentino, F., Santini, L., Maiorano, L., Moreira, F., Dertien, J., Fernández, N. & Thuiller,

- W. (2024) A comprehensive framework to assess multi-species landscape connectivity. *Methods in Ecology and Evolution*, **15**, 2385–2399.
- Proença, V., Martin, L. J., Pereira, H. M., Fernandez, M., McRae, L., Belnap, J., Böhm, M., Brummitt, N., García-Moreno, J., Gregory, R. D., Honrado, J. P., Jürgens, N., Opige, M., Schmeller, D. S., Tiago, P. & van Swaay, C. A. (2017) Global biodiversity monitoring: From data sources to Essential Biodiversity Variables. *Biological Conservation*, **213**, 256–263.
- R Core Team (2025). *R: a language and environment for statistical computing*. manual, Vienna, Austria.
- Ricard, J. (2023). *Conception et production d'indicateurs de biodiversité en milieu urbain*. Tech. rep. Université de Montpellier, p. 74.
- Rytwinski, T. & Fahrig, L. (2012) Do species life history traits explain population responses to roads? A meta-analysis. *Biological Conservation*, **147**, 87–98.
- Sekar, S. (2012) A meta-analysis of the traits affecting dispersal ability in butterflies: can wingspan be used as a proxy? *Journal of Animal Ecology*, **81**, 174–184.
- Seto, K. C., Güneralp, B. & Hutyra, L. R. (2012) Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **109**, 16083–16088.
- Seto, K. C., Parnell, S. & Elmqvist, T. (2013). A global outlook on urbanization. *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities* (ed. by Elmqvist, T.; Fragkias, M.; Goodness, J.; Güneralp, B.; Marcotullio, P. J.; McDonald, R. I.; Parnell, S.; Schewenius, M.; Sendstad, M.; Seto, K. C. & Wilkinson, C.), pp. 1–12. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Société d'histoire naturelle d'Autun (SHNA) - Observatoire de la faune de Bourgogne (OFAB) (n.d.). *Fiches espèces*. https://ressources.shna-ofab.fr/fr/fiches-especes_45.html.
- Soret, M., Moulherat, S., Lenormand, M. & Luque, S. (2024). *Implication of modelling choices on connectivity estimation: A comparative analysis*.
- Soria, C. D., Pacifici, M., Di Marco, M., Stephen, S. M. & Rondinini, C. (2021) COMBINE: a coalesced mammal database of intrinsic and extrinsic traits. *Ecology*, **102**, e03344.
- Spitzer, K., Rejmánek, M. & Soldán, T. (1984) The fecundity and long-term variability in abundance of noctuid moths (Lepidoptera, Noctuidae). *Oecologia*, **62**, 91–93.
- Stevens, V. M., Trochet, A., Blanchet, S., Moulherat, S., Clobert, J. & Baguette, M. (2013) Dispersal syndromes and the use of life-histories to predict dispersal. *Evolutionary Applications*, **6**, 630–642.
- Storchová, L. & Hořák, D. (2018) Life-history characteristics of European birds. *Global Ecology and Biogeography*, **27**, 400–406.
- TAXREF [Eds] (2025). *TAXREF v18.0, référentiel taxonomique pour la France*.
- TerrOïko (2025). *OptiBioNum : optimisation de la capacité d'accueil de biodiversité des bâtiments et ouvrages par l'usage d'indicateurs écologiques standardisés embarqués dans les maquettes numériques*. <https://www.terroiko.fr/fr/recherche-et-developpement/optibionum>.
- Thierry, C., Lesieur-Maquin, N., Fournier, C., Delzons, O., Gourdain, P. & Herard, K. (2020) Comment cartographier l'occupation du sol en vue de modéliser les réseaux écologiques ? Méthodologie générale et cas d'étude en Île-de-France. *Sciences Eaux & Territoires*, 1–8.
- Thioulouse, J., Dray, S., Dufour, A.-B., Siberchicot, A., Jombart, T. & Pavoine, S. (2018) *Multivariate analysis of ecological data with ade4*, Springer.

- Trochet, A., Moulherat, S., Calvez, O., Stevens, V. M., Clobert, J. & Schmeller, D. S. (2014) A database of life-history traits of European amphibians. *Biodiversity Data Journal*,
- Urban, D. L., Minor, E. S., Treml, E. A. & Schick, R. S. (2009) Graph models of habitat mosaics. *Ecology Letters*, **12**, 260–273.
- Urban, M. C., Travis, J. M. J., Zurell, D., Thompson, P. L., Synes, N. W., Scarpa, A., Peres-Neto, P. R., Malchow, A.-K., James, P. M. A., Gravel, D., De Meester, L., Brown, C., Bocedi, G., Albert, C. H., Gonzalez, A. & Hendry, A. P. (2022) Coding for life: designing a platform for projecting and protecting global biodiversity. *BioScience*, **72**, 91–104.
- Vačkář, D., Ten Brink, B., Loh, J., Baillie, J. E. & Reyers, B. (2012) Review of multispecies indices for monitoring human impacts on biodiversity. *Ecological Indicators*, **17**, 58–67.
- Vandewalle, M., De Bello, F., Berg, M. P., Bolger, T., Dolédec, S., Dubs, F., Feld, C. K., Harrington, R., Harrison, P. A., Lavorel, S., Da Silva, P. M., Moretti, M., Niemelä, J., Santos, P., Sattler, T., Sousa, J. P., Sykes, M. T., Vanbergen, A. J. & Woodcock, B. A. (2010) Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation*, **19**, 2921–2947.
- Vergnes, A., Pellissier, V., Lemperiere, G., Rollard, C. & Clergeau, P. (2014) Urban densification causes the decline of ground-dwelling arthropods. *Biodiversity and Conservation*, **23**, 1859–1877.
- Vos, C. C., Verboom, J., Opdam, P. F. M. & Ter Braak, C. J. F. (2001) Toward ecologically scaled landscape indices. *The American Naturalist*, **157**, 24–41.
- Wang, H., Pan, Y. & Luo, X. (2019) Integration of BIM and GIS in sustainable built environment: A review and bibliometric analysis. *Automation in Construction*, **103**, 41–52.
- Watts, K., Eycott, A. E., Handley, P., Ray, D., Humphrey, J. W. & Quine, C. P. (2010) Targeting and evaluating biodiversity conservation action within fragmented landscapes: an approach based on generic focal species and least-cost networks. *Landscape Ecology*, **25**, 1305–1318.
- Wood, S. L. R., Martins, K. T., Dumais-Lalonde, V., Tanguy, O., Maure, F., St-Denis, A., Rayfield, B., Martin, A. E. & Gonzalez, A. (2022) Missing interactions: the current state of multispecies connectivity analysis. *Frontiers in Ecology and Evolution*, **10**, 830822.
- Xia, H., Liu, Z., Efremochkina, M., Liu, X. & Lin, C. (2022) Study on city digital twin technologies for sustainable smart city design: A review and bibliometric analysis of geographic information system and building information modeling integration. *Sustainable Cities and Society*, **84**, 104009.
- Zeller, K. A., McGarigal, K. & Whiteley, A. R. (2012) Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology*, **27**, 777–797.
- Zurbuchen, A., Landert, L., Klaiber, J., Müller, A., Hein, S. & Dorn, S. (2010) Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation*, **143**, 669–676.

Contributions

J'ai effectué les recherches bibliographiques sur les traits d'histoire de vie et les habitats des espèces à partir desquelles j'ai construit la base de données. J'ai réalisé les analyses multivariées (classification hiérarchique, ACP, classification non-supervisée) pour le paramétrage des cycles de vie des écotypes et pour l'analyse paysagère. J'ai fait la compilation de l'occupation du sol et j'ai préparé l'ensemble des entrées pour les simulations avec SimOïko. Une fois les simulations effectuées, j'en ai extrait les sorties et j'ai exécuté les scripts de calcul des indicateurs.

Annexes

A.1 Références utilisées pour construire la base de données des traits d’histoire de vie

Groupe taxonomique	Sources de données
Mammifères	IUCN (2016a,b), K. E. Jones et al. (2009), Mabry et al. (2013), and Soria et al. (2021)
Oiseaux	Dhondt (2001), Haftorn (1997), Hernández-Matías et al. (2011), Korpimäki (1992), Lampila et al. (2006), Lieske et al. (2000), Mabry et al. (2013), Mougin et al. (2000), Muséum National d’Histoire Naturelle (MNHN) & Ministère en charge de l’écologie (2012), Ortega et al. (2009), Paradis et al. (1998), Rock & Vaughan (2013), Schmutz (2014), Seward et al. (2013), Siriwardena et al. (1998), Storchová & Hořák (2018), Thaxter et al. (2006), and Van Oosten et al. (2015)
Amphibiens	Pujol-Buxó (2024), Thomas W. P. Friedl & Georg M. Klump (1997), and Trochet et al. (2014)
Reptiles	Grimm et al. (2014) and Lelièvre et al. (2013)
Rhopalocères	Bartonova et al. (2014), Bergström (2005), Callaghan et al. (2021), Delpon (2018), García-Barros (2000), Puissauve & Dupont (2015), Sekar (2012), Société d’histoire naturelle d’Autun (SHNA) - Observatoire de la faune de Bourgogne (OFAB) (n.d.), and Stevens et al. (2013)
Hétérocères	Jaulin & Baillet (2007), H. B. C. Jones et al. (2016), oreina, les papillons de France (n.d.), and Spitzer et al. (1984)
Abeilles sauvages	Achtnich et al. (n.d.), Bischoff (2003), Buchholz et al. (2020), D’Haeseleer J. et al. (n.d.), Danforth et al. (2019), Dar et al. (2021), Desaegeher et al. (2022), Z. M. Filipiak & M. Filipiak (2020), Franzén & Larsson (2007), Giejdasz & Fliszkiewicz (2016), Goulson, O’Connor, et al. (2018), Goulson, Lepais, et al. (2010), Kasperek (2019), Knight et al. (2009), Manuela Giovanetti & Eloisa Lasso (2005), Milet-Pinheiro et al. (2012), Morón et al. (2014), Nicholls et al. (2017), Ostapchec et al. (2021), Peterson et al. (2006), Skyrpan & Pytel (2020a,b), Stefan-Dewenter & Schiele (2004), Whitfield & Richards (1992), Wyver et al. (2023), and Zurbuchen et al. (2010)

Table 1: Sources utilisées pour construire la base de données les traits d’histoire de vie des espèces.

Références

- Achtnich, L., Bénon, D., Giriens, S., Müller, A., Neumeyer, R., Praz, C. & Sedivy, C. (n.d.). *Atlas de la faune de Suisse*. <https://species.infofauna.ch/groupe/1>.
- Bartonova, A., Benes, J. & Konvicka, M. (2014) Generalist-specialist continuum and life history traits of Central European butterflies (Lepidoptera) - are we missing a part of the picture? *European Journal of Entomology*, **111**, 543–553.
- Bergström, A. (2005) Oviposition site preferences of the threatened butterfly *Parnassius mnemosyne* ? implications for conservation. *Journal of Insect Conservation*, **9**, 21–27.
- Bischoff, I. (2003) Population dynamics of the solitary digger bee *Andrena vaga* Panzer (Hymenoptera, Andrenidae) studied using mark-recapture and nest counts. *Population Ecology*, **45**, 197–204.
- Buchholz, S., Gathof, A. K., Grossmann, A. J., Kowarik, I. & Fischer, L. K. (2020) Wild bees in urban grasslands: Urbanisation, functional diversity and species traits. *Landscape and Urban Planning*, **196**, 103731.
- Callaghan, C. T., Bowler, D. E. & Pereira, H. M. (2021) Thermal flexibility and a generalist life history promote urban affinity in butterflies. *Global Change Biology*, **27**, 3532–3546.
- D’Haeseleer J., Pauly A., Rasmont P., Vanormelingen P. & Vereecken N. (n.d.). *Megachile rotundata*. http://www.atlashymenoptera.net/pagetaxon.aspx?tx_id=6707.
- Danforth, B. N., Minckley, R. L., Neff, J. L. & Fawcett, F. L. (2019) *The solitary bees: biology, evolution, conservation*, Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Dar, S. A., Sofi, M. A., El-Sharnouby, M., Hassan, M., Rashid, R., Mir, S. H., Naggar, Y. A., Salah, M., Gajger, I. T. & Sayed, S. (2021) Nesting behaviour and foraging characteristics of *Andrena cineraria* (Hymenoptera: Andrenidae). *Saudi Journal of Biological Sciences*, **28**, 4147–4154.
- Delpon, G. (2018). Conservation ecology of butterflies and dragonflies in France. Theses. Université de Montpellier.
- Desaegher, J., Ouin, A. & Sheeren, D. (2022) How far is enough? Prediction of the scale of effect for wild bees. *Ecography*, **2022**, e05758.
- Dhondt, A. (2001) Trade-offs between reproduction and survival in Tits. *Ardea*, **89**, 155–166.
- Filipiak, Z. M. & Filipiak, M. (2020) The scarcity of specific nutrients in wild bee larval food negatively influences certain life history traits. *Biology*, **9**, 462.
- Franzén, M. & Larsson, M. (2007) Pollen harvesting and reproductive rates in specialized solitary bees. *Annales Zoologici Fennici*, **44**, 405–414.
- García-Barros, E. (2000) Body size, egg size, and their interspecific relationships with ecological and life history traits in butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea, Hesperioidea). *Biological Journal of the Linnean Society*, **70**, 251–284.
- Giejdasz, K. & Fliszkiewicz, M. (2016) Effect of temperature treatment during development of *Osmia rufa* L., on mortality, emergence and longevity of adults. *Journal of Apicultural Science*, **60**, 221–232.
- Goulson, D., O’Connor, S. & Park, K. J. (2018) Causes of colony mortality in bumblebees. *Animal Conservation*, **21**, 45–53.

- Goulson, D., Lepais, O., O'Connor, S., Osborne, J. L., Sanderson, R. A., Cussans, J., Goffe, L. & Darvill, B. (2010) Effects of land use at a landscape scale on bumblebee nest density and survival. *Journal of Applied Ecology*, **47**, 1207–1215.
- Grimm, A., Prieto Ramírez, A. M., Moulherat, S., Reynaud, J. & Henle, K. (2014) Life-history trait database of European reptile species. *Nature Conservation*, **9**, 45–67.
- Haftorn, S. (1997) One Norwegian territory of the Marsh Tit *Parus palustris* during 35 years. *Ibis*, **139**, 379–381.
- Hernández-Matías, A., Real, J., Pradel, R., Ravayrol, A. & Vincent-Martin, N. (2011) Effects of age, territoriality and breeding on survival of Bonelli's Eagle *Aquila fasciata*. *Ibis*, **153**, 846–857.
- IUCN (2016a). *Nyctalus leisleri*: Juste, J. & Paunović, M.: The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T14919A22016159.
- IUCN (2016b). *Pipistrellus nathusii*: Paunović, M. & Juste, J.: The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T17316A22132621.
- Jaulin, S. & Baillet, Y. (2007) Identification et suivi des peuplements de Lépidoptères et d'Orthoptères sur l'ENS du Col du Coq-Pravouta. *Rapport d'étude de l'OPIE-LR, Perpignan*, 107.
- Jones, H. B. C., Lim, K. S., Bell, J. R., Hill, J. K. & Chapman, J. W. (2016) Quantifying interspecific variation in dispersal ability of noctuid moths using an advanced tethered flight technique. *Ecology and Evolution*, **6**, 181–190.
- Jones, K. E., Bielby, J., Cardillo, M., Fritz, S. A., O'Dell, J., Orme, C. D. L., Safi, K., Sechrest, W., Boakes, E. H., Carbone, C., Connolly, C., Cutts, M. J., Foster, J. K., Grenyer, R., Habib, M., Plaster, C. A., Price, S. A., Rigby, E. A., Rist, J., Teacher, A., Bininda-Emonds, O. R. P., Gittleman, J. L., Mace, G. M. & Purvis, A. (2009) PanTHERIA: a species-level database of life history, ecology, and geography of extant and recently extinct mammals: Ecological Archives E090-184. *Ecology*, **90**. Ed. by Michener, W. K., 2648–2648.
- Kasperek, M. (2019) *Bees in the genus Rhodanthidium: A review and identification guide*.
- Knight, M. E., Osborne, J. L., Sanderson, R. A., Hale, R. J., Martin, A. P. & Goulson, D. (2009) Bumblebee nest density and the scale of available forage in arable landscapes. *Insect Conservation and Diversity*, **2**, 116–124.
- Korpimäki, E. (1992) Fluctuating food abundance determines the lifetime reproductive success of male Tengmalm's owls. *The Journal of Animal Ecology*, **61**, 103.
- Lampila, S., Orell, M., Belda, E. & Koivula, K. (2006) Importance of adult survival, local recruitment and immigration in a declining boreal forest passerine, the willow tit *Parus montanus*. *Oecologia*, **148**, 405–413.
- Lelièvre, H., Rivalan, P., Delmas, V., Ballouard, J.-M., Bonnet, X., Blouin-Demers, G. & Lourdaux, O. (2013) The thermoregulatory strategy of two sympatric colubrid snakes affects their demography. *Population Ecology*, **55**, 585–593.
- Lieske, D. J., Warkentin, I. G., James, P. C., Oliphant, L. W. & Espie, R. H. M. (2000) Effects of population density on survival in merlins. *The Auk*, **117**, 184–193.
- Mabry, K. E., Shelley, E. L., Davis, K. E., Blumstein, D. T. & Van Vuren, D. H. (2013) Social mating system and sex-biased dispersal in mammals and birds: a phylogenetic analysis. *PLoS ONE*, **8**. Ed. by Waterman, J. M., e57980.
- Manuela Giovanetti & Eloisa Lasso (2005) Body size, loading capacity and rate of reproduction in the communal bee *Andrena agilissima* (Hymenoptera; Andrenidae). *Apidologie*, **36**, 439–447.

- Milet-Pinheiro, P., Ayasse, M., Schlindwein, C., Dobson, H. E. M. & Dötterl, S. (2012) Host location by visual and olfactory floral cues in an oligolectic bee: innate and learned behavior. *Behavioral Ecology*, **23**, 531–538.
- Moroń, D., Szentgyörgyi, H., Skórka, P., Potts, S. G. & Woyciechowski, M. (2014) Survival, reproduction and population growth of the bee pollinator, *Osmia rufa* (Hymenoptera: Megachilidae), along gradients of heavy metal pollution. *Insect Conservation and Diversity*, **7**. Ed. by Stewart, A. & Roubik, D., 113–121.
- Mougin, J.-L., Jouanin, C. & Roux, F. (2000) Démographie du Puffin cendré *Calonectris diomedea* de Selvagem Grande (30°09'N, 15°52'W). *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)*, **55**, 275–290.
- Fiche Pic vert (2012). *Oiseaux* (ed. by Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) & Ministère en charge de l'écologie). Cahiers d'habitats Natura 2000 - Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire tome 8. La Documentation française, Paris.
- Nicholls, E., Fowler, R., Niven, J. E., Gilbert, J. D. & Goulson, D. (2017) Larval exposure to field-realistic concentrations of clothianidin has no effect on development rate, over-winter survival or adult metabolic rate in a solitary bee, *Osmia bicornis*. *PeerJ*, **5**, e3417.
- oreina, les papillons de France (n.d.). *Artemisiae*.
- Ortega, E., Mañosa, S., Margalida, A., Sánchez, R., Oria, J. & González, L. M. (2009) A demographic description of the recovery of the Vulnerable Spanish imperial eagle *Aquila adalberti*. *Oryx*, **43**, 113.
- Ostap-Chec, M., Kierat, J., Kuszewska, K. & Woyciechowski, M. (2021) Red mason bee (*Osmia bicornis*) thermal preferences for nest sites and their effects on offspring survival. *Apidologie*, **52**, 707–719.
- Paradis, E., Baillie, S. R., Sutherland, W. J. & Gregory, R. D. (1998) Patterns of natal and breeding dispersal in birds. *Journal of Animal Ecology*, **67**, 518–536.
- Peterson, J. H., Roitberg, B. D. & Peterson, J. H. (2006) Impacts of flight distance on sex ratio and resource allocation to offspring in the leafcutter bee, *Megachile rotundata*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, **59**, 589–596.
- Puissauve, R. & Dupont, P. (2015) Fiches d'information sur les espèces aquatiques protégées : Cuivré des marais, *Lycaena dispar* (Haworth, 1802),
- Pujol-Buxó, E. (2024). *Discoglossus pictus*.
- Rock, P. & Vaughan, I. P. (2013) Long-term estimates of adult survival rates of urban Herring Gulls *Larus argentatus* and Lesser Black-backed Gulls *Larus fuscus*. *Ringling & Migration*, **28**, 21–29.
- Schmutz, J. A. (2014) Survival of adult red-throated loons (*Gavia stellata*) may be linked to marine conditions. *Waterbirds*, **37**, 118–124.
- Sekar, S. (2012) A meta-analysis of the traits affecting dispersal ability in butterflies: can wingspan be used as a proxy? *Journal of Animal Ecology*, **81**, 174–184.
- Seward, A. M., Beale, C. M., Gilbert, L., Jones, T. H. & Thomas, R. J. (2013) The impact of increased food availability on survival of a long-distance migratory bird. *Ecology*, **94**, 221–230.
- Siriwardena, G., Baillie, S. & Wilson, J. (1998) Variation in the survival rates of some British passerines with respect to their population trends on farmland. *Bird Study*, **45**, 276–292.

- Skyrpan, I. & Pytel, S. (2020a) List of bee species (hymenoptera, apoidea) of lviv city (ukraine). Part I. Families andrenidae latreille, 1802 and apidae latreille, 1802. *Studia Biologica*, **14**, 111–120.
- Skyrpan, I. & Pytel, S. (2020b) List of bee species (hymenoptera, apoidea) of lviv city (ukraine). Part II: Families colletidae lepeletier, 1841; halictidae thomson, 1869; megachilidae latreille, 1802 and melittidae michener, 2000. *Studia Biologica*, **14**, 59–68.
- Société d’histoire naturelle d’Autun (SHNA) - Observatoire de la faune de Bourgogne (OFAB) (n.d.). *Fiches espèces*. https://ressources.shna-ofab.fr/fr/fiches-especes_45.html.
- Soria, C. D., Pacifici, M., Di Marco, M., Stephen, S. M. & Rondinini, C. (2021) COMBINE: a coalesced mammal database of intrinsic and extrinsic traits. *Ecology*, **102**, e03344.
- Spitzer, K., Rejmánek, M. & Soldán, T. (1984) The fecundity and long-term variability in abundance of noctuid moths (Lepidoptera, Noctuidae). *Oecologia*, **62**, 91–93.
- Stefan-Dewenter, I. & Schiele, S. (2004) Nest-site fidelity, body weight and population size of the red mason bee, *Osmia rufa* (Hymenoptera: Megachilidae), evaluated by mark-recapture experiments. *Entomologia Generalis*, **27**, 123–131.
- Stevens, V. M., Trochet, A., Blanchet, S., Moulherat, S., Clobert, J. & Baguette, M. (2013) Dispersal syndromes and the use of life-histories to predict dispersal. *Evolutionary Applications*, **6**, 630–642.
- Storchová, L. & Hořák, D. (2018) Life-history characteristics of European birds. *Global Ecology and Biogeography*, **27**, 400–406.
- Thaxter, C. B., Redfern, C. P. & Bevan, R. M. (2006) Survival rates of adult Reed Warblers *Acrocephalus scirpaceus* at a northern and southern site in England. *Ringing & Migration*, **23**, 65–79.
- Thomas W. P. Friedl & Georg M. Klump (1997) Some aspects of population biology in the european treefrog, *Hyla arborea*. *Herpetologica*, **53**, 321–330.
- Trochet, A., Moulherat, S., Calvez, O., Stevens, V. M., Clobert, J. & Schmeller, D. S. (2014) A database of life-history traits of European amphibians. *Biodiversity Data Journal*,
- Van Oosten, H. H., Van Turnhout, C., Hallmann, C. A., Majoer, F., Roodbergen, M., Schekkerman, H., Versluijs, R., Waasdorp, S. & Siepel, H. (2015) Site-specific dynamics in remnant populations of Northern Wheatears *Oenanthe oenanthe* in the Netherlands. *Ibis*, **157**. Ed. by Robinson, R., 91–102.
- Whitfield, G. H. & Richards, K. W. (1992) Temperature-dependent development and survival of immature stages of the alfalfa leafcutter bee, *Megachile rotundata* (Hymenoptera: Megachilidae). *Apidologie*, **23**, 11–23.
- Wyver, C., Potts, S. G., Edwards, M., Edwards, R., Roberts, S. & Senapathi, D. (2023) Climate-driven phenological shifts in emergence dates of British bees. *Ecology and Evolution*, **13**, e10284.
- Zurbuchen, A., Landert, L., Klaiber, J., Müller, A., Hein, S. & Dorn, S. (2010) Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation*, **143**, 669–676.

A.2 Exemple de la démarche de construction des écotypes pour les oiseaux des milieux boisés

La forme du dendrogramme figure 2, obtenu par classification hiérarchique ascendante (algorithme HCLUST) avec la fonction de lien *average linkage*, a guidé le choix vers 5 clusters (représentés par différentes couleurs). Les espèces sont groupées selon ces 5 classes dans le graphique de projection des individus sur le plan factoriel (axes 1 et 2) de l'ACP sur les données de traits d'histoire de vie, figure 1. Les variables (traits) y sont aussi projetées. Cette projection illustre une opposition entre fécondité et survie qui suggère la distinction entre les stratégies démographiques r (espèces avec une fécondité élevée et une survie faible) et K (espèces avec une fécondité faible mais une longue durée de vie donc une survie élevée). Cette opposition se retrouve de façon plus ou moins marquée pour d'autres groupes taxonomiques et sous-trames analysés. Le phénomène de dispersion apparaît indépendant des traits de reproduction et de survie, reflétant une dimension complémentaire de la diversité biologique.

Le graphique des valeurs propres, affiché en haut à gauche de la figure 1, indique que le premier axe de l'analyse explique la majorité de la variance du jeu de données (68%).

Le centroïde de l'ellipse regroupant le plus d'espèces (en rouge) se situe proche de l'origine du plan, il matérialise donc une espèce "moyenne" pour les traits considérés. C'est donc ce groupe d'espèces qui a été sélectionné pour représenter les oiseaux des milieux boisés. Les coordonnées de ce centroïde selon les 3 composantes principales sont utilisées pour reconstruire les valeurs des traits d'histoire de vie correspondantes.

Dans une optique de simplification pour éprouver la méthode dans le cadre du stage, une seule espèce générique par groupe taxonomique a été modélisée. L'objectif final demeure la construction d'autant d'écotypes que de guildes fonctionnelles par taxon et sous-trame, c'est à dire que de classes issues de l'analyse du dendrogramme.

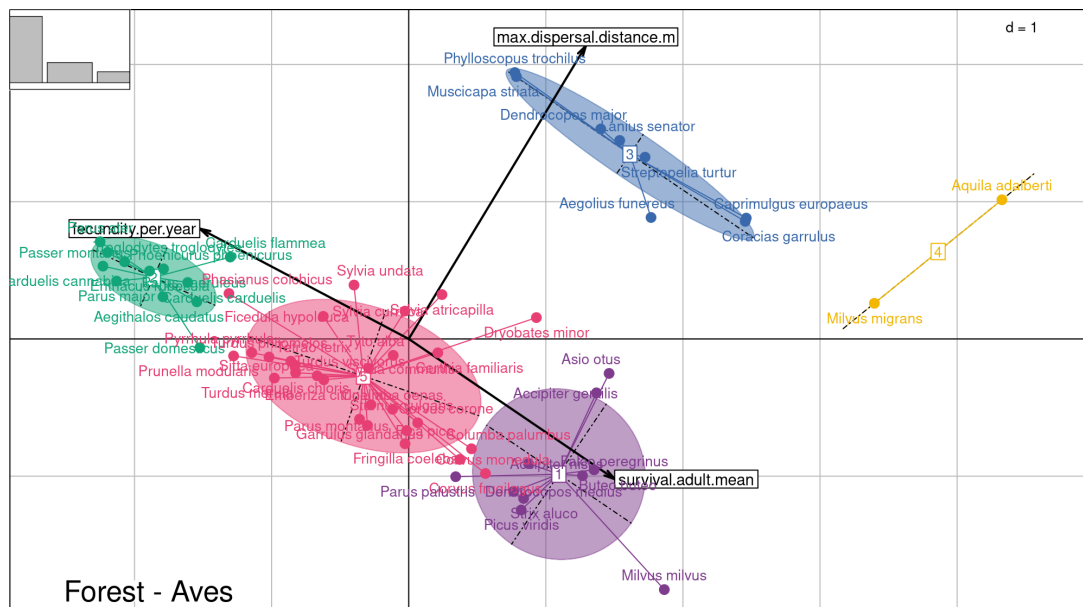


Figure 1: Projection des traits d'histoire de vie (variables) et des espèces d'oiseaux des milieux boisés (individus) sur le premier plan de l'ACP. Les espèces sont groupées par classes issues du clustering. Le graphique des valeurs propres est affiché en haut à gauche.

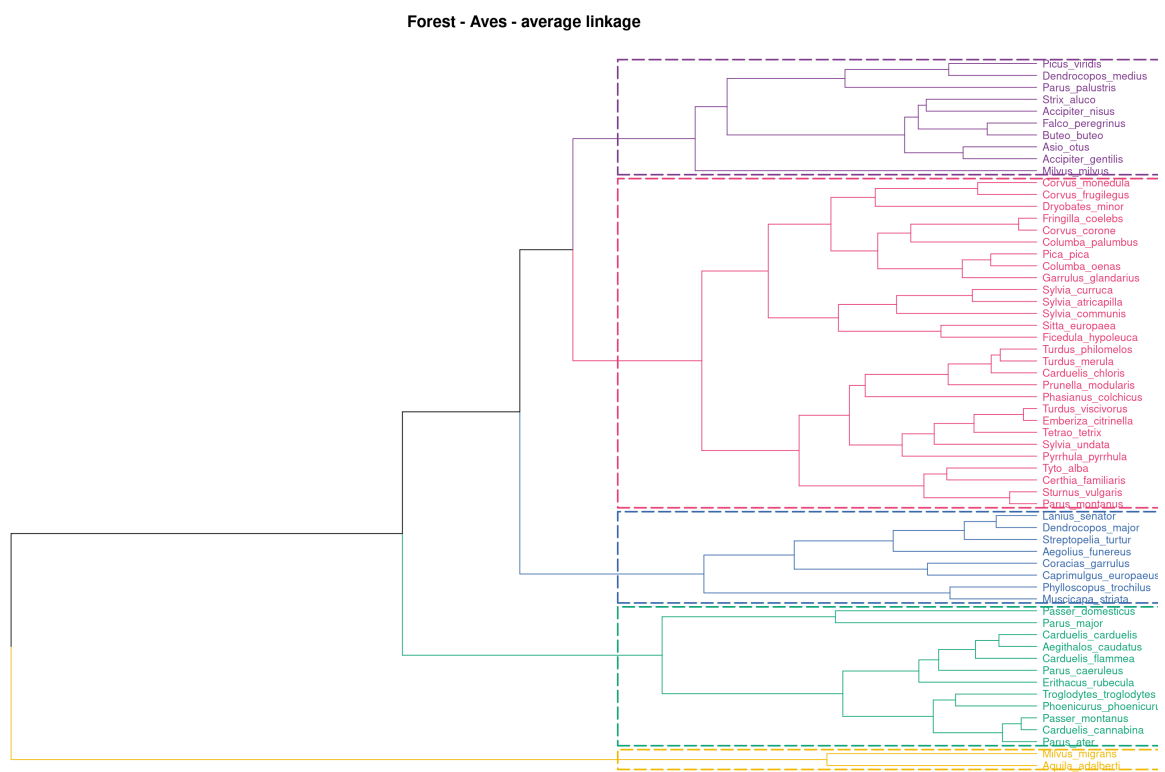


Figure 2: Dendrogramme des espèces d'oiseaux des milieux boisés obtenu par classification hiérarchique ascendante (HCLUST) avec la fonction de lien *average*.

Acronymes

ACP	Analyse en Composantes Principales.
BIM	Building Information Modelling.
CIM	City Information Modelling.
GPE	Grand Paris Express.
IGN	Institut National de l'Information Géographique et forestière.
INPN	Inventaire National du Patrimoine Naturel.
IoT	Internet Of Things.
IPBES	Plateforme Intergouvernementale Scientifique et Politique sur la Biodiversité et les Services Écosystémiques.
IUCN	International Union for Conservation of Nature.
MNHN	Muséum National d'Histoire Naturelle.
OFB	Office Français de la Biodiversité.
SGP	Société des Grands Projets.
SHNA-OFAB	Société d'histoire naturelle d'Autun - Observatoire de la faune de Bourgogne.
SIG	Système d'Information Géographique.
SMS	Stochastic Movement Simulator.
TVB	Trame Verte et Bleue.

Résumé

L'artificialisation grandissante des territoires, au travers de l'expansion urbaine, menace la biodiversité. Évaluer les impacts des projets d'aménagement apparaît donc comme un enjeu prioritaire. L'objet du projet OptiBioNum, mené par TerrOïko et dans lequel s'insère ce stage, est de proposer une stratégie pour optimiser la contribution des ouvrages bâtis au maintien de la biodiversité. Cette approche consiste à intégrer des indicateurs de "performance écologique" standardisés dans des maquettes numériques (BIM et SIG) d'infrastructures afin d'évaluer et de comparer des variantes de conception. Les quatre indicateurs choisis (responsabilité, accessibilité, diversité et "quiétude") sont alimentés par les résultats de simulations de dynamiques de populations avec SimOïko. Les simulations se basent sur une carte d'occupation du sol ainsi que sur des paramètres démographiques, de dispersion et d'interactions avec le paysage de l'espèce simulée. Dans une démarche multi-espèces, 41 écotypes inféodés à 6 grands types de milieux ont été construits. Ces espèces virtuelles génériques reflètent une diversité en termes taxonomique, démographique, de mouvement et d'habitats. Le projet comprend également l'élaboration d'un démonstrateur sur des gares et centres techniques du Grand Paris Express. Pour guider le choix des sites pilotes, une analyse paysagère a permis d'établir un gradient d'urbanisation sur la zone du GPE. Les simulations réalisées pour tous les écotypes ont permis le calcul des indicateurs pour les sites sélectionnés. À partir des maquettes des sites, différentes variantes de conception favorables à la biodiversité seront proposées. La comparaison des indicateurs entre ces scénarios pourra informer la prise de décision.

Mots clés : Indicateurs écologiques, Modélisation écologique, Espèces génériques, BIM

Abstract

Urban expansion and the increasing transformation of natural landscapes pose a significant threat to biodiversity. This makes it essential to assess the ecological impacts of development projects early in the planning process. The OptiBioNum project—led by TerrOïko—seeks to promote biodiversity-sensitive design by integrating ecological considerations into digital infrastructure planning. The approach involves embedding standardized biodiversity indicators into BIM and GIS, allowing for the evaluation and comparison of alternative design scenarios. Four indicators—ecological responsibility, accessibility, diversity, and disturbance levels—are derived from population dynamic simulations using SimOïko. These simulations incorporate land-use data alongside species-specific demographic, dispersal, and landscape interaction parameters. To support a multi-species perspective, 41 ecotypes were created, covering six major habitat types. These surrogate species capture a wide range of ecological traits, including taxonomic diversity, life-history strategies, movement patterns, and habitat requirements. A proof-of-concept demonstrator was applied to selected stations and technical facilities of the Grand Paris Express. A landscape-scale analysis defined an urbanization gradient to guide pilot site selection. Simulations across all ecotypes produced indicator values that reflect the ecological quality of each location. Based on site-specific digital models, biodiversity-enhancing design alternatives can be proposed. Comparing indicator scores across scenarios will support data-driven decision-making and help embed biodiversity objectives into infrastructure development.

Keywords: Indicators, Ecological modelling, surrogate species, BIM