THÈSE

Pour obtenir le grade de

Docteur

Délivré par **l'Université Paul Valéry Montpellier 3**

Préparée au sein de l'école doctorale Territoires, Temps, Société et Développement (ED60)
Et de l'unité de recherche : Laboratoire de Géographie et d'Aménagement de Montpellier (LAGAM)

Spécialité : **Géographie et Aménagement de l'Espace**

Présentée par **Jules Boileau**

Planification de l'aménagement des territoires et intégration des enjeux écologiques : améliorer l'application de la séquence Éviter-Réduire-Compenser par la modélisation écologique participative

Soutenue le 30 juin 2022 devant le jury composé de

Madame Nathalie Frascaria-Lacoste, professeure, Université Paris-Saclay	Rapportrice
Monsieur Pascal Marty, professeur, Oxford University	Rapporteur
Madame Anne Ruas, directrice de recherche, Université Gustave Eiffel	Présidente du jury
Monsieur Michel Perret, chargé de mission, Ministère de la Transition Écologique	Examinateur
Monsieur Sylvain Pioch, maître de conférences, Université Paul Valéry Montpellier	Directeur de thèse
Madame Coralie Calvet, chargée de recherche, CNRS	Co-directrice de thèse

Résumé

L’objectif d’absence de perte nette de biodiversité constitue l’une des ambitions centrales de la loi française de 2016 sur la Reconquête de la Biodiversité, de la Nature et des Paysages. Dans la pratique, l’atteinte de cet objectif implique souvent la mobilisation de la séquence Éviter – Réduire - Compenser (ERC) dans le cas d’atteintes environnementales qui résultent de l’aménagement du territoire. L’application efficace de la séquence ERC à l’échelle des territoires souffre d’un manque de planification qui limite la réelle prise en compte des enjeux écologiques et le respect de toutes les étapes de la séquence.

Le principal objectif de ces travaux de thèse est d’étudier les contributions possibles de quatre outils écologiques – la génétique du paysage, l’ADN environnemental, la simulation numérique des dynamiques de populations et la télédétection – à l’amélioration de l’application de la séquence ERC. Pour répondre à cet objectif, ce travail de thèse est structuré autour de trois axes de recherche.

Le premier axe est dédié à l’analyse fine des méthodes d’évaluation de l’équivalence écologique qui constitue l’étape clef du dimensionnement de la compensation écologique. Sur la base d’analyses de la construction des 10 principales méthodes utilisées à l’échelle internationale, nous mettons en évidence des compromis entre la prise en compte des composantes écologiques et leur opérationnalité. Nous analysons ensuite les bénéfices et les limites de l’intégration des outils dans ces méthodes pour améliorer la prise en compte des enjeux écologiques dans la compensation.

Le deuxième axe vise à tester empiriquement la mobilisation de l’outil de simulation numérique pour améliorer l’application de la séquence, et notamment de la phase d’évitement. Sur la base du cas d’étude de la métropole de Nîmes, nous testons les apports de cet outil à la fois pour améliorer la prise en compte de la fonctionnalité écologique du territoire, et comme support à la co-construction des stratégies de planification. Appuyé sur les démarches participatives de scénarisation prospective dans le cadre d’un projet de territoire concret, ce travail a permis de révéler les véritables apports des outils de simulation numérique pour l’élaboration d’une stratégie d’évitement partagée, comprise et acceptée par tous les acteurs du territoire.

Si les axes 1 et 2 montrent les apports des différents outils pour mieux prendre en compte les enjeux écologiques dans l'application de la séquence ERC, encore faut-il qu'ils soient mobilisés par les collectivités territoriales.

Le chapitre 3 vise ainsi à mieux comprendre les freins et les leviers à l'utilisation de ces outils dans les stratégies politiques de planification territoriale en identifiant leurs déterminants. Basés sur une série d'enquêtes qualitatives menées auprès des élus de 7 agglomérations, nous avons identifié différents verrous, en particulier : la faiblesse de l'engagement de l'élu pour l'intégration de la biodiversité dans l'aménagement, la méconnaissance des enjeux règlementaires associés à la séquence ERC et le décalage entre connaissances des actions mises en œuvre pour la biodiversité et la réalité de leur mise en œuvre.

Ces 3 verrous nous ont permis de proposer différentes pistes d'action pour améliorer l'intégration de la biodiversité dans l'aménagement du territoire, notamment la sensibilisation des élus aux enjeux de leur territoire et aux bénéfices de leur prise en compte planifiée ou la mise en place de formations sur les outils disponibles pour mieux appréhender et appliquer la séquence ERC.

Mots-clés : Politiques publiques de conservation de la biodiversité, Séquence ERC, fonctionnalités écologiques, planification territoriale, simulation numérique, scénarisation prospective, déterminants politiques, méthodes de dimensionnement de la compensation

Abstract

The objective of no net loss of biodiversity is one of the central ambitions of the 2016 French law on the Reconquest of Biodiversity, Nature and Landscapes. In practice, achieving this objective often involves the mobilization of the mitigation hierarchy to Avoid - Reduce - Compensate, the environmental damage that results from land use planning. The effective application of the mitigation hierarchy at the territorial level suffers from a lack of planning that limits the real consideration of ecological issues and the respect of all the steps of the sequence.

The main objective of this thesis work is to study the possible contributions of four ecological tools - landscape genetics, environmental DNA, simulation of population dynamics and remote sensing - to the improvement of the application of the mitigation hierarchy. To meet this objective, this thesis is structured around three main research axes that constitute the three chapters of this manuscript.

Chapter 1 is dedicated to a detailed analysis of the methods for evaluating ecological equivalence, the key step in the design of ecological compensation. Based on statistical analyses of the construction of the 10 main methods used internationally, we highlight the trade-offs between the consideration of ecological components and their operationality. We then analyze the opportunities and limitations of integrating ecological tools into these methods to improve the consideration of ecological issues in compensation.

Chapter 2 aims to test empirically the use of the simulation tool for the population dynamics of target species to improve the application of all steps of the hierarchy, and specifically the avoidance phase. Based on the case study of the Nîmes metropolitan area, we test the contributions of this tool both to improve the consideration of the ecological functionality of the territory, and as a support for the co-construction of territorial planning strategies with different stakeholders. Based on the participative approaches of prospective scenarios within the framework of a concrete territory project, this work has revealed the real contributions of digital simulation tools for the elaboration of a shared avoidance strategy, understood and accepted by all the actors of the territory.

Chapters 1 and 2 show the contribution of ecological tools to better consideration of the ecological issues in territorial planning, but they still need to be mobilized by territorial authorities.

Chapter 3 aims to better understand the obstacles and levers to the use of ecological tools in political strategies for territorial planning by identifying their determinants. Based on a series of qualitative surveys conducted with elected officials in seven urban areas, we have identified various obstacles, the main ones being: the lack of commitment to integrate biodiversity into planning, the lack of knowledge of the regulatory issues associated with the mitigation hierarchy, and the gap between knowledge of the actions implemented for biodiversity and their real implementation.

These three obstacles have allowed us to suggest various courses of action to improve the integration of ecological issues in land-use planning. For example, raising the awareness of elected officials to the ecological issues of their territory and to their conservation for a better quality of life of its inhabitants appears central. Also, the implementation of training on the

tools available to better understand and apply the mitigation hierarchy in all its complexity would improve the transfer of ecological knowledge to action.

Key words: Public policies for biodiversity conservation, Mitigation hierarchy, ecological functionalities, land-use planning, ecological simulation, prospective scenario, political determinants

Liste des acronymes

ACM : Analyse des correspondances multiples

ACP : Analyse en composantes principales

ADNe : ADN environnemental

ANRT : Association nationale de la recherche et de la technologie

APN : Absence de perte nette

ARB : Agence régionale de la biodiversité

BIM : Building information modeling

CIFRE : Convention industrielle de formation par la recherche

CIM : City information modeling

CRERCO : Communauté Régionale ERC Occitanie

DDTM : Direction Départementale des Territoires et de la Mer

DEP : Dérogation espèces protégées

DREAL : Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement

EPCI : Établissement public de coopération intercommunale

ERC : Éviter Réduire Compenser

FFOM : Force Faiblesse Opportunité Menace

IBM : Individual Based Modeling (modèle individu centré)

MEE : Mesures d'évaluation de l'équivalence écologique

MNHN : Muséum National d'Histoire Naturelle

LOD : Level of details

OFB : Office français de la Biodiversité

PLU : Plan Local d'Urbanisme

PLUi : Plan Local d'Urbanisme intercommunal

SCoT : Schéma de Cohérence Territorial

SNC : Sites naturels de compensation

TVB : Trame Verte et Bleue

UPGE : Union Professionnelle du Génie Ecologique

ZAN : Zéro artificialisation nette

ZNIEFF : Zone naturelle d'intérêt écologique, faunistique et floristique

Remerciements

Ces trois années de thèse, qui viennent conclure mon parcours de formation sont dédiées à mes deux grands-pères René, qui chacun à leur manière, avec leurs mots et leurs sensibilités ont façonné ma passion pour la Nature et sa protection.

Je remercie avant tout les membres du jury, rapporteurs, examinateurs et invités d'avoir accepté de relire et juger mon travail et y avoir consacré leur temps précieux.

Merci à mes encadrants ensuite, pour leur suivi et leur accompagnement dans tous les moments de la thèse. Merci à Sylvain Moulherat, qui m'a proposé ce travail en 2018 et qui m'a suivi pendant ces trois années de thèse. Merci de t'être adapté à mes difficultés pour me permettre d'avancer et de progresser. Merci à Sylvain Pioch qui a bien voulu encadrer ce travail malgré une charge déjà importante. Merci pour tous les déclics que tu as su m'amener, merci d'avoir toujours su répondre présent dans les moments les plus compliqués et d'avoir toujours trouvé les mots pour me remettre sur les rails. Merci à Coralie Calvet, pour son travail d'encadrement scientifique pendant toute la thèse. Merci pour la patience dont tu as fait preuve pour me faire garder le cap, malgré toutes mes digressions.

Merci aux membres de mon comité de thèse, Pierre Bieuzen, Jérémie Cornuau, Fanny Guillet, Jérôme Prunier, Catherine de Roincé, Anne-Charlotte Vaissière et Pierre Jay Robert pour vous être rendus disponibles et pour les avancées significatives que vous avez permises. Merci en particulier à Fanny pour son aide qui m'a été si précieuse pour aborder les questions sociologiques de mon sujet, à Jérôme pour avoir réussi à m'expliquer la génétique du paysage et à Pierre pour m'avoir permis de toujours garder un pied dans les besoins et les contraintes du terrain. Merci également à Catherine, sans qui cette thèse n'aurait pas eu lieu et pour son suivi tout au long de son déroulé et à Jérémie, pour ses questions si pertinentes qui n'ont jamais cessé de faire avancer le sujet.

Merci à toute l'équipe de l'ESA pour leur accueil à chacun de mes passages et pour toutes les discussions partagées avec vous qui ont fait avancer ma démarche scientifique et la compréhension des enjeux de mon propre sujet.

Merci à toutes les personnes qui ont pris de leur temps pendant ma thèse pour m'aiguiller sur l'orientation de mes travaux afin de rester dans un cadre scientifique et opérationnel pertinent. Merci à Charlotte Bigard, Maya Leroy, Lise Debrye, Julie Lombard Latune, Ingrid Gonzalez, Bénédicte Lefevre, Sophie Ménard, Thomas Redoulez, Ophélie Touchard, Didier Soustelle,

Aline Corbeaux, Brian Padilla, Benoit Charrasse, Véronique Ventre et tous les autres chercheurs ou non avec qui j'ai pu échanger sur mes travaux.

Merci aux collègues thésardes pour tous les échanges Jessica Salaun et Agnès Méchin sur le déroulement de la thèse, les retours d'expériences, galères administratives et tous ces petits moments de partage que nous avons eus.

Merci à tous les services techniques et élus que j'ai rencontrés pendant mes 3 années de thèses, qui ont bien voulu prendre de leur temps pour répondre à mes questions sur le fonctionnement de leurs collectivités et les besoins qu'ils pouvaient avoir au regard de l'ERC.

Merci à tous les membres des services de la métropole de Nîmes qui ont participé à l'étude sur laquelle repose la thèse. Merci en particulier à Emilie Rioust, pour sa détermination à faire avancer les choses, pour les résultats qu'elle a réussi à obtenir et pour tous les échanges si constructifs que nous avons pu avoir.

Merci infiniment à toute l'équipe de TerrOïko, du premier comme du deuxième étage pour cette ambiance si particulière dans laquelle j'ai pris un grand plaisir à évoluer pendant ces trois ans et que je me réjouis de retrouver pour la suite. Merci beaucoup aux anciens, merci aux nouveaux, aux coureurs, plus ou moins rapides que moi, à celles et ceux qui ont fait des cookies, ramené leurs animaux ou n'ont eu de cesse d'en parler.

Merci à tous les copains, les Bretons de père en fils, les fans de Johnny, de Céline, les Hu, l'ENSARIA, les copains de la Venise du Tarn, les copains de toujours… Merci à tous ceux qui ont fait semblant de s'intéresser à ma thèse au cours de discussions interminables sur la prise en compte de la biodiversité dans l'aménagement, discussions sur lesquelles j'ai pu me reposer pour moi-même comprendre ce que je faisais. Merci à vous pour ces moments, même pour ceux qui pensent toujours que j'ai passé trois ans à travailler sur le loup. Un merci spécial à Yako, qui m'a soutenu du premier au dernier jour et pour ses très précieuses relectures.

Merci à ma famille, en particulier mes parents et ma sœur pour leur soutien inconditionnel de tous les jours qui va bien au-delà de ces quelques années de thèse.

Enfin, merci à Zoé, pour son soutien sans faille, pour avoir été là pendant la dernière longue ligne droite, pour m'avoir épaulé et supporté dans les pires comme dans les meilleurs moments.

Préambule

Les travaux de recherche présentés dans ce manuscrit ont été financés par l'ANRT et l'entreprise TerrOïko, sous forme de contrat CIFRE, pendant trois ans, du 1er février 2019 au 31 janvier 2022 puis ont bénéficié d'une prolongation de trois mois jusqu'au 30 avril 2022 en raison de la crise sanitaire du COVID 19.

Ces travaux s'inscrivent dans la continuité des travaux encadrés par Sylvain Pioch sur l'application opérationnelle de la séquence Eviter – Réduire – Compenser et en particulier les thèses menées par Coralie Calvet, Charlotte Bigard et Agnès Méchin. Pour TerrOïko, ces travaux de recherche sont associés au développement opérationnel des méthodes d'utilisation de leurs outils de simulation numérique dans le cadre de l'application de la séquence ERC. Le projet a été construit par Catherine de Roincé et Sylvain Moulherat (TerrOïko), Jules Boileau et Sylvain Pioch (Université Paul Valéry).

Les travaux menés au cours de cette thèse sont associés au projet de recherche CONAQUAT, co-financé par la Région Occitanie et l'entreprise TerrOïko. Ce projet de recherche réunit le laboratoire du CEFE, la SETE et TerrOïko afin de produire les spécifications techniques pour l'intégration des outils d'ADN environnemental, de génétique du paysage et de simulation numérique dans la pratique de la séquence ERC en milieu aquatique.

La thèse a été menée au sein de l'école doctorale ED60 rattachée à l'Université Paul Valéry Montpellier 3. Deux laboratoires ont hébergé la thèse :

CEFE : De 2019 à 2020, j'ai été accueilli au sein du CEFE, l'un des plus importants laboratoires d'écologie en France, et plus précisément au sein de l'équipe biogéographie ESA (Écologie des Systèmes Anthropisés) dirigée par Pierre Jay-Robert.

LAGAM : 2021 à 2022, j'ai été intégré au tout nouveau laboratoire de recherche LAGAM créé en 2021 qui fait des approches géographiques le pilier de leurs recherches et est dirigé par Frédéric Léone.

En parallèle des travaux de recherche, sept grandes missions ont été menées au sein de l'entreprise TerrOïko :

1. **Appui à la rédaction de réponses à marchés publics de la planification territoriale (une dizaine)**
2. **Participation active à des groupes de travail professionnels sur la protection de la biodiversité à l'échelle de la planification territoriale (CRERCO, UPGE, ARB)**
3. **Appui technique pour l'activité bureau d'étude en lien avec les travaux de thèse (rédaction d'étude, réunion avec des clients et maître d'ouvrage, développement de SIG, modélisation…)**
4. **Appui technique pour l'activité R&D (veille technique, discussion, essais de nouveaux outils…)**
5. **Enseignement ponctuel de niveau master**
6. **Action de formation sur la séquence ERC**
7. **Participation à la construction de la stratégie R&D de l'entreprise**

Productions scientifiques

En tout 12 productions scientifiques ont été réalisées dans le cadre de cette thèse, dont 3 articles.

Publications d'articles dans des revues de référence avec comité de lecture

- **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. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114415
- 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***. https://doi.org/10.1007/s43615-021-00100-6
- Padilla, B., Tarabon, S., Moulherat, S., **Boileau**, J., Soret, M., Papet, G., & Bergès, L. (2022). Planification de la séquence Eviter-Réduire-Compenser à l'échelle du paysage : Quel apport de la modélisation des réseaux écologiques à la mise en œuvre des sites naturels de compensation ? ***Sciences Eaux et Territoires, 38***.

Rapport technique

- Mouton, T., Ménard, S., Prin-Cojan, A., **Boileau**, J., Moulherat, S., & Abadie, M. (2021). *Mise en œuvre de l'objectif de Zéro artificialisation nette à l'échelle des territoires : Vol. Avril 2021*. cdc Biodiversité, Humanité et biodiversité.

Communications orales

- **Boileau**, J (2022). Évaluation de la fonctionnalité à large échelle pour la planification de l'aménagement du territoire – Webinaire UPGE organisé par le groupe de travail R&D
- **Boileau**, J., Rioust, E. (2022). Biodiversité : de la connaissance à l'arbitrage politique – Séminaire « la biodiversité dans mon mandat d'élu » organisé par l'UPGE, Intercommunalités de France et la Fédération des SCoT
- **Boileau**, J., Moulherat, S. (2021). DeMo: An innovative vision of urban planning for sustainability, from Design with Nature to Design for Nature – FERED Symposium
- **Boileau**, J., Calvet, C., Pioch, S., Moulherat, S. (2021). Design For Nature, la biodiversité dans la stratégie d'aménagement du territoire – Rencontres d'écologie du paysage
- Moulherat S., **Boileau J.**, 2019, Modéliser pour anticiper l'aménagement du territoire et planifier la gestion de l'espace – Rencontres ERC Hauts de France organisées par la DREAL Hauts de France
- **Boileau J**., Pioch S., Moulherat S., 2019. Les outils numériques comme leviers de coopération pour la prise de décision opérationnelle. – journée jeunes chercheurs ITTECOP

Posters

- **Boileau** J., Pioch S., Moulherat S., 2019, Intégration de la séquence Éviter – Réduire – Compenser dans la planification stratégique des territoires. Mise en œuvre technique à partir de simulation numérique sur le cas d'étude de Nîmes métropole.
- **Boileau** J., Moulherat S., Calvet C., Bardon G., Pioch S., 2019, Transferts de méthodologies de mises en œuvre de l'ERC à l'échelle de la planification, entre recherche et opérateurs terrain.

Table des matières

Résumé 1

Abstract 3

Liste des acronymes 5

Remerciements 6

Préambule 8

Productions scientifiques 10

Table des matières 13

Introduction générale 15

1. La séquence Eviter – Réduire - Compenser, un dispositif pour atténuer les impacts des activités humaines sur la biodiversité 21

2. L'organisation des acteurs autour de la séquence 27

3. Limites de l'application du dispositif en France 29

4. Problématique de recherche et hypothèses de travail 41

5. Posture de recherche, la recherche-action 46

Chapitre 1 : Améliorer le calcul d'équivalence écologique, apports et limites des outils génétiques et numériques 51

1. Évaluer l'équivalence écologique : clef de voûte de la performance applicative de la séquence ERC 53

2. Mobiliser les outils génétiques et de modélisation numérique pour améliorer les MEE 68

3. Discussion générale 75

4. Conclusion 80

Chapitre 2 : Étude empirique des apports de la simulation numérique pour la co-construction de la planification de la séquence ERC 81

1. États de l'art et enjeux de la recherche 83

2. Planifier l'application de l'évitement sur le territoire de Nîmes métropole : des concepts à la réalité 89

3. Discussion générale 132

4. Conclusion 135

Chapitre 3 : Étude de l'engagement des élus à l'intégration de la biodiversité dans la stratégie d'aménagement du territoire 137

1. État de l'art et questionnement de recherche 138
2. Cadre d'analyse 142
3. Matériel et Méthode 146
4. Résultats 151
5. Discussions 167
6. Conclusion 171

Conclusion 173

1. Principales contributions des travaux de recherche 173
2. Perspectives de recherche 178

Bibliographie 182

Table des illustrations 218

Annexes 221

« Si vous voulez un monde meilleur, ayez-en toujours un échantillon sur vous »

Gérald Rigaud (le crieur de la Croix-Rousse)

Introduction générale

Il y a 60 ans, Rachel Carson projetait pour la société un futur peu souhaitable, « muet », car dépossédée de biodiversité : « *Ce fut un printemps sans voix. À l'aube, qui résonnait naguère du chœur des grives, des colombes, des geais, des roitelets et de cent autres chanteurs, plus un son ne faisait désormais entendre ; le silence régnait sur les champs, les bois, les marais* » (Carson, 1962). Le déclin de la biodiversité pressenti par R. Carson se matérialise de plus en plus, et nous pouvons en identifier depuis de nombreuses années les multiples effets. La 6ème crise d'extinction est bien présente et ses conséquences peuvent être constatées sur les plans écologique, socio-économique et sanitaire (Ceballos et al., 2015; Johnson et al., 2017).

Cette crise affecte tous les écosystèmes et toutes les zones biogéographiques du monde. L'abondance moyenne d'espèces terrestres sauvages a chuté d'au moins 20 % depuis le début du XXème siècle (IPBES, 2019). Pour les vertébrés, l'effondrement des populations est estimé à presque 70 % (Figure 1). L'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (IUCN) estime notamment aujourd'hui que 41 % des amphibiens, 26 % des mammifères, 13 % des oiseaux et 21 % des reptiles sont menacés dans le monde (IUCN, 2021).

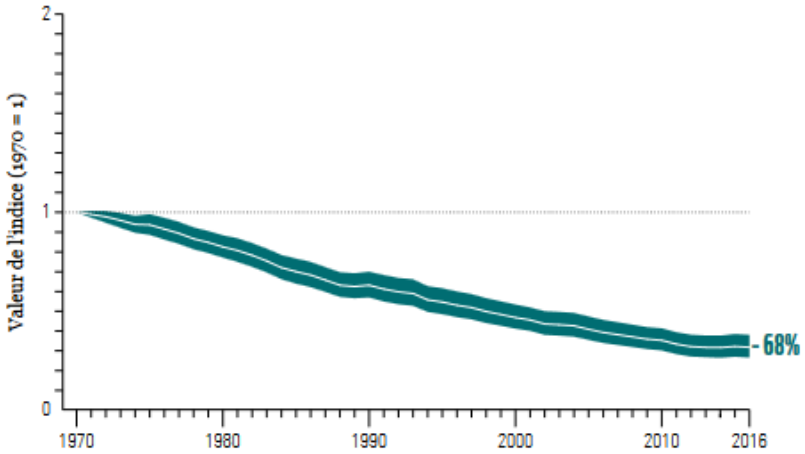


Figure 1 : Indice planète vivante (WWF, 2020).

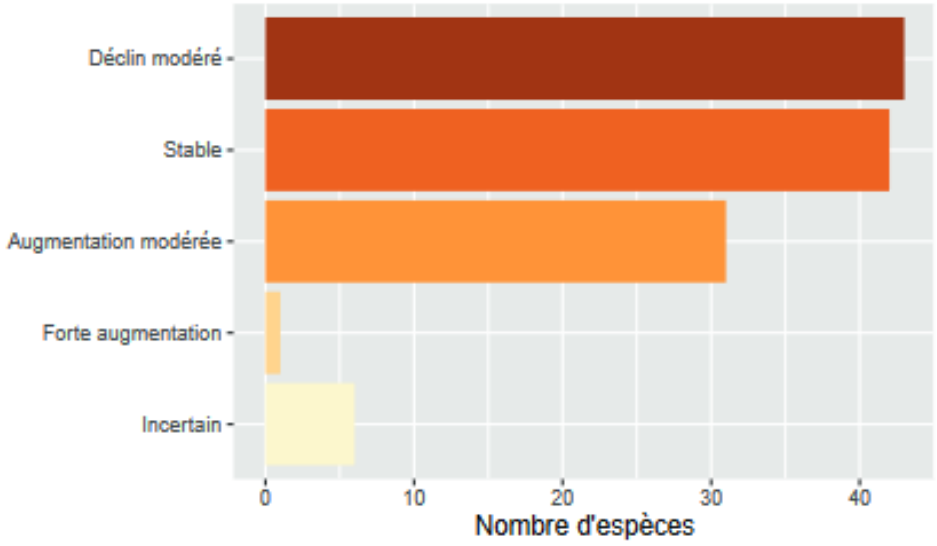


Figure 2 : Tendance des 123 espèces communes évaluées dans le suivi des oiseaux communs de France de 1989 à 2019 (Fontaine et al., 2020)

La crise écologique ne concerne pas uniquement les espèces emblématiques et protégées, mais aussi les espèces plus communes qui permettent le maintien des écosystèmes et de l'environnement à sa plus large échelle. En France par exemple, 17,6 % des espèces sont évaluées comme étant menacées (UICN Comité Français et al., 2020). Les populations des espèces les plus communes s'effondrent (Fontaine et al., 2020), à l'image des oiseaux *communs* (Figure 2) : les populations de Moineau friquet (*Passer montanus*) ont chuté de 60 %, celles de Martinet noir (*Apus apus*) de 46 % ou encore celles de Troglodyte mignon (*Troglodytes troglodytes*) de 20 % (Fontaine et al., 2020).

5 grands types d'impacts humains sont connus et peuvent être retenus comme les principales causes de ce déclin : 1, changement d'usage des sols, 2, exploitation des populations, 3, changement climatique, 4, pollutions et 5, espèces exotiques envahissantes (Figure 3) (IPBES, 2019). Ces différentes sources d'impacts doivent désormais être prises systématiquement en considération dans tout projet d'aménagement et plus largement dans l'ensemble du processus de développement humain.

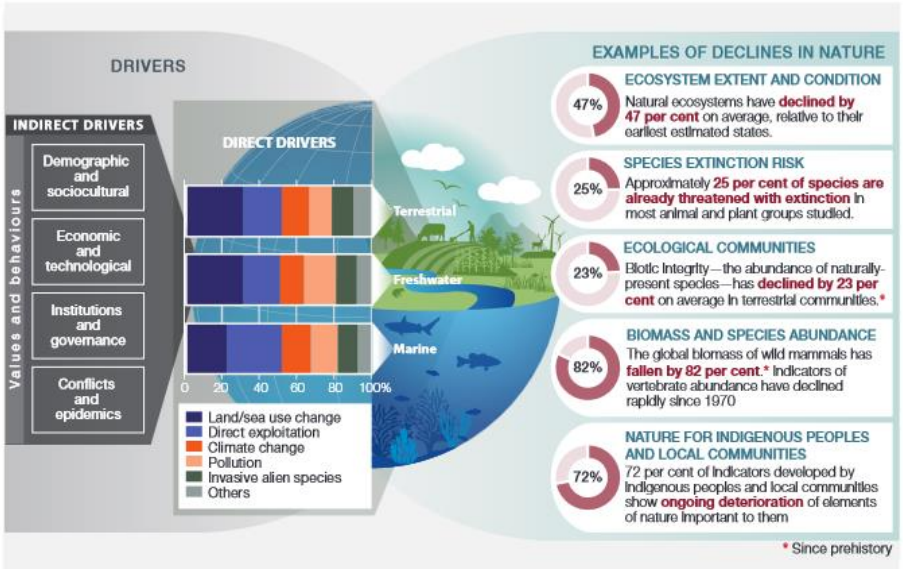


Figure 3 : Les principales causes de l'érosion de la biodiversité. Le changement d'usage des sols et l'exploitation des espèces sont les deux principales, à la fois sur terre, en eau douce et en mer (IPBES, 2019)

La principale cause d'érosion de la biodiversité est liée aux **changements d'usage des sols** (Maxwell et al., 2016; Newbold et al., 2015, 2016). L'aménagement du territoire via l'urbanisation et le développement d'infrastructures de transport ainsi que l'agriculture intensive compromettent gravement et durablement la capacité des écosystèmes à se maintenir. Ainsi, l'exploitation et l'aménagement de l'espace par l'espèce humaine se font aux dépens du maintien des espaces naturels, en mettant en péril la conservation de nombreux habitats et des espèces qui les occupent, pourtant essentiels (IPBES, 2019). Un changement de modèle de société paraît dès lors impératif, mais il ne peut avoir lieu que par une rationalisation de la mesure des impacts négatifs de l'Homme sur l'environnement, *a minima* en tentant de les éviter ou de les minimiser au maximum.

Ce changement de modèle de société pourrait être bâti autour de la prise de conscience actuelle de l'importance de la biodiversité pour l'existence humaine (IPBES, 2019). En outre, la conservation de la biodiversité est une condition du succès de la lutte contre le changement climatique auquel l'humanité doit également faire face (*White Paper - Adapting to Climate Change*, 2009).

Différentes réponses politiques ont émergé depuis une première prise de conscience du déclin de la biodiversité à l'occasion du Sommet de la Terre en 1992 à Rio (United Nations (UN),

1992). En réponse à cette prise de conscience, la convention pour la diversité biologique (CDB) a été ratifiée par 196 pays à ce jour et engage les signataires à conserver durablement la diversité biologique face aux atteintes d'origine anthropiques. En particulier l'article 14 intitulé « Études d'impacts et réduction des effets nocifs » traite de la nécessité de procédures d'évaluation des impacts des projets. Ce traité international a été suivi par de nombreux plans d'action ambitieux, notamment depuis 2011 avec les objectifs d'Aïchi qui fixent les objectifs stratégiques chiffrés à atteindre pour la préservation des habitats naturels et de la biodiversité. En France, différentes stratégies nationales pour la biodiversité ont vu le jour depuis les années 2000, avec récemment la stratégie 2030, dont le premier axe vise explicitement la réduction de l'artificialisation des sols par un aménagement plus sobre et plus favorable à l'accueil du vivant.

Ces grands engagements internationaux peinent cependant à atteindre leurs objectifs. Le bilan dressé par l'IPBES est sans appel : la trajectoire suivie n'est pas la bonne, notamment en ce qui concerne l'aménagement du territoire (première cause d'érosion de la biodiversité). Outre les affichages politiques de ces grands traités et objectifs nationaux (CNPN, 2022) ou internationaux (IPBES, 2019), force est de constater que leurs applications concrètes manquent pour intégrer pleinement la biodiversité dans les politiques publiques (Rounsevell et al., 2018).

Les enjeux associés à la protection de la biodiversité sont donc directement liés à des problématiques de recherche dans le champ de l'aménagement du territoire, qui constituent désormais une problématique de fond dans le domaine de la géographie de l'environnement et de la biologie de la conservation (Arnould & Simon, 2007; George, 1976). L'approche géosystémique (Figure 4), l'un des concepts fondamentaux en géographie (Beroutchachvili & Bertrand, 1978), permet d'étudier les impacts des activités humaines sur l'environnement, tout en considérant les milieux « naturels » (ou biophysiques) comme étant le résultat des interactions entre les sociétés et leurs environnements (Bertrand, 1968; Veyret, 2005).

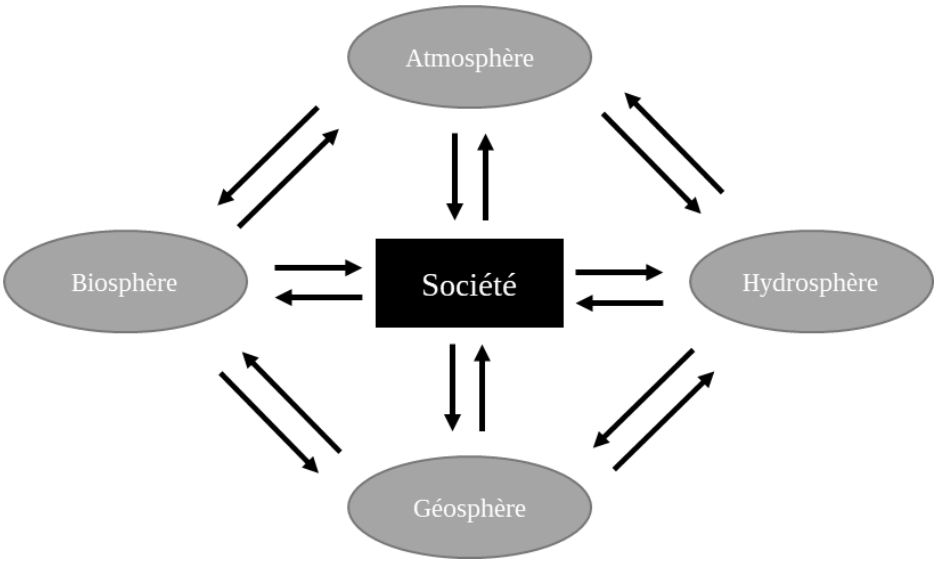


Figure 4 : Le géosystème (d'après Ciattoni & Veyret, 2007)

Cette approche constitue une base pour reconsidérer l'environnement en y intégrant des composantes naturelles et humaines, comme les dynamiques écologiques ainsi que les facteurs socio-économiques et culturels (Bertrand & Bertrand, 2002). Ces considérations ont alimenté des travaux de géographes vers des champs disciplinaires liés à la biologie de la conservation, l'écologie (notamment du paysage) et les sciences de la durabilité, qui traitent ces problématiques intégrées de façon interdisciplinaire (Mathevet & Poulin, 2006). Fondamentalement, la dialectique géographique peut englober différentes approches disciplinaires, dont les autres sciences sociales et les sciences écologiques. Cette position amène à considérer la géographie comme un cadre d'analyse systémique, appliqué à l'ensemble des composantes du territoire. Ce territoire, objet central de notre étude, doit être appréhendé dans toute sa complexité sociale et écologique, pour constituer un socio-écosystème (Moine, 2005). C'est ainsi que la posture du géographe de l'environnement peut être construite autour d'une approche pluri- voire interdisciplinaire, en considérant de manière intégrée et interactive les composantes biophysiques (ou « naturelles ») et sociales (Lélé & Norgaard, 2005).

Face à l'urgence d'agir qui s'impose à notre société et notre responsabilité dans l'érosion de la biodiversité, la posture du géographe invite à questionner les choix d'aménagement du territoire, à l'aune des composantes écologiques et sociales, dans un objectif de conservation de la nature.

Cette réflexion sur l'aménagement du territoire peut être menée à différentes échelles spatiales et temporelles, ainsi qu'à différents niveaux d'organisation des sociétés : des individus aux organisations, ou aux processus institutionnels qui les régulent. Ces réflexions trouvent notamment tout leur sens dans le cadre normatif de l'évaluation environnementale qui constitue l'étape de la prise en compte des enjeux écologiques, au service d'un aménagement du territoire « durable » (Di Méo, 1991). Cette prise en compte constitue le cœur des travaux menés dans cette thèse à l'interface entre les sciences humaines et les sciences du vivant, dans une approche géosystémique ici construite sous l'angle de l'amélioration de la prise en compte des incidences du projet d'aménagement sur les écosystèmes.

1. La séquence Eviter – Réduire - Compenser, un dispositif pour atténuer les impacts des activités humaines sur la biodiversité

La séquence Éviter-Réduire-Compenser (ERC) est un dispositif partagé à l'échelle internationale qui vise à limiter les impacts des activités humaines sur la biodiversité (Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP), 2012). Ce dispositif est mobilisé dans une centaine de pays à travers le monde de façon volontaire ou intégré au sein d'un cadre règlementaire national (GIBOP, 2019) (Figure 5).

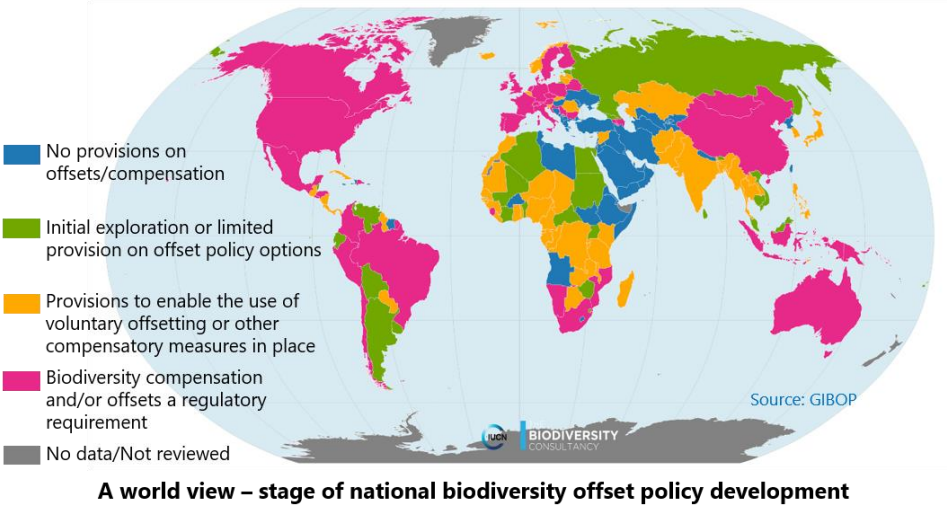


Figure 5 : Application de la séquence ERC à travers le monde (GIBOP, 2019)

En France, elle a été introduite dans le droit avec la loi de 1976 sur la protection de la nature et des paysages (LOI n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature, 1976). La place de cette séquence a été renforcée à l'occasion de nombreuses évolutions successives de la règlementation en faveur de l'environnement (Figure 6). Les principales sont : la Charte de l'environnement de 2005 (LOI constitutionnelle n° 2005-205 du 1er mars 2005 relative à la Charte de l'environnement, 2005), les lois Grenelles de 2009-2010 (LOI n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement, 2009), la réforme sur les études d'impact de 2011, et plus récemment, la loi pour la Reconquête de la Nature et des Paysages de 2016 (LOI n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages, 2016). La séquence ERC est devenue un des principaux leviers règlementaires des politiques de conservation de la biodiversité (Guillet & Semal, 2018).

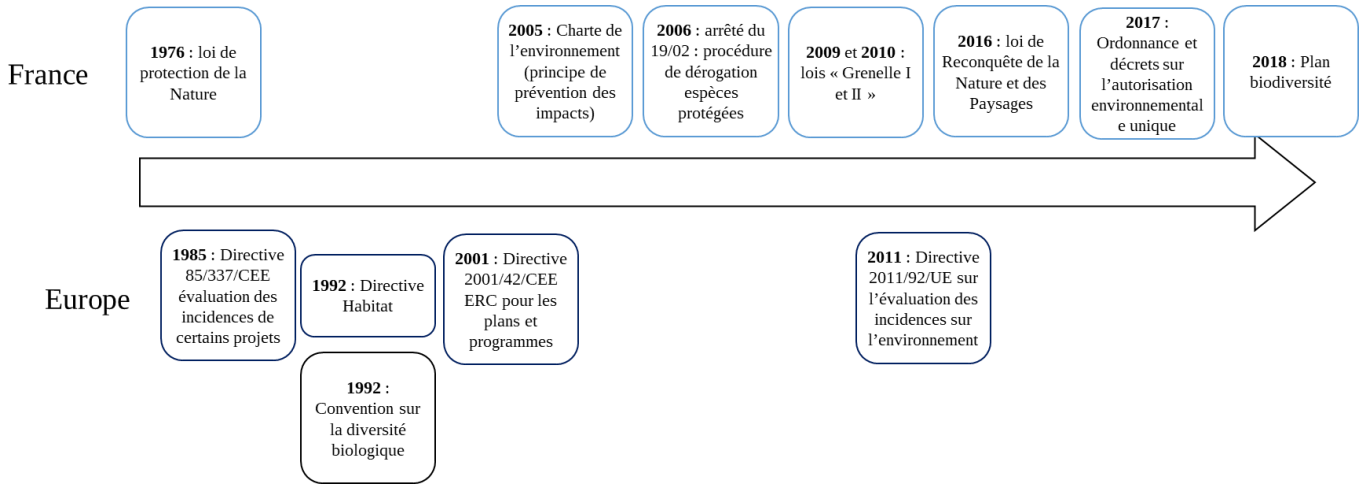


Figure 6 : Grandes évolutions règlementaires associées à la séquence ERC

La mobilisation de cette séquence constitue un élément de réponse politique aux enjeux nationaux et internationaux d'érosion de la biodiversité dans la poursuite de l'objectif d'absence de perte nette de biodiversité (Madsen et al., 2010). La séquence est construite pour limiter l'impact d'un aménagement en visant un niveau de biodiversité équivalent à celui impacté par l'aménagement.

Dans sa logique la plus simple, la séquence ERC comprend une succession hiérarchique de 5 étapes (Figure 7).

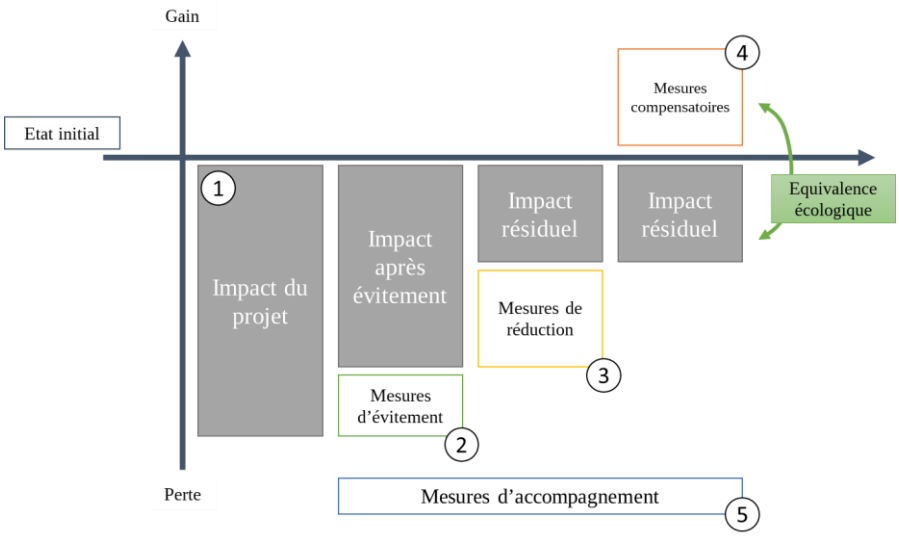


Figure 7 : Étapes de la séquence ERC (inspiré de BBOP, 2012 et Müller et al., 2017)

Pour bien comprendre ce dispositif, il est important de préciser ces 5 étapes principales qui le composent [1]. L'application de la séquence s'appuie d'abord sur un **état initial** de l'environnement, à partir duquel les **impacts** sur la biodiversité **sont qualifiés** (1). Une fois cette évaluation menée, la première étape de la séquence est l'**évitement** (2), qui par des mesures de modification géographique, temporelle ou de réalisation du projet, vise la suppression des impacts négatifs. L'évitement peut être associé à un choix d'opportunité (changement du projet à sa conception), peut être géographique (changement de localisation pour préserver des zones à enjeux) ou encore technique (mobilisation d'une solution technique dans la conception de l'aménagement pour effacer totalement un impact). Quel que soit son type, l'évitement doit garantir l'absence d'impact direct ou indirect sur l'élément de biodiversité pour lequel la mesure est définie (Alligand et al., 2018; MEDDE, 2013). Les mesures d'évitement peuvent être mobilisées à toutes les phases du projet, de la conception à l'exploitation.

Vient ensuite l'étape de **réduction** (3), qui permet de diminuer les atteintes à la biodiversité qui n'auront pu être évitées (MEDDE, 2013). La différence entre évitement et réduction tient principalement à l'efficacité de la mesure : si elle permet la suppression de l'impact, elle sera considérée comme de l'évitement, sinon comme de la réduction (Alligand et al., 2018). Les mesures de réduction peuvent être de nature très différente : de la modification partielle du projet à une adaptation technique, spatiale ou temporelle. Les mesures de réduction concernent principalement les phases de travaux et d'exploitation, même si certaines peuvent être définies à la conception (adaptation technique minimisant un impact sur un habitat par exemple).

Pour conclure la séquence *stricto sensu*, l'étape de **compensation** permet de contrebalancer les impacts qui n'ont pu être ni évités ni réduits (on parle d'impacts résiduels) par des gains de biodiversité (4) (MEDDE, 2013). Ces derniers peuvent être générés par différents types d'actions favorables à la biodiversité comme la restauration ou la création d'habitats naturels sur des sites dégradés par exemple, mais aussi par la mise en œuvre de mesures de gestions bénéfiques pour certaines espèces.

[1] Le détail du dispositif de la séquence ERC présenté ici correspond aux modalités d'application du cadre règlementaire français (MEDDE, 2013).

Une dernière étape est de plus en plus considérée au sein de la séquence, l'**accompagnement** (5). Les mesures d'accompagnement peuvent être mobilisées pour compléter les mesures d'évitement, de réduction ou de compensation afin de renforcer leur pertinence et leur efficacité. Elles ne se substituent cependant pas à la mise en œuvre des mesures des autres étapes (en particulier la compensation). À titre d'exemple, la sécurisation foncière, la mise en œuvre de mesures compensatoires expérimentales (dont les connaissances actuelles ne permettent pas de garantir l'efficacité), le financement d'associations de protection de l'environnement ou encore des mesures favorisant la recolonisation végétale (d'un site autre que le site impacté), sont considérées comme des mesures d'accompagnement (Alligand et al., 2018).

L'application de la compensation est soumise à plusieurs grands principes qui doivent être pris en compte dans la définition des mesures (Encadré 1 : Grands principes d'application de la compensation écologique).

Encadré 1 : Grands principes d'application de la compensation écologique

La compensation est dimensionnée et mise en œuvre spécifiquement en miroir à un impact afin de générer un gain écologique qui puisse contrebalancer les pertes générées par cet impact. Différents principes sont associés à l'application de cette ultime étape de la séquence en France :

- **Équivalence écologique** (L163-1 du code de l'environnement) : les gains écologiques doivent être équivalents avec les pertes. Les gains générés par les mesures compensatoires doivent être de même nature, qualitativement (mêmes espèces, mêmes habitats, même fonctionnement) et quantitativement que les pertes engendrées par le projet (Bezombes, 2017)
- **Additionnalité écologique et règlementaire** : les gains générés par la compensation doivent venir s'ajouter aux actions publiques existantes ou prévues en matière de protection de l'environnement (MEDDE, 2013). La compensation est additionnelle si elle permet de générer des gains qui n'auraient pas pu être atteints en son absence
- **Proximité fonctionnelle** (L163-1 du code de l'environnement) : les mesures de compensation doivent être mises en œuvre en priorité à proximité du site impacté, afin de garantir sa fonctionnalité de manière pérenne. Le principe de proximité fonctionnelle impose de tenir compte du fonctionnement des milieux naturels affectés (Andreadakis et al., 2021)
- **Pérennité** (L163-1 du code de l'environnement) : les mesures compensatoires doivent être effectives pendant toute la durée des impacts. La sécurisation foncière et financière doit être prévue dès la conception des mesures compensatoires par le maître d'ouvrage
- **Efficacité** (L163-1 du code de l'environnement) : les mesures compensatoires sont soumises à une obligation de résultat. Elles doivent permettre d'atteindre le niveau de gain écologique prévu à leur conception.

Rappelons qu'en France, la séquence ERC repose sur plusieurs grands principes qui figurent dans l'article L110-1 du code de l'environnement :

- *Le principe de précaution*, qui dicte que l'absence de certitude scientifique ou technique du moment ne doit pas retarder l'adoption de mesures visant à prévenir un risque de dommages graves et irréversibles à l'environnement à un coût économiquement acceptable. Autrement dit, il convient de prendre toutes les

dispositions possibles pour prévenir des dommages à la biodiversité même quand les effets des atteintes ne sont pas encore bien appréhendés.

- *Le principe d'action préventive et de correction,* par priorité à la source, des atteintes à l'environnement, par la mobilisation des meilleures techniques disponibles à un coût économiquement acceptable. C'est sur le principe d'action préventive que repose la logique globale de la séquence, qui dans la logique de la priorité à la source s'applique aux incidences[2] causées par le projet d'aménagement (quelle que soit son échelle).
- *Le principe pollueur-payeur,* qui fait porter les coûts de l'application de la séquence ERC sur l'entité responsable des atteintes à la biodiversité. Ce principe implique que la responsabilité de l'application de toute la séquence, c'est-à-dire de l'évaluation environnementale au suivi des mesures compensatoires dans la durée, repose sur le maître d'ouvrage.
- *Le principe de solidarité écologique*, qui incite à prendre en compte les territoires concernés par des incidences en considérant des interactions entre les écosystèmes et au sein de ces derniers via les êtres vivants et les milieux qui les constituent. Ce principe permet d'envisager une application de la séquence ERC qui se libère des frontières administratives et qui permet à différentes entités publiques ou privées de collaborer pour la protection de leur patrimoine commun (Bigard, 2018).
- *Le principe de proportionnalité,* qui consiste à adapter le contenu de l'étude d'impact à l'ampleur du projet et aux enjeux environnementaux du territoire sur lequel il s'implante. Ce principe s'applique à la totalité de l'évaluation environnementale, des premières études aux mesures environnementales (Lemaître et al., 2019).

La séquence ERC s'impose comme une logique de prise en compte de la biodiversité pour atténuer les impacts de l'aménagement sur toutes ses composantes : « *habitats naturels, espèces animales et végétales, continuités écologiques, équilibres biologiques, fonctionnalités écologiques, éléments physiques et biologiques qui en sont le support et les services rendus par les écosystèmes* » (LOI n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages, 2016). Elle doit s'appliquer à tous les types de plans, programmes et projets, dans le cadre des procédures d'autorisation. Notons également

[2] Dans ce manuscrit, les termes d'incidences et d'impacts seront employés comme synonymes, pour désigner les effets négatifs sur l'environnement (et dans notre cadre sur la biodiversité) des activités humaines

que l'application de la séquence ERC doit être intégrée dès la conception d'un projet, plan ou programme (MEDDE, 2012).

Il est également important de souligner que les dernières grandes évolutions législatives associées à la loi de 2016 positionnent de nouveaux éléments qui doivent être intégrés dans l'application de la séquence et qui ont changé sa dynamique d'application. D'abord, **l'absence de perte nette** (APN) est donnée comme l'objectif à atteindre pour limiter les atteintes à la biodiversité associée à l'aménagement du territoire. La séquence ERC est l'outil mis en avant pour atteindre cet objectif, en reposant notamment sur le principe d'équivalence écologique entre les pertes et les gains. Associé à cet objectif, la législation est passée d'une **obligation** de moyens à celle **de résultats**. Très discuté, ce changement a entraîné une augmentation de la complexité de la mise en œuvre de la séquence et notamment de l'étape de compensation (Doussan, 2018). Ainsi, le maître d'ouvrage doit justifier que les mesures qu'il met en œuvre permettent réellement d'atteindre cet objectif et opérer un suivi permettant de démontrer l'efficacité de celles-ci, sous peine de devoir mettre en œuvre des mesures correctives. Cette justification est d'autant plus importante que **si les atteintes liées au projet ne peuvent être ni évitées, ni réduites, ni compensées, le projet ne sera pas autorisé**. C'est ce dernier point, apporté par la loi de 2016, qui donne encore plus d'importance à la séquence ERC dans les procédures règlementaires.

2. L'organisation des acteurs autour de la séquence

Les approches menées en géographie font état de l'existence d'un *socio-écosystème* complexe autour de l'application de la séquence ERC. Ce socio-écosystème regroupe différents niveaux d'organisation au sein d'un système humain en interactions avec l'environnement. Il est important de préciser ici comment se compose le réseau d'acteur humain, qui interagit autour de la séquence.

Dans son application, la mise en œuvre de la séquence ERC regroupe quatre principales catégories d'acteurs (Figure 8) : les maîtres d'ouvrages, responsables du projet, les assistants à maîtrise d'ouvrage sur le volet biodiversité (bureaux d'études assemblés, bureaux d'études naturalistes), les régulateurs qui peuvent intervenir à différents échelons administratifs et les

acteurs en charge des actions environnementales (notamment les opérateurs de compensation). Les interactions entre ces catégories d'acteurs sont le siège de processus de négociation, d'autorisation, de consultation et de concertation (Bigard, 2018; Lombard Latune, 2018). Ces processus peuvent jouer un rôle majeur dans l'application de la séquence ERC et sur les résultats *in fine* vis-à-vis de l'atteinte de l'objectif de l'APN (Guillet & Semal, 2018).

D'autres acteurs sont en interaction autour de ces quatre acteurs centraux en participant également à l'implémentation de la séquence ERC. Les bureaux d'études spécialistes qui traitent de questions spécifiques de l'évaluation peuvent notamment être cités. Ils interviennent en complément et à la demande du maître d'ouvrage ou de l'assistant à maîtrise d'ouvrage. La société civile est quant à elle acteur à part entière de la séquence, en étant consultée et informée par le maître d'ouvrage, garantissant ainsi de la qualité du processus d'évaluation et de conception du projet (Dietenhoeffer et al., 2021; Nita et al., 2022). Les acteurs de la recherche peuvent être consultés par les assistants à maîtrise d'ouvrage et les opérateurs de compensation afin de définir les méthodologies d'évaluation ou de réalisation de travaux. Les scientifiques sont également mobilisés par les régulateurs notamment pour produire des recommandations sur l'application de la loi associée à la séquence.

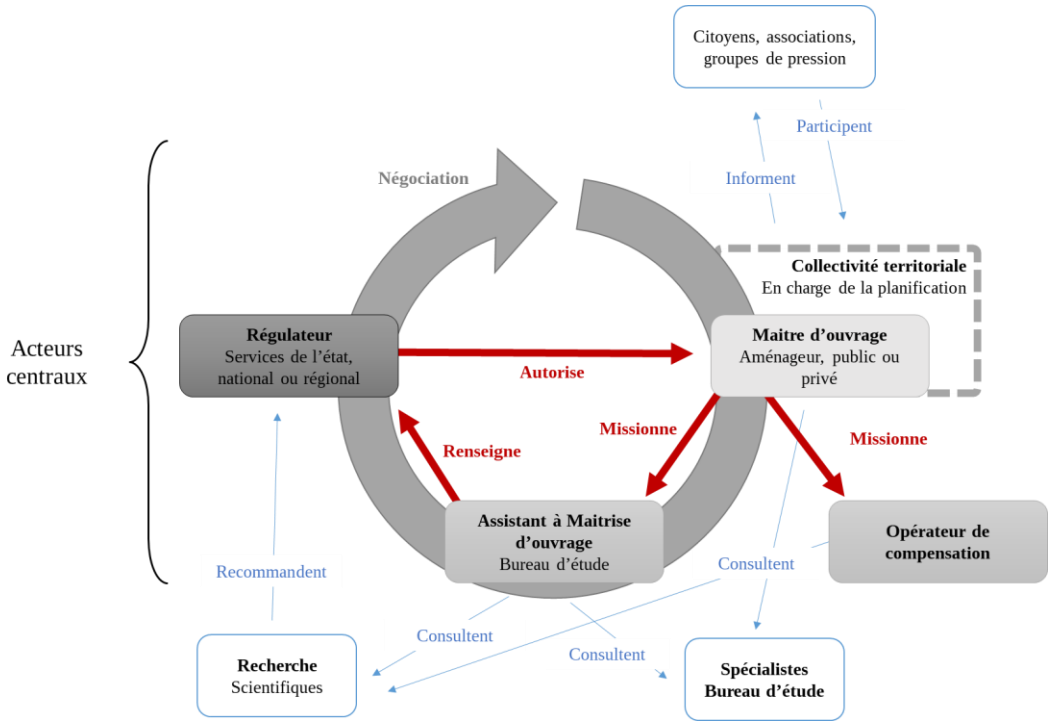


Figure 8 : Organisation générale des acteurs associés à la séquence ERC en France et de leurs interactions (adapté de Pioch, 2017)

3. Limites de l’application du dispositif en France

Dans sa forme actuelle, la séquence ERC ne permet pas d’assurer l’APN pourtant requise dans un certain nombre de cadres règlementaires, pour faire face à l’urgence que représentent les impacts de l’aménagement du territoire dans le processus d’érosion de la biodiversité (Milner-Gulland et al., 2021; Quétier et al., 2014; Weissgerber et al., 2019). Différentes limites associées à l’application de la séquence ont été identifiées depuis les premiers exemples de sa mise en œuvre, contribuant à l’échec de l’atteinte de cet objectif. Il est possible de rassembler ces limites en quatre groupes distincts selon les étapes concernées : l’évaluation de la « biodiversité » (i), la réelle mise en œuvre de la séquence (ii), l’échelle d’application (iii) et la compréhension générale du dispositif (iv) (Tableau 1).

Tableau 1 : Synthèse des 4 catégories de limites associées à la séquence ERC par catégorie.

Type de limite	Bibliographie associée	
(i) Évaluation de la biodiversité		
Manque de méthode pour évaluer la biodiversité	Bigard et al., 2017; Bracy Knight et al., 2020; Jacob et al., 2015; Maron et al., 2016; Mechin & Pioch, 2019; MEDDE, 2013; Quétier & Lavorel, 2011; Semal & Guillet, 2017	Traités dans le chapitre 1
Évaluation de l'équivalence écologique	Bezombes et al., 2017; Bull et al., 2013; Carreras Gamarra et al., 2018; Dantec, 2017; Devictor, 2018; Gardner et al., 2013; Gonçalves et al., 2015; Quétier et al., 2014; Quétier & Lavorel, 2011	
Pas de prise en compte de la fonctionnalité	Bergès et al., 2019; Calvet, 2022; Devictor, 2018; Hodgson et al., 2011; Regnery, Couvet, et al., 2013; Tarabon et al., 2019	Traité dans les chapitres 1 et 2
(ii) Efficacité de l'application et réelle mise en œuvre		
Manque de mesures d'évitement	Bezombes & Regnery, 2020; Clare et al., 2011; Dantec, 2017; Phalan et al., 2018	Traité dans le chapitre 2
Respect des engagements	Dantec, 2017; Gelot & Bigard, 2021; Semal & Guillet, 2017; Weissgerber et al., 2019	Non traités dans ce manuscrit
Pérennité des mesures	Bull et al., 2013; Dantec, 2017; Dupont & Lucas, 2017; Quétier et al., 2014	
Suivi	Dantec, 2017; Maron et al., 2016; Quétier et al., 2014	
Efficacité réelle de la compensation	Calvet et al., 2015, 2019; Curran et al., 2014; Gibbons & Lindenmayer, 2007; Maron et al., 2016; May et al., 2017; Moreno-Mateos et al., 2015	
Emphase sur les espèces patrimoniales	Dantec, 2017; Guillet & Semal, 2018; Jacob et al., 2016; Maron et al., 2016; Regnery, Couvet, et al., 2013	Traité dans le chapitre 2
(iii) Échelle d'application		
Absence de planification	Batton-Hubert et al., 2008; Bigard & Leroy, 2020; Dantec, 2017; Kiesecker et al., 2009; Moilanen, 2013	Traités dans le chapitre 2
Peu d'anticipation de l'évitement	Arlidge et al., 2018; Calvet et al., 2020; Dantec, 2017; Milner-Gulland et al., 2021; Phalan et al., 2018	
Peu d'anticipation de la compensation	Dantec, 2017; Gonçalves et al., 2015; Jacob et al., 2015; Kiesecker et al., 2009; Kujala et al., 2015; Quétier et al., 2014; Regnery, Couvet, et al., 2013; Simmonds et al., 2020; Tarabon et al., 2020	
Décalage temporel entre perte et gains	Bradford, 2017; Quétier et al., 2014	Non traité dans ce manuscrit
(iv) Compréhension de la séquence et appropriation		
Cadre juridique	Dantec, 2017; Dupont & Lucas, 2017; Martin et al., 2015; Semal & Guillet, 2017	Non traité dans ce manuscrit
Définition des étapes et compréhension de la séquence	Bigard et al., 2018; Bull et al., 2016; Dubourg & Ferey, 2020; Jacob et al., 2016	Traité dans les chapitres 2 et 3
Absence de prise en compte de l'opérationnalité des outils	Mechin, 2020; Mechin & Pioch, 2019	Traité dans les chapitres 1 et 2

Notre travail se concentre sur les étapes d'évaluation sur lesquelles repose la séquence ainsi que sur la prescription de mesures pour son application. Il est à noter que la réalité de la mise en œuvre de la séquence, même si elle constitue une limite majeure de l'atteinte d'APN, n'a pas été étudiée dans nos travaux et ne sera donc pas traitée dans ce manuscrit.

Comme le présente le Tableau 1, les travaux ont porté sur les problématiques : 1) d'évaluation de la biodiversité pour mieux prendre en compte ses composantes écologiques, 2) de changements d'échelle pour une meilleure anticipation des mesures ERC, et 3) d'acceptabilité et de représentation de la séquence ERC afin d'en améliorer sa compréhension et son application. Dans la suite de cette section, nous traiterons donc pour ces 3 limites les enjeux académiques qu'elles soulèvent.

3.1 L'évaluation de la biodiversité dans la séquence ERC, trois composantes à intégrer : la composition, la structure et la fonction

L'ambition de l'application de la séquence ERC est très élevée, il s'agit d'atteindre l'APN de biodiversité. La séquence se heurte dès lors à une première difficulté importante, celle de l'évaluation de la « biodiversité ». La définition de la biodiversité a été actée par les Nations Unies en 1992 comme la diversité biologique en trois niveaux : celle des écosystèmes, des espèces et des ressources génétiques (United Nations (UN), 1992). Cette définition a été transcrite dans le droit français comme : *« la variabilité des organismes vivants de toute origine, y compris les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques, ainsi que les complexes écologiques dont ils font partie. Elle comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces, la diversité des écosystèmes ainsi que les interactions entre les organismes vivants* » (article L110-1 du code de l'environnement). Si la définition bénéficie d'une relative unanimité, l'évaluation qui lui est associée soulève encore de nombreuses problématiques (Humphries et al., 1995).

En France comme à l'international, le manque de méthodes standardisées pour évaluer la biodiversité, notamment dans le cadre de l'application de la séquence ERC est identifié comme une limite à son application (Bracy Knight et al., 2020; Maron et al., 2016; Mechin & Pioch, 2019), en particulier dans le cadre de l'évaluation de l'équivalence écologique (Bezombes et al., 2017; Bull et al., 2013; Carreras Gamarra et al., 2018). Il apparaît important de bien définir les attendus de cette évaluation, à travers les composantes principales à y

intégrer, avant de développer de nouvelles méthodes ou de faire évoluer les méthodes existantes.

En France, dans le cadre de la séquence ERC, trois composantes doivent être intégrées selon la loi (article L110-1 du code de l'environnement) pour décrire la biodiversité : l'**espèce**, l'**habitat** et la **fonction**. Ces trois niveaux constituent donc la base de l'évaluation de la biodiversité pour l'application de la séquence :

1. L'espèce constitue l'unité taxonomique fondamentale dans la classification du monde vivant. Elle est constituée par un ensemble d'individus appartenant à des populations interfécondes qui échangent librement leurs ressources génétiques (Ramade, 1993).
2. L'habitat est un espace dont les conditions écologiques constituent le support à des espèces qui peuvent y réaliser tout ou partie de leur cycle de vie (MEDDE, 2013).
3. La fonction est constituée de l'ensemble des processus biologiques qui permettent le maintien des caractéristiques de l'écosystème (Andreadakis et al., 2021)

Le contour de ces trois composantes reste flou : l'habitat peut être caractérisé comme un assemblage d'espèces ; les espèces sont elles-mêmes dépendantes de différents types d'habitats ; les fonctions sont supportées par les espèces, pour leur maintien et le maintien de leurs habitats. Ce flou traduit une confusion entre une notion d'échelle et de caractéristiques de ces échelles.

Dans le cadre du champ scientifique de la biologie de la conservation, Noss (1990) propose une description de la biodiversité selon trois composantes : la *composition*, la *structure* et la *fonction*, définies à différentes échelles (génétique, spécifique, habitat, paysage), qui sont en interaction les unes avec les autres (Figure 9).

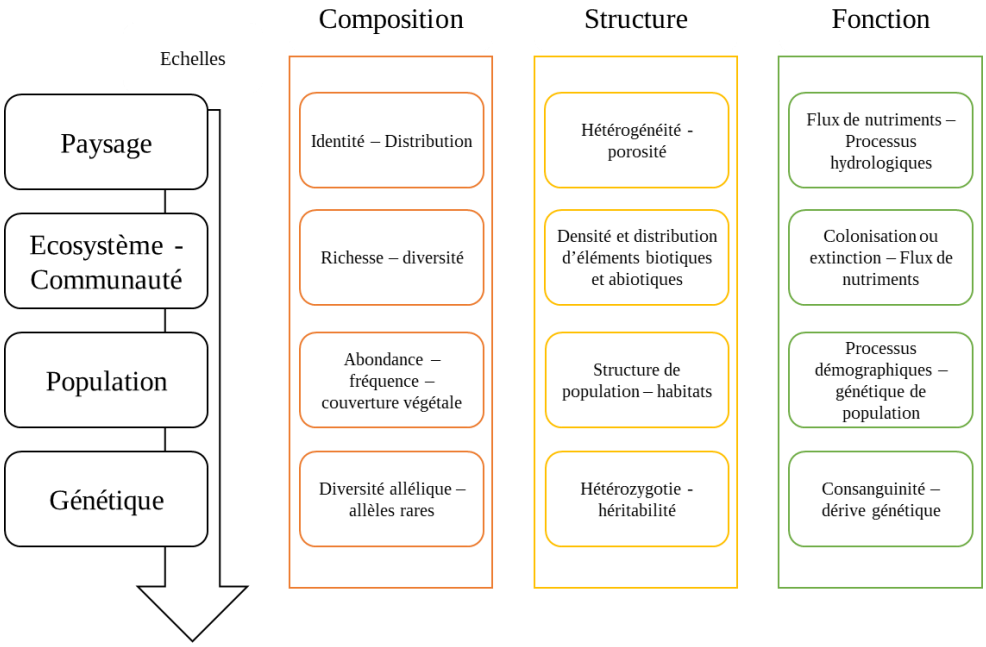


Figure 9 : Composantes de biodiversité, décrits à chaque niveau d'échelle (adapté de Noss, 1990)

L'étude de la *composition* correspond à celle de la diversité mesurée à l'échelle de biodiversité considérée. Des indicateurs comme des listes d'espèces ou d'habitats, la présence ou non d'espèces, leur abondance ou encore leur diversité génétique sont autant de descripteurs de la composition. La *fonction* décrit les processus et les dynamiques de la biodiversité considérée. Elle est appréhendée par des indicateurs mesurant par exemple les dynamiques de colonisation ou d'extinction d'habitats, de démographie, ou encore de dérives génétiques. Enfin, la *structure* correspond à l'organisation physique des éléments biotiques et abiotiques à une échelle donnée. La description de l'organisation du paysage, de la présence d'infrastructures écologiques (arbres creux, anfractuosités, milieux aquatiques…) ou encore la structure de la population (âge-ratio, sexe-ratio) sont des indicateurs de structure.

Dans la mise en œuvre opérationnelle de l'évaluation de la biodiversité associée à la séquence ERC, il existe un déséquilibre dans la prise en compte des trois composantes décrites par Noss (1990) en faveur de la composition et de la structure (Bergès et al., 2019; Devictor, 2018; Maron et al., 2016; Regnery, Couvet, et al., 2013). Toutefois, l'évaluation de la fonctionnalité associée aux espèces et à leurs dynamiques de maintien est un compartiment qui apparaît de plus en plus central pour la bonne compréhension des enjeux écologiques des territoires (Autorité environnementale, 2019; Tarabon, 2020). Cette composante est en particulier au cœur du cadre de la règlementation française malgré son déficit d'évaluation en pratique.

3.2 La place de l'évaluation de la fonctionnalité dans le cadre règlementaire français

Deux cadres différant mobilisent explicitement la fonctionnalité dans le cadre règlementaire français :

- Le dispositif des **trames vertes et bleues** (TVB) inscrit la prise en compte des continuités écologiques dans les composantes à prendre en compte pour la mise en œuvre de la séquence ERC,
- Les dossiers de **dérogations d'espèces protégées** (DEP), qui doivent faire la démonstration de l'absence d'atteinte à l'état de conservation de l'espèce concernée.

Les lois Grenelles (LOI n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement, 2010) et la mise en place du dispositif TVB qui en découle ont introduit en premier lieu la question de la fonctionnalité dans le droit français au travers de la prise en compte de la connectivité (voir Encadré 2 pour le lien entre fonctionnalité et connectivité). Introduites dans le code de l'environnement avec la loi du 3 août 2009 (LOI n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement, 2009), les TVB ont permis l'entrée de la notion de continuité dans les éléments à prendre en compte dans l'évaluation des impacts sur la biodiversité. Cette notion de continuité est étudiée au travers de deux entités spatiales qui sont les **réservoirs**, zones qui permettent l'accomplissement de l'intégralité du cycle biologique des espèces considérées (L. 371-2 du code de l'environnement), et les **corridors**, espaces qui permettent aux espèces de circuler entre les réservoirs de biodiversité (Figure 10). La fonctionnalité est ainsi analysée pour les espèces et des communautés d'espèces, à l'échelle des territoires.

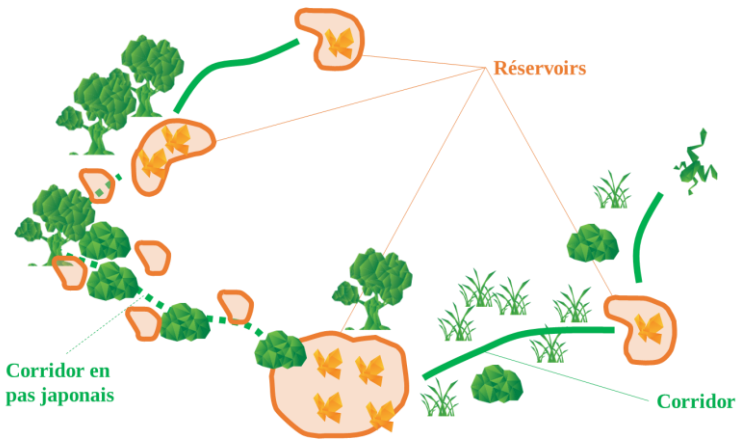


Figure 10 : Fonctionnement général d'une trame Verte et Bleue

Encadré 2 : Fonctionnalité et connectivité, deux notions très proches

L'évaluation de la fonctionnalité associée à la pratique de la séquence ERC fait écho au champ disciplinaire de la biologie de la conservation, même si son sens a perdu dans la pratique certains de ses traits « fonctionnels » (Taylor et al., 2006). La fonctionnalité tient davantage de la définition associée au fonctionnement, à « l'état de marche » d'un système (définition du Larousse pour fonctionnement) plutôt que « de ce qui répond à une fonction donnée » (définition du Larousse pour fonctionnalité).

À l'échelle de l'étude d'une espèce ou d'un paysage, la notion de fonctionnalité est souvent associée ou mélangée avec celle de **connectivité** (Drake et al., 2021; Sordello et al., 2014; Taylor et al., 2006). Pour autant, la dimension dynamique et en particulier la dynamique associée à la population est une composante indispensable à la compréhension de la fonctionnalité (Drake et al., 2021; Laliberté & St-Laurent, 2020; Taylor et al., 2006), qui ne peut pas être outrepassée. Résumer la fonctionnalité à la connectivité revient à oublier que la dispersion est un comportement complexe issu d'un processus évolutif sous fortes contraintes sélectives, qui repose sur beaucoup plus de causes et mécanismes qu'une distance possible à parcourir, ou qu'une difficulté à traverser un habitat (Clobert et al., 2013).

La fonctionnalité définie ainsi relève du champ de l'analyse de viabilité des populations, qui se concentre sur l'étude du maintien des espèces sur un territoire (Gilpin & Soule, 1986). Le terme couramment employé est la **connectivité fonctionnelle** (Taylor et al., 2006), qui caractérise l'interaction entre le paysage et l'espèce, à la fois les éléments du paysage qui favorisent les déplacements de l'espèce et le comportement de l'espèce qui les permettent, variables en fonction du paysage et de son écologie. La connectivité fonctionnelle complète une **connectivité structurelle**, définie sur la base des caractéristiques du paysage, sans prendre en compte la dynamique de population des espèces (Taylor et al., 2006).

L'approche de connectivité fonctionnelle ou fonctionnalité à l'échelle des espèces et paysages (au sens de Noss), permet de répondre correctement aux enjeux d'évaluation de l'état de conservation des espèces et ainsi de renforcer l'exhaustivité de l'étude d'impact pour la définition des mesures ERC.

Le cadre de la DEP constitue une seconde entrée très importante pour les évaluations environnementales. Les dossiers DEP constituent en effet la majorité des cas étudiés d'application de la séquence ERC par l'État (Gelot & Bigard, 2021; Regnery, Quétier, et al.,

2013). L'article L411-1 du code de l'environnement définit la liste des espèces protégées sur le territoire. Cet article interdit notamment l'atteinte aux individus, la perturbation des animaux dans le milieu naturel ainsi que la dégradation des habitats, en particulier les habitats de reproduction et de repos. La justification que le projet ne nuit pas au maintien des populations des espèces concernées dans un état de conservation favorable dans leur aire de répartition (L411-2) est une des conditions nécessaires pour l'octroi d'une dérogation. L'état de conservation de l'espèce repose lui aussi sur des considérations fonctionnelles associées à la dynamique de population de celle-ci (Figure 11). La DEP est ainsi construite sur des logiques de maintien de la composante fonctionnelle de l'espèce à considérer, nécessitant la prise en compte de la dynamique démographique à l'échelle de leur aire de répartition. Cette composante est cependant encore trop peu prise en compte, même dans le cadre de cette procédure (Regnery et al., 2013).

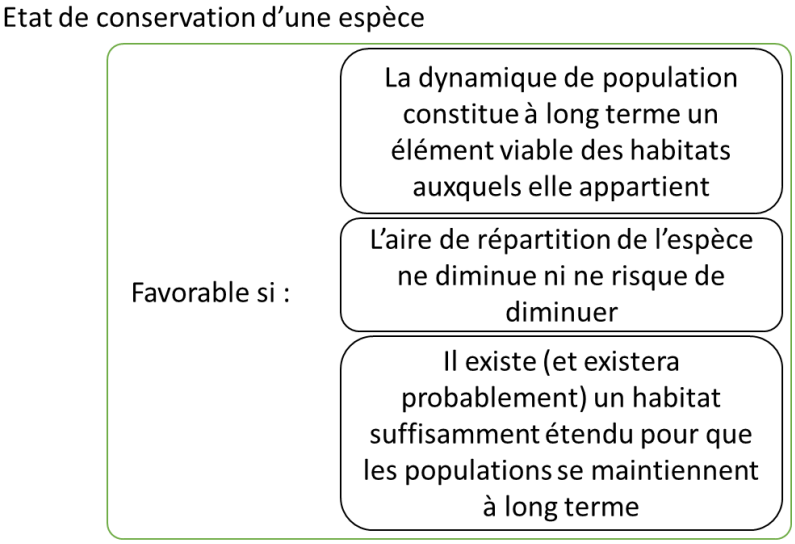


Figure 11 : Définition de l'état de conservation (Andreadakis et al., 2021)

L'évaluation de la fonctionnalité à l'échelle des espèces et des paysages comme décrite par Noss est donc bien présente dans la loi dans des dispositifs très différents, qu'ils soient directement règlementaires comme le cadre de l'évaluation environnementale ou bien inclus dans la construction des documents d'urbanisme à travers les TVB. Une vraie faiblesse de la considération de la fonctionnalité est constatée dans ces démarches, malgré des proxys de structure ou de composition qui peuvent être mobilisés (Dantec, 2017; Dubourg & Ferey, 2020). Cette prise en compte se trouve cependant renforcée dans les préconisations nationales les plus récentes (Andreadakis et al., 2021).

3.3 La fonctionnalité pour l'évaluation de la significativité des impacts

Un élément central de la définition des mesures ERC et en particulier de la compensation réside dans la caractérisation de la **significativité** des impacts (LOI n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement, 2009). Cette notion de significativité s'avère très complexe à prendre en compte, n'étant pas explicitement définie dans la loi (fiche 12 dans MEDDE, 2013). Or la significativité est un élément indispensable à prendre en considération, puisque c'est cette caractérisation qui permet de définir le projet de moindre impact et les impacts résiduels à compenser. Pour définir cette notion, les lignes directrices proposent de se reposer sur la qualification « d'impacts acceptables par le milieu, en tant qu'impacts suffisamment faibles pour ne pas devoir nécessairement être compensés » (MEDDE, 2013). L'évaluation de la significativité repose en grande partie sur le dire d'experts établis par des bureaux d'études en charge des évaluations environnementales (assistants à maîtrise d'ouvrage). Les derniers éléments de méthodologies associés à la séquence ERC indiquent que des impacts qui remettent en cause l'état de conservation d'une espèce, d'un habitat ou d'une fonction (au sens de Noss, comme les processus biologiques, mais considérés à l'échelle des écosystèmes) sont à considérer comme des impacts significatifs (Andreadakis et al., 2021).

Le renforcement de l'exhaustivité de l'évaluation de la biodiversité notamment par l'intégration des trois composantes de la biodiversité (composition, structure, fonction) est une perspective de l'amélioration de la mise en œuvre de la séquence. En particulier, sans prise en compte de la fonction, les notions d'état de conservation ou de significativité des impacts ne peuvent être évalués. Même s'il n'existe pas de méthodologie partagée pour traiter l'évaluation de la biodiversité dans la séquence ERC (Maron et al., 2016; Mechin & Pioch, 2019), en particulier pour l'équivalence écologique (Bull et al., 2013; Carreras Gamarra et al., 2018; Quétier & Lavorel, 2011), des méthodes ont été développées à travers le monde pour traiter ces sujets. Il convient d'analyser comment elles répondent aux différents enjeux écologiques de la séquence ERC (Bezombes et al., 2017), en particulier celui de l' intégration des trois composantes composition, structure, fonction.

3.4 L’échelle projet de l’étude d’impact, un cadre d’application de la séquence ERC perfectible

Il est encore constaté une certaine inefficacité de la séquence ERC (Levrel et al., 2018), en particulier pour le volet de la compensation, dont l’une des causes peut être attribuée à une problématique d’échelles spatiale et temporelle (Kiesecker et al., 2009; Maron et al., 2016). La séquence ERC est un dispositif qui constitue le pilier central du processus d’évaluation environnementale des impacts d’un projet, plan ou programme d’aménagement (Pioch, 2017). Dans la pratique de son application, la séquence est principalement mobilisée à l’échelle des projets (Bigard et al., 2020). Pourtant, une autre échelle, celle de planification, est plébiscitée depuis les années 2010, mais peine encore à s’imposer (Bigard, 2018).

La mobilisation de la séquence à l’échelle des projets se fait en décalage avec celui de la conception de l’aménagement (Bigard & Leroy, 2020) et limite ainsi la mise en œuvre de mesures d’évitement (Clare et al., 2011; Phalan et al., 2018). Les mesures d’évitement sont les seules qui permettent de garantir avec certitude l’absence d’incidences sur la biodiversité, or, leur mise en œuvre nécessite une considération très amont des enjeux environnementaux dans le processus de conception des aménagements. Dans la pratique actuelle de l’évaluation environnementale, dans laquelle s’intègre la séquence ERC, à l’échelle des projets donc, celle-ci n’est pas mobilisée assez tôt pour permettre la prise en compte des enjeux environnementaux et appliquer l’évitement (Bigard et al., 2017).

Ce décalage temporel entraîne également des contraintes importantes pour la mise en œuvre de la compensation. En effet, un des principes de cette dernière est l’effectivité des mesures dès les premiers impacts. Les mesures compensatoires et les gains écologiques qu’elles permettent doivent être sécurisés avant que les impacts pour lesquelles elles sont conçues n’aient lieu. Ce principe impose alors un effort d’anticipation pour le dimensionnement de ces mesures, qui n’est pas forcément possible à l’échelle des projets (Bradford, 2017; Quétier et al., 2014) ou faiblement considéré dans l’évaluation environnementale (Nita et al., 2022).

La séquence étant mobilisée dans le cadre de l’étude d’impact, ce dernier oriente l’évaluation sur les espèces et habitats à enjeux, en particulier sur les espèces protégées ou en danger (Gontier et al., 2006; Regnery, Couvet, et al., 2013). Cette emphase ne permet pas une prise en compte large de la biodiversité, en délaissant ainsi toute une partie des espèces plus ordinaires (Devictor, 2018; Maron et al., 2016). En France notamment, il apparaît que la

séquence ERC est principalement mobilisée dans le cadre des dossiers de demande de dérogation à la destruction des espèces protégées (Gelot & Bigard, 2021), excluant les autres espèces dans le dimensionnement des mesures.

Une dernière limite associée à la mobilisation de la séquence à l'échelle des projets est celle de l'accès au foncier (Berté, 2020). En effet, une condition de réussite de la compensation est la pérennité des mesures (Bull et al., 2013; BBOP, 2012). Dans ce contexte, la sécurisation foncière pour la compensation est une garantie pour les maîtres d'ouvrages, mais qui peut entraîner une mise sous tension de l'accès au foncier pour d'autres activités, dont les exploitations agricoles, en particulier si elle est menée sans anticipation (Etrillard & Pech, 2015; Vaissière et al., 2020).

Une étude menée par l'agence régionale de la biodiversité en Occitanie met en évidence la faiblesse de cette mise en œuvre sur le territoire régional (ARB Occitanie, 2019). Le bilan dressé suite à leur état des lieux qui porte sur l'analyse de 25 Schémas de Cohérence Territoriaux (SCoT) et Plans Locaux d'Urbanismes intercommunaux (PLUi), montre d'importantes lacunes dans la prise en compte de la biodiversité, autant que dans la compréhension générale de la séquence ERC à cette échelle. L'évaluation de la biodiversité est construite principalement sur la base d'analyse bibliographique et de synthèse de données existantes, en particulier concentrée sur les espèces et habitats à enjeux (constat partagé par Batton-Hubert et al., 2008). Les incompréhensions portent quant à elles sur les mesures compensatoires, pour lesquelles la définition est complexe à construire à l'échelle de la planification, étant moins en lien direct avec des projets (et donc des impacts à compenser). Cette étude nous renseigne sur deux éléments clefs : d'abord sur le fait que la planification du territoire est bien identifiée comme le lieu de l'évitement des enjeux écologiques du territoire. Ensuite, que la compensation appliquée à large échelle est encore très complexe à construire malgré les travaux qui lui sont dédiés à travers le monde (Bigard et al., 2020; Kiesecker et al., 2009; Moilanen, 2013; Simmonds et al., 2020; Underwood, 2011).

Le passage à la planification permet d'évaluer les scénarios d'aménagement alternatifs, de mesurer les impacts et bénéfices de ces scénarios (Bull, Gordon, et al., 2014; Calvet et al., 2020; Maron et al., 2016). En d'autres termes, l'échelle de la planification permet d'anticiper l'application de la séquence, en particulier les étapes d'évitement et de compensation (Kujala et al., 2015; Phalan et al., 2018). Le processus de construction de la planification territoriale

est un moment clef pour étudier toutes les opportunités qui s'offrent aux aménageurs (la collectivité en premier lieu), sur la base d'une bonne compréhension des enjeux écologiques du territoire (Guillet, 2019).

Une réflexion plus poussée sur l'anticipation du besoin compensatoire pourrait permettre de maximiser les gains des différentes mesures mises en œuvre (Underwood, 2011) et de s'assurer que les objectifs auxquels répondent les besoins compensatoires puissent être atteints (Simmonds et al., 2020).

Les deux échelles, projets et planifications, de mise en œuvre de la séquence ne constituent pas deux cadres d'applications différents. Il est nécessaire et profitable que ces deux échelles soient mises en relation pour se nourrir l'une et l'autre (González & Therivel, 2022). Les deux échelles sont définies sur les mêmes principes : équivalence, efficience et additionnalité. Elles ne se remplacent pas, mais permettent une intégration des enjeux à des niveaux complémentaires (Arlidge et al., 2018).

3.5 La séquence ERC, un outil complexe et encore mal compris

Malgré une intégration dans le droit français qui remonte à la fin des années 70, et différentes doctrines et règles pour mieux la définir, la séquence reste mal comprise, en particulier par les porteurs de projets (Bigard et al., 2017; Dantec, 2017; Quétier et al., 2014; Semal & Guillet, 2017). En effet, son cadre d'application, notamment associé à la compensation, mobilise un grand niveau de complexité notamment dans le domaine de l'écologie avec des notions comme l'équivalence, la proximité fonctionnelle ou encore le succès de mesures de restauration (Levrel et al., 2018). La compensation, étape finale de la séquence, requiert par ailleurs un très bon niveau de compétence de la part du maître d'ouvrage qui doit assumer plusieurs rôles, d'évaluateur à opérateur de ses mesures compensatoires (Lucas, 2009).

Les confusions entre les différentes étapes de la séquence (E – R et C) sont nombreuses, dues à des définitions qui manquent de précision et de cadrage (Bigard et al., 2017; Jacob et al., 2016; Quétier et al., 2014). Un important travail est mis en œuvre par les services de l'État pour améliorer la compréhension générale de la séquence, dans le but de faciliter son application. Différents guides précisent les exigences règlementaires concernant la mise en œuvre de l'évitement (Andreadakis et al., 2021) et le dimensionnement de la compensation

(Andreadakis et al., 2021), les deux étapes les plus discutées de la séquence. Ces guides, à destination des praticiens, précisent les attendus de l'État ainsi que les méthodologies conseillées pour l'application de ces étapes. Ils constituent une base de référence pour l'application et la définition des mesures associées à la séquence ERC dans le cadre règlementaire français.

La complexité de la séquence entraîne un flou autour de son application et un caractère très « technocratique », qui peine à convaincre et sensibiliser toutes les parties prenantes et en particulier les élus (Dantec, 2017). Les élus occupent une place déterminante dans l'intégration de la biodiversité dans l'aménagement du territoire et doivent donc être mobilisés sur cette question (Bezombes & Regnery, 2020; Bigard, 2018; Philippe Schmit et Renaud Dantec, auditionnés dans Dantec, 2017; Gaucherand et al., 2019; Guillet & Semal, 2017; Levrel et al., 2018; Lombard Latune, 2018). La formation et la sensibilisation, notamment des élus pour la mise en œuvre de la séquence, pourraient permettre d'éviter ce manque de compréhension global de son fonctionnement (Gaucherand et al., 2019).

4. Problématique de recherche et hypothèses de travail

Nous avons détaillé certaines limites expliquant l'inefficacité de la séquence ERC pour l'atteinte de l'APN associée à l'aménagement du territoire :

1. D'abord le contenu et la logique générale de l'évaluation de la biodiversité notamment associés aux manques d'outils et de méthodes standardisées à mettre en œuvre aujourd'hui pour répondre à cet enjeu.
2. Ensuite, l'échelle et la démarche générale d'application de la séquence aujourd'hui menée principalement pour des projets alors qu'une application serait plus pertinente à celle de la planification du territoire.
3. Enfin, la difficulté de compréhension des enjeux autour de l'application de la séquence, en particulier pour les élus qu'il convient de caractériser.

Leur identification nous amène à poser la problématique générale de recherche suivante : **Comment améliorer l'intégration des enjeux écologiques dans l'application de la séquence ERC à l'échelle des territoires ?**

Les travaux menés dans le cadre de cette thèse reposent sur l'hypothèse centrale des possibles contributions des outils écologiques, génétiques et de simulation numérique, considérés comme innovants dans le champ d'application de l'ERC[3] pour contribuer à répondre à cette problématique.

4.1 La contribution des outils génétiques et numériques, hypothèse centrale de la thèse

Nous posons comme principale hypothèse de recherche que des outils innovants peuvent permettre d'améliorer l'application de la séquence ERC. Les dernières évaluations de l'application de la séquence et plus largement de l'évaluation environnementale mettent en évidence le besoin urgent de mobiliser vers de nouveaux outils plus efficaces et objectifs (Autorité environnementale, 2021; Dantec, 2017; Dubourg & Ferey, 2020).

Nos travaux de recherche se sont intéressés à quatre outils mobilisant des concepts de géographie et d'écologie et déjà mobilisés dans le cadre d'études opérationnelles par le bureau d'étude TerrOïko : la génétique du paysage, l'ADN environnemental, la simulation numérique et la télédétection. Les outils de génétique du paysage permettent d'appréhender la fonctionnalité d'une espèce sur un territoire par l'analyse des liens génétiques entre individus de sous-populations (Manel et al., 2003). Ce type d'approche est très pertinente pour évaluer sur le terrain la connectivité fonctionnelle (Ronce, 2007), en analysant les flux de gènes entre les populations sur un paysage (Baguette et al., 2013). Ces outils peuvent également être mobilisés pour évaluer l'état de conservation génétique d'une population (Manel et al., 2003). Ils peuvent aussi être employés afin d'évaluer l'impact de projets sur le maintien de différentes espèces sur le territoire. Ils permettent en outre d'évaluer les contributions unitaires de projets dans un cadre de cumul d'impact (Remon et al., 2019).

Nous avons également intégré à notre réflexion l'approche d'ADN environnemental (ADNe), qui peut être mobilisée pour améliorer la précision de la détection d'espèce (Cristescu & Hebert, 2018). Les méthodes associées à l'ADNe sont encore émergentes dans les dispositifs opérationnels d'évaluation écologique, mais présentent des potentiels d'utilisation dans de nombreux champs associés aux inventaires spécifiques (Ruppert et al., 2019). La mobilisation

[3] Innovant dans le sens où les outils que nous mobilisons pour notre analyse ne figurent pas dans les pratiques courantes de l'application de la séquence ERC en France, d'après les publications techniques existantes

de ces outils permet en outre de réduire l'avis d'expert et la subjectivité qui peut y être associée (Ficetola et al., 2008; Miaud et al., 2012; Valentini et al., 2009, 2016; Yates et al., 2021).

Les approches par simulation numérique appliquées aux problématiques de fonctionnalité ou de connectivité fonctionnelles sont également très pertinentes pour enrichir les évaluations environnementales (Bergès et al., 2020; Bocedi et al., 2014; Grimm & Railsback, 2005; Pe'er et al., 2013; Pollock et al., 2020). La mobilisation de la simulation permet d'appréhender des échelles spatio-temporelles plus larges, notamment pour l'évaluation du succès de mesures compensatoires par exemple (Padilla et al., 2022). Complétés par des approches de viabilité des populations et la prise en compte de la dynamique des espèces considérées, ces outils permettent de répondre à de nombreux enjeux conservatoires (Drake et al., 2021; Gunton et al., 2017; Hunter-Ayad et al., 2020).

Enfin, nous avons pris en considération les outils associés aux méthodes de télédétection, qui couvrent un champ très large d'applications, mais peuvent être mobilisés pour améliorer la précision, mais aussi la vitesse d'acquisition d'éléments de composition ou de structure à travers l'analyse de proxy spatial biophysique (Geller et al., 2017; Nagendra, 2001; Pettorelli et al., 2016; Turner et al., 2003).

Nos travaux associés directement à ces outils portent sur trois principaux champs d'investigation :

1) Explorer les conditions de mobilisations de ces outils dans les méthodes d'évaluation de la biodiversité associée à la séquence ERC (Chapitre 1)
2) Évaluer le rapport bénéfices/risques de l'intégration de ces outils dans la pratique d'évaluation de l'équivalence écologique pour la compensation (Chapitre 1)
3) Étudier l'utilisation de la simulation numérique comme support à une approche de co-construction d'une stratégie d'évitement pour la planification de l'aménagement d'un territoire (Chapitre 2)

4.2 Organisation générale de la thèse

Afin d'étudier notre problématique, nous avons développé trois axes de recherches, qui permettent d'explorer les trois hypothèses que nous souhaitons traiter (Figure 12) :

1. Les outils génétiques et numériques peuvent être intégrés dans des méthodes existantes d'évaluation de l'équivalence écologique et améliorer leur processus d'évaluation
2. La simulation numérique peut être utilisée comme support à la mise en œuvre d'une démarche de planification de la séquence ERC à l'échelle du territoire
3. Les élus ne s'engagent pas dans l'intégration de la biodiversité dans l'aménagement du territoire à cause de verrous liés à d'autres engagements politiques, à une connaissance imparfaite des enjeux règlementaires et à une vision erronée des actions en cours sur leur territoire

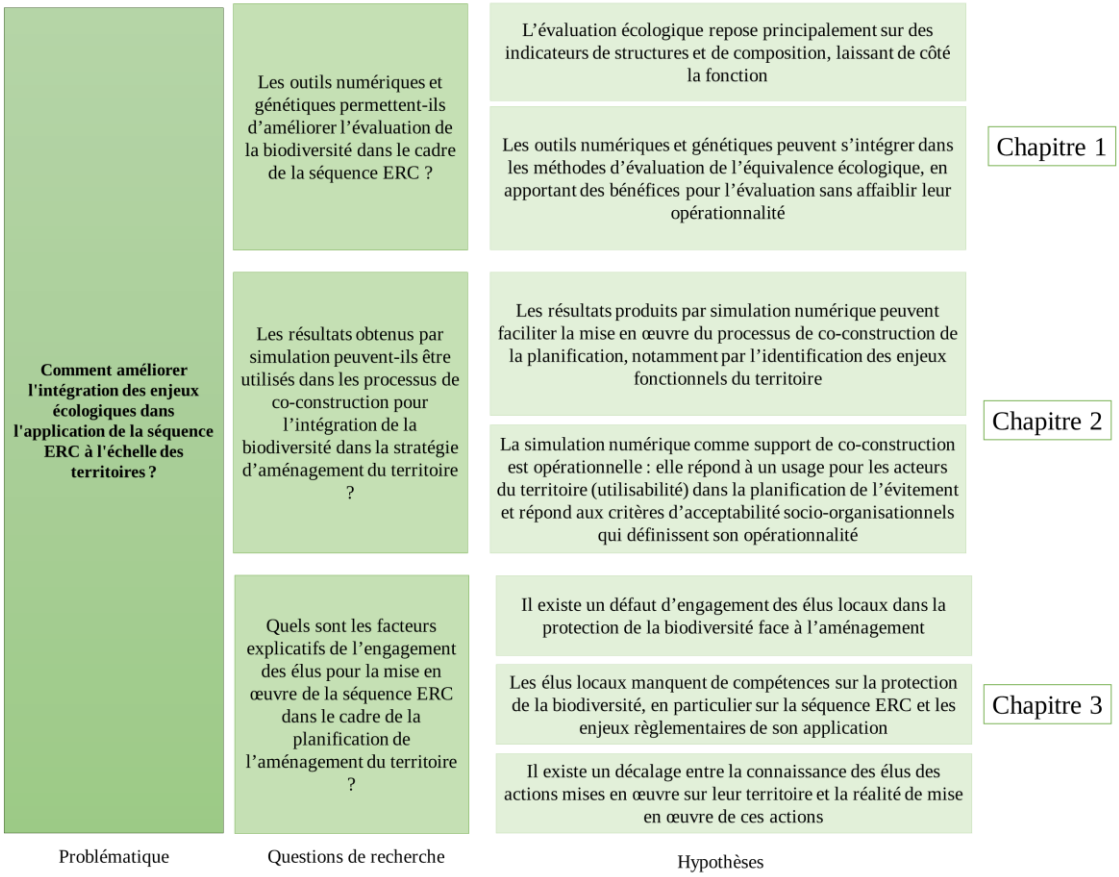


Figure 12 : Problématiques, objectifs, sous-questions et hypothèses de recherche

Chapitre 1 : Améliorer le calcul d'équivalence écologique, apports et limites des outils génétiques et numériques

L'objectif de ce premier volet est de comprendre les limites des méthodes d'évaluation écologiques actuelles, afin de caractériser le couple bénéfice-risque associé à l'intégration des outils que nous avons étudiés. Afin de traiter cet objectif, nous avons analysé l'intégration de l'ADNe, la génétique du paysage, la simulation numérique et la télédétection dans les méthodes d'évaluation de l'équivalence écologique afin d'évaluer si **les outils numériques et génétiques permettent d'améliorer l'évaluation de la biodiversité dans le cadre de l'application de la séquence ERC ?**

Nous mobiliserons dans ce chapitre les outils d'ADNe, de génétiques du paysage, la simulation numérique et la télédétection, dans le cadre de l'évaluation de l'équivalence écologique.

Chapitre 2 : Étude empirique des apports de la simulation numérique pour la co-construction de la planification de la séquence ERC

La pratique actuelle de la séquence ERC montre certaines faiblesses, notamment associées à l'échelle à laquelle elle est mise en œuvre. Afin de tester les bénéfices de la simulation numérique sur l'évaluation de la biodiversité associée à la séquence identifiés dans le premier axe, nous avons évalué l'utilisation réelle de cet outil dans le cadre d'une démarche de planification du territoire. En particulier, il s'agit d'évaluer à quel point la simulation numérique peut être mobilisée dans un cadre de construction partagé par tous les acteurs du territoire associé à la biodiversité. **Les résultats obtenus par simulation peuvent-ils être utilisés dans les processus de co-construction du projet de territoire pour l'intégration de la biodiversité dans la stratégie d'aménagement du territoire ?**

Nous mobiliserons dans ce chapitre le cadre de la modélisation d'accompagnement, associée à la simulation numérique, dans une démarche de *conservation planning*.

Pour aller plus loin que des considérations d'amélioration des méthodes ou de mise en œuvre d'outils et questionner leur applicabilité, il est pertinent de questionner le portage politique de ces démarches, notamment associées aux freins et leviers permettant le passage à l'acte en matière d'intégration de la séquence ERC dans la planification du territoire. Afin de caractériser ces freins et leviers, l'étude de la position des élus face aux enjeux d'intégration de la biodiversité dans l'aménagement du territoire permet d'explorer l'applicabilité de ces méthodes dans le cadre des décisions publiques. **Quels sont les facteurs explicatifs de l'engagement des élus pour la mise en œuvre de la séquence ERC dans le cadre de la planification de l'aménagement du territoire ?**

Ce dernier axe porte moins sur les outils étudiés dans le reste de la thèse, que sur l'utilisabilité de ce type d'approche dans le cadre des démarches de planifications publiques. Il permet en outre d'explorer la représentation des élus associée à ces approches et d'identifier des pistes pour améliorer leur acceptabilité sociale.

Nous mobiliserons le cadre de la sociologie de l'action publique pour analyser les représentations des élus ainsi que le cadre des registres de justification de Thévenot pour étudier leurs dynamiques d'engagements.

5. Posture de recherche, la recherche-action

La recherche-action (Barbier, 1996) tient son origine dans les sciences de gestion et notamment de l'insatisfaction des utilisateurs au regard des connaissances produites par la science, mais aussi de celle des scientifiques vis-à-vis de leur éloignement du terrain (Perez, 2008). La recherche intervention est menée par immersion du chercheur dans son objet de recherche, afin de pratiquer l'intervention que constituent ses travaux (Aggeri, 2016). Le choix de la mobilisation de la recherche intervention a un impact direct sur la posture du chercheur, qui doit sortir d'un mode *positiviste* ou *interprétatif* pour prendre un mode *constructiviste* où il va agir sur son objet d'étude tout en l'analysant (Perez, 2008).

Il existe plusieurs régimes d'intervention pour le chercheur. D'abord l'observation participante, qui relève d'une approche d'analyse de l'environnement dans lequel le chercheur est plongé, mais sans interaction avec l'objet d'étude, en excluant donc la transformation de celui-ci. L'introspection organisationnelle et la démarche conceptive peuvent par ailleurs être mentionnées. Elles reposent sur l'action du chercheur sur l'objet qu'il étudie pour en analyser les impacts et les retours des utilisateurs (Perez, 2008). Ces deux démarches ont été mobilisées dans la thèse, en fonction des problématiques explorées et des méthodologies choisies pour y répondre.

Sur la thématique de l'application de la séquence ERC, la mobilisation de la recherche intervention s'impose pour le chercheur en géographie et aménagement afin de s'assurer que la réponse faite à la problématique scientifique est bien qualifiée pour une traduction sur le terrain. En effet, un décalage est constaté entre les productions scientifiques et les besoins du terrain, qui se manifeste notamment sur les questions d'opérationnalité (Mechin & Pioch, 2019), d'évaluation de la biodiversité pour les documents de planification (ARB Occitanie, 2019) ou encore de compréhension générale de la séquence (Bigard et al., 2018 ; Dantec, 2017).

La méthode de travail imposée par une posture de recherche intervention est à la fois inductive et déductive, pour se positionner dans une démarche de codage/décodage afin de faire avancer les problématiques tant opérationnelles que conceptuelles (Bigard, 2018).

Pour bien comprendre la posture générale de recherche qui a été adoptée pendant la thèse, il convient de remonter à sa genèse. Le projet de thèse est apparu après des discussions menées avec les services de Nîmes métropole, sur le besoin de mettre en œuvre un travail de planification de la séquence ERC opérationnel à l'échelle de leur territoire. La problématique de thèse et les hypothèses à étudier ont donc été construites sur la base d'un problème à résoudre venant du terrain plutôt que par une formulation sur la base des avancées théoriques sur le sujet, marquant ainsi davantage une posture de recherche-action que de recherche « classique » (Merini & Ponté, 2008).

Localement, ce besoin fait écho aux travaux menés par Charlotte Bigard sur la métropole de Montpellier (Bigard, 2018), en y intégrant une dimension fonctionnelle plus importante et une obligation d'opérationnalité en lien avec le besoin de métropole de Nîmes (et des acteurs locaux engagés dans la démarche). L'enjeu est donc double, à la fois apporter des avancées

scientifiques à l'application de la séquence ERC à l'échelle des territoires, mais aussi travailler l'acceptabilité et l'utilisabilité de ces approches pour leur conférer une opérationnalité permettant leur intégration sur le terrain. Afin de rester au maximum proche des besoins du terrain, la thèse a été menée en très grande partie au sein du bureau d'étude TerrOïko. La poursuite de ces travaux dans le cadre d'une convention CIFRE prend beaucoup de sens dans ce contexte, pour bénéficier à la fois du cadre scientifique, mais aussi du cadre opérationnel.

Les travaux de recherche menés dans le cadre de la convention CIFRE répondent à un enjeu technique et opérationnel pour TerrOïko. La société développe depuis 2012 un outil de simulation numérique qu'elle met à disposition d'acteurs de la protection de la biodiversité en France (notamment de maîtres d'ouvrages, d'assistant à maître d'ouvrage et de régulateurs présentés dans la Figure 8). Si cet outil est utilisé dans les cadres opérationnels qu'offrent les missions sur lesquelles le bureau d'étude se positionne (Cornuau et al., 2016; Delelis Goulart, 2016; Pôle Relais Tourbière, 2014), TerrOïko souhaite continuer de développer ses cadres d'utilisation et les contextes dans lesquels il est utilisé. La thèse répond en outre à l'enjeu technique pour le bureau d'étude de mobiliser cet outil comme support à la construction de stratégies de planification des enjeux écologiques.

Une très grande partie du travail de thèse a été menée dans les locaux de TerrOïko, en interaction avec l'activité du bureau d'étude, avec ses partenaires et clients. Ce contexte a permis une intégration profonde dans la thèse des problématiques de ce type d'acteurs, des missions qu'ils mènent, mais aussi sur leurs besoins, demandes et les contraintes des maîtres d'ouvrages et des régulateurs en relation avec ces missions. À ces échanges « passifs » s'ajoute un important travail mené au début de la thèse de contact avec de nombreuses collectivités territoriales (notamment pour préparer le chapitre 3) et services de l'état en France (mené en marge de la thèse, pour présenter les approches développées par TerrOïko). Ces contacts ont largement participé à l'acculturation des difficultés et besoins opérationnels associés à la mise en œuvre de la séquence ERC.

Enfin, TerrOïko étant membre de l'Union Professionnelle du Génie Ecologique (fédération d'entreprise de la filière de protection, gestion et restauration de la biodiversité), l'opportunité a été saisie pour travailler avec d'autres bureaux d'études dans un groupe de travail *Planification* pour calibrer les besoins et réponses du secteur à cet enjeu.

La thèse est par ailleurs adossée au programme de recherche FEDER « CONnectivité AQUATique », financé par la Région Occitanie de 2019 à 2022, mobilise des laboratoires de recherche en écologie et sciences sociales (le CEFE-CNRS de Montpellier, le LAGAM, et la SETE-CNRS de Moulis) ainsi que le bureau d'étude TerrOïko. Ce projet de recherche, également mené dans le domaine de la recherche-intervention a pour objectif d'évaluer la mobilisation de trois outils : la génétique du paysage, l'ADN environnemental et la simulation numérique pour la mise en œuvre de la séquence ERC sur les milieux aquatiques. Les enseignements de ce projet de recherche sont voués à favoriser l'intégration de ces outils dans les méthodes actuelles d'évaluation de la biodiversité, afin d'améliorer l'application de la séquence ERC (notamment pour l'évaluation de l'équivalence écologique).

Chapitre 1 : Améliorer le calcul d'équivalence écologique, apports et limites des outils génétiques et numériques

L'évaluation de l'équivalence écologique revient à nous concentrer sur les méthodes de dimensionnement de la compensation, clefs de voûte de l'atteinte de l'APN. C'est pourquoi ce chapitre liminaire propose de mieux comprendre les ressorts conceptuels et opérationnels des méthodes de dimensionnement avant d'explorer en détail l'apport de différents outils novateurs pour améliorer l'évaluation de la biodiversité dans la séquence ERC. Il vise à répondre à deux objectifs scientifiques (Figure 13).

Tout d'abord, mieux comprendre comment sont construites les méthodes d'équivalence écologique (MEE), étape centrale du dimensionnement des mesures compensatoires, ainsi que les principes d'évaluation de la biodiversité sur lesquelles elles reposent. En particulier, quels sont les enjeux priorisés dans leur conception, en suivant l'hypothèse que l'opérationnalité est préférée à l'exhaustivité de l'évaluation écologique (au regard des composantes décrites par Noss, 1990) ?

Puis, une fois les mécanismes constitutifs et opérationnels des méthodologies d'équivalence écologique bien détaillés, notre second objectif est d'identifier le potentiel d'intégration de quatre outils innovants, très peu ou pas encore mobilisés dans ce but : la génétique du paysage, l'ADNe, la simulation numérique et la télédétection. Nous porterons enfin un regard critique sur les bénéfices et limites apportés par ces nouveaux outils.

Afin de respecter la logique de nos travaux de recherche, ce chapitre se décompose en deux parties :

1. D'abord une étude des compromis entre les quatre enjeux de l'évaluation de l'équivalence écologique : *Composantes de biodiversité* sur lesquels reposent l'évaluation, *Opérationnalité* de la méthode, gestion de l'*Incertitude* et *Echelles*, à la fois spatiales et temporelles de l'évaluation. Cette première partie nous permettra de

tester notre première hypothèse, sur la faiblesse de la prise en compte de la fonction dans l'évaluation écologique.

2. Ensuite, une analyse du potentiel d'intégration des différents outils, les bénéfices et les limites de cette intégration dans les méthodes d'équivalence. Nous testerons ainsi notre seconde hypothèse, sur les bénéfices de ces outils pour l'évaluation de la biodiversité, sans impacter l'opérationnalité des méthodes.

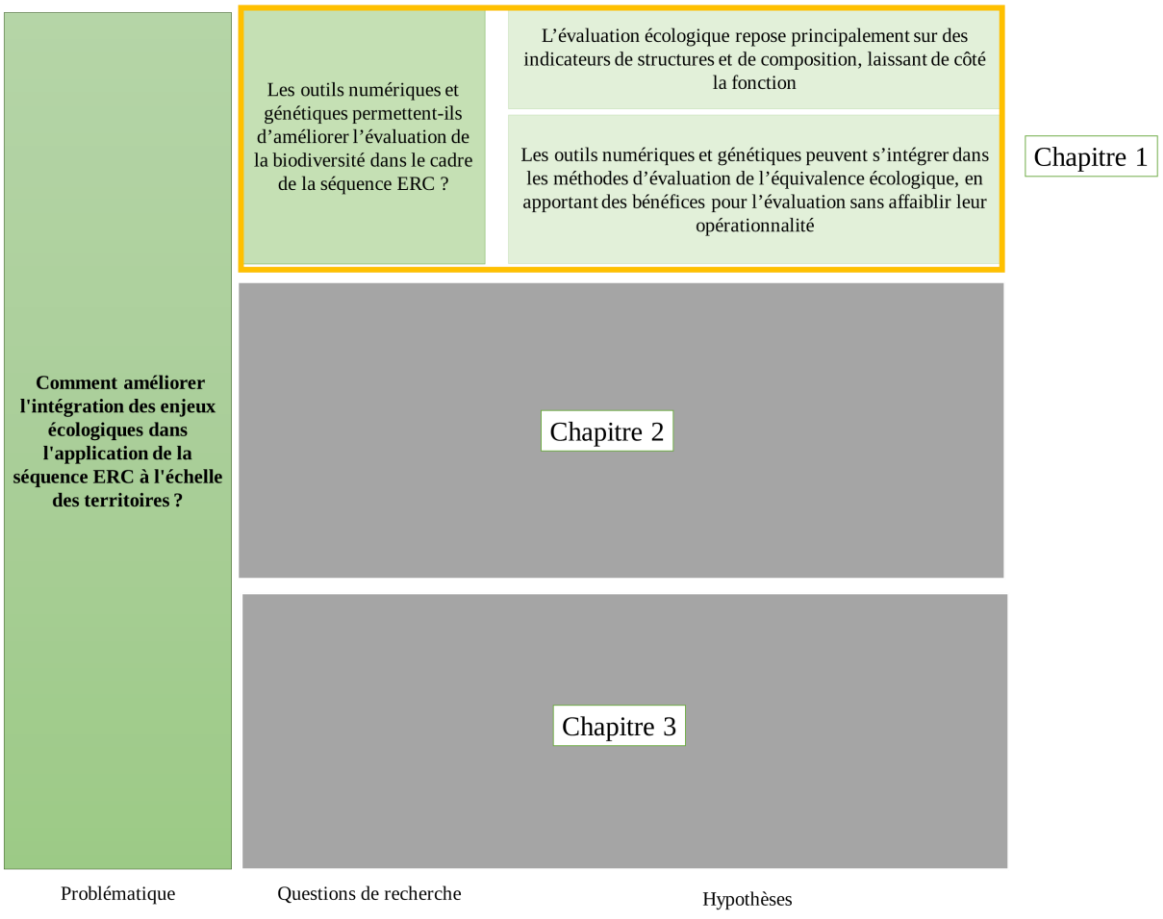


Figure 13 : Positionnement du chapitre 1 dans la réponse à la problématique de thèse

1. Évaluer l'équivalence écologique : clef de voûte de la performance applicative de la séquence ERC

Cette section repose sur un article publié dans *Journal of Environnemental Management* le 1er mars 2022 (Boileau et al., 2022) (Annexe 1). Afin d'en faciliter l'appropriation, nous avons choisi de reprendre cet article et de l'intégrer dans la logique rédactionnelle du manuscrit.

1.1 Les grands enjeux de l'évaluation de l'équivalence écologique

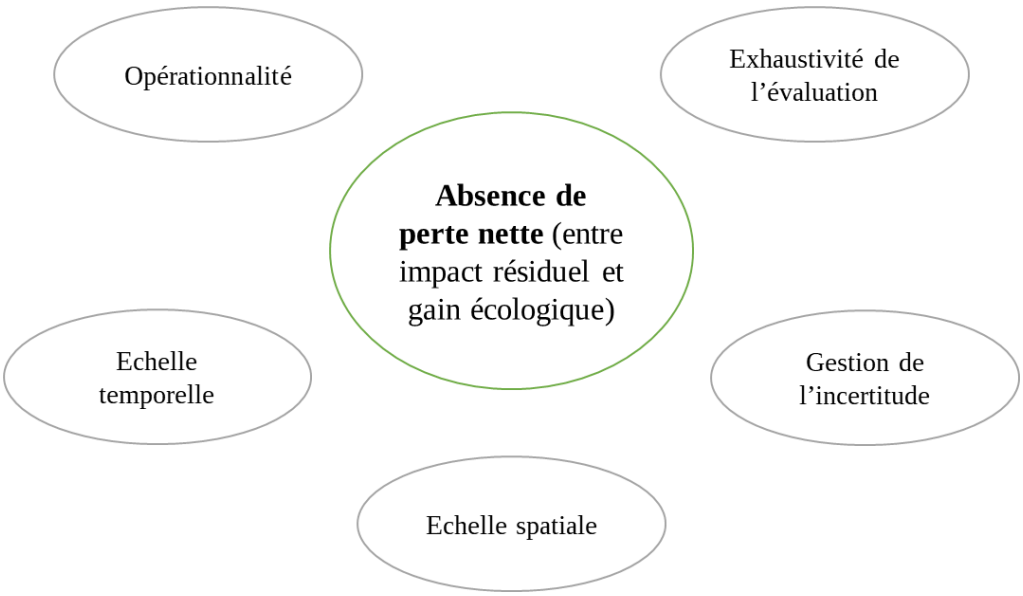
La question de l'équivalence écologique concentre beaucoup de travaux scientifiques, de par son rôle central dans l'application de la séquence ERC, en particulier pour la compensation (Bracy Knight et al., 2020; Bull, Milner-Gulland, et al., 2014; Gonçalves et al., 2015). Cette étape constitue un enjeu central de la réussite des mesures compensatoires (Andreadakis, Bigard, et al., 2021) donc la bonne mise en œuvre de la fin de la séquence. C'est l'équivalence écologique qui permet de définir si un projet est compensable ou non (MEDDE, 2012).

La littérature scientifique récente révèle que l'évaluation de l'équivalence écologique nécessite souvent des compromis entre des enjeux qui définissent la rigueur scientifique (gestion de l'incertitude, de l'exhaustivité de l'évaluation de la biodiversité, prise en compte des échelles spatiales et temporelles) et l'opérationnalité, définie par la facilité de la mise en œuvre sur le terrain (Bezombes et al., 2017; BBOP, 2012) (Figure 14).

Le premier enjeu concerne *l'exhaustivité de l'évaluation* de la biodiversité et le choix de l'unité mesurée et mobilisée pour comparer les pertes et les gains. Nous l'avons vu en introduction, la biodiversité est un objet complexe à évaluer, qui peut cependant être étudié en prenant en considération plusieurs *composantes* : la composition, la structure et la fonction (Noss, 1990). Différentes approches peuvent être mobilisées dans l'évaluation afin d'intégrer ces différentes composantes. Les composantes de structure et de composition semblent celles qui sont le plus prises en compte dans la mesure de l'équivalence écologique, en délaissant la fonction (Bezombes et al., 2017; Quétier & Lavorel, 2011).

Le deuxième enjeu concerne l'*incertitude*, élément central dans la rigueur scientifique associée à l'évaluation de la biodiversité (Regan et al., 2002). L'incertitude peut être considérée à plusieurs niveaux : dans la faisabilité des mesures compensatoires et donc dans les chances de leur succès (Bull et al., 2013), mais aussi dans la précision des méthodes

d’évaluation de la biodiversité (Rowland et al., 2021). Se distinguent l’incertitude épistémique, qui résulte d’un manque de connaissance sur la totalité du système et l’incertitude naturelle, qui résulte de la stochasticité des processus naturels (Morgan et al., 1990). L’incertitude épistémique est davantage dépendante de la méthodologie d’analyse (Cullen & Frey, 1999). La méthode la plus classique pour la prise en compte de ces incertitudes est l’ajout d’un ratio correctif de compensation (Gonçalves et al., 2015). Ce ratio ne permet cependant pas une prise en compte fine de l’incertitude, en particulier car il traite de manière indifférenciée les différentes sources d’incertitudes et s’avère très complexe à estimer (voir par exemple Department for environment food and rural affairs, 2012). Or, la bonne prise en compte de cette incertitude reste capitale pour le dimensionnement de la compensation (Moreno-Mateos et al., 2015).



.Figure 14 : Grands enjeux de l’évaluation de l’équivalence écologique

Le troisième enjeu concerne l’*échelle spatio-temporelle*. L’évaluation des impacts et des gains à l’échelle d’un projet doit prendre en compte les dynamiques d’évolutions extérieures au périmètre du site ainsi que sa dynamique d’évolution aussi bien dans le temps que dans l’espace (B. McKenney, 2005). Pour l’évaluation des impacts, nous pouvons notamment mentionner l’importance de prendre en compte les impacts cumulés sur le territoire concerné (Bull et al., 2013; Therivel & Ross, 2007). Pour les gains, la question de l’intégration d’une mesure compensatoire dans un réseau d’habitats viables pour une espèce est également une condition importante de son succès (Hodgson et al., 2011). Cette question de l’échelle spatiale

est capitale à prendre en compte, notamment en lien avec la faisabilité, le succès espéré des mesures (en lien avec les dynamiques de colonisation des espèces par exemple) et les composantes de biodiversité considérées.

Un dernier enjeu associé au dimensionnement de la compensation concerne l'*opérationnalité*, qui peut être définie comme le croisement entre l'acceptabilité socio-économique de la méthode, son utilité et son utilisabilité (Mechin & Pioch, 2016). L'enjeu d'opérationnalité s'impose à l'ensemble de la séquence ERC et à la mesure de l'équivalence écologique (Mechin, 2020). L'opérationnalité est classiquement intégrée en prenant en considération l'*utilisabilité* uniquement, selon des indicateurs de temps nécessaires à la mise en œuvre de la méthode, des coûts associés notamment à l'acquisition de données ou de compétences à mobiliser (Bezombes et al., 2017).

1.2 Les méthodes d'évaluation de l'équivalence écologique

L'évaluation de l'équivalence écologique est une mise en balance entre des pertes de biodiversité générées par un impact et des gains produits par une mesure de compensation (par exemple : BBOP, 2009; Darbi & Tausch, 2010; Department for environment food and rural affairs, 2012; Gibbons et al., 2009). La mobilisation de méthodes d'évaluations de l'équivalence écologique (MEE) permet de standardiser le dimensionnement des mesures compensatoires, en s'appuyant sur une évaluation du site impacté et compensé, plutôt que sur une estimation qualitative ou un ratio de compensation (Truchon et al., 2020). Les MEE sont construites sur des estimations de la biodiversité, sur le site impacté et sur le site compensé, selon une méthodologie plus ou moins décrite reposant sur un ou plusieurs critères[4] à mobiliser.

Afin de mettre en pratique l'évaluation de l'équivalence écologique, de nombreuses méthodes ont été développées à travers le monde (Bezombes et al., 2017; Bull et al., 2013). Néanmoins, la diversité des MEE existantes (BBOP, 2012) doit être comprise comme des adaptations de méthodes existantes à des contextes naturels ou règlementaires spécifiques. Par exemple, la méthode expérimentale d'évaluation de la compensation « zones humides », dites méthode

[4] Afin de simplifier la lecture, nous parlerons de critères pour désigner les indicateurs d'évaluation de la biodiversité sur lesquels reposent les MEE, pour ne pas mélanger ces indicateurs avec les indicateurs que nous avons mobilisés dans nos analyses statistiques

MERCIe (Mechin & Pioch, 2016) est une adaptation dans le contexte français de la méthode américaine de l'état de Floride, *Uniform Mitigation Assessment Method* (Pioch et al., 2015; State of Florida, 2004).

1.3 Matériel et Méthode

Nous avons présenté différents enjeux qui doivent être traités dans les méthodes : les *Composantes de biodiversité* considérées, l'*Incertitude*, la considération des différentes *Echelles*, à la fois spatiale et temporelle, et enfin l'enjeu d'*Opérationnalité*.

La conception des MEE repose sur des compromis entre ces différents enjeux. Bien comprendre ces compromis et en particulier les limites qu'ils produisent peut permettre de proposer des améliorations de ces méthodes sur la base des avancées de la recherche en écologie (Maron et al., 2016; Milner-Gulland et al., 2021). L'objectif de notre première analyse est donc de caractériser ces compromis, entre la volonté d'opérationnalité manifestée dans certaines conceptions (par exemple California Wetland Monitoring Workgroup, 2009 ou State of Florida, 2004) et la précision de la mesure, caractérisée par les autres enjeux (proxy utilisé comme mesure de biodiversité, gestion de l'incertitude, échelle spatiale considérée).

Sélection des MEE

Notre objectif est d'analyser les différents compromis entre les grands enjeux associés à l'évaluation de l'équivalence écologique (Bull et al., 2013; BBOP, 2012) :

- **Composantes de la biodiversité évaluées** : quelle composante (au sens de Noss, 1990) ou quel élément de biodiversité sont considérés dans la méthode ?
- **Échelle spatiale** : quelle échelle géographique est considérée dans la méthode ?
- **Échelle temporelle** : quelle référence temporelle est utilisée pour le calcul des pertes et des gains ?
- **Incertitude** : comment la probabilité de succès, le décalage temporel et l'incertitude de l'évaluation sont pris en compte dans la méthode ?
- **Opérationnalité** : quelle est la difficulté de l'application de la méthode sur le terrain (difficulté financière, temps investi, compétences nécessaires) ?

Pour analyser ces compromis, nous avons sélectionné des MEE très discutées dans la sphère scientifique, mais également développées pour être utilisées dans des cadres opérationnels (qui sont comparables au cadre français). Nous nous sommes donc basés sur une revue de la littérature non exhaustive, mais plutôt centrée sur des articles de synthèse qui ont spécifiquement traité ces questions : Bas et al., 2013; Bezombes et al., 2017; Bull et al., 2014; Carreras Gamarra et al., 2018; Pioch et al., 2015; Quétier & Lavorel, 2011. À partir de toutes les méthodes considérées dans ces travaux, nous avons exclu celles qui se concentrent sur les milieux strictement aquatiques, ainsi que celles qui ne présentent pas le détail du proxy utilisé pour caractériser la biodiversité. Nous avons également exclu les méthodes issues d'une adaptation de méthodes existantes à des cadres règlementaires locaux. C'est le cas par exemple de la méthode MERCIe (Mechin & Pioch, 2016), qui est adaptée de la méthode UMAM (State of Florida, 2004) pour le cadre français. Enfin, nous avons exclu les méthodes centrées sur l'objectif de gain net écologique, qui ne correspond pas au cadre règlementaire le plus courant dans le monde et en particulier celui existant en France. Cette sélection nous a permis d'identifier 9 méthodes (Tableau 2).

Nous avons intégré une méthode supplémentaire, la méthode Ecoval, développée par L. Bezombes et collaborateurs (2018) suite à leurs travaux menés sur les compromis des MEE entre rigueur scientifique et opérationnalité (Bezombes et al., 2017). Cette méthode est encore trop récente pour être considérée comme une référence, mais elle constitue une évolution des approches qu'il semble pertinent d'intégrer dans notre analyse.

Protocole d'analyse des compromis entre les enjeux

Pour décrire plus précisément les différents grands enjeux de l'équivalence, nous avons construit une liste de 13 indicateurs à partir de la littérature académique sur le sujet (Bezombes et al., 2017, Bull et al., 2013, McKenney & Kiesecker, 2010, Moilanen & Kotiaho, 2018, Noss, 1990 et Quétier & Lavorel, 2011) (Tableau 3).

Tableau 2 : Méthodes d'évaluation de l'équivalence écologique analysées

Nom de la MEE	Acronyme	Origine	Source	Enjeu principal ciblé par la méthode
Habitat Evaluation Procedure	HEP	USA	US Fish and Wildlife Service, 1980	*Opérationnalité*
Habitat Hectare	HH	Australia	Victoria. Department of Environment, Land, Water and Planning & Department of Environment, 2017; Victorian Government Department of Sustainability and Environment. Biodiversity and Natural Resources Division, 2004	Pas d'enjeu spécifique
Uniform Mitigation Assessment Method	UMAM	USA	State of Florida, 2004	*Opérationnalité*
Landscape Equivalency Analysis	LEA	USA	Bruggeman et al., 2005	*Échelle spatiale*
BBOP Pilot Method	BBOP	Monde	BBOP, 2009	*Composante évaluée*
Land Clearing Evaluation	LCE	Australie	Gibbons et al., 2009	*Composante évaluée*
Okokonto – Biotope Value	Oko	Allemagne	Darbi & Tausch, 2010), avec la « biotope value » calculée à partir de Adam et al., 1986	Pas d'enjeu spécifique
UK Pilot Method	UK	UK	Department for environment food and rural affairs, 2012	Pas d'enjeu spécifique
California Rapid Assessment Method	CRAM	USA	California Wetland Monitoring Workgroup, 2009	*Opérationnalité*
Ecoval	Ecoval	France	Bezombes et al., 2018	Tous les enjeux

Tableau 3 : Liste des indicateurs retenus pour catégoriser les enjeux de l'équivalence écologique

Enjeu	*Indicateur*	Description	Bibliographie
Méthodologie générale	*Benchmark*	Le calcul de gains ou de pertes est-il absolu ou relatif face à un état ou habitat de référence ?	Quétier and Lavorel, 2011
	Data type	Quelle est la donnée d'entrée de la MEE (expertise terrain, analyse de donnée…) ?	Adapté de Bezombes et al., 2018
Opérationnalité	*Data availability*	Quels sont les coûts associés à la récolte de données (temps humain, financier…) ?	Bezombes et al., 2018
	Implementation rapidity	Quel est le temps nécessaire pour la récolte de données et l'application de la MEE ?	Bezombes et al., 2018
	Exchangeability	La méthode est-elle centrée sur la compensation de même nature (*like for like*) ou pour les autres contextes ?	Bezombes et al., 2018; McKenney and Kiesecker, 2010
	Predefined list of indicators	La méthode détaille-t-elle une liste d'indicateurs ou est-ce à l'utilisateur de les définir ?	Quétier and Lavorel, 2011
	Number of indicators	Combien d'indicateurs sont prescrits dans la méthode ?	Quétier and Lavorel, 2011; Bezombes et al., 2018
	Expert opinion	Quelle est la part d'avis d'expert nécessaire pour renseigner les indicateurs ?	Ajouté pour notre analyse
Composante de biodiversité mesurée	*Main biodiversity component focus*	Quelle est la composante de biodiversité (au sens de Noss, 1990, composition/structure/fonction) majoritaire dans l'analyse ?	Adapté de Bezombes et al., 2018; Bull et al., 2013; Moilanen and Kotiaho, 2018; Noss, 1990
Échelle spatiale	*Spatial scale of study*	Quelle est l'échelle spatiale considérée dans l'analyse ?	Adapté de Moilanen et Kotiaho, 2018, Quétier et Lavorel, 2011
	Spatial consideration	Quelle proportion des indicateurs permet de prendre en compte l'échelle paysagère (échelle supérieure au projet) ?	Bezombes et al., 2018
Échelle temporelle	*Evaluation time frame*	L'évaluation s'appuie-t-elle sur l'état actuel de la biodiversité du site ou sur des projections temporelles ?	Moilanen and Kotiaho, 2018; Quétier et Lavorel, 2011
Incertitude	*Uncertainty*	Comment l'incertitude est prise en compte dans le calcul d'équivalence ?	Bezombes et al., 2018; Bull et al., 2013; Moilanen and Kotiaho, 2018; Quétier and Lavorel, 2011

Parmi ces 13 indicateurs, deux ont été créés pour caractériser l'approche générale de la méthode : la mobilisation d'un scénario de référence pour évaluer la biodiversité et le type de données mobilisées pour l'évaluation.

Un indicateur a été construit spécifiquement pour notre analyse : l'indicateur *Expert opinion*. Cet indicateur rend compte de la part de critères utilisés pour l'évaluation écologique du site qui sont renseignés par un avis d'expert. Afin de le calculer, nous avons repris pour chaque méthode la liste des indicateurs prescrits pour l'évaluation écologique du site et analysé le protocole indiqué pour y répondre.

L'indicateur *Main component focused* a également été construit en analysant les critères prescrits par les différentes méthodes pour l'évaluation de la biodiversité du site. Nous nous sommes appuyés sur les définitions de ces critères et des exemples issus de Noss (1990) pour déterminer à quelle composante chaque indicateur était rattaché et nous avons par la suite renseigné la répartition générale entre eux. Par exemple :

- Le critère « *% Cover of native vegetation* » (couverture végétale d'espèces endémiques) de la méthode LCE permet de prendre en compte la couverture végétale d'espèces endémiques. L'indicateur est comptabilisé pour la prise en compte de la *composition*.
- Le critère « *Structural Patch Richness* » (richesse structurelle de patchs) de la méthode CRAM permet de prendre en compte la densité de patchs d'habitat à proximité du site étudié. L'indicateur est comptabilité pour la prise en compte de la *structure*.
- Le critère « *Fréquence d'exposition à la perturbation* » de la méthode Ecoval permet de prendre en compte les pressions locales sur la biodiversité. L'indicateur est comptabilité pour la prise en compte de la *fonction*.

Cet indicateur est construit pour rendre compte de la composante la plus étudiée dans la méthode. Deux méthodes présentent un équilibre entre les 3 composantes étudiées (répartitions entre 20 et 40 % pour chaque composante) et ont donc été considérées comme « équilibrées ».

Afin d'analyser les compromis entre les cinq grands enjeux de l'équivalence écologique, nous avons réalisé une analyse des correspondances multiples (ACM). Cette méthode nous permet de discriminer les MEE étudiées au travers des différents indicateurs retenus pour analyser les

cinq enjeux. Au-delà de cette caractérisation, l'ACM nous permet également de discuter de la conception des méthodes en analysant les principaux critères qui ont prévalu.

La méthode Ecoval est un peu différente des autres méthodes au sens où elle a été constituée suite à l'analyse des méthodes de références, en prenant en compte les réponses de ces dernières aux grands enjeux que nous étudions. Afin d'analyser comment elle répond à ces enjeux, sans introduire de biais dans l'ACM, elle a été intégrée à l'analyse comme un individu supplémentaire. Elle n'a donc pas été utilisée pour construire les axes, mais a été projetée dans l'ACM a posteriori sur les plans une fois ceux-ci constitués.

Complément d'analyse sur l'évaluation des enjeux de biodiversité dans les MEE

Afin de mieux caractériser la méthode d'évaluation, nous avons réalisé une seconde analyse cette fois quantitative, pour regarder spécifiquement 3 critères : la répartition quantitative des critères des trois composantes étudiés (composition, structure et fonction), l'échelle de l'évaluation et le type de données d'entrée nécessaire à l'évaluation de la biodiversité.

En annexe du manuscrit sont présentés les jeux de données utilisés pour ces analyses (Annexes 2).

Les analyses ont été mises en œuvre avec le logiciel R (R Core Team, 2021), en mobilisant les packages *ade 4* (Dray & Dufour, 2007) et *explor* (Barnier, 2021).

1.4 Résultats

Prise en compte des enjeux clefs de l'équivalence écologique

Notre analyse porte sur les 4 premiers axes de l'ACM qui expliquent 73,4 % de la variance (Figure 15).

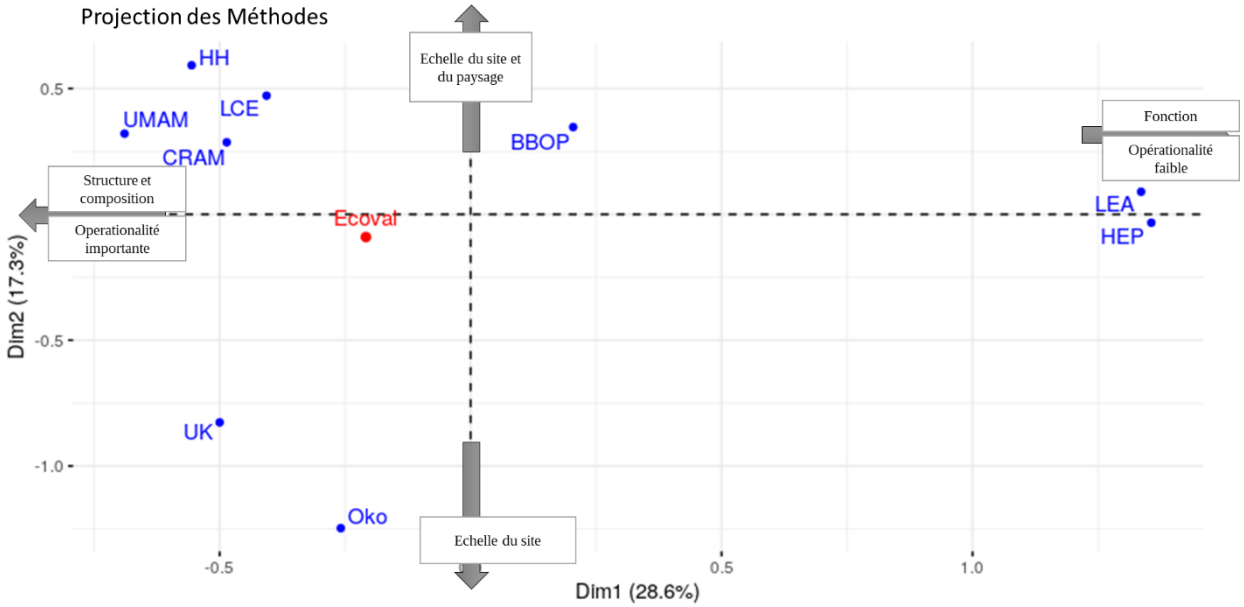


Figure 15 : Résultat de l'ACM pour les deux premiers axes (45,9 % de la variance)

Le premier axe (28,6 % de la variance) discrimine deux grands groupes de méthodes à partir de leurs réponses aux indicateurs d'*Opérationnalité* (les métriques ayant le plus de contributions étant le nombre d'indicateurs, la présence d'une liste d'indicateurs, le type de données d'entrée et la vitesse de mise en œuvre de la méthode) et de *Composantes de biodiversité* mesurés. L'importance de l'avis d'expert contribue également à la discrimination, à un degré moindre, mais l'ACM montre bien une corrélation entre cette variable et les autres indicateurs d'opérationnalité. Deux groupes de MEE si distinguent sur cet axe, d'abord des méthodes présentant un niveau d'opérationnalité important (la méthode détaille une liste prédéfinie d'indicateurs qui peuvent être renseignés rapidement à partir de données de terrain, plutôt centré sur la structure) comme UMAM, HH, CRAM ou UK, opposées à des méthodes plutôt centrées sur la fonctionnalité, avec des critères d'opérationnalité plus faible, comme LEA ou HEP. Ce premier axe révèle un compromis entre les enjeux de *Composantes étudiées* et d'*Opérationnalité*, la prise en compte de la fonctionnalité dans la méthode faisant diminuer nos critères d'opérationnalité.

Le deuxième axe (17,3 % de la variance) discrimine les méthodes en fonction de l'échelle spatiale considérée. Des méthodes centrées sur l'échelle du site uniquement, comme UK et Oko, se retrouvent face à des méthodes qui évaluent autant l'échelle du site et celle du

paysage LCE ou HH. Cet axe permet d'identifier plusieurs stratégies de prise en compte de l'échelle dans les méthodes.

Le troisième axe (14,3 % de la variance) révèle quant à lui les contributions des indicateurs d'échelle temporelle et d'opérationnalité. Cet axe met en évidence une opposition entre une évaluation de l'évolution de l'état des sites sur la base d'avis d'expert face à une stratégie centrée sur l'état actuel, mais reposant davantage sur des indicateurs que sur ce type d'expertise.

Enfin, le quatrième et dernier axe (13,3 %), très complémentaire du premier, discrimine à nouveau les méthodes entre les composantes de biodiversité étudiées et l'opérationnalité, mais cette fois davantage par la prise en compte de la composition plutôt que sur celle des deux autres composantes.

À la lumière de la construction des différents axes, l'ACM met en évidence l'importance de chacun des enjeux dans les choix de conception des différentes méthodes. Les enjeux d'opérationnalité et la composante de biodiversité étudiée apparaissent comme ceux qui concentrent les plus forts partis pris entre les méthodes.

Il convient de noter que la gestion de l'*Incertitude* n'apparaît pas comme un facteur discriminant dans l'analyse. Cette absence peut s'expliquer par la construction de notre indicateur. En effet, cet indicateur a été construit comme une réponse binaire, reflétant une prise en compte ou non de l'incertitude dans la méthode. Pour autant, dans de nombreuses MEE, l'incertitude est traitée via un ratio correctif, sans qu'une véritable réflexion sur le type d'incertitude et son origine ne soit mise en œuvre.

Répartition entre les composantes de biodiversité et l'avis d'expert

Nous avons mené une analyse complémentaire, centrée sur la liste de critères mobilisée dans l'évaluation écologique des sites des différentes méthodes. Cette analyse a pour but de mieux comprendre les choix de conception des MEE au regard de l'évaluation de la biodiversité mise en œuvre sur les sites impactés et ceux compensatoires. Dans cette ACP, nous avons retenu les deux premiers axes qui expliquent 77,3 % de la variance (Figure 16).

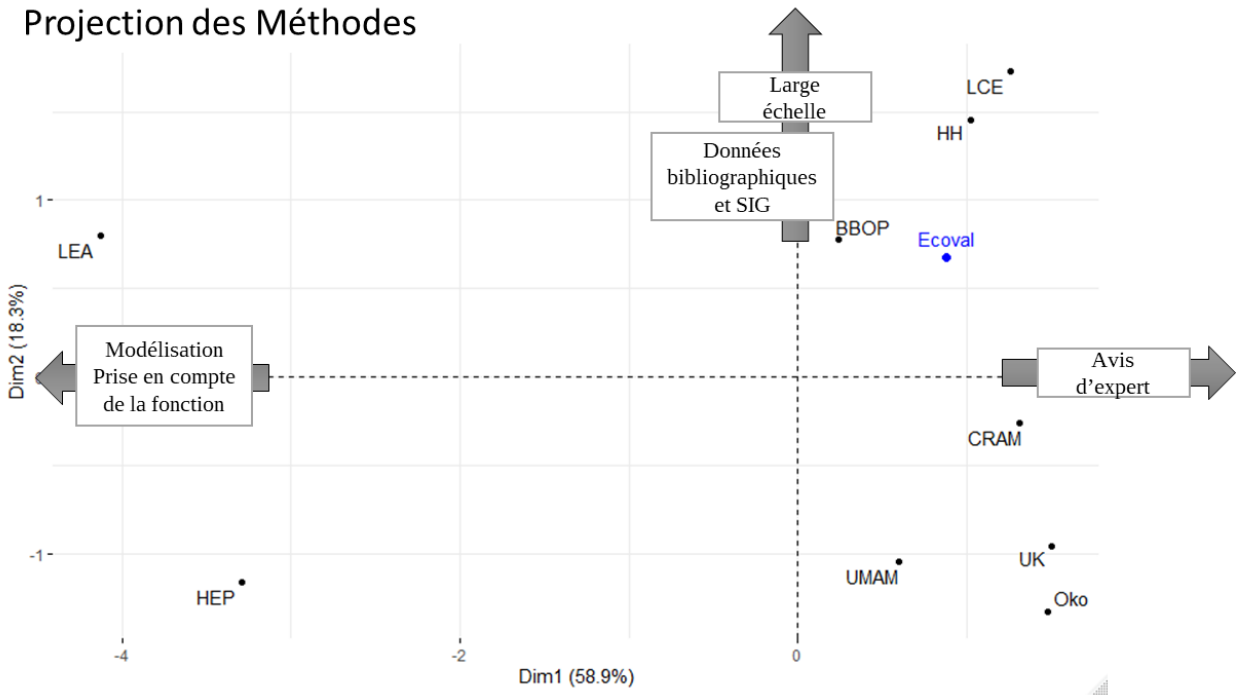


Figure 16 : Résultat de l'ACP pour les deux premiers axes (77,3 % de la variance)

Le premier axe de l'ACP (58,9 % de la variance) discrimine les méthodes en fonction de l'approche générale d'information des indicateurs (avis d'expert sur de la donnée de terrain ou analyse statistique et modélisation) et sur la répartition de la prise en compte des composantes de biodiversité. Il apparaît que la prise en compte de la fonction est associée à des analyses de données tandis que les deux autres composantes sont associées à un mode de renseignement par avis d'expert de terrain.

Le second axe (18,3 % de la variance) discrimine les méthodes sur la source de données mobilisée pour l'évaluation (plutôt terrain, données bibliographiques ou analyses cartographiques). Le niveau d'intégration d'une échelle spatiale plus large que celle du site est également un élément discriminant pour cet axe.

Cette analyse nous permet d'identifier une orientation de l'évaluation de la biodiversité dans les MEE vers les indicateurs qui ciblent la composition et la structure, se basant en majorité sur une expertise de terrain. Le recours à des analyses statistiques ou des travaux de modélisation n'est employé que plus rarement, dans des méthodes qui mettent l'accent sur l'étude de la composante fonctionnelle de la biodiversité.

Les résultats de cette seconde analyse convergent avec celles des enjeux présentés au-dessus, montrant bien un compromis entre la *Composante de biodiversité* étudiée et des critères

d'*Opérationnalité*, avec la prépondérance de l'expertise terrain. Les méthodes sont clairement discriminées en fonction de leur recours à l'avis d'expert et l'importance de la prise en compte de la fonctionnalité.

1.5 Discussion

Nos travaux ont montré que plusieurs stratégies existent dans l'évaluation de l'équivalence écologique au travers des MEE que nous avons sélectionnées. Par exemple, une des stratégies consiste à réaliser un compromis entre l'opérationnalité et la définition de proxy utilisées pour mesurer l'équivalence. Cette stratégie, très centrée sur les critères d'opérationnalité, concerne la majorité des méthodes que nous avons étudiées et repose globalement sur une évaluation empirique de terrain, de la structure et de la composition de biodiversité, sur la base d'avis d'expert. Les méthodes HH, ou CRAM par exemple sont tournées vers ces considérations opérationnelles, avec une part importante des critères orientés vers la structure (80 % des indicateurs pour HH) et la composition, à renseigner sur le terrain avec une part importante d'avis d'expert (plus de 70 % pour les deux méthodes).

À l'inverse, une autre stratégie identifiée, centrée sur l'évaluation de la fonctionnalité, repose sur la mobilisation d'analyse de données en mobilisant notamment les outils de modélisation. Cette stratégie est celle employée par les méthodes LEA et HEP, qui détaillent un seul critère d'évaluation écologique, associé à la composante fonctionnelle pour évaluer les sites et construire l'équivalence. L'opérationnalité de ces méthodes est très faible selon nos indicateurs, avec seulement un critère, à renseigner par de l'analyse de données empiriques, dont la méthodologie est laissée à la discrétion de l'utilisateur.

Deux MEE sont construites autour d'un compromis entre ces deux stratégies : EcoVal et BBOP. Elles mobilisent plusieurs approches pour évaluer les trois composantes de biodiversité (en équilibre pour EcoVal et majoritairement la structure pour BBOP, même si les deux autres sont évaluées) majoritairement sur la base de critères à renseigner par analyse de données et dire d'experts de terrain. L'opérationnalité des méthodes est moyenne selon nos indicateurs, avec un besoin d'acquisition de certaines données d'entrées et un temps de mise en œuvre plus important que les approches aux scores d'opérationnalité haut (de 6 mois à plus d'un an).

Seules deux méthodes présentent un équilibre réel dans l'étude des trois composantes de biodiversité : la méthode Ecoval et la méthode UMAM. Ces deux approches reposent sur une liste d'indicateurs en proportion équivalente entre la structure, la composition et la fonction. Pour autant, les fonctions étudiées sont définies assez vaguement et à large échelle et apparaissent plus en lien avec des services écosystémiques que le site peut fournir que le fonctionnement écologique des populations qui l'occupent. En particulier pour l'UMAM, ces critères sont davantage centrés sur les fonctions hydrologiques du site et son intégration dans le fonctionnement hydrique plus global (échelle du bassin versant amont et aval) que sur des critères de biodiversité. Ces considérations contribuent à l'évaluation de la fonctionnalité pour le site, sans pour autant renseigner directement l'état de conservation des espèces ou des habitats.

Les résultats de nos analyses valident notre première hypothèse de travail sur l'évaluation écologique. En effet, nos résultats montrent une faible prise en compte de la fonctionnalité dans les méthodes étudiées. Nous avons cependant identifié que, certaines méthodes sont construites spécifiquement autour de cette question, comme LEA et LCE, davantage tournées vers l'évaluation de l'équivalence par la fonctionnalité.

Dans la grande majorité des méthodes étudiées, nous constatons une grande importance donnée à l'avis d'expert. La mobilisation d'autant d'avis d'expert peut alors introduire dans la méthode une part importante de subjectivité, ce qui peut entraîner davantage d'incertitudes scientifiques (T. G. Martin et al., 2012). Cette subjectivité peut être associée à des biais comportementaux des individus dans leur évaluation comme le biais de motivation (modification de l'évaluation à cause de croyance ou de point de vue), d'ancrage (évaluation fixée sur la valeur d'une référence), d'ajustement (difficulté à ajuster une évaluation en dessous ou au-dessus d'une référence) (T. G. Martin et al., 2012) ou encore de confiance excessive (McKenzie et al., 2008). Dans notre cadre d'étude, cette subjectivité peut être une source d'incertitude, notamment dans le dimensionnement ou le succès de mesures compensatoires (Bull et al., 2013). Une voie pour réduire cette subjectivité est de passer par la mobilisation d'outils d'évaluations permettant de standardiser et d'objectiver ces évaluations (Moreno-Mateos et al., 2015).

Quand l'incertitude est traitée dans la méthode ou qu'elle n'est pas laissée à la charge de l'utilisateur, la mobilisation d'un ratio correcteur est suggérée. Bien qu'opérationnelle et

efficiente, la méthode par ratio n'est pas suffisante pour gérer la propagation de l'incertitude, notamment associée à l'évaluation (Draper, 1995; Geneletti et al., 2003). L'incertitude épistémique est très complexe à mesurer quand l'évaluation repose sur une expertise de terrain, comme dans les méthodes tournées plutôt vers l'opérationnalité.

Les questions de l'incertitude, comme celles de la subjectivité des évaluations, associées à la prépondérance de l'avis d'expert dans les MEE peuvent être traitées par la mobilisation, par exemple, d'autres outils pour répondre aux critères fixés pour l'évaluation. Nos résultats mettent également en évidence une insuffisance dans l'intégration de la composante fonctionnelle pour une évaluation exhaustive de la biodiversité. Différents outils, comme la génétique du paysage ou la simulation numérique, peuvent permettre de combler ces lacunes. Il convient toutefois de bien étudier l'impact que ces outils peuvent avoir sur le fonctionnement des différentes MEE et les réels bénéfices qui peuvent en être attendus (durée, coûts, technicité, complexité technique et opérationnelle…).

2. Mobiliser les outils génétiques et de modélisation numérique pour améliorer les MEE

Dans la seconde partie de cette étude, nous analysons le potentiel des outils génétiques et numériques en suivant l'hypothèse que leur mobilisation pourrait avoir des bénéfices sur l'évaluation écologique, sans pour autant affaiblir l'opérationnalité des MEE. Les différents outils que nous testons, l'ADNe, la génétique du paysage, la simulation numérique et la télédétection sont utilisés dans la pratique des travaux académiques en écologie. Ils ont montré leur intérêt et pertinence pour mieux appréhender les enjeux écologiques (voir notamment Geller et al., 2017; Remon, 2018; Ruppert et al., 2019; Urban et al., 2021).

Notre objectif est d'évaluer le potentiel d'intégration de ces 4 outils dans les différentes MEE analysées précédemment. Il s'agira en outre d'identifier leurs apports et limites face aux différents enjeux de l'équivalence écologique.

Ces outils ont en particulier été retenus pour leur potentiel de substitution au seul « avis d'expert » et de pallier donc une certaine part de subjectivité. Ils sont porteurs d'une objectivation allant vers une plus grande standardisation des résultats (sans les biais socio-environnementaux décrits plus hauts). Par ailleurs, certains outils présentent un potentiel d'automatisation relativement simple, qui pourrait être mis en œuvre dans différentes phases de l'évaluation de l'équivalence. Cette automatisation pourrait améliorer la collecte de données (mobilisation de l'ADN environnemental (voir Verdier et al., 2021) ou l'analyse a posteriori des gains écologiques d'une mesure compensatoire escomptée avec la mobilisation de la simulation pour analyser des variantes ou scénarios prospectifs, par exemple.

2.1 Matériel et Méthode

Cette seconde phase d'analyse repose sur la production d'une matrice de type « Force, Faiblesse, Opportunité et Menace (FFOM) » pour analyser le potentiel d'intégration des outils de modélisation numérique, de télédétection, d'ADN environnemental et de génétique du paysage (Sarsby, 2016).

Dans un premier temps, nous avons analysé le potentiel d'intégration des outils dans les différentes MEE. Nous avons ainsi exploré la possibilité de mobiliser chacun des 4 outils pour renseigner les critères de l'évaluation écologique des différentes MEE. Nous avons dès lors pu définir un indicateur d'*Intégration générale* qui permet de rendre compte du pourcentage

d'intégration possible de ces outils dans les MEE. Trois exemples permettant de bien comprendre la démarche méthodologique mise en œuvre :

- L'indicateur « richesse structurelle du patch » dans la catégorie « *Physical structure* » de la CRAM peut être évalué par télédétection
- L'indicateur « Niveau d'occupation des espèces » dans la catégorie « *Species metrics* » de la méthode BBOP peut être évalué par ADNe
- L'indicateur « Niveau de naturalité du biotope » dans la catégorie « *Biotope value* » de la méthode Oko ne peut pas être renseigné par aucun des outils que nous étudions tant il repose sur une méthodologie très spécifique décrite dans la notice.

Ce potentiel d'intégration a été évalué sur la base des connaissances des pratiques actuelles d'utilisation des différents outils, dans la sphère opérationnelle et scientifique. Des échanges avec des chercheurs spécialisés sur ces outils (chercheurs impliqués notamment dans le projet CONAQUAT) ont permis de renseigner ces utilisations ou utilisations potentielles.

Notons que les méthodes HEP et LEA reposent spécifiquement sur l'utilisation d'outils de modélisation numérique, sur la base d'un seul indicateur. L'approche ne peut donc pas être remplacée par un outil que nous étudions. Ces méthodes seront par conséquent exclues de notre analyse.

Une fois que le potentiel d'intégration des différents outils a été analysé, nous avons évalué l'impact que cette intégration pouvait avoir sur les différents enjeux associés à la détermination de l'évaluation d'une équivalence écologique. Nous nous sommes concentrés en particulier sur les enjeux d'*Opérationnalité* et les *Composantes de biodiversité* prises en compte, en lien avec nos résultats précédents. Nous avons analysé en profondeur l'effet des outils sur le processus d'évaluation écologique, en amont du calcul d'équivalence. En particulier, nous avons remobilisé les indicateurs d'opérationnalité de l'analyse précédente, de disponibilité des données, de temps d'implémentation, la part d'avis d'expert, l'échelle spatiale prise en compte ainsi que la gestion de l'incertitude. Pour clarifier l'analyse, nous avons ajouté un indicateur qualitatif de *Complexité technique*. Cet indicateur synthétise le niveau de compétence et de connaissance nécessaire à l'application de la méthode générale d'évaluation présentée dans la MEE. Trois métriques ont été définies pour cet indicateur :

1. **Expertise minimum requise :** la MEE simplifie et explicite clairement la méthodologie de chaque indicateur à mesurer, qui peut être adressé par un opérateur

non expert, même si des connaissances minimums sont requises dans au moins un domaine d'expertise (hydrologie, écologie, SIG…)

2. **Expertise requise :** certains indicateurs de la MEE ne sont pas complètement explicités et suppose un bon niveau d'expertise pour être renseigné, pour au moins un des domaines
3. **Expertises multiples requises** : la méthode de mesure de certains indicateurs n'est pas définie dans la MEE et nécessite donc que l'opérateur soit compétent pour mener une analyse sur différents domaines.

Ces considérations sur la *Complexité technique* permettent d'affiner notre analyse, en prenant en considération le niveau technique requis par un utilisateur d'une MEE afin de la mettre en œuvre sur le terrain. Elle se base sur le besoin en compétences spécifiques pour chaque méthode, associées à différents champs d'expertise.

2.2 Résultats

L'analyse du potentiel d'usage de ces outils pour évaluer les différents critères des MEE montre que les outils de modélisation et de télédétection sont ceux qui s'intègrent le plus facilement dans les MEE étudiées (Figure 17).

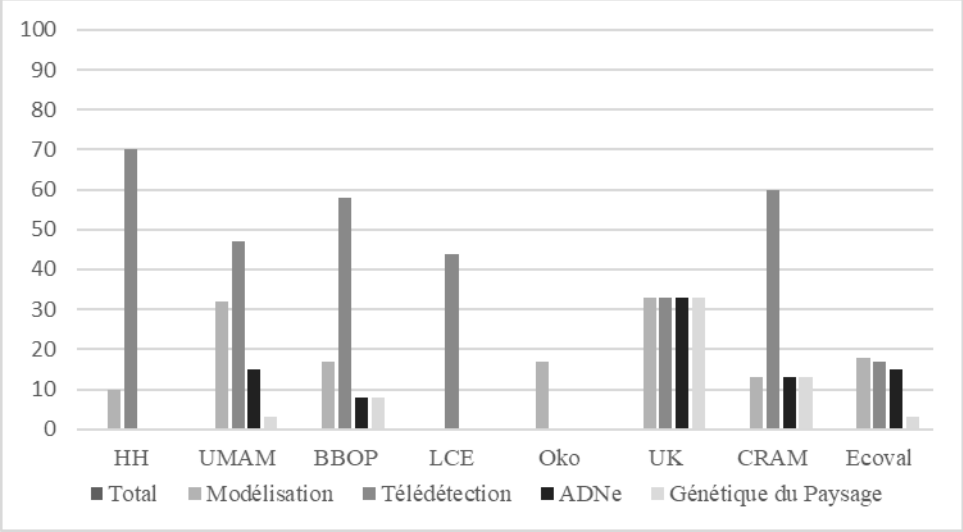


Figure 17 : Intégration générale des outils dans les MEE

Ces deux outils permettent de renseigner directement plusieurs critères d'évaluation, notamment ceux qui adressent des enjeux de *Structure* ou de *Fonction*. En particulier

lorsqu’elle est mobilisée dans un critère, la modélisation numérique améliore la prise en compte des composantes écologiques fonctionnelles.

Les deux outils génétiques présentent quant à eux un potentiel d’intégration plus faible (Figure 17). Ces outils répondent en effet à des questions plus précises comme la détection d’espèces pour l’ADNe, ou la fonctionnalité des métapopulations pour la génétique du paysage, qui sont moins posées dans les MEE.

L’analyse de la matrice FFOM (synthèse dans le Tableau 4) révèle notamment les bénéfices liés à la mobilisation de ces différents outils.

Tableau 4 : Synthèse de la matrice FFOM

<table>
<tr><th>Outil</th><th>Intégration</th><th colspan="2">Analyse FFOM</th></tr>
<tr><td rowspan="2">Génétique du Paysage</td><td rowspan="2">Moyenne d'intégration dans les outils : 5 %</td><td>• Automatisation potentielle
• Diminution de la part d'avis d'expert (objectivation)
• Temps d'implémentation réduit
Force</td><td>• Remplacement simple dans les indicateurs
• Interactions simples avec d'autres approches (terrain notamment)
Opportunité</td></tr>
<tr><td>Faiblesse

• Disponibilité des données
• Compétences spécifiques nécessaires</td><td>Menace
• Intégration limitée
• Augmentation de la complexité technique</td></tr>
<tr><td colspan="4"></td></tr>
<tr><td rowspan="2">ADNe</td><td rowspan="2">Moyenne d'intégration dans les outils : 15 %</td><td>• Automatisation potentielle
• Diminution de la part d'avis d'expert (objectivation)
• Grande capacité de détection (diminution de l'incertitude)
Force</td><td>• Remplacement simple dans les indicateurs
• Interactions simples avec d'autres approches (terrain notamment)
Opportunité</td></tr>
<tr><td>Faiblesse
• Compétences spécifiques nécessaires
• Augmentation du temps de terrain</td><td>Menace
• Augmentation de la complexité technique</td></tr>
<tr><td colspan="4"></td></tr>
<tr><td rowspan="2">Télédétection</td><td rowspan="2">Moyenne d'intégration dans les outils : 37 %</td><td>• Automatisation potentielle
• Diminution de la part d'avis d'expert (objectivation)
• Permets la prise en compte d'une échelle plus large
Force</td><td>• Remplacement simple dans les indicateurs
Opportunité</td></tr>
<tr><td>Faiblesse

• Disponibilité des données
• Compétences spécifiques nécessaires</td><td>Menace
• Changement profond dans l'approche générale de la méthode (remplacement de terrain)</td></tr>
<tr><td colspan="4"></td></tr>
<tr><td rowspan="2">Modélisation de métapopulation</td><td rowspan="2">Moyenne d'intégration dans les outils : 20 %</td><td>• Automatisation potentielle
• Diminution de la part d'avis d'expert (objectivation)
• Permets la prise en compte d'une échelle plus large
Force</td><td>• Augmente la prise en compte de la composante fonctionnel
• Remplacement simple dans les indicateurs
Opportunité</td></tr>
<tr><td>Faiblesse

• Disponibilité des données
• Compétences spécifiques nécessaires</td><td>Menace

• Peut augmenter fortement la complexité de la méthode
• Changement profond dans l'approche générale de la méthode (remplacement de terrain)</td></tr>
</table>

Notre analyse met en évidence que l'automatisation de ces outils est un avantage commun à tous. Cette automatisation ouvre la perspective de la standardisation et de la répétabilité des mesures, avec une diminution des coûts associés. De même, ces outils permettent un contrôle

de l’incertitude et donc pallient une limite importante des MEE constatée dans la littérature (Gonçalves et al., 2015; Moreno-Mateos et al., 2015).

En termes de limites, ces outils ont un impact important sur la *Complexité technique* de la méthode. En effet, ces outils exploitent des compétences académiques peu répandues actuellement dans la sphère opérationnelle. En outre, la mobilisation des outils peut également avoir un impact significatif sur le besoin en données, dont les temps de collecte, de manipulation et in fine leurs coûts restent à être évalués.

Sous-jacents à l’usage de ces outils, interviennent des menaces connues et associées à l’utilisation des nouvelles technologies, à savoir les modifications profondes du travail et des compétences associées.

La possible diminution du temps de terrain associée à l’utilisation des outils que nous présentons ici constitue un important changement des pratiques actuelles qui reposent principalement sur des travaux d’observations sur le terrain, réalisés par des agents. Par exemple, la télédétection et la modélisation peuvent remplacer en partie le travail de terrain et permettre une gestion à distance de nombreux critères (coûts allégés, conservation des données, réplicabilité de l’analyse aisée). Concernant la génétique du paysage ou l’ADNe, même si l’acquisition de données reste toujours associée à un travail de terrain, elles demandent de surcroît un temps d’analyse en laboratoire. Enfin, il est attendu que l’usage de ces nouvelles technologies modifie en profondeur les processus de conduite de l’évaluation : échelle spatio-temporelle traitée, périodicité des suivis, nombre d’itérations de plans de masse et de mesures ERC de projet, consultation des parties prenantes, etc. Si leur usage se généralise dans le cadre opérationnel, ils occasionneront très probablement une refonte importante des recommandations et préconisations de conduite de l’évaluation environnementale.

2.3 Discussion : principaux apports et limites de l'intégration des outils

L'analyse FFOM montre que le cadre de l'évaluation de l'équivalence des méthodes que nous avons étudiées est adapté pour une intégration directe de certains outils. Si elle est menée strictement en lien avec les critères des MEE, cette intégration peut être mise en œuvre sans changer la conception générale de la méthode (liste d'indicateur et méthode de comparaison des pertes et gains). La mobilisation des outils permettrait ainsi une diminution de la part d'avis d'expert dans les MEE. Cette moindre influence de la part de subjectivité de l'expertise favoriserait une objectivation des résultats de l'évaluation de l'équivalence, tout en permettant un meilleur contrôle de l'incertitude. Un des bénéfices de cette objectivation interviendrait notamment dans la réplicabilité de l'analyse au cours de l'instruction et en cas de contre-expertise : alors qu'une observation de terrain par un agent humain ne peut être contre-expertisée, il est possible de réitérer les analyses faites par ces outils.

Dans notre analyse, nous avons construit un indicateur de complexité technique dont l'utilité pour améliorer la qualité des MEE est à discuter. Actuellement, les MEE tendent à juger sur principe d'opérationnalité (Bezombes et al., 2017; Fennessy et al., 2007) comme « simple » une méthode qui mobilise des expertises très répandues dans la sphère professionnelle et « complexe » une méthode qui mobilise des expertises encore minoritaires, indépendamment du niveau réel de l'expertise minimum requise. Pour autant, certains indicateurs, même dans des méthodologies tournées vers l'opérationnalité, nécessitent de bons niveaux de connaissance / compétences, parfois sur plusieurs champs disciplinaires, par exemple :

- L'indicateur *restriction du flux hydraulique (d'origine anthropique)* pour la méthode CRAM, doit être estimé sur le terrain pour une zone humide ou un milieu aquatique. L'analyse du flux hydraulique et des éléments pouvant le perturber n'est pas évidente pour un non-expert de ce domaine et nécessite une base de connaissance avancée sur le sujet,
- L'indicateur *pourcentage de couverture de plantes exotiques*, de la méthode LCE requiert quant à lui certaines compétences en botaniques pour analyser à la fois la couverture, mais également identifier les plantes exotiques sur le terrain.

À l'inverse l'outil d'ADNe ne mobilise que des agents de niveau technicien une fois la méthode standardisée. C'est pourquoi, intégré dans une MEE, cet indicateur de complexité

technique permettrait de renseigner le niveau d'expertise requis pour mener à bien les évaluations de manière identique, quel que soit l'outil mobilisé.

Nous avons pu mettre en évidence dans la première partie de nos travaux que l'opérationnalité était un enjeu fondateur dans la conception des MEE. Il semble donc que des efforts soient faits pour simplifier leur mobilisation sur le terrain. L'application des MEE repose cependant sur de solides compétences de l'utilisateur, sur un ou plusieurs champs thématiques. Dans ce contexte, la mobilisation de nouveaux outils n'amène pas plus de complexité, mais plutôt un changement des compétences nécessaires pour l'utilisateur. Un frein à cette montée en compétence reste lié à l'acceptabilité socio-organisationnelle (objet accepté et compris par un système donné) par toutes les parties prenantes du dimensionnement de la compensation, qu'il s'agisse de l'opérateur, mais aussi du maître d'ouvrage et du décideur (Bezombes et al., 2017; Mechin, 2020).

L'étude que nous avons menée ici reste théorique. Pour compléter ces travaux et valider leurs enseignements, il serait pertinent de comparer des dimensionnements de la compensation résultant des méthodes dans leur état actuel, avec des évaluations réalisées sur la base de l'utilisation des outils que nous étudions ici (dans la suite logique des travaux présentés par Bull et al., 2014).

3. Discussion générale

Des limites sont reconnues aujourd'hui à l'utilisation des méthodes mobilisées pour l'application de la compensation, notamment en France (Mechin & Pioch, 2019). Ces faiblesses reposent en partie sur celles des méthodes spécifiquement mobilisées pour évaluer l'équivalence écologique (Bull et al., 2013; Dantec, 2017; Jacob et al., 2015; Quétier et al., 2014). Si les lignes directrices permettent de fournir un cadre général à la compensation (MEDDE, 2013), il manque des outils et des méthodes standardisés pour son application (Truchon et al., 2020).

En France, une tentative pour combler ce manque a été proposée en 2021 par le ministère de la transition écologique, avec la parution d'une approche standardisée de la compensation écologique (Andreadakis, Bigard, et al., 2021). Ce guide propose un cadre général pour guider

les maîtres d'ouvrages dans leur dimensionnement des mesures compensatoires. Il reprend en détail les grandes étapes de ce dimensionnement et en particulier l'évaluation de l'équivalence écologique (décrite à l'étape 7 du guide, p92), reposant sur une certaine exhaustivité des informations choisies pour évaluer les pertes et les gains (étape 5, p67). Dans nos travaux d'analyse, nous mettons bien en évidence que cette exhaustivité n'est garantie que par peu de méthodes. En outre, elle dépend fortement des choix de composantes de biodiversité considérées dans les évaluations.

3.1 L'opérationnalité des méthodes, un sujet central

Les différents outils que nous avons présentés ont tous un impact sur l'opérationnalité des méthodes. L'arrivée de nouveaux outils s'accompagne de celle de nombreux mécanismes intervenant comme des barrières à leur adoption définitive (Long et al., 2016). 3 barrières peuvent être mentionnées, directement en lien avec les impacts sur l'opérationnalité des outils que nous avons identifiés :

1. **La barrière financière associée au coût d'équipement ou de mise en œuvre de l'outil.** Nous avons identifié que la mobilisation des outils pouvait avoir un impact sur la disponibilité des données et en particulier leur coût associé. Par ailleurs, l'utilisation de ces outils peut nécessiter des investissements financiers pour l'opérateur, associés à des actions de formation ou l'acquisition de matériel. Ces éléments doivent cependant faire l'objet de nouvelles recherches afin de bien catégoriser les coûts de transactions associés à ce changement (voir Paquet, 2021).
2. **Les barrières sociales, institutionnelles et cognitives associées à la mobilisation d'un nouvel outil**. La mobilisation des outils amène à changer parfois profondément l'approche utilisée pour l'évaluation, sans compter le potentiel besoin de formation.
3. **L'impact de l'incertitude et des risques associés aux outils**. Il s'agit de l'incertitude épistémique associée aux résultats de l'analyse qui est mentionnée ici. Cette incertitude est un sujet peu traité dans les MEE que nous avons étudiées. L'incertitude associée aux approches traditionnelles d'évaluation de la biodiversité reste un sujet central de la qualité de ces dernières (T. G. Martin et al., 2012). Cependant, l'incertitude associée au succès de prédiction ou de qualité des résultats pour les outils est un sujet central dans leur adoption.

Ces trois types de barrières doivent être pris en compte pour favoriser l'utilisation des outils que nous présentons ici dans la réalité du terrain. La barrière sociale, en particulier, a été traitée plus en détail dans des travaux en géographie et ergonomie récents portant sur l'évaluation de l'équivalence par Agnès Méchin (2020).

Afin de lever cette barrière, un travail doit être produit pour inverser la conception des méthodes et l'intégration des outils, en travaillant davantage sur leur ergonomie et notamment en prenant en compte le point de vue des utilisateurs des méthodes (Mechin & Pioch, 2019). Dans ses travaux de thèse, Agnès Méchin (2020) explicite que les enjeux d'opérationnalité sont mal pris en compte, et ce dans toutes les publications qui évaluent les MEE. Ces enjeux sont traités de façon intuitive, sans qu'un réel travail soit mené dans ce sens. Il convient dès lors d'aller plus loin dans la définition de l'opérationnalité et ainsi de mobiliser les grands principes de l'ergonomie pour y parvenir. Le champ de l'ergonomie définit l'opérationnalité sur trois points clefs : l'utilité, l'utilisabilité et l'acceptabilité socio-organisationnelle qui peuvent être questionnées (Mechin, 2020) (Figure 18), notamment pour l'intégration des outils dans les MEE.

L'utilité est définie dans son sens commun, c'est-à-dire la réponse d'un outil ou d'une méthode à un besoin. Dans notre cas, les différents outils que nous présentons permettent de répondre plus efficacement aux enjeux de l'équivalence et répondent aux recommandations de différentes analyses scientifiques ou politiques de l'application de l'équivalence écologique. L'utilisabilité se définit par la capacité d'un objet à permettre une utilisation facile et effective pour un utilisateur (Barcenilla & Bastien, 2009). Dans notre cas, elle renvoie à notre réflexion sur la complexité technique des méthodes. Enfin, si les contours de l'acceptabilité socio-organisationnelle ne sont pas définis strictement en ergonomie, elle renvoie à des notions de normes sociales, d'image de soi (dans l'accomplissement d'une tâche connue et reconnue par sa hiérarchie ou ses pairs), mais aussi du contexte dans lequel se situe l'utilisateur.

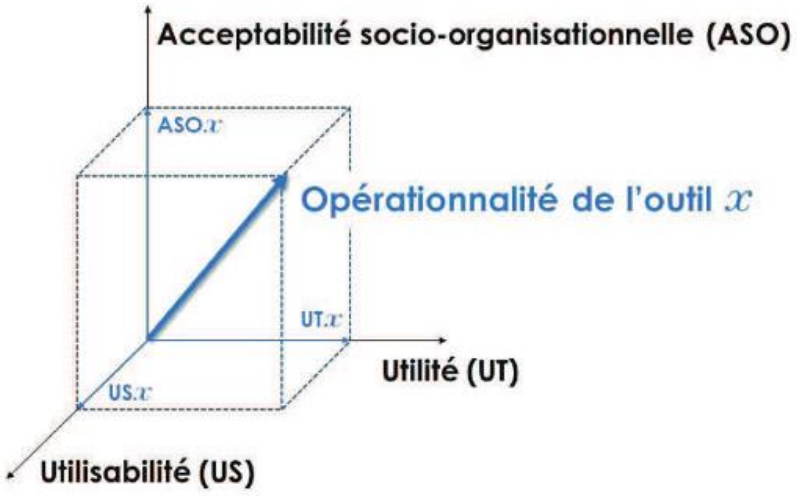


Figure 18 : Définition de l'opérationnalité (Mechin, 2020)

Ces trois critères doivent nécessairement être pris en compte dans l'intégration des outils dans les MEE, afin de garantir l'opérationnalité réelle de la méthode. Cette opérationnalité est également dépendante de la méthodologie générale de conception de la méthode, qui doit prendre en compte les utilisateurs à toutes les étapes d'une démarche nécessairement itérative (Gulliksen et al., 2003).

3.2 Le potentiel d'automatisation : un pas vers la standardisation et l'objectivité

Un des bénéfices majeurs des différents outils que nous avons identifiés dans notre analyse est leur potentiel d'automatisation. Ce potentiel permet d'entrevoir un changement plus profond dans la démarche générale d'application de la séquence ERC, avec un suivi des indicateurs à toutes les étapes de la séquence (van Eldik et al., 2020). Les outils d'évaluation pourraient alors intervenir tout au long du cycle de vie du projet d'aménagement, en amont pendant sa phase conception, puis son exploitation et enfin jusqu'au démantèlement, en assurant des mesures pour un suivi environnemental continu. Pourtant, la séquence ERC est encore aujourd'hui mobilisée trop tardivement dans le cycle des projets (Dantec, 2017; Phalan et al., 2018) et les critères utilisés pour mesurer les incidences, au niveau des pertes comme des gains écologiques, ne sont pas utilisés durant la totalité de la vie du projet et ce ni en mesure d'accompagnement comme de suivi (Weissgerber et al., 2019).

Afin d'opérer ce changement dans l'accompagnement des projets, il conviendrait prioritairement de trouver un support sur lequel ces informations pourraient être transmises et

consultées. À l'image des systèmes d'informations géographiques (SIG) qui sont aujourd'hui devenus la norme pour la représentation et l'analyse de données cartographiques, le *building information modelling* (BIM), notion récente en aménagement du territoire, à l'échelle des projets (Poljanšek, 2017), pourrait être mobilisé (Moulherat et al., 2019). Le BIM est une représentation en maquette 3D reposant sur un modèle numérique des données communes à tous les acteurs d'un projet. Le potentiel d'utilisation de cette maquette est vaste, de l'illustration au calcul ou à l'analyse, en passant par l'extraction de données plus ou moins spécifique, le BIM n'est pas sans rappeler les SIG. La combinaison de ces deux systèmes de données permet de fournir des données utiles aux porteurs de projet pour gérer la biodiversité à l'échelle du territoire (H. Wang et al., 2019).

Le BIM permet également la mobilisation d'une représentation et de traitement de l'information selon plusieurs niveaux de détail ou « *Level of details »* (LOD) (AIA, 2008; H. Wang et al., 2019), qui permettent une lecture des informations adaptée à toutes les parties prenantes d'un projet. Ce mode de lecture permet de travailler l'utilisabilité des outils, via une fonction de représentation aisée à mettre en œuvre techniquement. Ce concept de LOD permet en outre de travailler à plusieurs échelles et ainsi de faire varier la précision de l'information saisie dans la maquette ou en sortie (avec un va-et-vient d'échelle et de données interpolées, facilité).

Un grand avantage de la mobilisation du BIM est qu'il permet de favoriser la communication entre différents corps de métiers (Vassart et al., 2017). La biodiversité pourrait ainsi être intégrée dans la représentation des caractéristiques du développement d'un projet, au même titre que le détail de son architecture, l'assainissement ou n'importe quelle phase des travaux. Les données de biodiversité se retrouveraient alors « désilotées » et mises à disposition pour tous les acteurs au même titre que les autres thématiques du BIM. *In fine*, cette mise à disposition pourrait constituer une opportunité à la sensibilisation de tous les acteurs mobilisés sur un projet.

En outre, l'intégration de données de biodiversité dans le BIM pourrait permettre une facilitation des suivis des impacts environnementaux, pendant tout le cycle de vie d'un projet (Carvalho et al., 2020), en lien avec les autres activités.

L'automatisation des mesures permises par certains outils pourrait être traitée dans un support BIM et ainsi nourrir en permanence l'avancement de la conception ou le suivi du cycle de vie

d’un projet (Catalano et al., 2021). La mobilisation du BIM permet enfin d’améliorer le processus d’évaluation environnementale, pour toutes les thématiques sur lesquelles il a été testé (van Eldik et al., 2020). Cette amélioration est permise par la mise à disposition rapide d’informations environnementales, permettant de traiter les impacts au fur et à mesure de la conception du projet, dans une démarche itérative accélérée. Selon Moulherat et al. (2019), la mobilisation de ce type d’outil, comme support à l’évaluation de la biodiversité, devrait à l’avenir permettre d’avoir les mêmes résultats.

4. Conclusion

L’objectif de ce chapitre était d’évaluer **le potentiel des outils numériques et génétiques pour l’amélioration de l’évaluation de la biodiversité dans le cadre de la séquence ERC**. Nous avons d’abord identifié que les méthodes d’évaluation sur lesquelles l’équivalence écologique est estimée reposent davantage sur les composantes de structure et de composition. L’intégration de la fonctionnalité entraîne une diminution de l’opérationnalité des méthodes et n’est ainsi pas réalisée pour beaucoup d’entre elles.

Les outils génétiques et numériques que nous avons étudiés peuvent être intégrés dans ces méthodes et permettent d’en améliorer l’évaluation, notamment par la maîtrise de l’incertitude et une réduction de la subjectivité. La génétique du paysage et la simulation numérique permettent en outre de renforcer la prise en compte de la fonctionnalité dans ses méthodes en les intégrant dans différents critères de l’évaluation. L’utilisation de ces nouveaux outils a cependant un impact sur l’utilisabilité : le temps de traitement de l’évaluation est allongé, les compétences nécessaires à mobiliser sont différentes, certaines données doivent être acquises. Des enjeux d’acceptabilité socio-organisationnelle se posent également, en lien avec les barrières financières, sociales ou l’incertitude associée aux nouveaux outils. Il serait pertinent de questionner ces barrières, notamment auprès des trois grandes catégories d’acteurs qui mobilisent la séquence ERC : maître d’ouvrage, assistant à maître d’ouvrage et régulateur. Un travail auprès des bureaux d’études a déjà été mené dans ce sens pour l’utilisabilité de l’ADNe et de la modélisation numérique des réseaux écologiques (Paquet, 2021), qu’il serait pertinent d’étendre aux deux autres outils et de poursuivre.

Chapitre 2 : Étude empirique des apports de la simulation numérique pour la co-construction de la planification de la séquence ERC

Nous avons vu dans le chapitre 1 quels pouvaient être les effets de l'intégration et les bénéfices de certains outils innovants comme la génétique du paysage, l'ADNe, la simulation numérique et la télédétection pour l'évaluation de la biodiversité dans le cadre de la séquence ERC. Si nous avons déjà pu en identifier des bénéfices et des limites théoriques, nous proposons ici de confronter l'utilisation de la simulation numérique à un réel processus d'aménagement du territoire : la planification de la séquence ERC de Nîmes métropole (Établissement public de coopération intercommunale (EPCI) à fiscalité propre). Ce chapitre vise à tester si les résultats produits par simulation numérique peuvent être utilisés comme supports à une démarche de co-construction participative d'une stratégie d'évitement, à l'échelle de la métropole. Pour tester cette hypothèse, il convient également de tester l'opérationnalité de la mobilisation de l'outil.

Ce chapitre 2 s'articule autour de l'expérimentation *in situ* menée à l'échelle du territoire de Nîmes métropole sur la base de résultats produits par simulation numérique. Dans un premier temps, nous présenterons le choix de l'outil que nous avons mobilisé pour réaliser l'évaluation de la fonctionnalité à l'échelle du territoire ainsi que les différents enjeux associés à la mise en œuvre d'une démarche de co-construction associée à notre outil de simulation. Nous présenterons ensuite le déroulé de l'expérimentation, en prenant soin de traiter séparément la mise en œuvre de la simulation numérique et l'utilisation de ses résultats pour la démarche de prospective participative. Nous discuterons enfin ces résultats avec une mise en contexte local, ainsi que les perspectives et le potentiel d'utilisation de cette approche originale (Figure 19).

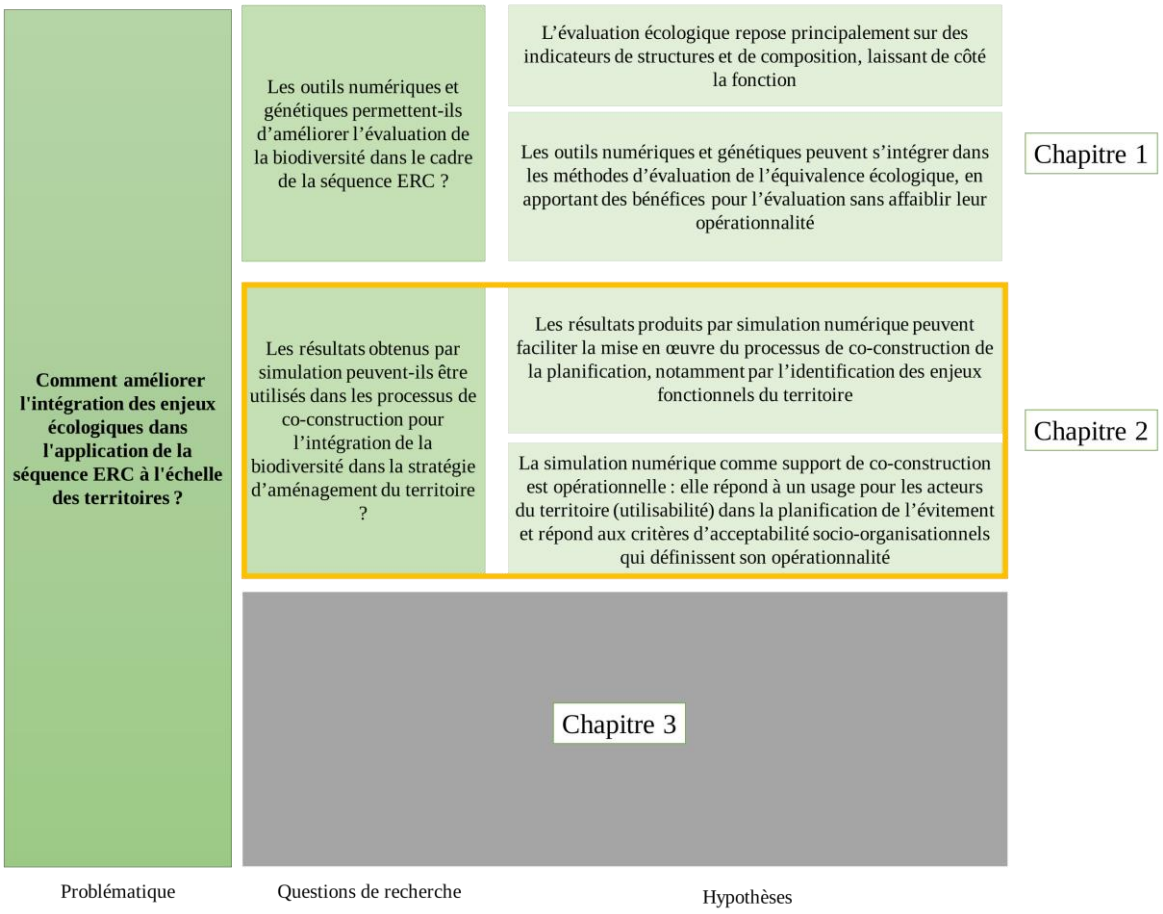


Figure 19 : Positionnement du chapitre 2 dans la réponse à la problématique de thèse

1. États de l'art et enjeux de la recherche

Il apparaît de plus en plus évident que le travail d'anticipation de l'application de la séquence ERC à l'échelle de la planification est pertinent pour améliorer son application (Kiesecker et al., 2009; Underwood, 2011). En particulier l'anticipation temporelle permet de mieux définir les mesures d'évitement (Phalan et al., 2018) et de compensation, pour optimiser les gains que celles-ci peuvent générer (Kujala et al., 2015; Simmonds et al., 2020).

Le processus de planification territoriale est un moment clef de la vie politique et opérationnelle, qui réunit techniciens, régulateurs, élus et citoyens autour de la constitution d'un projet de territoire. Ce processus peut permettre aux acteurs qui y participent d'appréhender les enjeux de protection de la biodiversité, en lien avec sa dynamique d'évolution (Sahraoui et al., 2021). Il constitue également, d'après de nombreux auteurs notamment français, une opportunité pour mobiliser les acteurs sur ces enjeux de gestion de l'environnement biophysique (Bigard, 2018; Lardon & Piveteau, 2005).

Comme nous l'avons déjà vu, l'évaluation de la fonctionnalité écologique du territoire est nécessaire pour l'application de la séquence ERC, notamment pour la bonne prise en compte de l'état de conservation des espèces et mesurer la significativité des impacts. L'entrée fonctionnelle est d'autant plus pertinente à l'échelle de la planification (méso-échelle), qui correspond à une échelle de travail adéquate pour l'étudier. En effet, elle permet de prendre en considération les dynamiques écologiques qui dépassent l'échelle administrative des sites ou des communes (micro-échelle), en étudiant les processus de dispersion enter des habitats plus ou moins éloignés (Berté, 2022; Bigard, 2018; Moilanen & Kotiaho, 2018).

1.1 Quel outil mobiliser pour analyser la fonctionnalité à l'échelle d'un EPCI ?

L'usage de la modélisation sous différentes formes pour constituer des outils d'aide à la décision en matière de protection de la biodiversité n'est pas nouveau (Dobson et al., 1997; Lacy, 1993; Lindenmayer et al., 1995). Différents champs d'investigation ont été explorés, dans le domaine par exemple de la conservation d'espèces, de restauration, d'évaluation d'impacts ou de réintroduction. De nombreux modèles existent et sont mobilisés pour apporter des réponses à ces enjeux (Urban et al., 2021). La mobilisation de ce type d'approche dans des cas concrets d'aide à la définition de stratégies de planification reste cependant peu explorée (voire cependant Sahraoui et al., 2021).

Étudier la fonctionnalité pour une espèce nécessite de prendre en compte de nombreux éléments : la dispersion des individus, leur capacité à mettre en œuvre le processus de dispersion, la capacité de l'individu à se maintenir dans l'habitat atteint, la dynamique de population et donc d'extinction ou de colonisation de l'espèce. Le lien entre dynamique de population d'une espèce et son comportement de dispersion au sein d'éléments structurels (répartition des habitats, distance entre eux, etc.) est central dans l'étude de la fonctionnalité d'un territoire (Brook et al., 1997; Burgman & Possingham, 2000; Calabrese & Fagan, 2004; Urban et al., 2021).

Les modèles de viabilité des populations permettent de répondre à ces enjeux. Cette famille de modèle repose sur l'analyse de la dynamique de population d'une espèce sur un territoire donné, par l'estimation de la survie de ses différentes sous-populations (Boyce, 1992). Ces modèles peuvent être enrichis par des approches centrées sur les individus (modèles individus-centrés (IBM)), qui reposent sur les processus biologiques propres à chaque espèce (Grimm et al., 2006; Grimm & Railsback, 2005; Pe'er et al., 2014; Zurell, 2017). Certains modèles, développés dans ce cadre, permettent l'analyse de la dynamique des populations ou métapopulations d'une espèce sur un territoire, en considérant les processus de dispersion afin d'estimer par exemple les dynamiques de colonisation et d'extinctions locales (Urban et al., 2021).

Pourtant, l'analyse seule de la dynamique des populations ne répond pas entièrement aux enjeux de conservation de l'espèce. Il est nécessaire de comprendre également les dynamiques associées à leurs déplacements. La composante « spatialement explicite » de certains modèles c'est-à-dire la prise en compte des spécificités du paysage est centrale pour appréhender les enjeux de conservation, notamment liés aux corridors biologiques (Dunning et al., 1995).

Afin de tester les apports des outils de simulation numérique dans le cadre d'une stratégie de planification, nous avons choisi de mobiliser un outil de simulation spécifiquement développé par le bureau d'étude TerrOïko pour l'étude de la viabilité des populations associée à un IBM, SimOïko (Moulherat, 2014). Cet outil répond aux différents enjeux que pose l'étude de la fonctionnalité ainsi qu'à de nombreuses exigences mises en avant par Urban et collaborateurs (Urban et al., 2021) dans leur *road map* sur les principes à intégrer dans les modèles conçus pour la conservation de la biodiversité (Figure 20).

	Indicateur		Détail
Processus biologiques considérés	spatial environment		inclut des patchs multiples (modèles avancés sont spatialement explicite)
	environment		l'environnement affecte la dynamique (modèles avancés incluent des environnements dynamiques)
	demography		inclut les processus de naissance/mortalité (modèles avancés incluent les traits d'histoire de vie plus avancés)
	dispersal		inclut le mouvement (modèles avancés incluent des déplacements influencés par le paysage et le comportement)
	evolution		inclut les changement phénotypiques (modèles avancés incluent les données génétiques)
	species_interactions		inclut les intéractions inter-spécifiques (modèles avancés incluent des intéractions multiples et les mécanismes d'interactions)
	physiology		inclut les réponses physiologiques
Niveau de biodiversité modellisé	population		abondance de population
	distribution		distribution spatiale des populations
	occupancy		présence ou absence de l'espèce localement
	biodiversity		possible de combiner plusieurs espèces pour estimer la diversité
	individual		individus modélisés
	biomass		masse totale des organismes
	functional group		fonctions de performances inclues
	environment 1		variable environnementales
Prise en compte spatio-temporelle	temporal		dimension temporelle
	spatial		dimension spatiale
Indicateurs de biodiversité en sortie	occuence distribution		distribution spatiale des présences et absences
	abundance		abondance de population
	species diversity		co-occurrence spécifiques et abondances de plusieurs espèces pour la mesure de diversité
	traits		traits
	biomass 1		biomasse
	genetics		fréquences génétiques
	environment 2		retour de l'environnement pour les changements biologiques
	phylogenetique		liens génétiques entre les espèces
Accessibilité	model generality		modèle peut être appliquer à différents systèmes et espèces
	modificability		modèle peut être modifié par les utilisateurs sans dépendance aux développeurs
	code available		le code est disponible pour consultation et manipulation

indicateur inclut dans l'outil
indicateur non inclut en routine mais développement en cours ou possibilité de l'intégrer
indicateur non intégré

Figure 20 : Caractéristiques de SimOïko selon les critères donnés par Urban et al., 2021, pour la prise en compte des *key ecological process* dans la simulation pour la protection de la biodiversité.

SimOïko permet de produire des résultats sur deux processus différents et indispensables à l'évaluation de la fonctionnalité dans le cadre de la séquence ERC : la dynamique de population de l'espèce et ses déplacements sur le territoire (Moulherat, 2014). Concernant la viabilité des populations, le modèle permet d'analyser les variations de tailles de population (pour la métapopulation à l'échelle du territoire ou bien celle des populations locales) ainsi que les dynamiques de colonisations et d'extinctions sur le territoire étudié. Les déplacements de chaque individu en fonction du comportement de l'espèce et des spécificités du paysage sont suivis et permettent de produire des cartes de fréquentation en fin de simulation. Ces cartes permettent d'une part d'identifier les corridors biologiques fonctionnels permettant de relier des habitats entre eux et d'autre part de prendre en compte toutes les trajectoires suivies par les individus (Taylor et al., 2006).

1.2 Mobiliser une approche entre application règlementaire et *Conservation planning*

La base de la stratégie à développer pour la métropole de Nîmes repose sur la compréhension des dynamiques écologiques du territoire, afin de les protéger. En ce sens, ces travaux se situent dans le champ de la biologique de la conservation, qui vise à mieux comprendre les atteintes à l'environnement pour en enrayer le déclin (Primack et al., 2012).

La démarche générale que nous avons adoptée s'inscrit dans une application plus large que celle d'une application règlementaire de la séquence ERC. Elle repose sur l'identification des enjeux écologiques qui permettront d'adapter la démarche d'aménagement sur ce territoire. En outre, l'analyse des dynamiques écologiques que nous allons mettre en œuvre permettra de définir des objectifs à tenir pour le maintien des espèces. Cette démarche rejoint donc le champ du *Conservation planning* (Margules & Pressey, 2000). L'objectif de ces approches est d'intégrer les enjeux locaux de biodiversité dans des stratégies de conservation, en laissant la possibilité de les associer à une stratégie de planification du développement du territoire (Arlidge et al., 2018; Gordon et al., 2009). Le champ disciplinaire du *Conservation planning* s'est emparé de la question de l'application de la séquence ERC (Kiesecker et al., 2009), notamment à travers des approches d'identification des enjeux locaux de biodiversité à mettre en lien avec les stratégies de compensation à appliquer sur les territoires (Simmonds et al., 2020; Underwood, 2011). Ce champ se retrouve dans les thématiques explorées par la *Quantitative Conservation Geography* (Di Minin et al., 2021), qui s'intéresse à « où, quand et quels types d'actions de conservations doivent être mises en œuvre pour réduire les impacts ». La logique associée à ce phénomène rejoint celle de la séquence ERC, mais par l'entrée des enjeux écologiques plutôt que celle des aménagements (Figure 21).



Figure 21 : Deux entrées différentes pour la planification du territoire : par les aménagements ou par les enjeux écologiques

1.3 L’enjeu d’une démarche participative avec les acteurs du territoire pour coconstruire la stratégie de planification

La démarche de planification peut favoriser l’échange de connaissances et donc la construction d’une vision partagée de l’avenir du territoire. Elle est mise en œuvre en réponse aux exigences règlementaires, notamment l’enquête publique (article L123-2 du code de l’environnement) lors de l’évaluation environnementale obligatoire pour les plans, projets et programmes, par exemple à la définition de plan local d’urbanisme (PLU) et ainsi définir la trajectoire politique des aménagements véritables marqueurs de l’évolution du territoire (artificialisation, équilibre, réinvestissement naturel…). Cette étape doit être construite autour de la participation des acteurs du territoire et de tous ses habitants (acteurs-usagers), même si elle reste portée par les élus ou des instances administratives d’encadrement (compagnie des commissaires enquêteurs, commission nationale du débat public ou garants désignés à la demande).

Le processus de construction d’une stratégie de planification du territoire, ici traité sous l’angle de ses incidences sur le milieu naturel, repose sur la mise en œuvre d’un diagnostic environnemental. Ce diagnostic pose nécessairement des difficultés méthodologiques, en interférant avec les représentations du territoire des parties prenantes (Lardon et al., 2005). Traiter ces interférences peut être, dans certains cas, une bonne occasion pour les acteurs du territoire de faire évoluer leur connaissance collective.

Si la planification des enjeux écologiques du territoire apparaît comme un levier important pour la protection de la biodiversité à cette échelle, plusieurs approches peuvent être mobilisées. Précisons que notre expérimentation n’est pas intégrée à une démarche règlementaire. Il ne s’agit pas de construire *per se* l’évaluation environnementale du document de planification. Notre démarche est orientée vers une approche de planification conservatoire, en ce sens qu’elle vise à identifier les enjeux fonctionnels du territoire pour tenter de les intégrer au mieux dans la stratégie d’aménagement. Cette démarche pour le territoire est l’occasion de réunir les acteurs pour concevoir collectivement cette évaluation et cette stratégie. Le choix de cette *co-construction* dans la démarche de prospective territoriale fait sens dans le but d’améliorer l’acceptabilité des résultats, leur qualité, mais aussi de faire monter en compétence les parties prenantes de l’aménagement du territoire (Hervé et al., 2020).

Dans un cadre de co-construction, le diagnostic a une importance double, il doit à la fois constituer une évaluation du territoire mobilisé, mais aussi pouvoir être mobilisé pour discuter et ainsi accompagner le changement (Lardon et al., 2005). La participation est une garantie de l'appropriation de l'évaluation pour le territoire, mais peut être une source de difficultés pour l'avancée de l'exercice si elle n'est pas bien encadrée (source de conflits par exemple) (Pioch et al., 2021).

Afin de croiser la démarche de simulation numérique avec celle de co-construction de la stratégie à l'échelle du territoire, l'approche de modélisation d'accompagnement ou *Companion modelling* nous est apparue pertinente (Barreteau et al., 2003). Cette approche repose sur la mobilisation d'outil de simulation dans une démarche d'élaboration participative d'un projet de territoire. Plutôt que de mener en parallèle les deux démarches de manière séquentielle, les deux actions se répondent dans un processus itératif. La démarche de modélisation d'accompagnement associée à celle de prospective territoriale (Mermet et al., 2005) qui est l'objectif de l'expérimentation se situe au cœur de la géoprospective (Houet & Gourmelon, 2014). Cette approche plus générale prend tout son sens dans la posture recherche-intervention qui est mobilisée dans nos réflexions. Dans leurs travaux, l'équipe du CIRAD (Barreteau et al., 2003) a élaboré une charte qu'il convient de respecter pour garantir la qualité du processus. D'abord, la mobilisation de la simulation doit être réalisée de manière à ce que toutes les suppositions et hypothèses soient sujettes à réfutation par les interactions avec les acteurs du terrain. Ensuite, aucune hypothèse implicite ne doit rester dans l'expérimentation et notamment dans la mise en place de la simulation. L'évaluation des effets de la co-construction sur le terrain doit être prise en considération dès le départ, associée à des objectifs de recherche, une évaluation de la qualité de l'approche et des indicateurs d'évaluations. Enfin, une attention particulière au processus de validation de la recherche doit être ménagée (Ibid).

Les approches par *Companion modelling*, permettent globalement d'améliorer les compétences des parties prenantes sur les systèmes pour lesquels ils sont mobilisés. Elles permettent en outre d'identifier et de rendre plus compréhensible les solutions associées à une problématique (Voinov & Bousquet, 2010). Ces deux éléments sont au cœur du besoin de la métropole de Nîmes, terrain appliqué de nos expérimentations en situation réelle.

2. Planifier l’application de l’évitement sur le territoire de Nîmes métropole : des concepts à la réalité

L’expérimentation répond à deux objectifs distincts. D’abord, dans la lignée des travaux récents de mise en œuvre de la séquence ERC à l’échelle de la planification territoriale, notamment ceux de Charlotte Bigard (Bigard et al., 2020) et de Simon Tarabon (Tarabon et al., 2020), l’expérimentation que nous présentons ici explore l’utilisation de résultats techniques centrés sur la fonctionnalité écologique comme support à la démarche de planification à participative du territoire.

Ensuite, cette expérimentation répond à une demande opérationnelle de Nîmes métropole, qui souhaite s’équiper d’un outil d’aide à la décision pour planifier sa stratégie d’aménagement en lien avec ses enjeux écologiques, afin de mieux identifier ses priorités en termes de conservation de la biodiversité. L’enjeu de cette mission est double, à la fois construire un diagnostic robuste et fiable, mais également réunir les acteurs du territoire pour lancer une dynamique sur la protection de la biodiversité et coconstruire l’évolution de la stratégie d’aménagement de Nîmes métropole au regard de ses enjeux écologiques.

La motivation de l’étude n’a pas été imposée par une exigence règlementaire, mais une volonté des services de la métropole appuyée par des élus en attente d’une vision claire des possibles en termes d’aménagement. Elle pourrait cependant tout à fait répondre aux attentes du législateur, pour compléter une étude d’incidence environnementale d’un plan local d’urbanisme (ou PLU(intercommunal)), au sens de « *l'établissement d'un rapport qui identifie, décrit et évalue les effets notables que peut avoir la mise en œuvre du plan ou du programme sur l'environnement ainsi que les solutions de substitution raisonnables tenant compte des objectifs et du champ d'application géographique du plan ou du programme. Ce rapport présente les mesures prévues pour éviter les incidences négatives notables que l'application du plan ou du programme peut entraîner sur l'environnement* » exigé par l’article L122-6 du code de l’environnement.

La présente section est organisée en deux temps. Tout d’abord une présentation de l’étude telle qu’elle a été menée, comment la planification de la séquence ERC a été construite dans un cadre opérationnel en laissant la place à un important dispositif de co-construction ? Ensuite, dans une seconde partie critique, de discussion de l’étude opérationnelle, nous analyserons l’expérimentation comme objet de recherche. Quelles sont les conditions de

réussite de cette démarche ? Quels enseignements pouvons-nous retenir pour une démarche de prospective territoriale ? Quels bénéfices de l'utilisation de la simulation numérique et surtout quelles conséquences pour la pratique en aménagement du territoire ?

Toutes ces questions portent sur l'utilisabilité et l'acceptabilité de la méthode (au sens de Méchin (2020) déjà présenté), que nous discuterons également *in fine*.

2.1 Nîmes métropole, un territoire sous tension, contexte géographique écologique et politique de l'étude

La structure métropolitaine autour de la ville de Nîmes est née fin 2001 et regroupe aujourd'hui 39 communes. Nîmes métropole fait partie du périmètre du SCoT Sud Gard, révisé en 2019 (Figure 22).

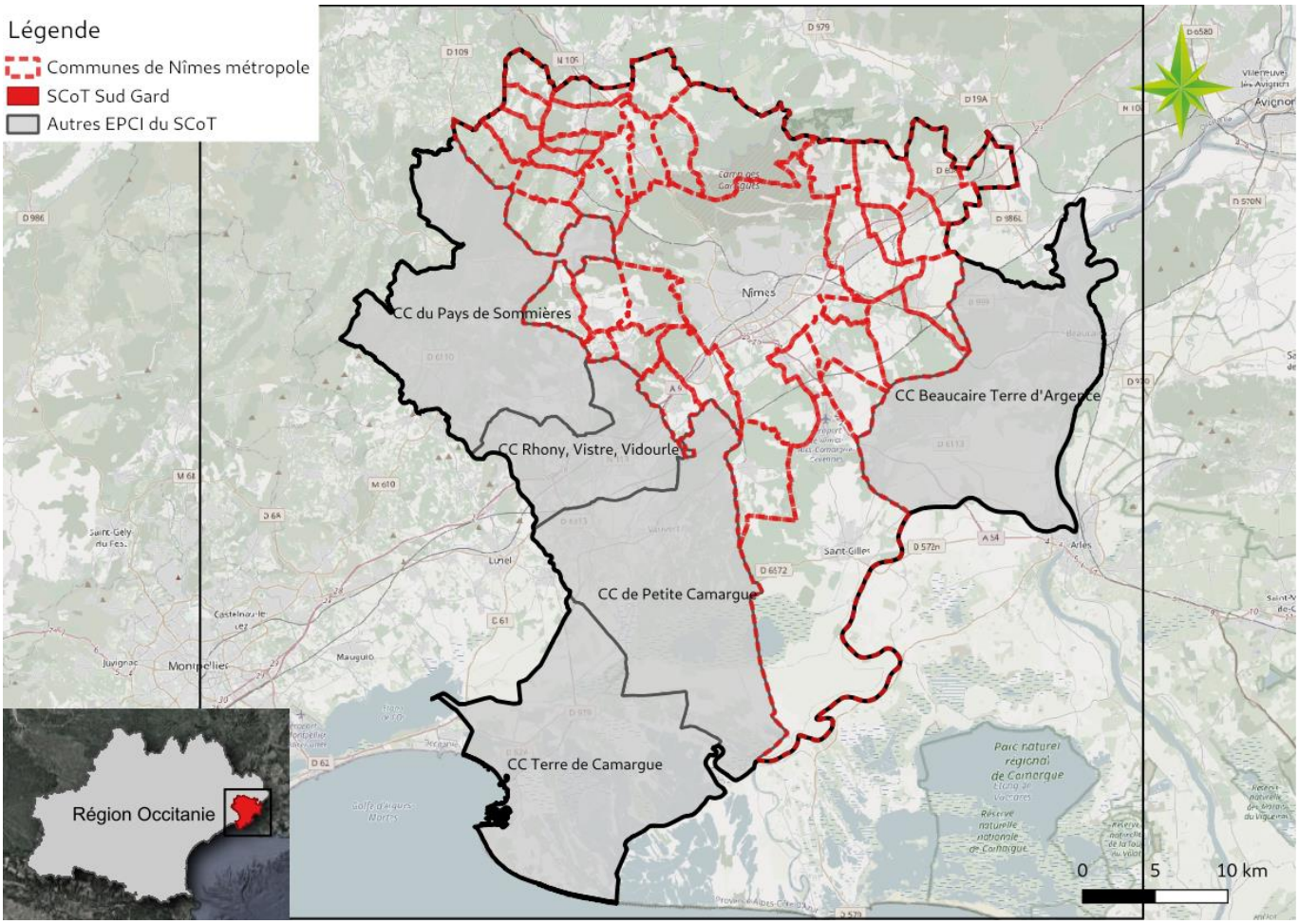


Figure 22 : SCoT Sud Gard

Le territoire, comme la majorité des communes de l'arc français méditerranéen, proches du littoral, bénéficie d'une dynamique de développement extrêmement forte. Le SCoT note une évolution de l'artificialisation parmi les plus fortes de France entre 2006 et fin 2017, avec une consommation estimée à 200 ha par an. Nîmes métropole est catégorisée comme un territoire à consommation forte d'espaces naturels, agricoles et forestiers par sa dynamique d'artificialisation, en lien avec une dynamique de développement forte en termes de nombres d'emplois et de ménages (observatoire de l'artificialisation) (Figure 23).

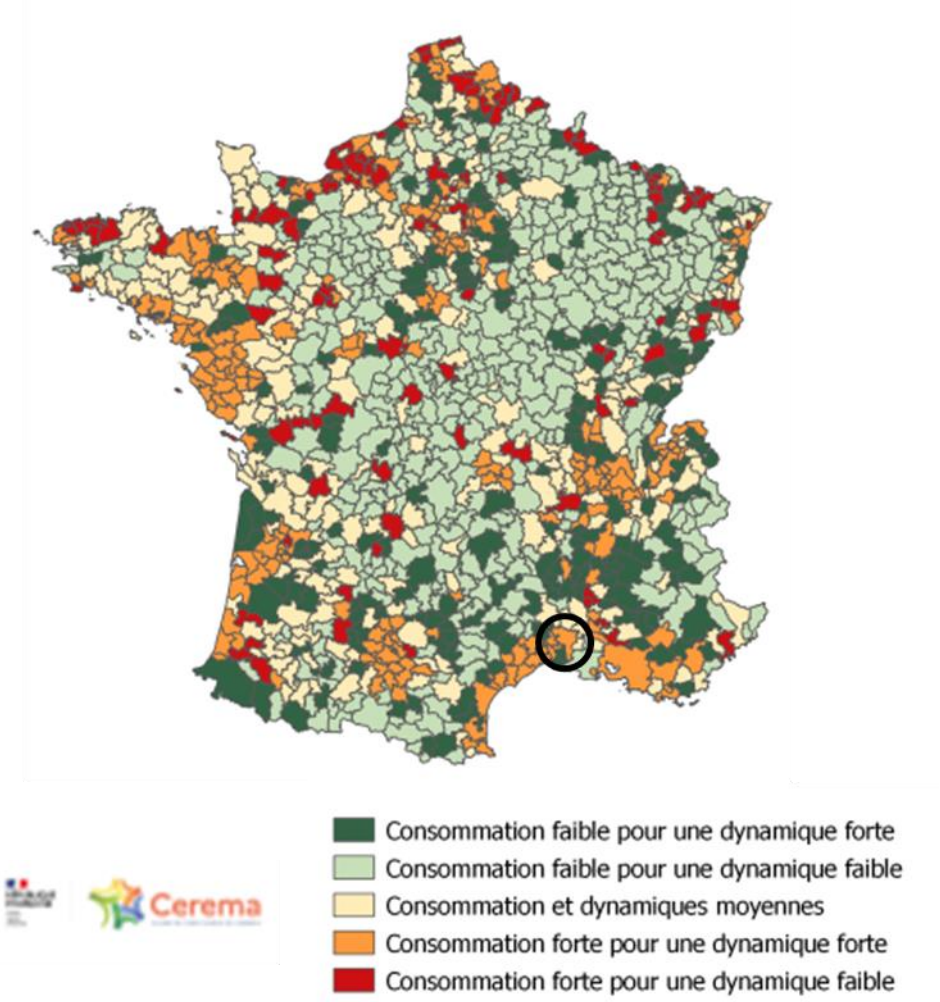


Figure 23 : Dynamique des EPCI et consommation d'espaces naturels, agricoles et forestiers, d'après les fichiers fonciers entre 2012 et 2017 (source : Portail de l'artificialisation des sols, https://artificialisation.developpement-durable.gouv.fr)

La population du SCoT Sud Gard s'élevait à presque 380 000 habitants en 2018, dont 260 000 pour la seule métropole de Nîmes (Insee[5]). Le SCoT prévoit une augmentation de la population de 1 % par an, pour accueillir 52 000 habitants de plus à l'horizon 2030. Mais, de manière assez surprenante, le SCoT prévoit pourtant une diminution de la dynamique, avec une moyenne de 130 ha par an entre 2018 et 2030 sur l'ensemble du territoire (Agence d'Urbanisme, région nîmoise et alésienne, 2021). Les premiers signaux, récoltés sur le terrain ne semble pas valider cette tendance.

Des engagements ont été pris par les élus dans l'élaboration du SCoT, notamment sur la baisse de consommation des espaces agricoles et forestiers ainsi que sur la protection de la biodiversité, sur la base du critère d'évaluation des continuités écologiques (SCoT Sud Gard, 2019c) : « *Le SCoT Sud Gard met en place une stratégie permettant de préserver le socle environnemental et paysager du territoire […]. Pour cela, il identifie l'armature des espaces agro naturels qui compose la trame verte et bleue du sud Gard afin de la préserver, la valoriser, et mieux l'associer, lorsque cela est possible, aux démarches d'aménagement du cadre de vie des habitants* » (SCoT Sud Gard, 2019a).

Quelques grands projets au rayonnement régional et national ont vu le jour sur le territoire de la métropole dans les dernières années, notamment le contournement ferroviaire Nîmes Montpellier (Autorité environnementale, 2013), le prolongement de la Ligne à Grande Vitesse Méditerranée et la gare Nîmes pont du Gard qui y est associée (Autorité environnementale, 2016). Ces projets viennent s'ajouter à un réseau d'infrastructures de transport déjà très structurant pour le territoire (Figure 24).

[5] https://www.insee.fr/fr/statistiques/

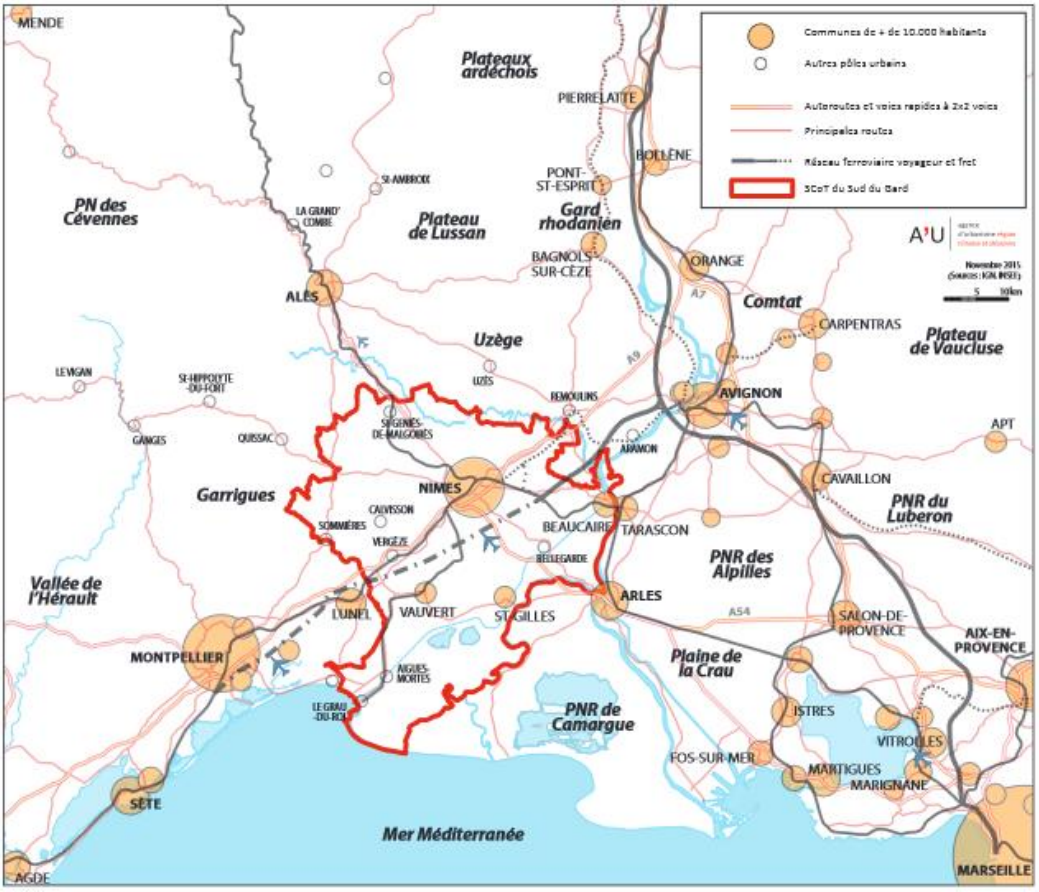


Figure 24 : Situation du SCoT Sud Gard dans son environnement régional (SCoT Sud Gard, 2019a)

Le territoire de Nîmes métropole, proche de la plus grande réserve ornithologique d'Europe en Camargue, bénéficie d'un contexte naturel très riche (Figure 25). Il s'agit notamment de la présence de nombreuses espèces patrimoniales (espèces protégées, déterminantes ZNIEFF, menacées) notamment : Outarde canepetière (*Tetrax tetrax*), Œdicnème criard (*Burhinus oedicnemus*) Lézard ocellé (*Timon lepidus*), Magicienne dentelée (*Saga pedo*), Minioptère de Schreiber (*Miniopterus schreibersii*), Ophrys bombyle (*Ophrys bombyliflora*), Ophrys brillant (*Ophrys arachnitiformis*),…

Le relief divise le territoire en différents paysages : au nord, les garrigues forment un ensemble de boisements plus ou moins denses, qui ont colonisé le paysage de plateaux, de collines et de pentes. Au sud de la ville de Nîmes, la vaste plaine des Costières, qui correspond à l'ancien lit du Rhône, où s'est développée la majeure partie de l'activité agricole du territoire. La plaine des costières se termine à la pointe sud par les premiers marais de la Camargue gardoise, paysage composé d'ensembles de zones humides (SCoT Sud Gard, 2019b) (Figure 26).

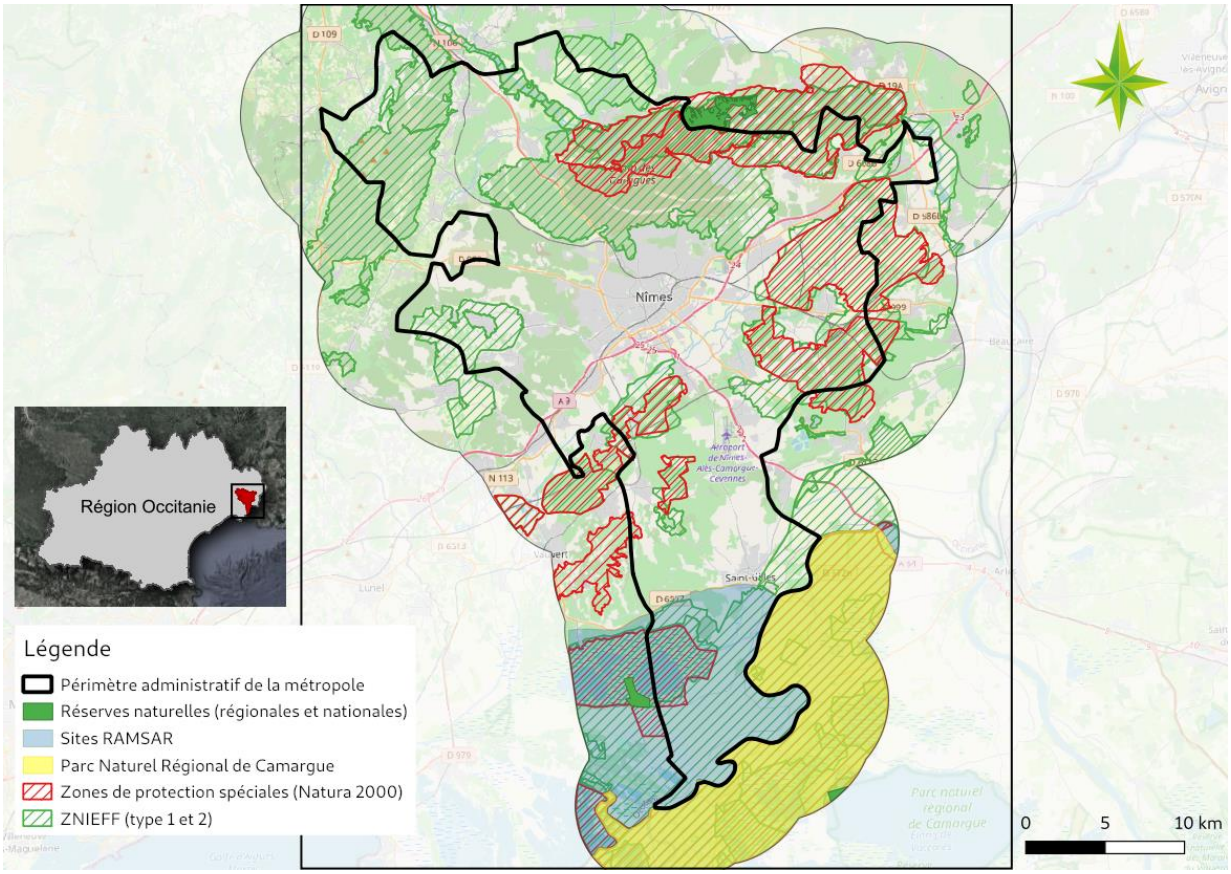


Figure 25 : Zonages de protection de la biodiversité de Nîmes métropole

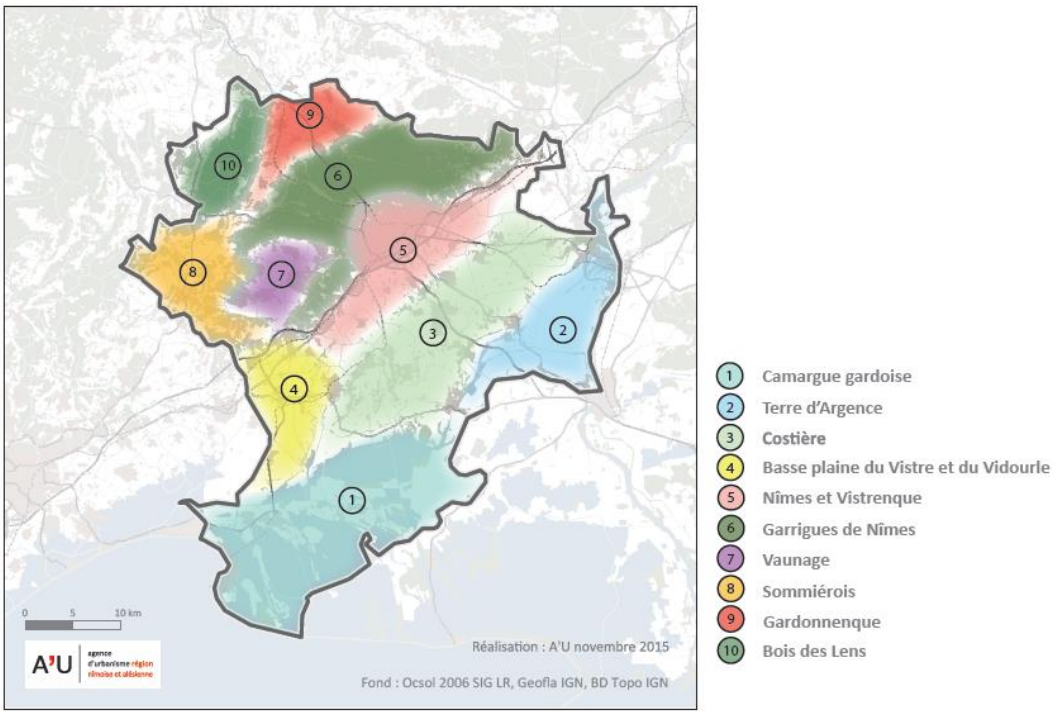


Figure 26 : Unités paysagères locales du SCoT Sud Gard (SCoT Sud Gard, 2019c)

Nîmes métropole bénéficie d'une dynamique politique de fort intérêt concernant l'application de la séquence ERC. Au niveau local à travers l'étude d'anticipation et de planification réalisée dans le cadre de nos travaux et au niveau régional les actions menées au sein d'une communauté d'intérêts régionale Occitanie Eviter – Réduire – Compenser (*CRERCO*), pilotée par la DREAL et la Région. La CRERCO a été créée en 2017, ce cadre de travail permet le dialogue et la coproduction autour de la séquence ERC, en rassemblant 200 structures intéressées par le sujet. Des actions spécifiques d'expérimentation ont été menées à Montpellier ou à Toulouse, sur lesquelles la métropole de Nîmes peut s'appuyer. La métropole de Nîmes bénéficie ainsi des avancées conceptuelles et techniques produites par cette communauté.

Prise en étau entre des enjeux écologiques très importants et une volonté de développement (et donc d'artificialisation), Nîmes métropole se retrouve dans une situation complexe, notamment pour l'application de la séquence ERC et en particulier celle de la compensation. Le besoin compensatoire associé aux projets à venir est très important, sans que le foncier mobilisable par la métropole puisse y répondre. La superposition des grands projets à la dynamique d'aménagement du territoire a créé une situation conflictuelle importante avec les services de l'état, qui a immuablement entraîné les communes de la métropole dans une impossibilité d'aménager, faute de pouvoir mobiliser des surfaces pour la compensation.

D'une certaine façon la séquence ERC a atteint son objectif : d'un dispositif d'autorisation à détruire (Bigard et al., 2018; Dantec, 2017) elle est devenue sur ce territoire une interdiction à construire. Cette situation s'est d'autant plus cristallisée du fait du manque de compréhension générale de la séquence par les élus du territoire, qui y voient davantage une contrainte, une limitation au développement humain, qu'un garde-fou pour la préservation de la biodiversité : « *Si vous voulez, compenser sur le papier c'est généreux, c'est gentil, c'est intéressant, pendant combien de temps on va réussir à compenser ? Jusqu'où on va réussir à compenser, ou alors est-ce qu'on va bloquer de nombreux projets parce qu'on n'aura pas la possibilité de compensation* », « *Mais de là maintenant c'est devenu vraiment une contingence. Ça nous bride de façon importante dans le développement de nos projets, voilà, c'est indéniable* » (extrait d'un entretien d'enquête auprès d'un élu de Nîmes métropole, septembre 2019).

Pour autant, les services techniques de Nîmes métropole, actifs au sein de la CRERCO dès sa création sont sensibilisés à la difficulté d'application de la séquence, en particulier le besoin « *d'éviter mieux pour subir moins* » la compensation. C'est sur cette base que notre logique d'étude relative à la planification de la séquence ERC a été construite. Un important travail de sensibilisation des élus a été mené, donnant notamment naissance au « guichet unique biodiversité » en 2017[6]. Le guichet unique est une initiative mise en œuvre par la métropole qui vise à aider les porteurs de projet en créant un référent local sur la gestion des enjeux biodiversité. Ce travail de sensibilisation a permis d'accompagner les élus jusqu'à la délibération en conseil de métropole n°2018-02-069 du 26 mars 2018 sur l'importance d'une meilleure intégration de la séquence dans les décisions métropolitaines.

En novembre 2018 est lancé un marché d'accompagnement de la métropole à l'application de la séquence ERC, avec la question de fonctionnalité écologique comme pivot principal. L'objectif pour la métropole était bien de se doter d'un outil d'aide à la décision pour construire une stratégie foncière dédiée à la mise en œuvre de la séquence ERC, à l'échelle de leur territoire. Cette stratégie foncière leur permettrait d'envisager une réserve, grâce au droit de préemption, sur des secteurs pour l'évitement ou la compensation, en fonction des enjeux écologiques. En prévision de l'élaboration du PLUi pour l'agglomération, cette étude est plus largement vouée à établir un diagnostic des enjeux écologiques liés à l'aménagement du territoire. Ce marché a été remporté par TerrOïko et la mission a été menée en parallèle des travaux de thèse.

L'étude a pris beaucoup de retard par rapport au calendrier initial. Ce retard est lié aux changements d'interlocuteur au sein des services techniques, de négociations politiques pour le périmètre géographique et temporel de l'étude, du retard de la livraison de la carte d'occupation du sol et enfin du changement des élus de la métropole (suite aux élections municipales de 2019) obligeant à reprendre depuis le début un travail déjà avancé.

La logique de l'étude technique n'a pas changé avec le temps, mais un travail important de pédagogie et d'explication a dû être ménagé pour remporter à chaque fois l'adhésion des services techniques et à travers eux, des élus. Un changement notable est cependant à prendre en compte, l'élaboration de l'outil d'aide à la décision devait être mise en œuvre en associant, au même titre que les techniciens, les élus du territoire. Il a été finalement décidé par Nîmes

[6] https://abc-biodiversite.nimes-metropole.fr/abc-mode-demploi.html

métropole de mener ce travail techniquement dans un premier temps, pour opérer une traduction politique en interne, au sein des services, avec une mise à disposition de l'outil aux élus dans un second temps.

À cause de ces retards, l'étude n'a pas pu être menée en entier dans le temps imparti par la thèse. Mais ce manuscrit présentera l'avancement des travaux finalisé à la fin de l'année 2021. L'étude est aujourd'hui toujours en cours, elle porte principalement sur la finalisation des stratégies de réduction et de compensation concertées.

2.2 Matériel et Méthode

Méthodologie générale

Le cadre opérationnel de l'expérimentation offre de nombreux avantages dans le cadre de la recherche-action (Bigard et al., 2020). Elle nous permet d'étudier finement la compréhension et l'adhésion des acteurs à la démarche, tout en garantissant une réalité d'utilisation des résultats. Certains arbitrages ont été faits pour rester dans un cadre opérationnel et assurer une réelle utilisabilité de la démarche.

Afin de construire cet outil d'aide à la décision, nous avons croisé les approches de planification conservatoire (Kiesecker et al., 2009; Margules & Pressey, 2000) avec le cadre institutionnel et les préconisations d'application de la séquence ERC (Alligand et al., 2018; Bigard et al., 2020; MEDDE, 2013). Une partie de la démarche repose sur l'identification des secteurs à enjeux forts sur le territoire. Ces secteurs à enjeux seront identifiés sur la base des résultats de simulation par les acteurs lors des ateliers participatifs. La simulation devra permettre non seulement d'identifier ces secteurs d'évitement préférentiels, mais aussi de produire une information complète et homogène afin de constituer un scénario de référence sur lequel des pertes ou des gains pourront être estimés. La démarche de co-construction est menée quant à elle sur les bases des travaux de prospectives territoriales participatives (Daniell et al., 2006; Lardon et al., 2005; Lardon & Noucher, 2016). Les deux approches s'entrecroisent et se nourrissent l'une et l'autre, la participation des acteurs aide au paramétrage et aux choix méthodologiques de simulation et les résultats produits par les simulations sont le support des décisions collectives (Figure 27).



Figure 27 : Méthodologie générale du *Companion modeling*, la simulation numérique menée en interaction avec les ateliers

Nous avons donc construit dans un premier temps une évaluation de la fonctionnalité écologique du territoire, sur la base de résultats produits par simulation numérique.

i. Fonctionnement général de SimOïko

SimOïko est un modèle permettant l'analyse de viabilité des populations, individu-centré et spatialement explicite (Moulherat et al., 2020). SimOïko simule les dynamiques de métapopulation d'une espèce sur la base de ses traits d'histoire de vie et des caractéristiques du paysage. Tous les individus de la métapopulation de l'espèce étudiée sont indépendants et se comportent selon leur phénotype.

ii. Données d'entrées de simulation et résultats produits

Le modèle nécessite la mise à disposition de deux données d'entrées (Figure 28) :

1 Une carte d'occupation du sol, qui rend compte des caractéristiques du paysage pour l'espèce. Cette carte est transformée en deux données distinctes pour le modèle : une carte de friction, qui traduit la capacité d'une espèce à traverser différents milieux et une carte d'habitats, qui identifie les patchs sur lesquels l'espèce est susceptible de se reproduire.

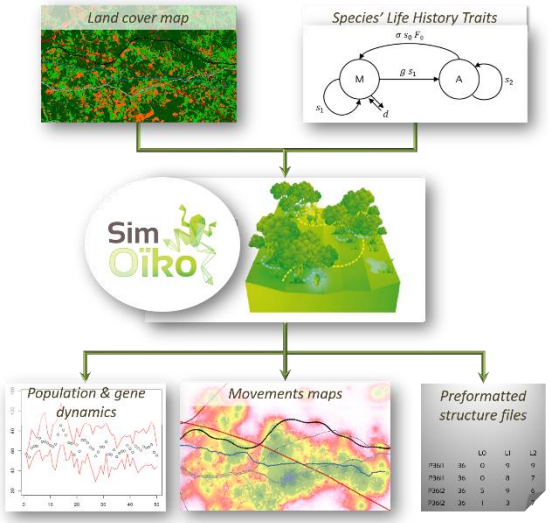


Figure 28 : Données d'entrées et de sorties du modèle

2 L'ensemble des paramètres du cycle de vie de l'espèce, comprenant tous les paramètres associés à la mortalité, la reproduction et la dispersion. Chaque trait d'histoire de vie est modélisé par une variable aléatoire adaptée au type de trait. Cette forme de modélisation permet de rendre compte de la variabilité interindividuelle (Legendre et al., 1999).

Le modèle permet, par la suite, la production deux types de résultats utiles à l'expérimentation (Figure 28) :

1 La dynamique démographique de l'espèce étudiée : pour chaque habitat renseigné en entrée, le modèle dérive la probabilité de maintien ainsi que la dynamique de population locale (évolution de la taille de population dans le temps ou moyenne sur toute la simulation). Ces résultats sont disponibles pour chaque patch d'habitat ou calculés à l'échelle de la métapopulation.

2 La dynamique de déplacement en dispersion de l'espèce : le modèle fournit par unité de surface le nombre de passages d'individus (unique ou non). Ces nombres de passages peuvent être transformés en trafic par unité de temps.

Ces deux résultats produits par le modèle pour chaque espèce simulée sont ensuite disponibles pour produire des indicateurs synthétisés de la fonctionnalité du territoire.

iii. Conditions initiales de simulation

Au démarrage de la simulation, chaque habitat est occupé par une population maximale, c'est-à-dire à la valeur de la capacité de charge. Cette capacité de charge est issue de valeur de densité issue de la bibliographie ou estimée en fonction des tailles de populations connues localement. Le modèle peut prendre en compte des variations de capacité de charge entre différents types d'habitats (types de boisements par exemple pour une espèce se reproduisant en forêt) ou différentes qualités d'habitats (habitats dégradés notamment), en fonction des données disponibles sur le territoire étudié.

Les simulations sont faites pour assurer un minimum de 10 pas de temps pendant lesquels la taille de population moyenne est stabilisée. La stabilisation de la population est vérifiée pour chaque simulation.

Carte d'occupation du sol

Une carte d'occupation du sol a été fournie pas Nîmes métropole, sur la base d'un travail mené par un bureau d'étude qui a produit un millésime 2020 (Figure 29). Il s'agira du support de travail pour la métropole dans les années à venir. L'aire d'étude s'étend sur les 39 communes qui composent la métropole, pour une surface de 790 km². Une zone tampon de 5km a été ajoutée à l'aire d'étude, afin de prendre en compte les milieux naturels des

structures administratives alentour dans l'analyse et de limiter les effets de bords pour la simulation. La surface totale de l'aire d'étude étendue est ainsi de 1 700 km².

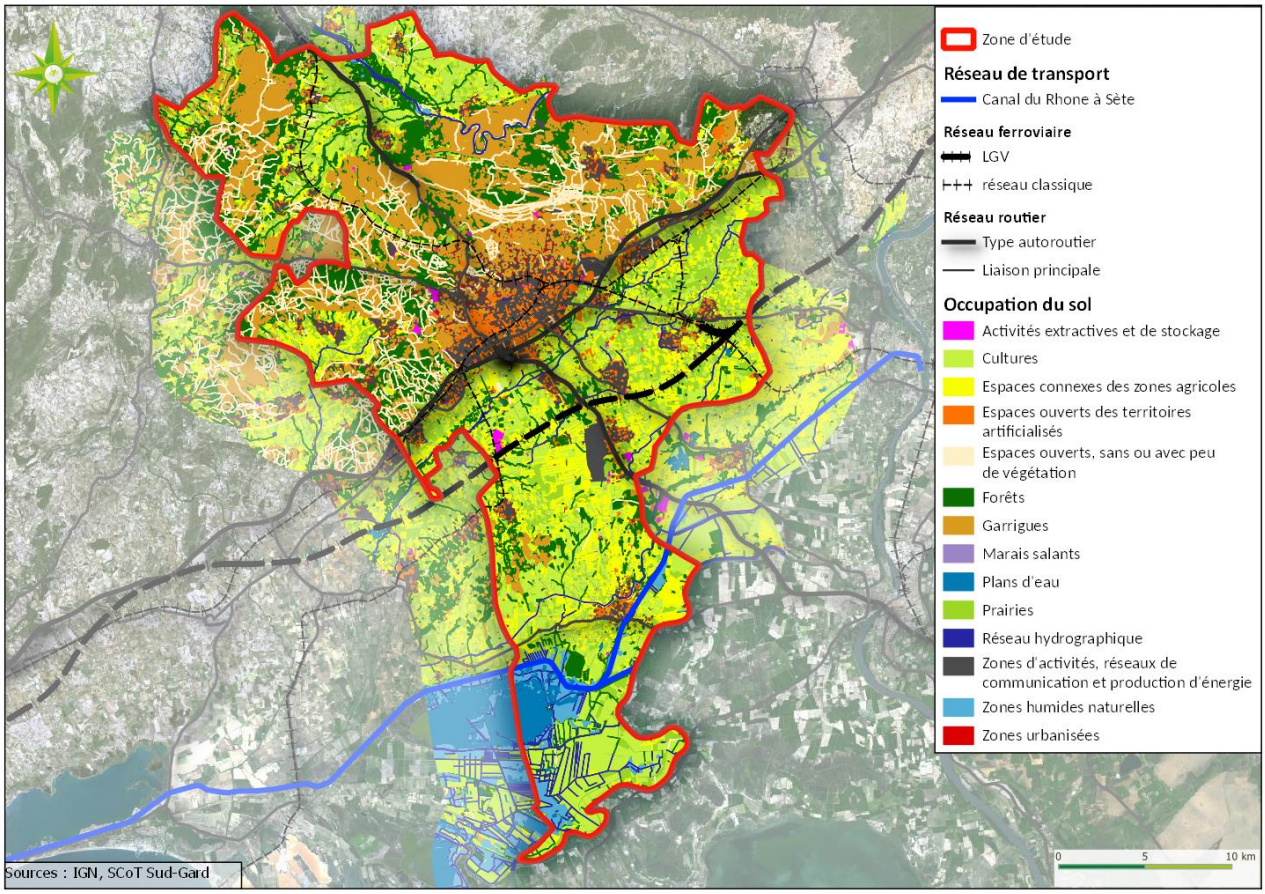


Figure 29: Occupation du sol de Nîmes métropole (Nîmes Métropole 2020 / Scot Sud Gard 2018 / Pays des Cévennes 2018 / Pays d'Arles 2017 / PNR Camargue 2012 / Corine Land Cover 2012 / BD Topo 2020/ TerrOïko)

Choix des espèces et paramétrage

Plusieurs stratégies peuvent être mobilisées pour opérer le choix d'espèces : mobiliser des espèces parapluies, des espèces indicatrices, des espèces représentatives ou encore des espèces prioritaires (Albert & Chaurand, 2018). Ces différentes stratégies ont été présentées aux acteurs afin de guider leur choix. La stratégie de sélection des espèces pour l'établissement d'écoprofils a également été présentée. Cette stratégie repose sur le choix de plusieurs espèces par grands types d'habitats, toutes présentant des traits d'histoires de vies différents, notamment au regard de leur capacité de dispersion, type de dispersion …(Opdam et al., 2008). Certains traits d'histoires de vie sont particulièrement pertinents pour estimer la

sensibilité des espèces à la fragmentation, en particulier la taille de population, la fluctuation de la taille population et dans une moindre mesure la capacité de dispersion et le taux de croissance de la population (Henle et al., 2014). Cette stratégie met en valeur différents types de « sous-trames » pour différents types d'habitats, qui cadrent le choix des espèces mobilisées pour les étudier. Dans la mesure du possible, les acteurs ont donc été invités à ne pas se concentrer sur des espèces emblématiques ou identifiées comme des espèces parapluies, mais plutôt sur la base de traits écologiques (notamment la superficie d'habitat minimal au maintien de l'espèce, ses capacités de dispersion et sa dynamique de croissance).

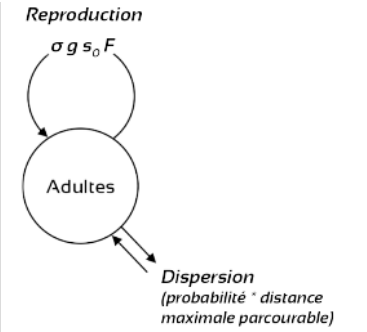
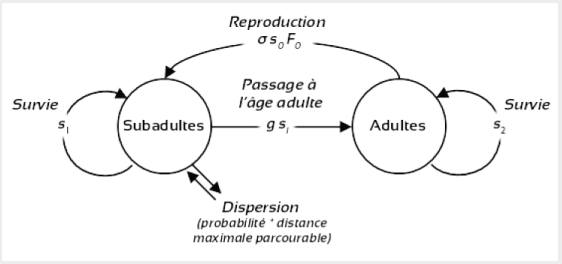
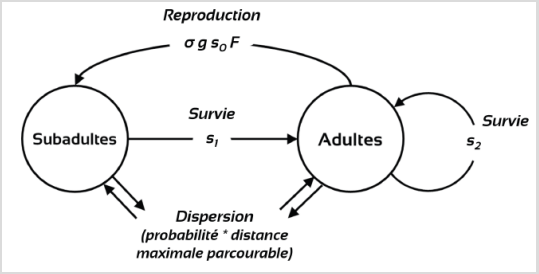
Le choix des sous-trames et des espèces a été laissé libre aux acteurs lors du premier atelier participatif. Ce choix a été encadré par le cahier des charges et les objectifs de la métropole. Le souhait de la métropole était de prendre en considération à la fois certaines espèces à enjeux forts du territoire, mais aussi de rendre compte d'une biodiversité plus ordinaire. Les stratégies de sélections des espèces ont donc mélangé des écoprofils et des espèces prioritaires. Le nombre d'espèces mobilisées pour l'étude a été arrêté par le cadre de l'étude opérationnel à 25 : 10 relevant d'un choix d'espèces prioritaires et 15 espèces associées aux écoprofils à choisir (Tableau 5). Les 10 espèces prioritaires ont été sélectionnées en prenant comme base de travail la fréquence d'apparition des espèces dans les dossiers règlementaires du territoire de Nîmes métropole.

Une fois les espèces sélectionnées en atelier, les données de présence et de dynamique que Nîmes métropole nous a mis à disposition ont été utilisées pour initier le paramétrage et vérifier la pertinence de l'analyse. Pour chaque espèce, un paramétrage a été établi, sur la base d'une exploration bibliographique et d'échanges avec des spécialistes (chercheurs ou experts locaux) (exemple d'un paramétrage pour 3 espèces dans le Tableau 6). Des échanges ont été ménagés pendant et en dehors des ateliers pour contextualiser le paramétrage et interroger les experts locaux sur les comportements des espèces sur le territoire. La mobilisation d'avis d'expert pour récupérer des informations sur la qualité des milieux peut être très pertinent en prenant en compte la subjectivité inhérente à cet avis d'expert et en sélectionnant davantage des données relatives qu'absolues, ce qui nous intéresse ici (Jalkanen et al., 2020). Le détail des paramétrages des espèces ainsi que la base bibliographique sur laquelle nous nous sommes appuyés sont disponibles en Annexe 3.

Tableau 5 : Liste des 25 espèces sélectionnées pour l'étude

Espèce	Critère de sélection	Espèce	Critère de sélection
Chevreuil (*Capreolus capreolus*)	Stratégie écoprofils Sous-trame forestière	**Minioptère schreibersii** (*Miniopterus schreibersii*)	Espèce prioritaire
Agrion de mercure (*Coenagrion mercuriale*)	Stratégie écoprofils Sous-trame humide	**Murin de Daubenton** (*Myotis daubentonii*)	Stratégie écoprofils Sous-trame humide
Castor d'Europe (*Castor fiber*)	Stratégie écoprofils Sous-trame humide	**Oedicnemen criard** (*Burhinus oedicnemus*)	Espèce prioritaire
Chouette hulotte (*Strix aluco)*	Stratégie écoprofils Sous-trame forestière	**Outarde canepetière** (*Tetrax tetrax*)	Espèce prioritaire
Couleuvre vipérine (*Natrix maura*)	Stratégie écoprofils Sous-trame humide	**Pachyure étrusque** (*Suncus etruscus*)	Stratégie écoprofils Sous-trame ouverte
Crapaud calamite (*Epidalea calamita*)	Stratégie écoprofils Sous-trame humide	**Pie-grièche à tête rousse** (*Lanius senator*)	Stratégie écoprofils Sous-trame ouverte
Diane (*Zerynthia polyxena*)	Espèce prioritaire	**Pipit rousselline** (*Anthus campestris*)	Stratégie écoprofils Sous-trame ouverte
Gallinule poule d'eau (*Gallinula chloropus*)	Stratégie écoprofils Sous-trame humide	**Proserpine** (*Zerynthia rumina*)	Espèce prioritaire
Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*)	Stratégie écoprofils Sous-trame noire	**Psammodrome d'Edwards** (*Psammodromus edwarsianus*)	Espèce prioritaire
Hérisson commun (*Erinaceus europaeus*)	Stratégie écoprofils Sous-trame ouverte	**Rollier d'Europe** (*Coracias garrulus*)	Espèce prioritaire
Lézard ocelle (*Timon lepidus*)	Espèce prioritaire	**Tircis** (*Pararge aegeria*)	Stratégie écoprofils Sous-trame forestière
Lucane cerf-volant (*Lucanus cervus*)	Stratégie écoprofils Sous-trame forestière	**Triton marbré** (*Triturus marmoratus*)	Stratégie écoprofils Sous-trame humide
Magicienne dentelée (*Saga pedo*)	Espèce prioritaire		

Tableau 6 : Exemple du paramétrage de 3 espèces

Espèce	Cycle de vie	Détail du paramétrage
Agrion de mercure (*Coenagrion mercuriale)*		***F*** (fécondité) = 146 œufs par année σ (sex-ratio) = 1:1 Probabilité de dispersion = 4,8% Distance maximale = 4,5 km s_0 (survie à la naissance) = 0,016 g (compétition) : la fécondité des femelles est conditionnée par la densité d'adultes
Lézard ocellé (*Timon lepidus*)		***F*** (fécondité) = 13,5 œufs par année σ (sex-ratio) = 1:1 Probabilité de dispersion = 20% Distance maximale = 1,25 km s_0 (survie à la naissance) = 0,25 s_1 (survie des jeunes) = 0,25 s_2 (survie des adultes) = 0,3675 g (compétition) : le recrutement des adultes est conditionné par la compétition entre les individus
Rollier d'Europe (*Coracias garrulus*)		***F (fécondité) = 4 œufs par année*** ***σ (sex-ratio) = 1:1*** ***Probabilité de dispersion = 30%*** ***Distance maximale = 100 km*** ***s0 (survie à la naissance) = 0,7*** ***s1 (survie des jeunes) = 0,739*** ***s2 (survie des adultes) = 0,739*** ***g (compétition) : le succès de la reproduction est conditionné par la densité d'adultes***

Calcul du score de fonctionnalité

SimOïko calcule pour chaque espèce les probabilités de maintien dans chaque patch d'habitat et les cartes de fréquences de passages d'individus. La probabilité de maintien est utilisée comme score de fonctionnalité des habitats. La fonctionnalité des corridors biologiques quant à elle est calculée à partir de la normalisation des valeurs de passage par unité de surface. Cette normalisation est réalisée à partir d'une valeur de seuil estimée arbitrairement en fonction de la taille de population de l'espèce et de l'espérance de vie de l'espèce. La fonctionnalité globale par espèce est calculée comme la somme des fonctionnalités des habitats et des corridors.

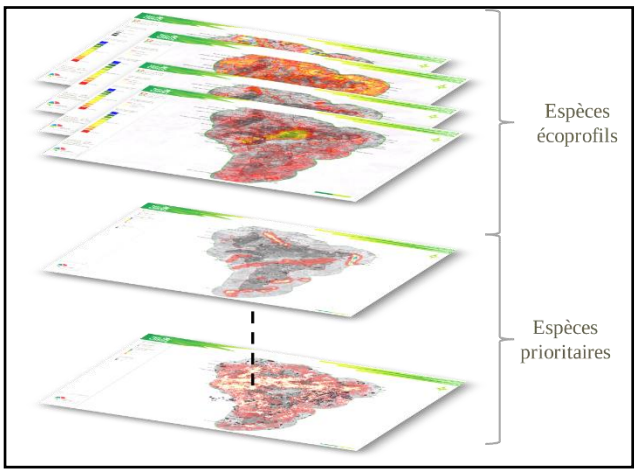


Figure 30 : Calcul de la fonctionnalité globale

Ces scores par espèce sont ensuite sommés pour obtenir le calcul de fonctionnalité global (Baguette et al., 2013) (Figure 30).

Dans l'étude, nous avons mobilisé plusieurs scores de fonctionnalité, en fonction des besoins des ateliers (Figure 27). Les scores par espèces ont été présentés pour discuter du paramétrage, un score de fonctionnalité par écoprofils a été mobilisé pour l'atelier de construction de ces sous-trames et un score de fonctionnalité global a été mobilisé pour l'atelier de construction de la stratégie d'évitement.

Afin de présenter aux acteurs plusieurs modes de calculs, nous avons construit deux scores de fonctionnalité différents pour la préparation de l'atelier. Un premier reprenant le calcul présenté au-dessus, de somme des différentes espèces et un second en pondérant les espèces en fonction de la hiérarchisation des enjeux associés aux espèces à l'échelle régionale (DREAL Occitanie, 2019). Cette hiérarchisation se base sur plusieurs critères de protection juridique, de responsabilité (notamment espèce déterminantes ZNIEFF, plan national d'action, responsabilité régionale) et de sensibilité écologique (notamment taille de l'aire de réparation, rareté, tendance de population). Les deux calculs ont été présentés aux acteurs afin d'initier une décision sur le mode de calcul préférentiel pour l'étude et le territoire.

Il est nécessaire de construire un itinéraire méthodologique pour la participation à la constitution de projet de territoire (Lardon et al., 2005). Nous avons donc positionné les différents ateliers en fonction de l'avancement des résultats de simulation, en ménageant des temps de retour et de validation pour chacun d'entre eux (Figure 27).

Les ateliers ont été réalisés dans le cadre de la mission opérationnelle, en lien avec les services techniques de la métropole de Nîmes. Ainsi, un listing de l'ensemble des acteurs à inviter a été construit dont la validation finale est restée à Nîmes métropole (Tableau 7). 31 structures et services ont été invités aux différents ateliers. Il a été décidé que les ateliers de la mission ne seraient pas ouverts aux élus et resteraient sur les bases de discussions entre techniciens. Le nombre et le positionnement des ateliers ont également été définis dans la réponse opérationnelle de TerrOïko, en lien avec la stratégie d'expérimentation sur le territoire. Le premier atelier a duré 2 h en présentiel, les deux suivants ont été organisés sur une demi-journée (3 h 30). À ce stade de l'étude, 3 ateliers ont été mis en œuvre.

Tableau 7: Liste des structures invitées aux ateliers

Acteurs Institutionnels	**Acteurs associatifs**
Syndicat Mixte des Gorges du Gardon	Gard Nature
Syndicat Mixte de la Camargue gardoise	Ecologistes de l'Euzière
Conseil Départemental du Gard	Zerynthia
Région Occitanie	Cogard
OFB	France Nature Environnement
DDTM Gard	Groupe Chiroptère Languedoc-Roussillon
DREAL Occitanie	Société herpétologique de France
Agence de l'eau Rhone méditerranée Corse	Société française d'orchidophilie
ARB	**Acteurs interprofessionnels**
CRERCO	Chambre d'agriculture Gard
Ville de Nîmes	Coopératives agricoles
Agence d'Urbanisme de Nîmes Alès	Syndicat viticole
Acteurs Gestionnaires	**Services de Nîmes métropole**
CEN LR	Assainissement
Fédération départementale des chasseurs	Gestion de l'eau
Office National des forêts	Aménagement
Comité de bassin Rhône - Méditerranée	Réseaux

Le premier atelier s'est déroulé en juillet 2019 et portait sur le choix des sous-trames correspondant à la stratégie des écoprofils et le choix des espèces qui les composent. 13 personnes ont pu se rendre disponibles pour participer à cet atelier. L'objectif était dans un premier temps de présenter aux acteurs du territoire la démarche initiée par la métropole, de répondre aux différentes questions d'ordre méthodologique et ainsi de lancer la démarche participative. Les services de l'état (DDT, DREAL), la région ainsi que le CSRPN n'ayant pas pu participer, ils ont été contactés à la suite de l'atelier pour prendre en compte leur avis sur la démarche et la sélection d'espèces.

Le deuxième atelier a été organisé en mai 2021 et a réuni 22 personnes pour la construction des sous-trames et donc la présentation des premiers résultats de simulation. Cet atelier intervenait après une longue pause de l'étude et permettait donc de relancer la démarche de co-construction. L'objectif de l'atelier était de définir le fonctionnement général des sous-trames à partir des résultats de simulation, notamment par l'identification des habitats fonctionnels et des corridors de dispersion les reliant. Cet atelier a été mis en œuvre en visioconférence, notamment grâce à un outil de tableau blanc en ligne permettant l'annotation de cartes collaboratives (*Miro*). Les participants ont été séparés en deux groupes et invités à dessiner directement sur les cartes le fonctionnement du territoire, à la lumière de leurs connaissances et des résultats des modèles. Les annotations produites pour chacune des trames ainsi que les échanges suscités par les résultats ont par la suite été intégrés à la construction des sous-trames. Afin de garantir un accès et une alimentation des résultats, les cartes ont été laissées en accès libre en ligne jusqu'à l'atelier suivant. Les acteurs qui le souhaitent ont pu consulter et modifier les résultats pendant un mois.

Le troisième atelier a été organisé en juin 2021 et a réuni 24 personnes. L'objectif de ce troisième atelier était de présenter aux acteurs la méthodologie de construction du score de fonctionnalité global et de définir la stratégie d'évitement pour la métropole. L'atelier a été découpé en 3 temps : une présentation générale de l'étude, de ses ambitions et de la méthodologie suivie, un temps de travail en groupe sur les cartes de résultats et un temps de discussion très ouvert sur le mode de calcul, les modifications à lui apporter ainsi que la stratégie d'évitement. Le travail sur carte a été mené en petit groupe (Figure 31), réparti sur deux cartes correspondant à deux calculs de score d'importance écologique et découpées entre la partie nord du territoire et la partie sud.

Après 45 minutes de travail, les groupes ont échangé et travaillé sur la base des avancées du groupe précédent. Des notes ont été prises ainsi que des enregistrements audios pour intégrer a posteriori toutes les informations échangées pendant l'atelier.



Figure 31 : Travail sur cartes pendant l'atelier

2.3 Résultats

Résultat de l'atelier choix des espèces

Au total 13 structures ont participé au premier atelier, sur 34 invitées. Ce premier atelier a été organisé à une période très chargée pour les acteurs de la biodiversité. Les acteurs se sont orientés vers l'étude de 3 sous-trames différentes pour l'étude : la trame des milieux forestiers, la trame des milieux ouverts (en intégrant les milieux cultivés) et une trame des milieux humides. À ces trois trames s'ajoute le souhait partagé entre la métropole et les acteurs réunis d'intégrer une espèce permettant d'explorer les enjeux de la trame noire. Concernant les 10 espèces à enjeux, un consensus a été trouvé sur des espèces à enjeux importants pour la métropole. Aucune espèce n'a été imposée pendant l'atelier.

Le nombre d'acteurs présent a été jugé trop faible pour la validation du choix des espèces et certains acteurs supplémentaires ont été contactés a posteriori. Les services de l'état (DREAL, et DDTM), le CSRPN, la Région Occitanie, l'ARB, ainsi que le Parc Naturel Régional de Camargue ont été consultés et ont validé ce choix de sous-trame et d'espèces.

Une modification a été faite a posteriori, le Hérisson (*Erinaceus europaeus*) est venu remplacer le Seps strié (*Chalcides striatus*) dans la sous-trame ouverte. En effet, après avoir effectué une recherche bibliographique poussée sur l'espèce, il est apparu qu'il n'existait pas la base de connaissance suffisante pour produire un paramétrage satisfaisant. Ainsi, après un échange avec la métropole nous avons opté pour le Hérisson en remplacement, qui vient compléter l'écoprofil de la sous-trame ouverte.

Ce premier atelier a permis de présenter en détail la méthodologie et notamment les outils mobilisés pour l'analyse. Beaucoup de questions de fond ont été posées, en particulier sur le fonctionnement de l'outil de simulation SimOïko, l'existence et les résultats de tests de fiabilité, la gestion des incertitudes, notamment associée au paramétrage, la place des connaissances naturalistes locales dans ce paramétrage et la prise en compte de l'évolution paysagère. Des échanges ont également été ménagés sur la disponibilité et l'intégration de données d'entrées supplémentaires, notamment sur les haies, les friches ou les mares temporaires. L'application de la séquence ERC à cette échelle, la portée règlementaire de l'étude et l'intégration des données patrimoniales locales dans l'évaluation ont également été des sujets discutés dès le premier atelier.

Cet atelier a également été l'occasion pour la métropole de s'engager vis-à-vis des acteurs présents à l'utilisation des résultats et donc à une certaine ambition sur l'intégration de la biodiversité dans sa stratégie d'aménagement.

Résultats de simulation

Les simulations des différentes espèces ont été mises en œuvre, en prenant soin d'intégrer les spécificités du paramétrage que les acteurs du territoire ont mentionné au cours du premier atelier.

Deux types de dérangement ont notamment été ajoutés dans les paramétrages : l'impact de la pollution lumineuse pour le Grand Rhinolophe (Sordello et al., 2022) et le dérangement associé aux activités humaines pour l'Outarde canepetière (Devoucoux, 2014). Le détail de l'intégration de ces dérangements est présenté en Annexe 3.

Trois niveaux de résultats ont été produits par la partie technique de l'expérimentation : l'analyse fonctionnelle par espèce, par écoprofils et une analyse fonctionnelle globale.

Une carte pour chaque espèce a été produite, présentant à la fois les résultats de leur dynamique de population sur le territoire et leurs déplacements (Figure 32). Ces résultats par espèce, livrées à la métropole permettant de définir des stratégies spécifiques ou d'évaluer les enjeux par espèce sur le territoire.

Ces résultats permettent de comprendre l'exploitation du territoire pour l'espèce et d'identifier les secteurs à enjeu pour son maintien. Pour le Rollier par exemple (Figure 32), l'espèce est inféodée aux espaces boisés et se maintient dans de très bonnes conditions dans la partie nord du territoire, les garrigues. La lecture de la carte permet d'identifier un continuum fonctionnel au-dessus de la ville de Nîmes, où les patchs d'habitat sont très fonctionnels (probabilité de maintien égale ou proche de 1) et où les déplacements individuels sont très nombreux. La carte permet d'identifier les limites de continuités de l'espèce, notamment associée à l'autoroute A9, qui coupe le territoire en deux. La partie sud du territoire (les costières) est par ailleurs beaucoup moins favorable à l'espèce, le paysage y étant beaucoup plus ouvert.

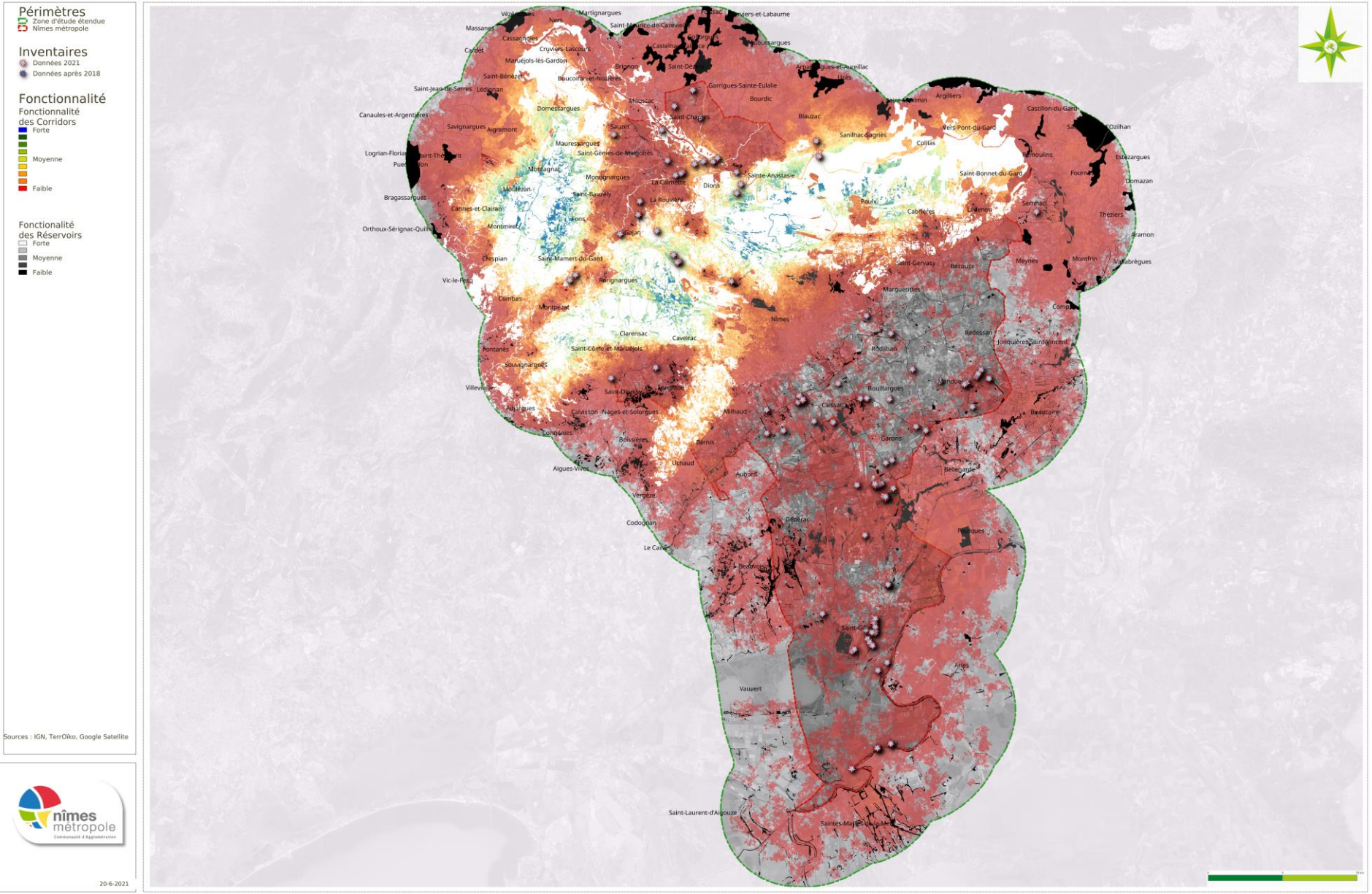


Figure 32 : Exemple de résultats de simulation par espèce, ici le Rollier d'Europe (*Coracias garrulus*)

À partir des résultats de dynamique de population et de trafic des différentes espèces simulées, des scores de fonctionnalité ont été calculés par écoprofil (Figure 33). Ce score a été mobilisé pendant le deuxième atelier, pour la construction des sous-trames fonctionnelles.

Le score de fonctionnalité pour la sous-trame forestière (Figure 33) permet d'identifier le continuum d'habitats fonctionnels dans la partie nord du territoire, qui concentre les plus importants boisements. Les costières, même si étant défini par un paysage plus ouvert présentant un réseau de haies et de boisements permettant un bon niveau de fonctionnalité, notamment au nord de Saint-Gilles.

En mobilisant tous les résultats par espèce, nous avons calculé un score de fonctionnalité global pour le territoire. Comme explicité plus haut, ce score est calculé comme une somme des fonctionnalités des habitats et des corridors biologiques de chaque espèce. Le résultat de fonctionnalité global sans pondération (Figure 34) permet d'identifier les secteurs clefs pour le maintien des différentes espèces simulées sur le territoire. La partie nord du territoire est occupée par des grands ensembles très fonctionnels qu'il est important de bien identifier. En costière, le réseau fonctionnel est très différent, plutôt composé de petits habitats, mais suffisamment bien connectés pour permettre le maintien et le déplacement d'espèces. Les enjeux entre garrigues et costières apparaissent très différemment, entre des continuums boisés au Nord et un réseau de plus petits habitats fonctionnels au Sud.

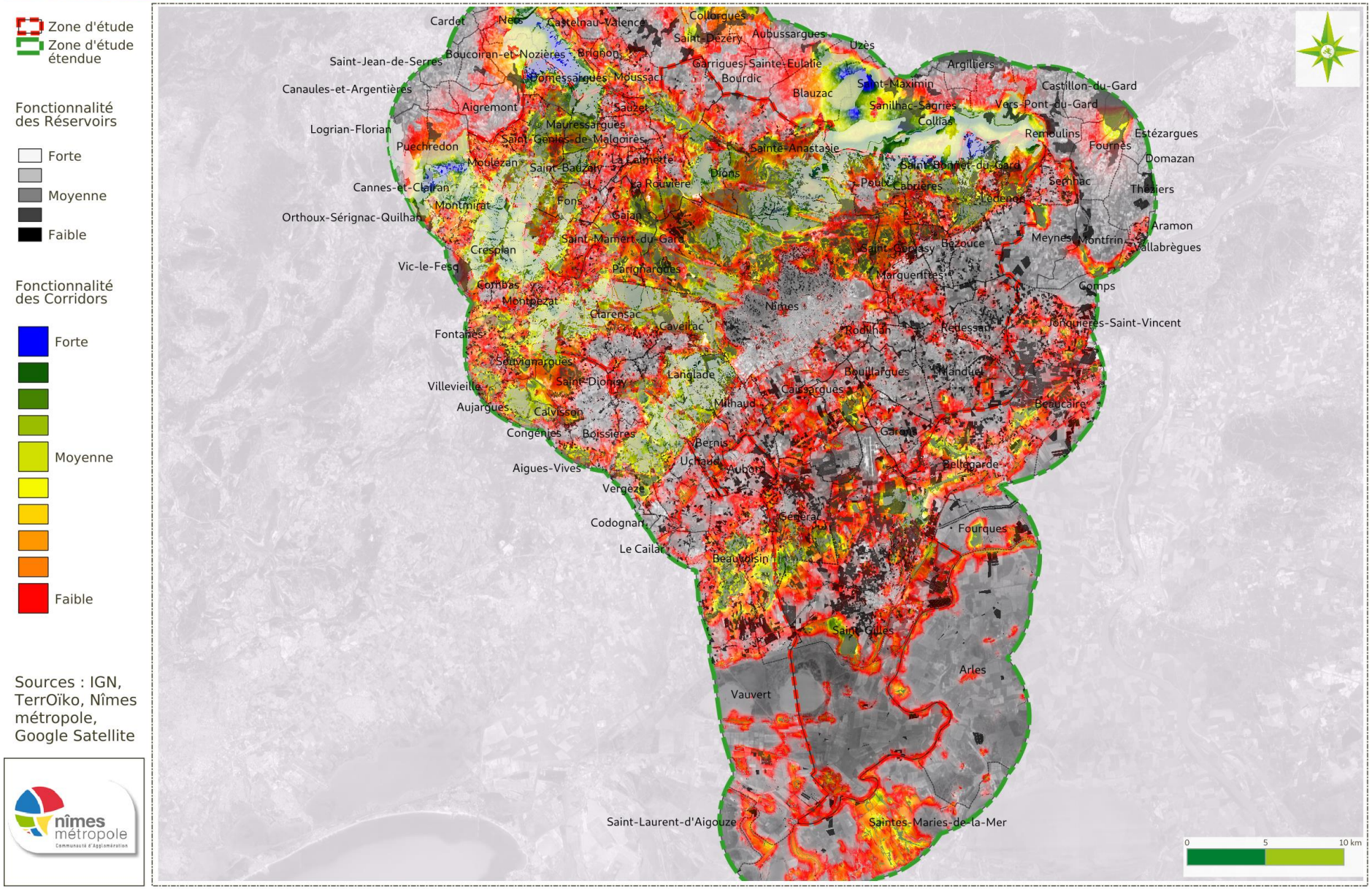


Figure 33 : Scores de fonctionnalité par écoprofils, ici la sous-trame forestière

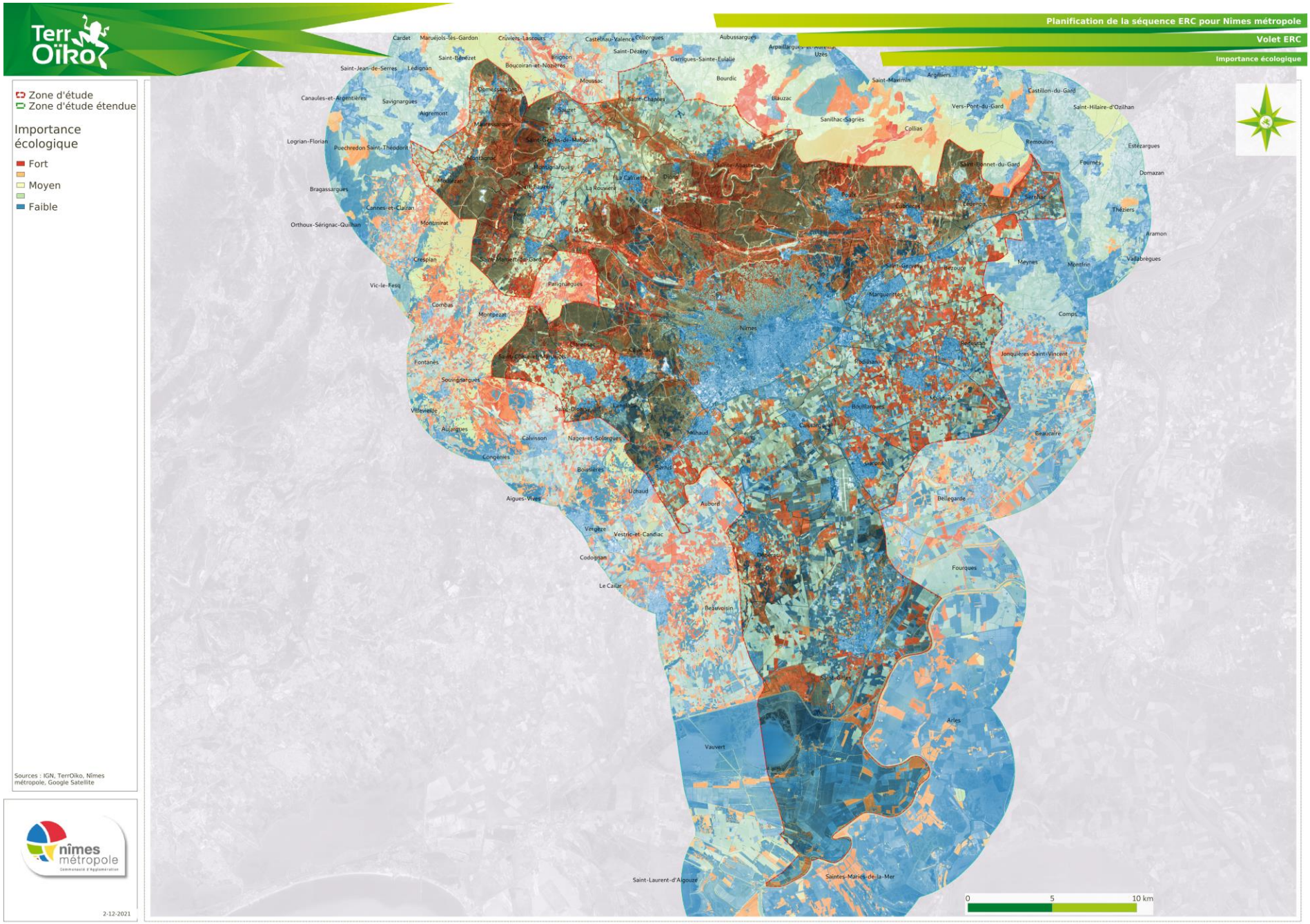


Figure 34 : Scores de fonctionnalité globale, non pondérée

- **Atelier de définition des sous-trames**

Le deuxième atelier a permis de remobiliser les acteurs après une longue pause dans l'étude (presque 2 ans). Cette remobilisation s'est avérée indispensable notamment pour la pédagogie et l'explicitation générale de la méthodologie. En effet, des questions très similaires à celles du premier atelier ont été posées à nouveau, sur le fonctionnement du modèle, son réalisme, le paramétrage… L'atelier a en outre permis de récolter d'autres expertises du territoire pour affiner le paramétrage et de poursuivre les échanges sur les apports et limites de l'approche générale. Cet atelier était également important pour Nîmes métropole, afin de préparer le lancement de l'application de la démarche TVB sur son territoire, qui fera l'objet d'une autre étude opérationnelle dans le futur. Les deux groupes ont produit des résultats similaires directement sur l'outil Miro. Ces résultats ont ensuite été traduits et mis à disposition de Nîmes métropole (Figure 35) pour une première prise en compte des trames dans leur stratégie d'aménagement, répondant à un besoin immédiat.

La partie plus participative de l'atelier a été moins bien suivie par les acteurs. Pour chaque groupe, entre 3 et 6 personnes ont réellement participé à la totalité des annotations, le reste se contentant d'un suivi plus distant. La confrontation entre certains acteurs spécialistes du territoire et les résultats de simulation a permis de conforter les résultats et de mettre en évidence la nécessité de corrections sur certains secteurs. Par exemple, cette confrontation a permis de renforcer la prise en compte des petites zones humides et petits plans d'eau intermittents, absents de la carte d'occupation du sol initiale et donc des résultats de simulation. Conformément à la volonté du groupe d'acteur, ces structures ponctuelles ont été ajoutées à la sous-trame humide.

Malgré une participation active limitée à seulement quelques acteurs, ceux-ci se sont emparés des résultats comme supports à leurs discussions. La définition des corridors biologiques par exemple a été discutée entre les acteurs, en mobilisant leurs propres connaissances du territoire face aux résultats de simulation. Des questionnements sur la faiblesse des continuités liant des zones à enjeux historiquement identifiées ont été soulevés, notamment autour de certains parcs qui s'avèrent être très mal connectés aux autres habitats fonctionnels. Ces faiblesses ont fait évoluer le discours des acteurs, notamment sur l'importance de la réhabilitation de zones de passage associées à ces sites.

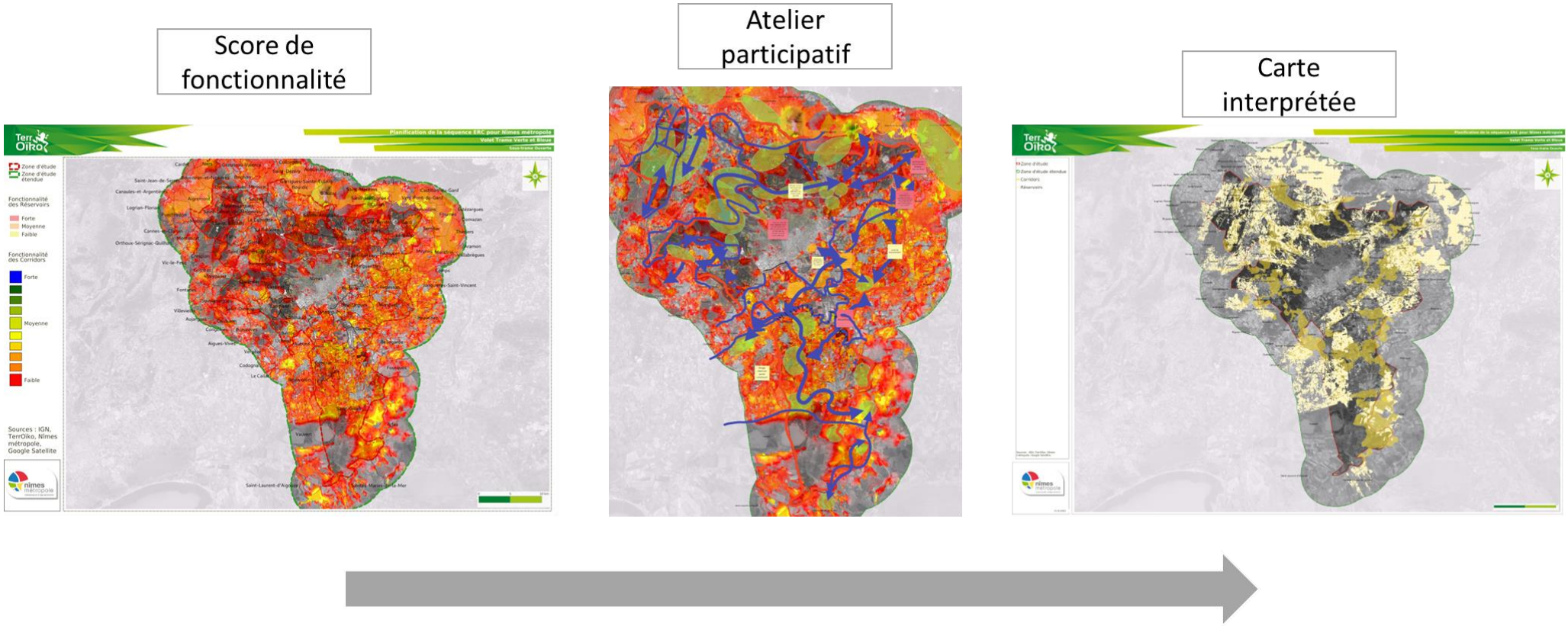


Figure 35 : Processus de co-construction des Sous-trames.

- **Définition du score de fonctionnalité**

Le 3e atelier a été mis en œuvre un mois plus tard. Les cartes de sous-trame interprétée et finalisée ont été présentées et validées en introduction. Des discussions ont eu lieu concernant les résultats des simulations pour certaines espèces. Pour l'Outarde canepetière par exemple, espèce au niveau d'enjeu très élevé sur le territoire de la métropole, les discussions avec les services instructeurs présents ont permis d'affiner le paramétrage, à la lumière d'autres études menées sur le dérangement des infrastructures linéaires de transport. La simulation des espèces de la sous-trame ouverte a également permis aux acteurs de prendre pleinement conscience de la faiblesse des continuités entre les deux ensembles Est et Ouest des costières,

Une fois ces discussions générales terminées, le travail sur carte a pu avoir lieu, sur la base des cartes d'importance écologiques produites en amont. Les acteurs ont d'abord choisi le score de fonctionnalité non pondéré comme score de référence. Ce choix a été motivé par la volonté de considérer toutes les espèces à égalité, quel que soit leur niveau d'enjeu (et donc sortir d'une priorisation des espèces protégées et patrimoniales). Leur analyse des résultats en comparaison avec les enjeux connus du territoire a également contribué à ce choix. En effet, sur plusieurs secteurs du territoire, les enjeux déjà identifiés apparaissaient plus clairement sur la carte non pondérée.

- **Définition de la stratégie d'évitement**

Les acteurs ont ensuite travaillé directement sur les cartes pour annoter les secteurs d'évitement pressentis. Ils se sont appuyés sur l'analyse fonctionnelle pour identifier les zones sur lesquelles il était indispensable de ne pas aménager. Des ajouts ont également été faits, sur des secteurs à enjeux flore en particulier, avec des stations connues. Le travail sur carte a été l'occasion d'échanges sur des zones de conflits entre aménageurs, opposants et services de l'état. Les scores fonctionnels présentés sur la carte ont été mobilisés comme support des discussions, dans la justification de différents scénarios projetés d'évolution de l'aménagement.

Le travail sur carte a d'abord permis d'identifier les grands secteurs d'évitement souhaités par les acteurs (Figure 36), avant d'être affinés ( ).

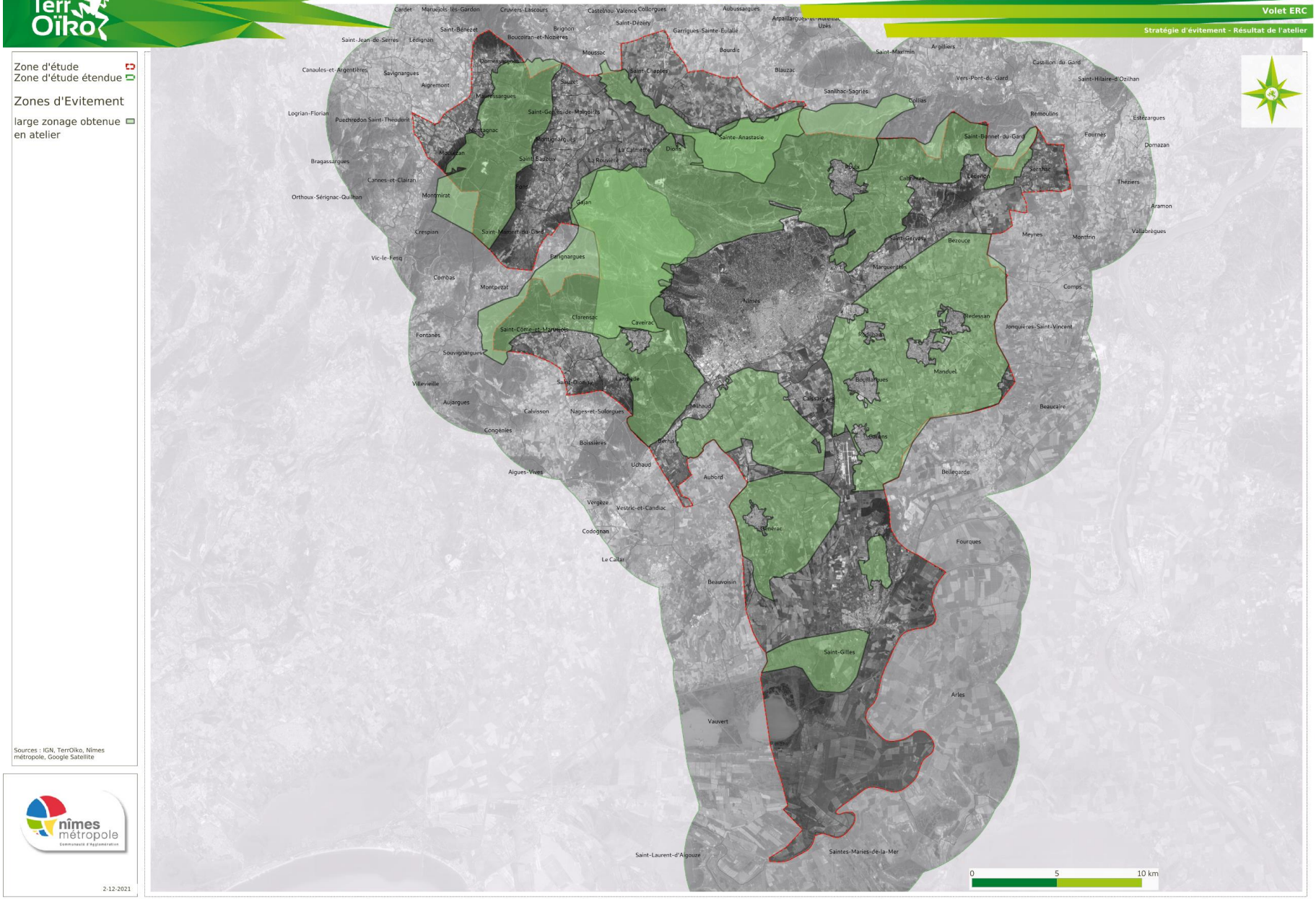


Figure 36 : Carte d'évitement produite à l'atelier

La carte finale de l'évitement a été construite sur la base des éléments donnés à l'atelier. Par analyse qualitative visuelle, les acteurs se sont accordés sur une valeur seuil de fonctionnalité au-dessus de laquelle tous les pixels devaient être évités (les participants ont choisi la valeur médiane du score d'importance fonctionnel). Cette démarche a été menée dans les deux groupes de travail, qui se sont accordés sur ce même seuil. Des zones de compensation directement obtenues via la base de données GeoMCE[7] ainsi que l'ensemble des cours et plan d'eau, le réseau Natura 2000 et espaces protégés ont ensuite été ajoutés à la carte d'évitement. Des zones à enjeux forts ont été ajoutées directement sur la carte par les experts locaux. Ces éléments ont été digitalisés et intégrés dans la carte d'évitement finale (Figure 37). Cette synthèse reprend les grands ensembles fonctionnels identifiés dans le travail mené sur les trames. Les continuités Nord et Sud constituent un enjeu très important pour le territoire de Nîmes métropole, permettant le lien entre deux types d'habitats particuliers, les garrigues au Nord et les plaines des Costières au Sud. Les grandes infrastructures de transports coupent le paysage en deux et seules quelques continuités restent fonctionnelles et sont donc bien identifiées.

À ce stade de l'avancée de la thèse, l'étude a permis la production de cette carte d'évitement, qui sera présentée aux acteurs lors du prochain atelier dédié à la compensation. Elle a été intégrée dans les réflexions opérationnelles de Nîmes métropole et a fait l'objet d'une présentation à la fois à la direction du service de l'aménagement, à la direction des services et aux élus en charge de l'aménagement.

[7] La base de données GéoMCE pour « Géolocalisation des Mesures de Compensation Environnementales » est un outil de gestion et de géolocalisation des mesures de compensation environnementale mises en œuvre en France. Elle est accessible via le Géoportail (géoportail.gouv.fr)

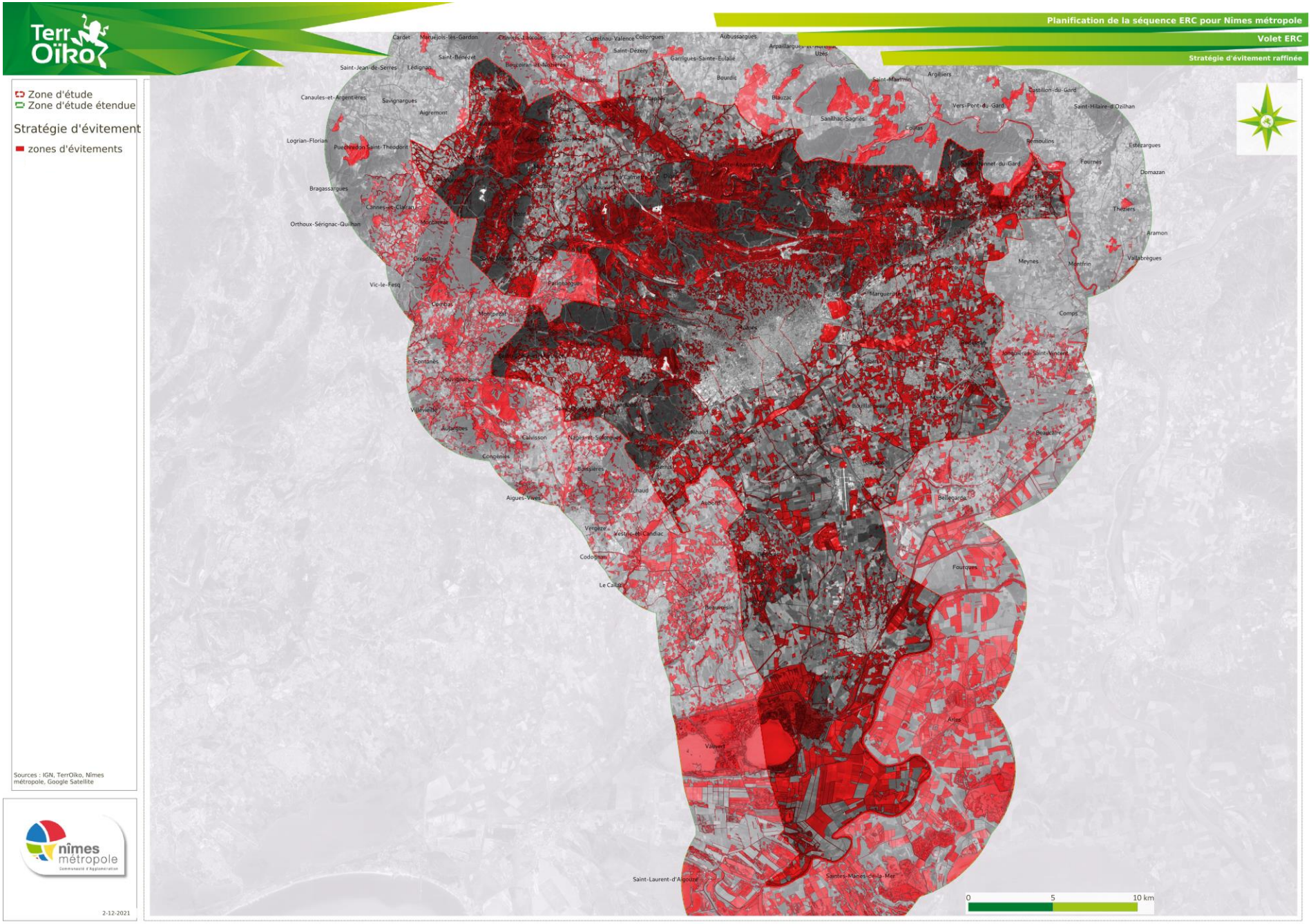


Figure 37 : Carte finale d'évitement

2.4 Discussion sur l'étude opérationnelle

Nous avons donc mené sur le territoire de Nîmes métropole un travail d'évaluation de la fonctionnalité écologique, sur la base de simulation numérique de 25 espèces, choisies par les acteurs du territoire. Les résultats de simulation ont été confrontés à l'expertise des acteurs au cours de deux temps d'échanges organisés en atelier participatifs. Dans le processus de modélisation d'accompagnement, ces ateliers ont permis deux avancées. D'abord, ils ont permis d'améliorer le paramétrage du modèle, en y intégrant des connaissances locales sur le comportement de différentes espèces (le paramétrage de l'Outarde canepetière par exemple a largement bénéficié de ces discussions). Ensuite, ces ateliers ont permis de coconstruire une stratégie d'évitement pour la planification de l'aménagement sur la métropole, en prenant en considération les avis de tous les acteurs.

Retour d'expérience sur le déroulé de l'étude opérationnelle

L'étude opérationnelle a été lancée en 2018 à la suite d'un marché public déposé par Nîmes métropole. Si le lancement administratif a été immédiat, l'étude a pris du retard immédiatement après celui-ci. Le turn-over au sein des services de la métropole ainsi que les changements d'organisations générales sont venus brouiller les échanges et la mise à disposition de données. En particulier la carte d'occupation du sol de la métropole, donnée indispensable au déroulé de la mission qui a fait l'objet d'une mission de géomatique spécifique a été livrée très en retard. Prévue pour l'été 2019, la carte d'occupation du sol a été finalement livrée en octobre 2020. Ce retard peut s'expliquer par le flou instauré par les changements de fonctions de certains agents ainsi que les tractations politiques au sein des SCoT et de leur souhait d'engagement dans le même processus à géométrie variable. La livraison de cette donnée a été effective fin 2020, après un changement de l'équipe politique qui a lui aussi entraîné un bouleversement du contexte dans lequel s'est inscrite cette étude.

Ce changement politique a lui aussi généré une nouvelle restructuration, mais qui a quant à elle permis de redéfinir en profondeur la place de l'étude pour la métropole. Grâce au suivi assidu de la chargée de mission ERC de la métropole (anciennement responsable du guichet unique biodiversité) qui a conservé la responsabilité de l'étude, celle-ci a pu avancer malgré les restructurations. Son travail au sein de la direction de l'aménagement, de promotion de la démarche et d'alerte sur les problématiques associées aux enjeux écologiques pour l'aménagement ont permis de mobiliser tous les services de la métropole dans les ateliers et

peu à peu de convaincre sa hiérarchie, de la responsable de l'aménagement jusqu'à la responsable des services et les élus référents sur l'aménagement. Sans le travail mené conjointement entre TerrOïko et cette chargée de mission au sein de la métropole pour sensibiliser à l'importance de la planification des enjeux écologique, l'étude n'aurait probablement pas permis d'atteindre les objectifs qu'elle s'était fixés.

À l'occasion d'un séminaire organisé par l'union professionnelle du génie écologique, les intercommunalités de France et la fédération des SCoT, le bénéfice opérationnel de la mise en œuvre de l'étude a pu être présenté (Annexes 4). La métropole a revu à la nette baisse son besoin compensatoire pour les années à venir, grâce à une vraie application de l'évitement. L'estimation produite pour la programmation 2021 se situait à un besoin compensatoire de 800 ha pour un coût théorique estimé à 46 millions d'euros sur les 10 prochaines années (Données internes à Nîmes métropole produite et fournie par les services). Le programme 2022 estime un besoin compensatoire à 310 ha, pour un coût estimé à 10 millions d'euros. Cette programmation prend en compte à la fois le travail de stratégie d'évitement, mais aussi le travail toujours en cours de stratégie d'acquisition foncière à des fins conservatoires ou compensatoires.

Il reste cependant un travail important à mener, à la fois sur le plan technique pour la définition de la stratégie de compensation à large échelle, mais également pédagogique, pour présenter et faire s'approprier ces résultats aux élus. Ce passage, du service technique à l'élu constitue un enjeu très fort pour l'amélioration de la prise en compte de la biodiversité dans l'aménagement du territoire, comme nous le verrons en chapitre 3.

Quelques éléments clefs ressortent de l'étude opérationnelle menée pour Nîmes métropole. D'abord, si la responsabilité d'un bureau d'étude est très importante dans la qualité de l'évaluation écologique et de sa traduction pour le maître d'ouvrage, la disponibilité et la constance d'un référent pour le maître d'ouvrage constituent une garantie voire une condition au succès de la démarche. La disponibilité de ce référent permet conjointement sa montée en compétence, mais aussi son appropriation des outils et méthodes qui pourront être remobilisés en interne. Elle permet aussi de bien contextualiser la réponse d'un bureau d'étude aux spécificités du territoire, tant dans ses composantes naturelles que sociales et politiques.

La mobilisation des acteurs du territoire a été une condition de la réussite des ateliers. Cette mobilisation est dépendante de celle des services dans l'organisation de ces ateliers, mais

également de la prise de responsabilité de la métropole sur l'utilisation des résultats. Cette remarque a été faite dans plusieurs ateliers distincts, le temps alloué par des acteurs extérieurs à la métropole est justifié et motivé par l'implication de celle-ci dans l'utilisation de leurs résultats et de leur démarche. Cette implication permet donc de mobiliser les participants aux ateliers et donc de garantir la qualité de ceux-ci. De manière réciproque, la mobilisation des participants engage la métropole dans une démarche respectueuse de leur travail et donc dans le niveau d'ambitions que ceux-ci ont produit.

Enfin, il manque au déroulé de l'étude un temps d'échange avec les élus du territoire. Si un travail de traduction et de sensibilisation est en cours par les services techniques, impliquer les élus dans le travail de co-construction est un facteur clef de la réussite du projet de planification (retour d'expérience sur le territoire du Pays Marennes-Oléron, présenté dans le chapitre 3). La montée en compétence de tous les acteurs autour de l'évaluation écologique est un bénéfice de la démarche participative en atelier. Les élus pourraient eux aussi bénéficier de cette montée en compétence. Les ateliers constituent également des espaces de dialogues, d'échanges et de résolution de conflits dont les élus ont noté l'intérêt, et dont ils pourraient aussi profiter à l'avenir.

Retour d'expérience sur la simulation numérique

Le choix des espèces

Notre sélection a été menée sur la construction d'écoprofils sur le territoire (Albert & Chaurand, 2018). Une autre stratégie aurait pu être mobilisée, en considérant davantage des espèces parapluies par exemple, même si l'emphase sur les espèces parapluies est de plus en plus critiquée (Lindenmayer et al., 2002; F. Wang et al., 2021).

Si l'expérimentation repose sur une analyse fine de la fonctionnalité du territoire, l'étude opérationnelle avait également pour but d'améliorer les connaissances associées à certaines espèces patrimoniales, dans le but notamment de préparer des applications à l'échelle de projets de la séquence ERC. Ainsi, certaines espèces ont été conservées sur des critères relevant plus des enjeux locaux d'application de la règlementation que sur des considérations écologiques.

Le nombre d'espèces sélectionnées, 25 au total, dont 15 pour la base de l'analyse, sur lesquelles s'ajoutent 10 espèces ajoutées pour des critères de patrimonialité ne constitue pas forcément un optimum entre qualité de la prédiction et opérationnalité (Meurant et al., 2018). Il serait pertinent d'analyser en détail la redondance d'information entre plusieurs espèces, notamment pour la construction des cartes de synthèse (dans la logique de Kujala et al., 2018). Cependant, notre retour d'expérience met en évidence la plus-value de considérer de nombreuses espèces, pour la compréhension et l'acceptabilité générale de l'approche. Par ailleurs, la mobilisation d'autant d'espèces permet des traitements fins pour des besoins plus précis d'information de la part de la métropole, notamment pour répondre aux enjeux règlementaires en cours ou à venir sur la conservation d'une ou plusieurs espèces (on peut mentionner le besoin de la métropole pour une meilleure connaissance de la fonctionnalité du territoire pour l'Outarde notamment).

Il serait pertinent d'analyser en détail la sensibilité de la démarche au nombre d'espèces choisies. Outre l'intérêt pour la méthodologie de simulation numérique, l'impact du nombre d'espèces sur l'acceptabilité de l'outil par les acteurs mobilisés dans la co-construction pourrait aider à mieux calibrer l'opérationnalité de la démarche.

Construction de l'indicateur : quelles limites à la synthèse ?

La démarche générale de *Companion modelling* que nous avons suivie ancre la co-construction dans toutes les étapes du processus d'évaluation, à la fois dans le paramétrage du modèle, mais aussi dans la production des résultats finaux. Ainsi, la carte de synthèse est le résultat d'un calcul permettant d'agréger l'ensemble des simulations spécifiques, pondéré par les retours des acteurs associés à l'étude.

La production de cartes plus synthétiques implique une simplification des résultats et potentiellement une perte d'information. La correction qualitative effectuée avec les acteurs pendant les ateliers permet de ne pas perdre trop d'information, notamment en ajoutant des éléments structurels au résultat final pour la constitution des stratégies. C'est par exemple le cas des milieux aquatiques, qui se retrouvent très sous-estimés dans notre évaluation, du fait de la très faible représentation d'espèces aquatiques dans notre pool d'espèces.

Le choix de construire le score d'importance fonctionnelle sur la base d'une moyenne (pondérée ou non) par unité de surface favorise les espaces « généralistes », qui bénéficient à l'ensemble des espèces, face à des espaces « spécialistes », qui ne bénéficient qu'à quelques

espèces, quelle que soit leur importance. Ce mode de calcul n'est pas handicapant pour le travail de planification, car il permet d'identifier les secteurs clefs du territoire pour son fonctionnement. Pour un travail a plus fine échelle cependant, il convient de faire très attention à ce résultat synthétique, qui peut faire disparaître des éléments « rares », très importants à l'échelle locale.

Au cours de l'expérimentation, il a été constaté une prise en main de plus en plus facile au fur et à mesure de la synthèse et donc de la simplification des résultats produits (voir Figure 38). Les acteurs s'orientaient plus facilement vers les réflexions autour des cartes synthétisées que des résultats détaillés par espèce. Pour autant, afin de garantir une utilisation rigoureuse des résultats, toutes les échelles de précisions doivent être explicitées et disponibles.

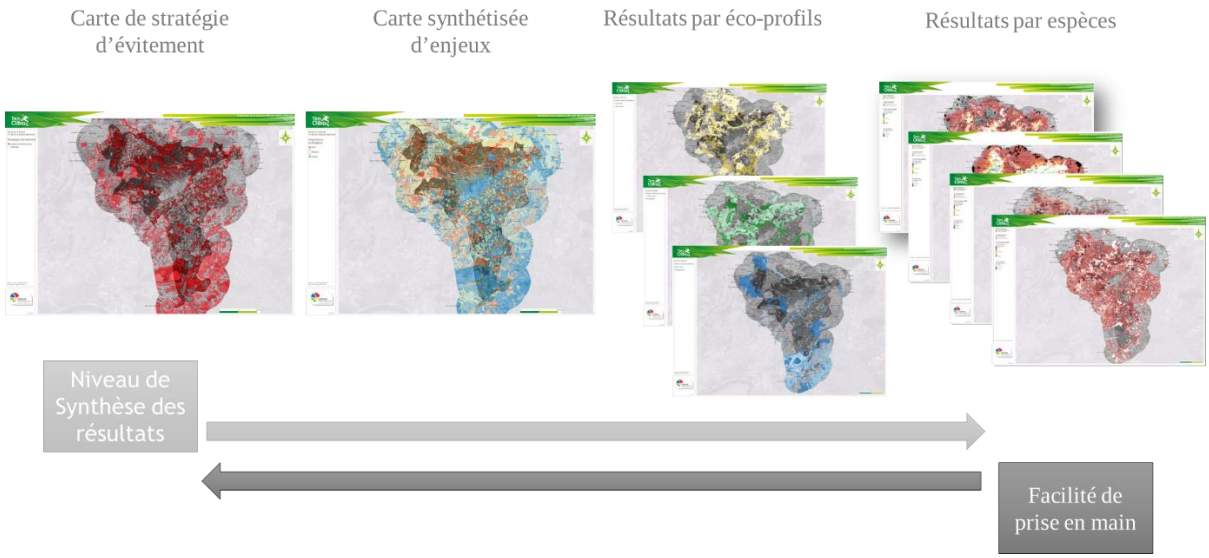


Figure 38 : Échelles de précisions des résultats et prises en main

Ces différents résultats correspondent à autant de besoins ou d'usages pour la collectivité. L'objectif final est la construction de la stratégie d'évitement, utile pour caractériser leur stratégie d'aménagement, mais chaque niveau de précision répond à un usage, selon un type d'habitat ou une espèce sur lesquels ils doivent mesurer leurs impacts.

Quelle opérationnalité pour l'approche basée sur la simulation ?

Trois critères définissent l'opérationnalité à travers le prisme de l'ergonomie (Mechin, 2020) : l'utilité, l'utilisabilité et l'acceptabilité socio-économique. Dans sa thèse, Agnès Méchin définit 14 critères d'opérationnalité que nous pouvons mobiliser ici pour caractériser celle de la méthode générale que nous avons suivie.

Pour caractériser l'utilité, il convient d'identifier si les résultats qui ont été produits permettent de répondre à un besoin précis correspondant à un usage. L'étude expérimentale répond tout d'abord à un besoin formulé par Nîmes métropole, dans le cadre d'un appel à projets. En dehors de la commande, l'utilité de l'approche que nous avons expérimentée ici est associée aux différentes faiblesses relatives à la séquence ERC que nous avons listée en chapitre 1 et développée dans ce chapitre, en particulier le manque de prise en compte de la fonctionnalité et le besoin de changer d'échelle pour passer à la planification. Enfin, le retour d'expérience sur l'expérimentation de Nîmes métropole, en particulier à l'issue des différents ateliers révèle un besoin important de co-construction et de dialogues pour la mise en œuvre de cette démarche.

L'utilisabilité et l'acceptabilité socio-organisationnelle requièrent plus d'indicateurs pour être définies plus précisément (Mechin, 2020; Mechin & Pioch, 2019) (Tableau 8). Dans le tableau, nous présentons les réponses de la méthodologie à ces critères, du point de vue des acteurs qui ont participé à la co-construction et des services de la métropole, qui sont utilisateurs finaux des résultats. L'opérationnalité spécifique à la manipulation des outils de simulation n'est pas détaillée ici, car elle reste une expertise d'accompagnement nécessaire à la planification concertée.

Nous avons appliqué les critères d'utilisabilité, à l'ensemble de la méthodologie générale présentée ici, à savoir la planification d'une stratégie d'évitement sur la base de résultats de simulation, en prenant en compte les interactions entre ateliers et simulation, les changements dans le paramétrage, la concertation pour la construction des cartes de résultats, la construction des cartes de synthèse et la construction de la stratégie finale. Nous ne prenons pas en compte en revanche l'utilisabilité de la simulation en elle-même. Cette dernière a déjà fait l'objet d'estimation de ce type (Moulherat, Boreau de Roincé, et al., 2019). Notre objectif est de mobiliser cet outil pour parvenir à une démarche de planification concertée, en suivant une approche de *Companion modelling*.

Tableau 8 : critères d'utilisabilité et d'acceptabilité (Méchin et Pioch, 2019)

	Définition du critère	Réponse de la méthodologie
		Indicateurs d'utilisabilité
Facilité d'apprentissage	L'apprentissage ne requiert pas un niveau de compétence que les utilisateurs n'ont pas	L'apprentissage a été rapide, une fois les bases techniques bien explicitées
Efficience	Rends compte du temps dédié à la mise en œuvre (temps jugé satisfaisant)	Mission réalisée en l'équivalent de 5 mois
Facilité de mémorisation	L'utilisation de la méthode ne nécessite pas une relecture du guide à chaque utilisation	La méthodologie générale a dû être réexpliquée systématiquement
Erreurs d'utilisation	Pas d'ambiguïté sur l'interprétation et l'application des indicateurs	Une solide explicitation de la méthode, des hypothèses de travail et de la clef de lecture reste nécessaire
Satisfaction subjective	Satisfaction de l'utilisateur dans l'utilisation de la méthode et des résultats	D'abord une complexité peu satisfaisante pour les parties prenantes, associée à la complexité de l'approche. Puis avec la prise en main des résultats, plus de satisfaction pour les acteurs, qui sont revenus d'un atelier sur l'autre
Flexibilité	Adaptation de la méthode pour des variations de taches et de contextes	La flexibilité est maximale pour la méthode puisque tout à fait adaptable au processus de co-construction
Disponibilité des données	La méthode fonctionne avec des données existantes ou facilement accessibles	Les données d'entrées du modèle sont facilement accessibles (paramétrage des espèces fourni et occupation du sol propriété de la métropole)
		Indicateurs d'acceptabilité socio-organisationnelle
Fondements scientifiques	L'approche générale repose sur des résultats scientifiques. La méthode a fait l'objet d'une publication scientifique	La méthode n'est pas encore publiée. Comme détaillée plus haut dans ce chapitre elle repose sur des bases scientifiques rigoureuses
Reconnaissance institutionnelle	Validation de la méthode par une institution ou est recommandée par l'État	Comme détaillée plus haut dans ce chapitre, la méthode est construite spécifiquement pour suivre les recommandations de l'État
Conformité règlementaire	La méthode est cohérente avec les principes règlementaires français	Comme détaillée plus haut dans ce chapitre, la méthode est construite spécifiquement pour suivre les recommandations de l'État
Acceptation des résultats	Le résultat produit satisfait toutes les parties prenantes, à la fois pour la protection de la biodiversité et l'aménagement	Le retour des parties prenantes dans l'exercice (aux objectifs différents au regard de la protection de la biodiversité) est très bon
Coût	Le coût doit être adapté au contexte	Coût très raisonnable : la mission opérationnelle a remporté l'appel d'offres de la métropole, en prenant en compte des considérations le prix de la prestation
Représentation de la séquence ERC	L'interprétation de la séquence sur laquelle se base la méthode correspond à celle de l'utilisateur	La définition de la séquence ERC à l'échelle de la planification a été peu à peu dessinée avec les parties prenantes
Transparence, compréhension des résultats	Les résultats sont compréhensibles par les décideurs	Un travail de pédagogie et de traduction a été nécessaire pour les décideurs publics (réalisé par les servies)

Concernant la facilité de mémorisation, le critère peut être considéré à deux niveaux. D'abord au cours de la mise en œuvre de la planification, la méthodologie a été réexplicitée systématiquement, les acteurs présents ayant perdu le fil. Cet effet peut être dû à la complexité de l'approche générale ou au fait que l'étude opérationnelle a pris beaucoup de retard et que les ateliers ont été anormalement espacés les uns des autres. Un autre niveau de lecture concerne l'utilisation des résultats. Les services de la métropole, qui utilisent les résultats de la méthode se sont peu à peu emparés de ceux-ci. Si dans un premier temps de nombreux retours étaient nécessaires pour les comprendre et les utiliser, une véritable acculturation a eu lieu. Reste à voir le maintien de cette acculturation en cas d'utilisation étalée sur le temps long.

Concernant l'indicateur de représentation de la séquence ERC, celui-ci a été construit dans le cadre de l'analyse des méthodes de dimensionnement des mesures compensatoires. Sur le sujet de la planification de la séquence ERC, la représentation du dispositif bénéficie de beaucoup moins de recul et reste en grande partie à définir (ARB Occitanie, 2019). Dans le cadre de cette expérimentation, la définition a été réalisée au fil de l'eau, avec les acteurs participant aux ateliers et les services de la métropole. Ce critère peut être jugé satisfaisant, dans le sens où cette représentation a été construite collectivement, entre professionnels de la biodiversité, aménageurs, société civile et services de l'état.

L'objectif final de cette expérimentation était de tester l'opérationnalité de la simulation comme support à la planification concertée du territoire. L'étude constitue un *evidence bridge* (Kadykalo et al., 2021), c'est-à-dire une synthèse d'information permettant de faire le lien entre les connaissances scientifiques associées à un territoire et les parties prenantes de ce même territoire. Même si dans notre cas ce lien est mis en œuvre pour un contexte très spécifique, il constitue une base de travail à l'échelle de la métropole. Ce pont repose sur une prise de décision basée sur la connaissance du territoire qu'apporte la simulation et qui permet d'améliorer le processus de protection de l'environnement (Nguyen et al., 2017; Sutherland et al., 2004, 2021).

Déroulement des ateliers et crédibilité de l'approche technique pour les acteurs

Dans la réalité du calendrier, les ateliers ont été plus éloignés que prévu, en raison du retard que l'étude a pris dès le démarrage. Ainsi, le premier atelier, de sélection des espèces a été réalisé en 2019, pour une reprise de l'étude et l'organisation du deuxième atelier seulement en 2021. Chaque atelier a été une occasion de discussion spécifique sur ses propres objectifs, mais également sur la méthodologie générale.

Après une pause de presque deux ans, l'atelier de définition des sous-trames a été lancé. Une partie du travail de pédagogie réalisé lors du premier atelier a dû être répété. Comme présenté dans les résultats, cet atelier a été mis en œuvre en visioconférence avec l'aide d'un outil d'annotation de cartes en ligne, MIRO. Cet atelier a été la première confrontation entre les acteurs et les résultats de simulation. Il a été difficile au cours de cet atelier de rentrer dans le détail des résultats de simulation, probablement à cause du format, qui n'a pas été favorable à ce que tous les acteurs présents interagissent. Quelques acteurs ont rapidement pris les commandes de l'atelier, en explorant les cartes mises à leur disposition. Il est à noter cependant une activité plus forte de la part des acteurs institutionnels, de la chambre d'agriculture, de la fédération des chasseurs. Après quelques échanges sur le paramétrage des simulations, les discussions se sont vite tournées vers la correction des résultats avec l'intégration d'éléments structurels peu visibles sur les résultats, en particulier des milieux aquatiques absents de l'occupation du sol ou des secteurs à enjeux connus. Les acteurs ont commencé à s'emparer des résultats pour analyser le territoire à cet atelier, ils ont notamment dessiné sur les cartes certains corridors ou réservoirs pour justifier certaines orientations politiques à venir. Par exemple, les deux groupes de l'atelier ont pris du temps pour définir un corridor à renforcer et protéger sur l'est du territoire, qui peut permettre de maintenir une connectivité fonctionnelle entre le Nord et le sud du territoire.

Le dernier atelier, de synthèse de l'indicateur de fonctionnalité et de construction stratégique de l'évitement est intervenu rapidement après le précédent. Beaucoup de temps a été laissé aux acteurs pour explorer les cartes, en présentiel cette fois. Les acteurs ont procédé aux annotations des cartes et se sont emparés de ces résultats pour construire petit à petit la stratégie d'évitement : « *ici il y a quand même une approche de corridors, là il y a quand*

même des aménagements, de l'étalement là et là, qui commencent à manger, on se demande, vu qu'ici il y a des enjeux qui sont relativement élevés, je me demande si ce secteur-là il ne faudrait mettre un peu en zone rouge pour garder la continuité » (Chambre d'agriculture, juin 2020), mise en parallèle avec leurs connaissances du territoire, « *ici c'est une très belle zone, ici effectivement il faut éviter, parce qu'il y a de tout ici* » (Conservatoire d'espaces naturels Languedoc-Roussillon, juin 2020). Les résultats de simulations ont été mobilisés comme support aux discussions, notamment entre parties prenantes.

La projection dans les résultats bruts sans autres considérations que le fonctionnement écologique du territoire s'avère tout de même difficile. Le projet politique du territoire revient souvent en opposition, avec par exemple la connaissance d'un projet d'aménagement ici ou là. La politisation des résultats est un enjeu fort de la démarche prospective territoriale (Debarbieux & Lardon, 2003), qui ne remet pas forcément en question les résultats, mais fait peser sur eux l'incertitude des projets à venir. En effet, l'ajout d'une dimension politique prend tout son sens dans notre démarche, l'objectif étant de caractériser les zonages d'évitement pour l'aménagement du territoire de la métropole.

Au cours de cet atelier, des questions sémiologiques sont apparues comme un enjeu pour certains acteurs, notamment sur le sens du dégradé de couleur dans la légende, ce qui souligne l'importance du choix de cette dimension dans le processus de prospective (Debarbieux & Lardon, 2003). La sémiologie apparaît comme un enjeu fort pour certains acteurs. Si la réflexion sur la représentation de l'information n'a pas été au cœur de notre expérimentation, elle est indispensable à la prise en main des résultats par les acteurs. Ce sujet, de caractérisation des besoins en symbologie par les acteurs, pour maximiser leur compréhension serait très pertinent à traiter afin d'affiner l'acceptabilité et l'utilisabilité d'une telle démarche.

Les échanges qui ont été permis avec les acteurs témoignent d'une construction graduelle de la crédibilité de l'approche. Cette crédibilité est un des critères de l'efficacité de l'approche, elle-même une garantie de son utilisation future (Cash et al., 2003). La construction de la crédibilité par des temps importants laissés à la pédagogie a permis également de faire monter en compétence tous les acteurs. Au cours du dernier atelier, nous avons pu observer des discussions sur la base des résultats de simulation entre des experts et non-experts de la biodiversité (à l'image des échanges présentés plus haut entre la chambre d'agriculture et le conservatoire d'espaces naturels). L'éventuelle dominance d'experts dans le processus a donc

bien été effacée grâce aux supports et à la pédagogie déployée. Cette relation de dominance est là encore un enjeu fort de ces démarches de prospective (Debarbieux & Lardon, 2003).

La quantité d'images peut être un frein pour la démarche prospective (Debarbieux & Lardon, 2003). En effet, l'abondance de ressources iconographiques peut complexifier le débat, focaliser l'attention et mettre l'image au centre des discussions, qui peut alors devenir le support à la critique. Cette position a été bien observée dans les ateliers, lorsque des temps d'échanges ont été consacrés aux dégradés de couleurs, aux textures à utiliser… Si ces échanges sont importants pour l'intelligibilité du résultat, il convient de bien les arbitrer pour ne pas éloigner les acteurs de l'objectif. Encore une fois, ces considérations ramènent à ceux de sémiologie associée à la valorisation des résultats. Debarbieux & Lardon (2003) explicite bien l'importance de bien définir les utilisations des différents supports : visualisation, intelligibilités, communication, projection temporelle… à chaque fois qu'ils sont proposés. Tous ces besoins sont traités dans différentes étapes de la démarche itérative de co-construction, qui doit être bien définie (Figure 38).

Mobilisation de l'outil dans les discussions et changement de postures

Après la mise en œuvre des ateliers et la production de la carte d'évitement, la chargée de mission biodiversité et ERC de Nîmes métropole a fait part d'un bénéfice très important de la démarche : celui de la résolution des conflits. Pour elle et les acteurs avec lesquels elle a travaillé par la suite, la démarche a permis de mettre sur la table tous les enjeux du territoire, permettant une meilleure gestion des dossiers. La méthodologie générale et l'appui sur des ateliers ont également permis une montée en compétences de toutes les parties prenantes du territoire. Cette montée en compétence permet quant à elle d'amener à la discussion à la fois des spécialistes, mais également des non-spécialistes, qui constitue une mise à niveau très pertinente pour les démarches de définition de stratégies (Pahl-Wostl, 2002). Dans notre cas ce bénéfice est largement marqué, notamment dans la participation d'une typologie très large d'acteurs (et d'acteurs qui ne sont pas en lien direct avec la biodiversité).

La participation des acteurs, la qualité de l'étude et son utilisation sont également conditionnées à un enjeu de légitimité associé à la démarche (Cash et al., 2003). La légitimité prend racine dans l'identité du porteur de la méthode (Voinov & Bousquet, 2010), ici la métropole. Cette légitimité à organiser la planification de l'aménagement au regard des enjeux écologiques par une collectivité territoriale est inscrite dans la loi. Si cette légitimité est une

condition de l'efficacité de l'approche, elle a cependant un impact fort sur l'organisation de la co-construction, notamment par l'intervention de postures que certains acteurs peuvent avoir. Ces postures sont le résultat du contexte sociopolitique dans lequel existent les interactions qu'ils ont avec la métropole.

Dans notre cas, les ateliers ont également permis d'avancer sur certains enjeux de posture notamment portée par des acteurs institutionnels. La situation de Nîmes métropole est très conflictuelle avec les services de l'état, en particulier sur des questions de mise en œuvre de la compensation sur son territoire. La participation des services de l'état aux ateliers a permis à la métropole de montrer la traduction de ces engagements pour une meilleure application de la séquence ERC, qui a permis de résoudre ce conflit. Il reste cependant maintenant la responsabilité de la métropole de tenir les engagements formulés au cours des ateliers, non seulement vis-à-vis des services de l'état, mais aussi de tous les acteurs ayant participé.

3. Discussion générale

3.1 Mobilisation dans les documents de planification

La stratégie d'évitement que nous avons construit avec les acteurs de Nîmes métropole ne constitue pas, à ce jour, un outil règlementaire. Il s'agit d'une stratégie volontariste, qu'il appartiendra aux services de mettre à disposition des élus pour qu'ils s'en emparent et l'appliquent à leur stratégie d'aménagement. D'après les retours qui nous ont été faits par les services de la métropole, c'est un travail qui est en cours. Il commence à porter ses fruits, notamment auprès de leurs élus en charge de l'aménagement (d'après des documents et comptes-rendus de réunions internes à Nîmes métropole que nous avons pu consulter).

Une traduction durable de l'engagement de la métropole se trouve dans l'intégration de ces résultats dans les documents d'urbanismes. En effet, à l'échelle de la métropole, un PLUi n'est à ce jour pas encore constitué. Toute l'étude opérationnelle qui a été réalisée dans ce cadre constitue une base très pertinente pour effectuer ce travail. Les travaux que nous avons menés à la fois sur le plan technique par simulation, mais aussi à travers les résultats produits dans les ateliers peuvent s'intégrer à plusieurs niveaux de ce document.

D’abord dans l’état des lieux, l’état initial de l’environnement doit reprendre une évaluation de la biodiversité et des continuités écologiques du territoire. La simulation mise en œuvre sur 25 espèces, complétée par les données d’inventaires existantes sur le territoire, permet de traiter finement les enjeux de leur état de conservation à l’échelle de la métropole. Le travail réalisé en atelier sur la définition des sous-trames est une excellente base pour la définition des continuités écologiques du territoire.

Le rapport de présentation contient également une analyse des impacts de l’application du PLUi. La suite de l’étude opérationnelle, qui n’est pas assez aboutie pour être présentée dans ce manuscrit s’attache explicitement à évaluer les impacts des projets connus sur le territoire pour dimensionner le besoin (et le potentiel) compensatoire du territoire. À ce stade seule l’étape d’évitement est traitée et peut être intégrée dans une évaluation environnementale, mais les deux autres étapes seront bientôt livrées (juin 2022).

En dehors de la partie évaluative du document de planification, l’étude peut permettre une meilleure intégration de la biodiversité dans les documents opposables du PLUi. D’abord la démarche d’évitement peut être traduite dans une orientation d’aménagement et de programmation (OAP) (R151-7 code de l’urbanisme). Les OAP permettent de mettre en évidence des secteurs à réhabiliter ou mettre en valeur notamment pour le renforcement ou la protection de continuités écologiques. Des secteurs à enjeux ont été identifiés dans la démarche qui pourrait être intégrée dans certaines orientations. Ensuite, dans le règlement écrit, il est également tout à fait possible de mobiliser l’outil que constituent les emplacements réservés (L151-41 du code de l’urbanisme). Les emplacements réservés peuvent permettre de protéger durablement un secteur, étant inscrit dans les plans d’urbanisme (Langlois et al., 2020). Les emplacements réservés constituent des servitudes définies dans les plans locaux d’urbanisme pour anticiper l’acquisition d’un terrain. Ils permettent en outre d’interdire toute construction sur la zone, qui ne serait pas compatible avec la justification de l’emplacement réservé. Dans la pratique, la mobilisation d’emplacements réservés peut s’avérer difficile pour la collectivité territoriale (d’après un échange avec un directeur des services d’une commune, ayant eu la responsabilité du PLUi), cette dernière doit dédier un budget à cet achat et le conserver en fonction du souhait de vente du propriétaire. Par ailleurs, l’emplacement réservé doit correspondre à un projet ou à un besoin pour la collectivité qui doit être justifié.

Enfin, dans les zonages, la traduction de la stratégie d'évitement dans des zones naturelles et forestières (zones N) offre la meilleure garantie de leur protection à long terme (R151-24). Ce zonage permet de fixer les règles dans ces zones et de les définir comme des zones à protéger, sur la base de leur importance au regard de la fonctionnalité du territoire.

3.2 Vers une mise en œuvre de SNC au sein de la métropole ?

Pour poursuivre les travaux et avancer dans la séquence, Nîmes métropole a mis à disposition de TerrOïko l'inventaire de tous les projets en études ou déclarés. Les simulations pour toutes les espèces décrites plus haut ont été relancées en prenant en considération les changements d'usages des sols que provoquent ces projets d'aménagement. Les résultats de ce scénario prospectif ont ensuite été comparés à l'évaluation initiale détaillée plus haut. Cette comparaison permet de calculer les impacts prévisibles de ces projets sur la fonctionnalité du territoire.

À la lumière de ces impacts, des secteurs de compensation potentiels peuvent être identifiés, en suivant les critères de proximité, d'équivalence et des données de disponibilité foncière pour une éventuelle acquisition. Un atelier participatif va être organisé afin de discuter des cartes d'impacts résiduels ainsi que des secteurs de compensation pressentis. L'objectif de cet atelier sera de produire une identification des différents secteurs sur lesquels des mesures compensatoires pourraient être proposées. Une dernière phase de simulation, en prenant en considération les effets de ces mesures compensatoires pourraient être mis en œuvre pour évaluer le gain écologique de celles-ci sur la fonctionnalité du territoire, afin de les optimiser.

Les différents secteurs de compensation potentiels seront à analyser à la lumière de l'état de conservation des espèces mobilisées dans la simulation. Le choix des différentes mesures compensatoires repose sur deux considérations : l'équivalence des gains face aux pertes engendrées par les projets localement, mais aussi la contribution du site au regard de l'état de conservation de l'espèce à l'échelle de la métropole.

Au même titre que la stratégie d'évitement, la stratégie de compensation pourrait faire l'objet d'une traduction règlementaire pour la métropole, notamment par la constitution d'un site naturel de compensation (SNC). Le SNC est un dispositif introduit dans la loi de 2016 (LOI n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des

paysages, 2016) permettant la mise en œuvre de compensation par l'offre. Il s'agit de la mise en œuvre d'opération de restauration permettant de créer un gain écologique en anticipation qui puisse être mobilisé pour compenser des atteintes au sein de son aire de service (Darses & Cantuarias-Villessuzanne, 2017).

Notre analyse repose sur l'identification des secteurs à enjeux forts du territoire de la métropole qui doivent être évités en priorité et l'identification des secteurs sur lesquels des gains fonctionnels bénéfiques à l'ensemble du territoire peuvent être identifiés. Dans ce contexte, la qualité de l'implantation de SNC est assurée et la démarche globale de la séquence respectée. C'est un contexte qui peut être très favorable à la constitution de SNC, permettant de démontrer à la fois leur équivalence pour des impacts prévisibles et déjà caractérisés et le gain qui peut en être espéré pour le territoire (Padilla et al., 2021). Les outils de simulation numérique et l'évaluation de la fonctionnalité du territoire au sens large sont très pertinents pour étudier l'efficacité d'un futur SNC (Padilla et al., 2022).

4. Conclusion

L'objectif de ce chapitre était d'étudier si **la simulation numérique pouvait être mobilisée comme support au processus de co-construction de la planification de la séquence ERC à l'échelle d'un territoire**. Une stratégie d'évitement a été construite sur le territoire de la métropole de Nîmes, permettant une réelle intégration des enjeux écologiques dans l'aménagement du territoire et permettant déjà une diminution de la prévision d'artificialisation. La simulation numérique a été mobilisée en interaction avec les acteurs du territoire, qui se sont emparés des résultats produits pour construire cette stratégie. Cette appropriation a permis de résoudre des situations de conflits existant entre des acteurs, notamment entre la métropole et les services instructeurs. L'utilisabilité de la méthode semble bonne au regard des différents critères qui la définisse : l'apprentissage a été rapide, l'ensemble de l'étude a été réalisée rapidement, avec des temps d'ateliers relativement courts en comparaison au temps total de l'étude, une satisfaction subjective plutôt bonne au regard du retour des services de la métropole, une flexibilité de la méthode maximale et une disponibilité des données totale (carte d'occupation du sol fournie par la métropole et paramétrage fourni aux acteurs). Concernant l'acceptabilité, le champ règlementaire et

institutionnel est encore très récent sur la question de la planification de la séquence ERC, d'autant plus sur la base d'outils de modélisation. La compréhension des résultats au regard des retours de la métropole semble plutôt bonne. La traduction de ces résultats à l'avenir par la métropole sera très informative, pour bien comprendre à quel point la démarche globale a été convaincante.

Il manque tout de même à cette expérimentation l'évaluation de l'impact de la démarche auprès des élus. En effet, le portage politique de la stratégie d'évitement qui a été produite repose sur l'acceptabilité et l'utilisabilité de ces résultats par les élus, fermant de leur engagement à intégrer la biodiversité dans l'aménagement.

Chapitre 3 : Étude de l'engagement des élus à l'intégration de la biodiversité dans la stratégie d'aménagement du territoire

Nous avons vu quels bénéfices les outils numériques et génétiques peuvent apporter à l'évaluation de la biodiversité et les impacts que leur mobilisation peut avoir. Nous avons également montré dans le chapitre précédent que la simulation numérique peut être un support à la démarche de co-construction de la planification des aménagements du territoire. L'évaluation de l'utilisabilité ainsi que de l'acceptabilité socio-organisationnelle démontre l'opérationnalité de cette démarche, dans le cadre d'une utilisation avec les acteurs « techniques » du territoire. Pourtant, la mobilisation de ce type d'approche dans le cadre des stratégies portées par des EPCI ne peut avoir lieu sans portage politique par les élus. Ce sont les conditions de ce portage que nous proposons d'étudier maintenant, à travers la dynamique d'engagement des élus dans l'intégration de la biodiversité dans la planification de l'aménagement (Figure 39).

Ce chapitre fait l'objet d'une soumission prévue à la revue Développement durable & territoires. Afin d'en faciliter l'appropriation, nous avons choisi de reprendre cet article et de l'intégrer dans la logique rédactionnelle du manuscrit.

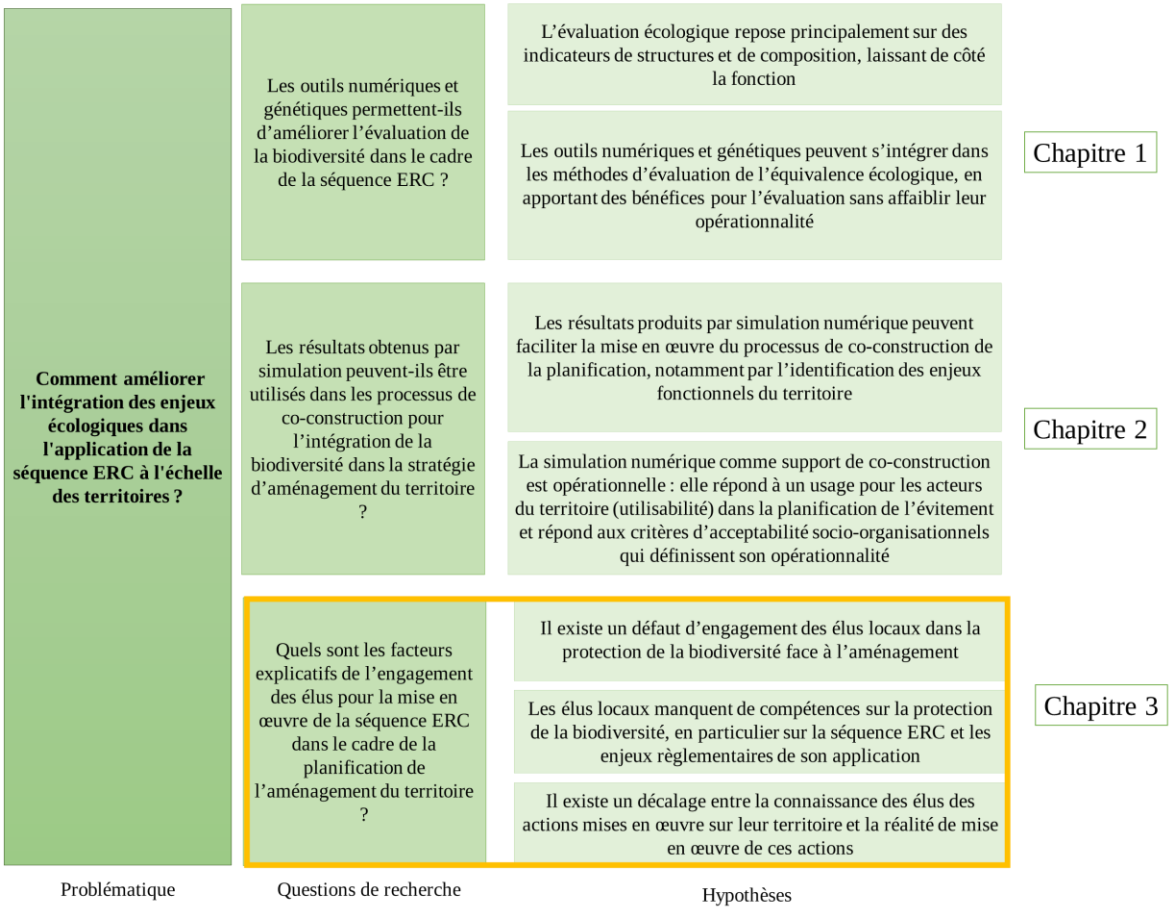


Figure 39: Positionnement du chapitre 3 dans la réponse à la problématique de thèse

1. État de l'art et questionnement de recherche

L'élu local constitue une catégorie d'acteur qui occupe une place importante dans l'action collective. De récents travaux pointent la place de l'élu comme déterminante dans la protection de la biodiversité, notamment sur la question de la planification des enjeux écologiques (Bezombes & Regnery, 2020; Bigard, 2018; Dantec, 2017; Gaucherand et al., 2019; Guillet & Semal, 2017; Levrel et al., 2018; Lombard Latune, 2018; Sébastien et al., 2014).

L'importance de l'élu local pour la mise en œuvre de la séquence ERC tient des différentes compétences qu'il peut exercer à l'échelle de son mandat. Son rôle a beaucoup changé dans les dernières années, en lien avec de nombreuses lois qui complètent ou modifient ses

fonctions et compétences. Les lois de décentralisation comme la loi MAPTAM (LOI n° 2014-58 du 27 janvier 2014 de modernisation de l'action publique territoriale et d'affirmation des métropoles (1), 2014) ou la loi NOTRe (LOI n° 2015-991 du 7 août 2015 portant nouvelle organisation territoriale de la République, 2015) transfèrent des compétences entre 4 différentes échelles territoriales : région, département, intercommunalités et communes. La région devient cheffe de file pour la *Biodiversité* avec la loi MAPTAM. À l'échelle locale, ces lois apportent de nouvelles compétences comme celle de la gestion des milieux aquatiques et prévention des inondations (GEMAPI), qui se retrouvent intégrées comme compétence obligatoire des EPCI. Dans le cadre de la GEMAPI, les intercommunalités doivent entreprendre des actions d'aménagement des bassins versants, de défense contre les inondations et de protection des zones humides, en lien avec leurs dynamiques d'aménagement.

À l'échelon le plus local, le maire peut toujours mobiliser plusieurs compétences pour la préservation des milieux naturels : le pouvoir de police pour faire respecter le droit de l'environnement, l'interdiction ou la limitation d'accès à la circulation ou encore la mobilisation des mesures d'assistance et de secours d'urgence pour prévenir ou faire cesser des pollutions (Clap & Moral, 2010). À l'échelle des EPCI, les compétences associées à la protection de la biodiversité se retrouvent plutôt dans les démarches de planification du territoire, dans le règlement des plans d'urbanisme, par exemple, ou dans les compétences GEMAPI pour les milieux humides.

D'après Bockel et collaborateurs. (2018), les évolutions du fonctionnement des collectivités territoriales a cependant tendance à complexifier l'action des élus, « *en quelques décennies, une technicité de plus en plus pointue s'est imposée dans la gestion des affaires locales. Désormais, les élus doivent disposer de connaissances précises dans leurs très nombreux domaines d'intervention* », en particulier sur des sujets très sensibles comme la gestion de l'environnement.

Le retour d'expérience des travaux de recherche-action menés à Nîmes métropole montre que la traduction d'études techniques pour les élus reste centrale pour leur utilisation. Pour garantir l'utilisation d'outil, d'une méthodologie ou le lancement d'une démarche portée par une collectivité, il convient de convaincre les élus et donc de s'intégrer dans le projet politique qu'ils portent. Dans le cadre strictement règlementaire ou très normé des plans

d'urbanismes par exemple, l'adhésion des élus peut ne pas être nécessaire. Mais dans le cadre que nous étudions ici, c'est-à-dire une démarche volontariste mobilisée pour guider l'aménagement du territoire, l'adhésion de l'élu est indispensable pour une appropriation politique des résultats. Nous proposons donc d'étudier la démarche d'engagement de l'élu dans l'intégration de la nature dans l'exercice de l'aménagement afin d'en cerner les caractéristiques.

Afin d'étudier les conditions d'adhésion des élus à l'application d'une telle démarche, il convient de comprendre leur cadre de réflexion, le cadre qui donne du sens ou non à cette action pour le décideur. Afin d'analyser ce cadre, il nous a paru pertinent de mobiliser le cadre de la sociologie de l'action publique.

Dans le champ de la sociologie de l'action publique, le cadre cognitif et normatif qui donne du sens aux actions est la **représentation**, un élément d'analyse d'une action publique, en interaction avec les **acteurs**, les **institutions**, les **résultats** et les **processus** (Lascoumes & Le Galès, 2012) (Figure 40).

Les processus sont les formes d'interactions qui rendent compte de la mobilisation des acteurs. Les institutions regroupent les normes, règles et procédures qui gouvernent ces interactions. Les résultats enfin sont les effets de l'action publique (Ibid). La démarche que nous avons mise en œuvre dans le chapitre 2 constitue un processus de la mise en œuvre de l'action publique qu'est la séquence ERC.

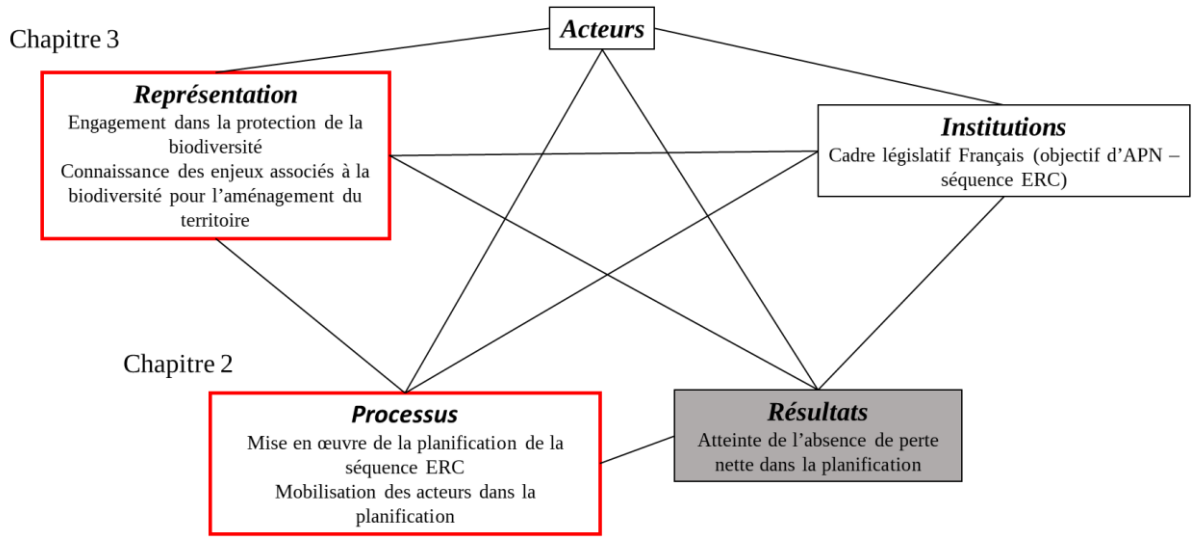


Figure 40 : Pentagone de l'action publique mobilisé dans notre démarche d'application de la séquence ERC

L’étude de la représentation associée à cette démarche d’intégration de la biodiversité dans la planification de l’aménagement pour les élus permet de mieux appréhender les conditions de sa mise en œuvre. **Quels sont les facteurs explicatifs de l’engagement des élus pour la mise en œuvre de la séquence ERC dans le cadre de la planification de l’aménagement du territoire ?**

Ces déterminants peuvent être considérés comme différents verrous qui empêchent cette mise en œuvre. Nous nous sommes en particulier concentrés sur trois d’entre eux, à la lumière de la bibliographie et des retours d’expérience de la situation de Nîmes métropole (Figure 41).

Le premier verrou que nous avons cherché à caractériser porte sur l’engagement ou plus particulièrement un défaut d’engagement des élus dans la prise en compte de la biodiversité dans l’aménagement (Bigard, 2018; Levrel et al., 2012). Ce défaut d’engagement est caractérisé par un manque de justification de la protection de l’environnement, face à d’autres engagements : sociaux, économiques… La biodiversité ne serait pas considérée comme un bien commun d’une importance suffisante pour passer en priorité face à d’autres sujets concernés par l’aménagement du territoire.

Le deuxième verrou porte sur le manque de connaissance et de compréhension des enjeux règlementaires de la part des élus (Bockel et al., 2018), en particulier sur un défaut d’application de la séquence ERC (Dantec, 2017; Jacob et al., 2015; Levrel et al., 2018). S’il n’est pas attendu des élus d’être expert de tous les sujets, la méconnaissance des conséquences d’un défaut d’application de la règlementation (ou d’un manque d’anticipation de cette règlementation) peut avoir des implications politiques et économiques fortes pour le territoire. Dans le cadre de la préservation de la biodiversité, le manque d’anticipation du besoin compensatoire d’un territoire peut entraîner le blocage de la dynamique d’aménagement (retour d’expérience du contexte général de Nîmes métropole). Ce verrou est d’autant plus important au regard des évolutions législatives récentes qui complexifie le rôle des élus à l’échelle locale, ajoutant à ce flou.

Le troisième verrou que nous avons étudié porte enfin sur un décalage entre la présence de l’action menée sur le territoire dans le discours de l’élu et la réalité de sa mise en œuvre. Un défaut de confrontation à la réalité, notamment par la faiblesse des interactions entre l’élu et les services techniques de la collectivité dans laquelle il évolue auraient isolé les élus des problématiques réelles de leur territoire en matière de biodiversité.

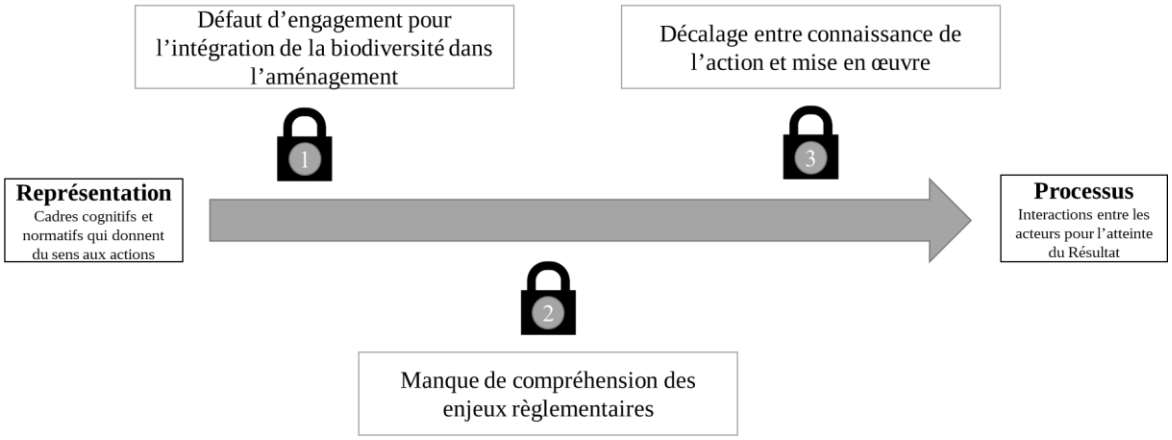


Figure 41 : Les différents verrous associés à la représentation des élus de la planification de la séquence ERC

Afin de caractériser la première hypothèse, un cadre d'analyse supplémentaire doit être mobilisé, celui des régimes d'engagement (Thévenot, 2006). Les deux hypothèses suivantes en découlent et sont considérées dans le prisme de la *Représentation* dans l'analyse de l'action publique (Lascoumes & Le Galès, 2012).

2. Cadre d'analyse

Nous avons mobilisé le cadre analytique de la sociologie des régimes d'engagements (Thévenot, 2006) associé aux registres de justification (Boltanski et Thévenot, 1991), nous permettant de bien comprendre les logiques qui poussent les élus à s'engager dans la mise en œuvre d'un processus ou non. Dans notre cadre de recherche, l'engagement que nous souhaitons voir apparaître chez les élus est celui de la protection de la biodiversité dans leur pratique de l'aménagement du territoire.

L'*engagement* selon Thévenot (Thévenot, 2006) renvoie à un processus qui va de la promesse d'une action d'un individu, caractérisée par un souhait ou un objectif de résultat, défini dans un environnement donné, à la définition de capacités pour mener à bien cette action (caractérisées par des aptitudes et des compétences pour mobiliser les ressources nécessaires à cette action).

Plusieurs régimes d'engagement sont décrits par Thévenot pour caractériser la façon dont un individu se mobilise pour une action. Ces régimes d'engagement sont associés à un régime d'action ainsi que des normes et convenances qui l'accompagnent (Renou, 2007). Dans sa

thèse, Audrey Richard-Ferroudji (2008) présente en détail ces différents régimes d'engagements :

D'abord, le régime de l'engagement justifiable est un rapport conventionnel au monde, dans lequel l'individu qui prend un engagement est davantage considéré selon un statut ou un rapport qualifié qui prétend participer à un *bien commun*. Ce positionnement correspond tout à fait à une posture politique.

La notion de bien commun est centrale dans cette analyse de la justification. Elle fait référence à un but, un objectif à atteindre via l'action (et donc via un engagement dans cette action). Ce bien commun est caractérisé selon sa *grandeur*, c'est-à-dire sa valeur dans un système d'équivalence entre différentes logiques de justifications, qui sont décrites comme des « cités » (Jacquemain, 2001). Ces cités sont au nombre de 6 : civique, domestique, marchande, industrielle, inspiration et cité de l'opinion. Dans notre cadre d'étude, seules 3 cités sont véritablement mobilisées, auxquelles vient s'ajouter la cité verte :

- La Cité civique est construite autour de la recherche d'un bien commun qui soit d'intérêt général. Elle définit la légitimité de l'individu par sa représentativité d'un collectif. Cette cité est mobilisée pour justifier des engagements qui dépassent l'individu et contribue à améliorer la vie de la collectivité. La protection de la biodiversité pour les services écosystémiques qu'elle procure par exemple est une logique de justification qui rentre dans la cité civique.
- La Cité domestique est régie par la tradition. La justification des actions vient de la fidélité à la tradition. Cette cité érige le « on a toujours fait comme ça » comme une justification à l'engagement. Elle ramène à des considérations d'actions rapportées aux expériences passées. Protéger les paysages pour entretenir une culture locale, une continuité temporelle dans les actions d'un territoire est une justification qui mobilise la cité domestique.
- La Cité marchande enfin qualifie le bien commun et la grandeur selon des considérations de pécuniaires. Cette cité est centrée sur des valeurs matérielles (la richesse au sens large). Ce sont les marchés qui sont érigés comme une forme de bien commun. Dans notre cadre d'étude, l'environnement peut y être considéré comme un capital, qu'il serait pertinent de protéger pour les ressources qu'il met à disposition.

Encore une fois, les services écosystémiques, considérés cette fois sous un aspect plus économique mobilisent la cité marchande.

- L'existence d'une septième cité, la Cité verte est sujette à débat (Richard-Ferroudji, 2008), car elle existe à l'interaction entre différentes cités. La cité verte est définie autour de la protection de l'environnement, érigé comme bien commun à rechercher. Dans l'étude de notre problématique, la mobilisation de la cité verte prend beaucoup de sens, notamment pour étudier les montées en grandeur face à d'autres cités.

Ces différentes cités peuvent être considérées comme des registres de justification auxquels les élus peuvent rattacher les biens communs qu'ils poursuivent dans leurs engagements. Ainsi, la compréhension de la cité à laquelle les élus étudiés assoient leurs logiques d'engagement pourra permettre de mieux comprendre leur relation à la biodiversité. Autrement dit, elle permettra de comprendre pourquoi, pour quel bien commun, les élus s'engagent.

Outre un engagement associé à une posture que peut avoir l'élu dans la défense d'un *bien commun*, d'autres régimes d'engagement peuvent être présents dans leurs discours. Ces deux autres régimes d'engagement sont quant à eux plus portés sur la position de l'élu en tant qu'utilisateur d'un bien ou encore plus personnel, avec une relation d'affection à un bien.

- Le régime de l'engagement en plan est caractérisé par l'utilisation du bien engagé, qui est considéré dans sa forme utilitaire et fonctionnelle, pour une action spécifique. Si le régime d'engagement justifiable définit l'engagement autour du bien commun, le régime en plan est davantage associé à la praticité et l'utilisation du bien. La défense de la biodiversité pour les services qu'elle rend, à l'agriculture ou à la sylviculture par exemple, renvoie à un engagement en plan pour l'élu.
- Enfin, le régime d'engagement familier est caractérisé par un engagement auprès d'un bien plus proche et plus intime. Il s'agit d'un rapport personnalisé au monde, une relation familière avec les objets, les choses ou les personnes. Ce registre d'engagement peut être associé à des souvenirs d'enfance ou des ressentis associés à des biens. Un élu qui défend la protection de la biodiversité pour la beauté du paysage, qui le touche intimement à travers son histoire personnelle manifeste ainsi un engagement familier.

L’analyse de la logique d’engagement des élus à la fois dans leur posture politique, mais également dans celle d’habitant du territoire permet de mieux comprendre leur approche sur la protection de l’environnement. L’analyse intrinsèque de leur régime d’engagement permet de comprendre comment ils s’engagent.

Thévenot explique que l’engagement implique qu’un individu envisage une action, se dirige vers sa mise en œuvre, en visant un *bien*. L’individu prend alors la mesure de son *environnement*, c’est-à-dire les conditions qui l’entourent et qui sont impliquées dans l’action. En fonction de cet environnement, il envisage la *convenance de son action*, c’est-à-dire évalue le succès de celle-ci. Il engage alors des modifications dans son environnement selon ses propres *capacités* et relance son évaluation.

Cette définition de l’engagement repose sur différents *élargissements*, qui sont à considérer dans notre analyse : le *pouvoir investi* (le niveau de motivation de l’engagement), le *bien engagé* (l’objectif à atteindre par l’action), la *réalité engagée* (l’environnement dans lequel se construit l’engagent) et la *convenance de son action* (les chances de succès de son action, qui impactent la dynamique de l’engagement).

D’abord le pouvoir investi et le bien engagé correspondent au bien commun et la justification de son importance selon le régime d’engagement et le registre de justification mobilisé. La notion de pouvoir investi peut mobiliser des montées en grandeur dans les différentes cités pour justifier de l’importance de l’investissement.

Ensuite, la réalité engagée correspond à l’environnement dans lequel l’action de l’engagement se situe. Cet environnement est composé des acteurs humains et non humains qui entourent l’élu dans sa prise de décision. C’est un élément très important dans notre analyse. En effet, les élus sont soumis à des prises de position et des influences très importantes de nombreux acteurs différents sur leur territoire. Il est pertinent d’évaluer à quel point ces interactions créent un environnement favorable ou non à l’intégration de la biodiversité dans leur pratique d’aménagement sur leur territoire. Par ailleurs, l’hypothèse que les caractéristiques physiques de leur territoire peuvent également avoir de l’impact sur leur engagement peut être posée. Cet engagement serait donc fonction de la typologie de la commune, la présence de biodiversité patrimoniale, etc. Cet élément de contexte est important à prendre en compte dans notre analyse.

Enfin, la dynamique de l'engagement correspond à l'état dans lequel se retrouve un individu suivant un engagement. Cette dynamique est variable en fonction de l'environnement et du pouvoir investi par l'individu. Thévenot distingue une phase de *repos confiant*, lorsque l'action est justifiée par la collectivité et/ou que l'environnement y est favorable, et une phase de *doute éprouvant* lorsque l'engagement est critiqué ou que l'environnement est devenu défavorable. Ces deux états sont

Pour bien comprendre les caractéristiques de l'engagement des élus communaux, leurs dynamiques et les justifications qui les soutiennent, nous avons mobilisé ce cadre d'analyse pour le traitement d'entretiens semi-directifs que nous avons mené auprès d'une quinzaine d'élus de différentes collectivités territoriales.

3. Matériel et Méthode

3.1 Échantillonnage

Nous avons rencontré 15 élus sur 5 territoires différents (Figure 42). Tous les élus que nous avons rencontrés portent (ou ont porté jusque récemment) des responsabilités à la fois à l'échelle communale (maire ou premier adjoint d'une commune) et dans une collectivité territoriale (Vice-président sur une thématique en lien avec notre étude) (Tableau 9).

Les élus ont été sélectionnés en lien avec les services techniques de différentes collectivités rencontrées. À la suite d'un premier échange avec les responsables de la prise en compte de la biodiversité (services variables selon les organisations), nous avons été orientés vers certains élus, sur la base des thématiques d'aménagement, de la planification du territoire et de la biodiversité (plus largement développement durable pour certaines communautés de commune).

Les élus ont par la suite été contactés directement, en mentionnant bien que l'entretien s'insérait dans un cadre de recherche sur **leur prise en compte de la biodiversité**, **en lien avec l'aménagement de leur territoire et la planification de cet aménagement**. Le courriel de premier contact avec les élus a été à chaque fois rédigé en mobilisant cette terminologie.

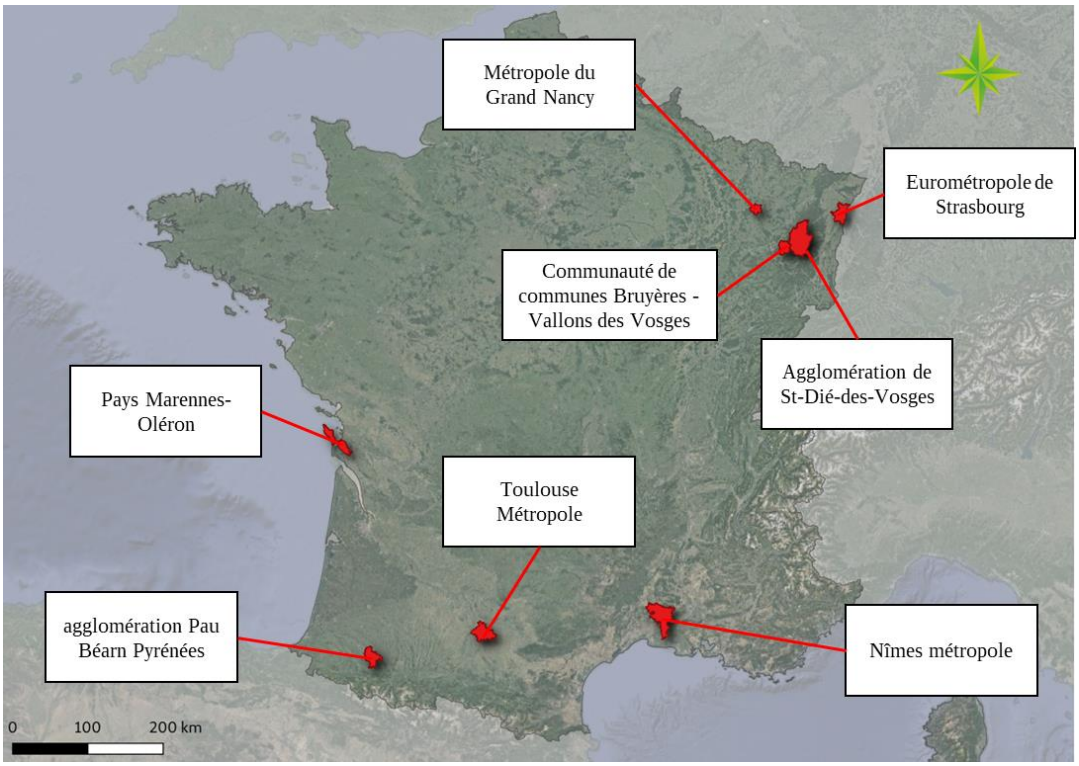


Figure 42 : Répartition géographique des élus rencontrés

Tableau 9 : Répartition des responsabilités et délégation des élus rencontrés

Élu	Type de commune	Responsabilité	Délégation
1	Rurale	Conseiller métropolitain	Développement durable
2	Urbaine	Vice-président de métropole	Aménagement
3	Urbaine	Vice-président de métropole	Urbanisme
4	Rurale	Conseiller communautaire	Logement et environnement
5	Rurale	Vice-président d'agglomération	Urbanisme
6	Rurale	Vice-président de Pays	Développement durable
7	Rurale	Vice-président de communauté de commune	Aménagement
8	Urbaine	Conseiller euro métropolitain	Développement durable
9	Rurale	Vice-président d'agglomération	Développement économique
10	Urbaine	Vice-président de métropole	Urbanisme
11	Rurale	Vice-président de communauté de commune	Habitat et logement
12	Rurale	Président communauté de commune	Urbanisme
13	Rurale	Conseiller métropolitain	Développement durable
14	Urbaine	Vice-président de métropole	Biodiversité
15	Urbaine	Président de communauté de commune	Urbanisme

3.2 Entretiens semi-directifs

Chaque élu a été rencontré en face à face, pour une discussion d'une heure en moyenne (de 40 minutes à 1 h 26) et ont été enregistrés afin d'être analysés a posteriori.

Les entretiens semi-directifs ont été réalisés en deux temps. D'abord un temps peu directif, comportant des questions très générales et laissant beaucoup de liberté à l'élu, sur les thèmes de l'aménagement de leur territoire et de la biodiversité. Ce premier temps a été mobilisé pour analyser davantage l'engagement de l'élu, en le laissant rattacher cet engagement aux régimes de justification qui lui sont propres. Ensuite un temps plus dirigé, avec des questions plus précises sur les thématiques de la séquence ERC et du lien entre élu et services. Des éclaircissements sur certains éléments du discours de la première phase ont également été demandés pendant ce second temps. Cette seconde phase a permis d'apprécier les connaissances des élus concernant les deux autres verrous. Ces deux temps correspondent à l'exploration de nos différents verrous (Figure 43). La grille d'entretiens utilisée est présentée en Annexe 5.

Tous les entretiens ont été menés sur la base du même questionnaire, avec les mêmes thématiques abordées et les mêmes éléments d'information apportés aux élus. L'ordre dans lequel les thématiques ont été abordées a pu changer entre les élus, en fonction de la direction dans laquelle l'élu a mené la discussion.

Les débuts de l'entretien ont toujours été formalisés de la même façon, d'abord une demande d'autorisation d'enregistrement pour l'analyse des entretiens, une présentation très succincte reprenant les thématiques abordées dans l'entretien : biodiversité, aménagement et planification du territoire, une demande d'introduction des différentes responsabilités de l'élu rencontré et enfin une question introductive sur la pratique de l'aménagement dans la collectivité.

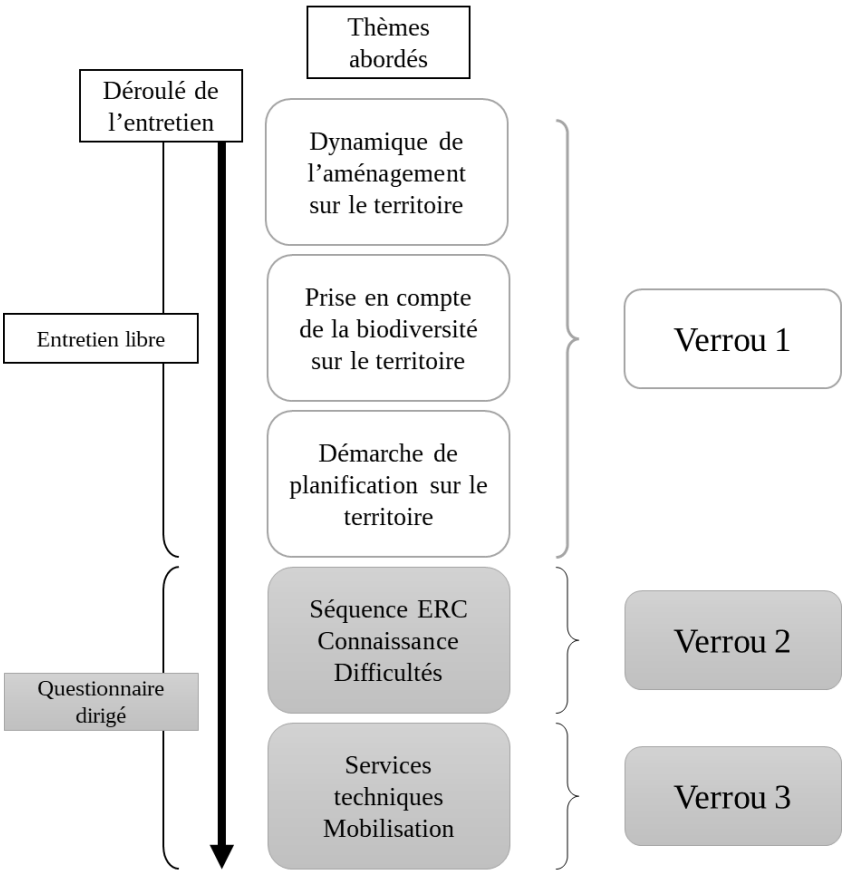


Figure 43 : Organisation générale des entretiens

3.3 Analyse des régimes d'engagement

Dans un premier temps, nous avons analysé le niveau d'engagement de l'élu sur la prise en compte de la biodiversité. Pour chaque entretien nous nous sommes concentrés sur la première partie, plus libre de l'entretien ou l'élu évoque la dynamique d'aménagement ainsi que la prise en compte de la biodiversité sur son territoire. Nous avons procédé à une analyse qualitative des réponses des élus, en suivant les régimes d'engagement décrits par Thévenot : engagement familier, en plan ou justifiable. Dans le cas des régimes d'engagements justifiables, nous avons également analysé quels registres de justification étaient mis en avant pour la prise en compte de la biodiversité, au sein des différentes cités présentées plus haut, en particulier la cité civique, domestique, marchande et verte. L'analyse des différentes cités mobilisées ainsi que la montée en grandeur dans le discours de l'élu, qu'elle soit dans sa propre argumentation ou associée à des débats avec d'autres élus du territoire (éléments

racontés par l'élu) permet de mieux comprendre la justification générale de l'engagement de l'élu.

Enfin, pour caractériser les engagements que nous avons identifiés dans le discours des élus, nous avons étudié l'environnement de ces engagements tels que décrits par les élus. L'analyse de l'engagement nous permet d'éclairer davantage la dynamique de celui-ci pour l'élu.

L'ensemble de ces éléments nous permet de mieux comprendre le niveau d'engagement, puis la logique d'engagement de l'élu, l'objectif vers lequel il tend, sur quelle justification et dans quelle dynamique.

3.4 Connaissance de la séquence ERC et de son application

Dans la seconde partie de l'entretien, plus directive, les élus ont été interrogés sur leur connaissance du dispositif de la séquence ERC. Si besoin, la séquence leur a été explicitée avant d'avancer dans le questionnaire.

Nous avons donc analysé à la fois leur réponse à la question spécifique de la définition de la séquence (analyse quantitative simple) ainsi que les commentaires que les élus ont pu en faire. Dans l'étude de cette hypothèse, les éléments distillés dans la partie moins dirigée de l'entretien ont également été considérés.

3.5 Confrontation entre discours de l'élu et réalité du territoire

Pour analyser ce troisième verrou, nous avons commencé par analyser qualitativement les réponses des élus concernant l'existence et la compétence de leurs services techniques sur la question de la biodiversité. Les réponses des élus à ces questions nous permettent d'évaluer leur niveau de confiance envers leurs services ainsi que d'évaluer à quel point ils s'appuient sur eux.

Comme évoqué dans l'échantillonnage, les services techniques des territoires sur lesquels les élus ont été interviewés ont tous été rencontrés. Pour certains d'entre eux, des études ont été menées ou sont toujours en cours, conduites par TerrOïko, notamment des missions portant sur la planification du territoire (entrée TVB, plan paysage ou séquence ERC). C'est le cas des territoires de Nîmes métropole, Toulouse métropole et du pays de Marennes Oléron. Nous

avons donc fait le lien entre les missions menées sur ces territoires par TerrOïko sur ces questions et le discours des élus à propos de leurs besoins en connaissance ou en outil pour l'intégration de la biodiversité. Ce parallèle a été renforcé par les échanges que nous avons eus avec les services techniques, pour aboutir à une étude empirique du décalage entre la réalité de terrain et les discours politiques.

L'objectif de cette partie n'est évidemment pas de pointer du doigt le manque de connaissance d'un élu des dispositifs existants sur son territoire, mais bien d'identifier une différence entre la conscience de la mise en œuvre de ces dispositifs par l'élu et leur réelle mise en place.

4. Résultats

4.1 Verrou 1 : Caractéristiques des régimes d'engagement des élus

Un engagement unanime pour la biodiversité, sous différents régimes

Le tout premier résultat de l'enquête réfute notre première hypothèse concernant l'engagement des élus pour la protection de la biodiversité. En effet, tous les élus que nous avons rencontrés manifestent dans leur discours une volonté d'engagement pour la nature. La prise en compte de la biodiversité intervient dans leur discours, à des degrés divers : d'une prise en compte au sein de la protection de l'environnement au sens large (dans les thématiques de développement durable, énergie, réchauffement climatique, arbres en ville…) ou spécifiquement sur des enjeux faune, flore ou habitats (espèces protégées, services écosystémiques de certains habitats…), « *Aujourd'hui cette volonté d'économiser, de préserver, d'assurer l'avenir, ça a pénétré une majorité d'élus* » (élu 4, rencontré le 15/11/19).

Une étude approfondie de ces volontés révèle que cette prise en compte de la biodiversité est associée à plusieurs régimes d'engagement chez les élus que nous avons rencontrés.

Pour cinq élus de notre échantillon, la protection de la biodiversité fait l'objet soit d'un engagement familier plus ou moins associé à un engagement en plan. Dans l'engagement familier, la biodiversité est rattachée à des souvenirs d'enfance, construisant ainsi un engagement autour d'une relation intime avec des caractéristiques du territoire : les animaux,

les paysages, des métiers anciens, etc. L'engagement en plan est quant à lui construit autour de l'utilité de la biodiversité et au sens large des milieux naturels, services écosystémiques ou encore de l'usage agricole des espaces.

Ces deux régimes d'engagement se rejoignent autour d'une certaine idée d'identité ou de « *sens du territoire* » (élu 10, rencontré le 14/02/20) mentionné par certains élus et qui doit être préservée. Dans notre échantillon, ces engagements sont surtout associés à des élus ruraux, sur des territoires présentant des paysages avec beaucoup d'intérêt patrimoniaux (littoral, montagne, forêt) et des discours plutôt proches de la nature ou de son évolution : « *moi quand je suis revenu j'ai été un peu frappé de voir cette absence d'oiseaux et d'animaux* » (élu 15, rencontré le 15/11/19).

Ce type d'engagement traduit une prise en compte de la biodiversité qui semble naturelle, qui va de soi pour l'aménagement du territoire.

Tous les élus que nous avons rencontrés font mention d'un engagement justifiable pour la biodiversité. Dans le discours, l'engagement justifiable est parfois associé à la posture politique : en tant qu'élu, porteur de responsabilités publiques, la personne rencontrée s'est engagée dans des démarches de protection de l'environnement. La notion de contrainte associée à cet engagement apparaît dans une grande majorité d'entretiens. Il s'agit d'un élément particulièrement notable, qui conditionne l'engagement de certains élus : « *Concernant la façon dont on traite la biodiversité, je dirai qu'on fait ça un peu de manière contrainte et forcée* ». (élu 1, rencontré le 16/09/19) La contrainte agit à différents niveaux. Davantage qu'une justification à l'engagement, la contrainte peut en être la source. Pour de nombreux élus, la contrainte est avant tout règlementaire : « *Si vous voulez, je ne crois pas personnellement, si l'écologie ne nous avait pas été imposée, la plupart des élus de notre génération ne l'auraient pas fait* » - « *Là, de toute façon, il y a la loi et les règlements qui nous encadrent, et c'est comme ça et pas autrement. Il y a bien des projets qu'on mènerait bien plus aisément qu'on ne les mène, mais on a cette limite-là qui est comprise par tout le monde* » (élu 2, rencontré le 17/09/19).

Il semble que cette contrainte ait été bien comprise par les élus et qu'un virage ait été effectué dans ces dernières années pour la prendre en compte et nourrir l'engagement politique nécessaire pour y répondre : « *Parce que jusqu'à présent les élus, ils avaient un raisonnement de dire : l'Europe nous emmerde, l'état nous emmerde, les techniciens nous saoulent, mais on*

veut aller là, on ira quand même et on verra bien ce qui se passe. Ça, ils se sont rendu compte que ça marche plus, du coup ils sont obligés de rentrer dans la réflexion. Du coup ils s'approprient tout ça » (élu 1, rencontré le 16/09/19). Ce changement de paradigme confirme bien que l'engagement pour la biodiversité est entré dans le discours de tous les élus.

La contrainte est enfin une garantie pour les élus sensibilisés face à ceux qui le sont moins, leur permettant de convaincre plus facilement et de conserver un cadre fixe. Les documents d'urbanisme à toutes les échelles remplissent ce rôle de cadrage. Un maire généralisait l'effet de ces documents sur les élus : *« les élus font de moins en moins n'importe quoi, d'une part car ils sont beaucoup plus contraints, par la loi, par la règlementation, par les documents d'urbanisme, notamment le SCOT qui a été construit ces 10 dernières années, ça s'est bien amélioré* » (élu 9, rencontré le 15/11/19).

Des justifications variables pour l'engagement, la cité verte peu mentionnée

Si les élus s'engagent tous pour la biodiversité, les raisons de leur engagement varient. Pour bien comprendre sur quelles bases ils se fondent, nous avons étudié les régimes de justification des différents engagements, en particulier les engagements justifiables, qui sont portés comme postures politiques.

Même si cette justification apparaît peu dans les entretiens, quatre élus mentionnent (surtout dans de grandes métropoles, pour des élus plus politisés), comme première cité de justification la cité verte sans relation aux activités humaines. L'engagement pour la biodiversité repose sur l'importance de la protection de la biodiversité pour elle-même, pour conserver le patrimoine naturel.

À la croisée entre un engagement justifiable qui serait centré sur la cité civique associée au bien commun que sont l'alimentation et le développement économique et un engagement en plan, la protection des activités agricoles apparaît comme justification première : « *il y a eu au cours de ce mandat, une campagne parce que ça fait partie de l'environnement, la nature, mais avec des visées éventuellement économiques, une reconquête des terres agricoles, à travers une lutte contre les friches* » (élu 12, rencontré le 12/11/19). Même si le rapport à l'environnement est ici vu sous le prisme de son utilité pour l'agriculture et si les conditions

de la protection de la biodiversité sont discutables dans ce prisme, il constitue une justification forte de l'engagement pour six élus.

Pour beaucoup d'élus, la justification de l'engagement repose sur la cité civique, la poursuite d'un bien commun qui serait avant tout associé à la qualité de vie des habitants, « *tout ça fait partie d'un équilibre de la biodiversité, d'une richesse de la biodiversité, ça augmente aussi la qualité de vie pour les habitants* » (élu 11, rencontré le 22/01/20), l'objectif pour eux étant de « *faire en sorte que les gens soient bien dans leur territoire* » (élu 10, rencontré le 14/02/20).

Cette notion de bien être se regroupe avec le facteur d'attractivité du territoire, toujours dans la cité civique. Cette idée se recoupe avec celle de l'identité du paysage, dans un engagement plus familier : « *une de nos principales, même la principale source d'attractivité c'est qu'on est dans un endroit où il fait bon vivre* » (élu 1, rencontré le 16/09/19). C'est avant tout un registre de justification qui apparaît pour les élus de communes rurales ou péri urbaines, qui bénéficie d'un patrimoine naturel important, bien identifié comme un facteur de développement ou d'intérêt, « *l'atout majeur de notre collectivité c'est le cadre de vie, c'est les paysages, la qualité de… Si on ne le défend pas, c'est qu'on n'a rien compris* » (élu 7, rencontré le 23/01/20).

Cette notion de qualité de vie pour le développement du territoire trouve écho dans des stratégies de diversification des industries et activités tertiaires présentes sur le territoire. Afin d'attirer des entreprises de haut niveau technologique par exemple, la protection de la biodiversité et donc du cadre de vie serait un atout majeur : « *à un moment donné, on nous demande d'arrêter de mettre en place des bases logistiques, où on a des gens payés au SMIC et plutôt de monter en puissance et d'attirer des entreprises qui sont des entreprises de hautes technologies, qui sont encore plus sensibles à la qualité de l'environnement, à la qualité de vie, etc., etc. Alors vraiment on met tout là-dessus* » (élu 1, rencontré le 16/09/19).

Un élu définit clairement le lien entre les composantes environnementales et la qualité du développement pour sa commune, qui aurait un impact sur la qualité de vie pour ses habitants : « *Si vous voulez, on a cette conscience environnementale liée à nos paysages, liés à la biodiversité, liée à la ressource en eau qui fait qu'on a une conscience forte sur la qualité du développement qu'on doit mettre en œuvre sur la commune* » (élu 5, rencontré le

15/11/19). Le lien entre protection de la biodiversité et qualité de vie est donc très bien cerné par les élus que nous avons rencontrés.

On identifie enfin un certain opportunisme qui se manifeste à travers la protection de l'environnement. L'objectif affiché est bien de protéger la biodiversité, mais sans toucher à des projets ou remettre en cause d'autres actions, sur des parcelles « *qui n'intéressent pas forcément des privés, mais qui pour une commune sont quand même de beaux lieux à respecter, à mettre en valeur pour que tout le monde en profite* » (élu 9, rencontré le 15/11/19). Si cette démarche peut avoir du sens sur certaines communes, elle ouvre cependant la voie à une utilisation future pour d'autres activités : « *ce ne sont pas des espaces qui sont figés, qui ne serviront jamais à rien* » (élu 15, rencontré le 12/11/19). La protection d'espace pour les enjeux écologiques qu'ils portent serait donc une phase transitoire avant une autre utilisation pour le développement de la commune. Ce type de raisonnement montre bien que l'engagement pour la biodiversité entre en collision avec d'autres thématiques défendues par les élus, ici celle du développement. Nous avons donc analysé quelles sont les montées en grandeur dans les justifications d'engagements des élus, dans leur propre argumentation ou dans des débats rapportés.

Quelles montées en grandeur face à d'autres engagements ?

De nombreux élus nous ont fait part des débats et des argumentaires qu'ils vivent au quotidien sur la justification de cet engagement. Ces argumentaires traduisent des hiérarchisations dans les biens communs défendus par les élus ou leurs collègues et interlocuteurs. Au cours des entretiens, des montées en grandeur dans le régime d'engagement propre à l'élu ont également été identifiées, traduisant des hiérarchisations de l'action entre la biodiversité et d'autres biens communs recherchés par ce dernier.

La première montée en grandeur qu'il est possible d'identifier est caractérisée par une opposition entre la protection de la biodiversité comme bien commun et le développement du territoire, au sens économique ou social. Des éléments de la cité verte sont mis en opposition avec la cité civique voir la cité marchande dans une extension politique : *« J'en sais rien, mais on parle des plans trames, des orchidées, des oiseaux, etc, des grenouilles […] enfin il y a un élu dans notre équipe, il a cette phrase, je la dirais moins bien que lui : « j'aime mieux*

que mes enfants mangent que les grenouilles ou les sauterelles vivent bien » (élu 2, rencontré le 17/09/19). Une telle mise en opposition dans notre enquête n'a été explicitée que dans le discours d'un seul élu. Cependant, elle fait écho à beaucoup de débats racontés par d'autres élus comme autant de situations vécues dans le cadre de leurs activités d'aménagement du territoire. L'idée que la protection de la biodiversité s'oppose au développement de la collectivité est centrale pour un certain nombre d'élus et bloque l'engagement vers ce bien commun : « *Ce qui ressort souvent un peu partout quand on leur parle de ça, ce que beaucoup d'élus ne comprennent pas, c'est qu'à cause d'un papillon, on ne peut pas faire ceci et cela* » (élu 11, rencontré le 22/01/20). Les actions de protections pourraient ainsi mettre en péril l'activité humaine : « *on laisse se développer les friches, au détriment de la personne. Au détriment de l'être humain si j'ose dire* » (élu 12, rencontré le 12/11/19), « *chaque fois qu'on prend une délibération en matière de protection de la biodiversité quelle qu'elle soit, on a de suite une levée de boucliers d'un certain nombre d'élus, qui disent, en ce moment on protège plus les animaux que les hommes* » (élu 1, rencontré le 16/09/19).

Une deuxième montée en grandeur porte sur la critique de la démarche de planification, notamment dans le cadre de protection de la biodiversité. La montée en grandeur décrite par les élus qui la mentionne est caractérisée par une opposition entre un engagement dans la cité civique pour la planification, face à la cité domestique. Dans la cité civique, ce sont tous les bénéfices de la planification qui sont évoqués comme moteur. Dans la cité domestique, c'est la conservation des modes d'action historiques qui prédomine. Le centre de cette opposition se trouve dans le sentiment de perte de pouvoir des élus à travers la démarche de planification : « *c'est pas tant les habitants qui ont été choqués, c'est les maires, qui avaient prévu un autre développement ou un autre projet dans certains secteurs, et qui se voyaient privés de leur joujou parce qu'on allait leur coller une Trame Verte et Bleue »* (élu 14, rencontré le 22/01/20); *« Ils ont tant les habitants qui ont été choqués, c'est les parce qu'ils ont perdu la décision* » ; « *Les élus sont très sensibles à leurs pouvoirs. Et notamment le pouvoir numéro 1, c'est l'urbanisme, c'est l'aménagement du territoire, des choses comme ça* » (élu 1, rencontré le 16/09/19). Cette question du sentiment de perte de pouvoir chez les élus est centrale pour le bon déroulé de la planification, qui s'impose de plus en plus aux collectivités.

La question du manque de formation des élus

En marge de leurs engagements, le manque de connaissance des élus est un élément qui a été beaucoup évoqué dans les différents entretiens. Les dernières années ont amené des changements dans la place et la sphère de compétence des élus, qui doivent s'adapter rapidement à un contexte règlementaire et politique très évolutif, en particulier sur la biodiversité : *« Ça devient plus une politique « intégrée », c'est-à-dire que maintenant, c'est transversal, on tient compte de beaucoup de choses, et les conséquences, ça c'est nouveau, c'est une nouvelle organisation, dont les élus n'ont encore pas entendu parler* » (élu 14, rencontré le 22/01/20). La compréhension générale des dispositifs, règles, outils à leurs dispositions et frontières entre les différentes thématiques qui s'imposent à la planification de l'aménagement est complexes et n'est pas toujours suffisante pour l'action des élus : « *Je pense que ça va devenir un manque… peut-être qu'il y en ait, des outils que je ne connais pas ou que je ne maîtrise pas* » (élu 9, rencontré le 15/11/19), « *c'est quel est le texte qui prédomine sur l'autre ? Est-ce que c'est une règle de l'urbanisme ? Est-ce que c'est de protéger l'environnement ? Est-ce que c'est de développer les énergies nouvelles ?* » (élu 12, rencontre le 12/11/19), *« les textes sont un peu antinomiques les uns aux autres et c'est qu'est-ce qu'on priorise et on peut être condamné par le code de l'environnement alors qu'on est légal par rapport au code de l'urbanisme* » (élu 12, rencontre le 12/11/19).

C'est dans ce contexte de manque de sensibilisation et de manque de connaissance pour la compréhension que le processus de construction stratégique de la planification peut être la plus pertinente, en apportant ainsi des éléments de sensibilisation aux élus : « *si voulez cette réflexion [planifier la compensation] nous est aussi intéressante parce qu'elle permet aux élus de s'approprier cette problématique* » (élu 1, rencontré le 16/09/19). Certains élus ayant mis en œuvre récemment de telles démarches mettent en évidence des vraies plus-values à travers le processus pour leurs actions sur leur territoire (sans mentionner les bénéfices des résultats de la planification) : « *le fait d'avoir des documents comme ça aussi ou de faire ces trucs c'est que ça met en musique pas mal de cerveaux ensembles et pas mal d'acteurs* » (élu 6, rencontré le 12/11/19).

La question de la formation des élus est un sujet qui n'a été évoqué que par un seul des élus que nous avons rencontrés : « *si vous voulez moi quand je suis arrivé ici dans mon premier mandat, j'ai été le premier élu de la commune à faire des formations, ils n'en avaient jamais*

fait » (élu 5, rencontré le 15/11/19). Cet élu met en évidence son appétence particulière pour la formation : militaire récemment retraité avec beaucoup de temps disponible pour les suivre, avec grand intérêt dans la formation sur les sujets qu'il ne pense pas maîtriser. Cet élu s'étend largement sur les bénéfices que les formations qu'il a suivies lui ont apportés : mobilisation pour la trame verte et bleue sur son territoire, grande implication sur la mise en œuvre du PLU de sa commune, puis du PLUi de la communauté de commune. Dans son expérience il est le seul élu dans sa commune (et dans sa communauté de commune sans qu'il en soit certain) à avoir suivi des formations. À la suite de celles-ci, le conseil communautaire comme les élus des communes environnantes s'appuient largement sur son expertise pour la prise en compte des enjeux environnementaux dans les documents de planification.

Le retour d'expérience de cet élu est très intéressant, tant sur la trop faible formation des élus que sur les bénéfices locaux de sa propre formation. Par ailleurs, cet élu a également insisté sur l'importance de l'implication des élus (bien formés) dans la rédaction des plans locaux (PLU et PLUi), aux côtés des assistants à maître d'ouvrage : « *Moi ce que j'ai constaté dans le mandat d'avant, c'est que les élus, petite commune comme la nôtre, on n'a pas de service. Donc on va chercher des bureaux d'études [...]. Quand j'ai vu arriver le projet du BE, j'ai dit attendez, mais ça, c'est du copier-coller de ce qu'on voit partout. Moi ça ne m'intéresse pas […] il faut que ce soit nous qui le rédigions* » (élu 5, rencontré le 15/11/19).

Environnement de l'engagement

Si nous avons identifié un engagement unanime vers la biodiversité, il reste cependant une différence entre le discours associé à l'engagement et l'engagement en lui-même. Au cours des entretiens est apparu un décalage net entre ce discours et la volonté réelle de mettre en œuvre cet engagement : « *tu as l'impression que vis-à-vis des politiques c'est des vœux pieux quoi, qu'ils ne comprennent pas, qu'ils ne sentent pas sur ces sujets-là.* » (élu 13, rencontré le 25/10/19) ; « *Non, des outils, y'en a… ce qui manque, c'est de la volonté* » (élu 9, rencontré le 15/11/19). Les élus présentent au cours des différents entretiens à la fois leur point de vue, mais également le point de vue de collègues, avec lesquels ils interagissent. S'il semble que tous les élus que nous avons rencontrés portent un engagement pour la protection de la biodiversité, beaucoup d'entre eux ont fait mention d'une résistance au passage à l'action de la part d'autres élus, comme nous avons pu le voir dans l'étude des montées en grandeur.

Afin de mieux comprendre ce décalage entre l'engagement et sa mise en œuvre sur le plan politique, il convient d'étudier les élargissements de l'engagement. Nous avons abordé plus tôt le bien engagé c'est-à-dire le bien commun qui est ciblé par l'engagement dans l'élu. Ce bien commun est soumis au pouvoir investi de l'élu, que nous avons étudié dans les montées en grandeur. De nombreux éléments sur l'environnement de l'engagement apparaissent dans les entretiens. Ces éléments d'environnement, c'est-à-dire la réalité dans laquelle prend place l'engagement, caractérisent les conditions dans lesquelles cet engagement est pris (ou non).

D'abord, comme évoqué dans les montées en grandeur, le discours des élus rencontrés porte souvent des critiques vis-à-vis d'autres élus qui pourraient freiner la mise en œuvre de la planification de la protection de la biodiversité. Les élus décrivent des débats houleux, qui freinent cette mise en œuvre : « *ça a été des bagarres un peu homériques* » (élu 8, rencontré le 23/01/20). Il est difficile de dire à quel point l'élu défend son engagement face à ses confrères ou utilise ce débat comme une déresponsabilisation associée à une faiblesse dans son engagement pour la biodiversité. Néanmoins, l'existence de ces débats constitue un environnement très délétère pour l'engagement des élus.

Une autre composante de l'environnement de l'engagement pour les élus que nous avons exploré est la pression citoyenne sur les sujets de biodiversité. Six élus ont bien fait mention d'une demande citoyenne sur une meilleure prise en compte de la biodiversité et de l'environnement en général : « *Il y a des attentes citoyennes qui y sont, c'est sûr. Elles ne sont pas encore entendues de tous élus, un moment donné ça va faire drôle, mais l'attente citoyenne elle y est* » (élu 1, rencontré le 16/09/19). Cet élu met cependant en évidence le fait que cette demande n'est pas considérée par tous les élus quand dans d'autres communes, une véritable mobilisation citoyenne pousse les élus à davantage d'attention sur ces sujets : « *la qualité environnementale et l'écologie, même si les gens n'en ont pas une connaissance parfaite, ils en ont tous des notions et sont très intéressés* » (élu 14, rencontré le 22/01/20), en particulier associé aux thématiques de changement climatique : « *tout le monde a bien pris conscience, qu'il y avait, un réel sujet, avec la nature dans la ville* » (élu 10, rencontré le 14/02/20). Cette pression citoyenne constitue des éléments d'en environnement très favorable à l'engagement des élus dans la protection de la biodiversité.

Tous les élus ne ressentent pas pour autant cette pression citoyenne, au contraire. Certains élus portent eux-mêmes les questions environnementales et il leur appartient de convaincre

leurs administrés, peu sensibles à ces sujets : « *C'est vrai que je les ai quand même bousculés [parlant de ses concitoyens, élus comme administrés]* » (élu 11, rencontré le 22/01/20). Ces élus mettent en évidence les combats qu'ils doivent mener auprès des citoyens pour orienter leurs projets individuels d'aménagement, notamment sur les questions de biodiversité ou d'espace vert : « *mais on a beau leur dire qu'il y a un service d'urbanisme au Conseil Départemental, c'est gratuit, allez-y, ils vont vous aider pour aménager votre maison, à l'implanter, et bien non, ils vont chez un constructeur, qui va leur faire la même maison que le voisin – la parcelle comme ça, la maison au milieu, et on tourne autour bêtement* » (élu 9, rencontré le 15/11/19). En substance, l'élu peut essayer de « *faire du vert* », mais « *se heurte à une méconnaissance, des propriétaires pour qui ce n'est pas l'enjeu principal* » (élu 9, rencontré le 15/11/19). Ces différents éléments traduisent également des conditions de réalités qui peuvent être délétères pour l'engagement et freiner l'élu dans celui-ci.

Pour un élu très engagé sur la protection du patrimoine naturel, du travail reste encore à faire pour convaincre les citoyens de l'importance de la protection de la biodiversité au niveau local. Pour autant selon lui la dynamique est bonne et va dans le bon sens : « *les mentalités ne sont pas un problème, elles évoluent ; elles ont évolué, la difficulté étant le passage, mais je considère quand même qu'en une génération, il s'est passé beaucoup de choses, et encore des choses vont se passer* » (élu 4, rencontré le 15/11/19).

Le poids de l'environnement peut être très important dans l'engagement de l'élu, d'autant plus quand il est porté par les citoyens, qui *in fine* sont les acteurs que l'élu représente et qui garantisse sa réélection potentielle. Certains élus ont mis en évidence l'importance de la sensibilisation pour convaincre les citoyens tout autant que les autres élus, permettant ainsi de transformer l'environnement afin de garantir l'engagement. Les processus de construction d'agglomération ou de planification du territoire (élaboration de documents d'urbanisme, de trames vertes et bleues, révisions de SCoT,…) sont autant d'occasions qui permettent de sensibiliser, convaincre et faire monter en compétences tous les acteurs qui jouent sur l'environnement de l'engagement des élus, « *si voulez cette réflexion [planifier la compensation] nous est aussi intéressante parce qu'elle permet aux élus de s'approprier cette problématique* » (élu 1, rencontré le 16/09/19).

4.2 Verrou 2 : Une connaissance de l'ERC chez les élus, même si incomplète

La deuxième hypothèse que nous avons explorée concerne la connaissance de la difficulté d'application et des enjeux associés aux règlementations de protection de la biodiversité et en particulier la séquence ERC. Nous avons constaté pendant les entretiens des niveaux de connaissances variables en fonction des élus :

- 6 élus connaissent la séquence, son cadre d'application et sont capables de la définir (l'enchaînement et la définition de chaque étape).
- 6 élus ont une connaissance partielle de la séquence, une ou plusieurs étapes leur évoquent quelque chose, mais manque de compréhension globale, notamment sur l'enchaînement. La séquence est également parfois considérée dans un autre cadre d'application (compensation agricole ou forestière) ou sur des volets énergétiques (compensation CO2).
- 3 élus ne connaissent pas du tout la séquence. La séquence leur a été présentée, mais elle n'évoque rien pour eux.

Pour plusieurs élus, la séquence correspond à une approche logique de l'aménagement, même si l'application de l'évitement n'est pas évidente à prendre en compte pour eux. Un élu très sensibilisé à la séquence expliquait assez simplement comment la logique de la séquence était perçue par les élus : « *le mot éviter pour nous est particulièrement difficile à comprendre, le mot réduire est déjà plus facile […] le volet compenser, c'est pareil, derrière, on commence à comprendre le système* » (élu 1, rencontré le 16/09/19). Globalement c'est la réduction qui fait le plus de sens pour les élus. La logique de la réduction va dans le sens des discours politiques nationaux portant sur la dynamique d'artificialisation, « *ne vous faites pas d'illusion, c'est NON à l'étalement, c'est fini… on ne peut plus continuer comme ça, et de toute façon, l'État veille, il est là, la DDT a l'œil sur les démarches et documents d'urbanisme et elle dit STOP* » (élu 11, rencontré le 22/01/20). Pour certains élus, la réflexion sur le bien-fondé d'un projet est une démarche établie dans leurs pratiques « *Moi ça ne me choque pas, je pense que dans les projets on a intérêt en premier lieu de regarder la façon de vivre et la place de l'homme en dehors de l'utilisation de la voiture* », « *On le fait au quotidien ça enfin on essaye de le faire au quotidien, avec la réussite qu'on vient d'évoquer là. Ça fonctionne ou ça fonctionne pas. On tend pour que ça fonctionne, mais a priori il ya des limites qui arrivent rapidement* » (élu 2, rencontré le 17/09/19).

Les élus qui connaissent le mieux la séquence (6 sur 12) y sont sensibilisés, car ont eu à la mener sur un projet dans leur collectivité. La séquence appliquée à l'échelle de la planification du territoire, hormis les efforts de réduction de l'artificialisation, n'est pas du tout connue par les élus, même pour ceux ayant participé à l'élaboration récente de documents de planification.

Quelques éléments de dysfonctionnement de la séquence ont été évoqués même s'ils restent très ponctuels. Par exemple, le recours excessif à la compensation est évoqué directement par un élu : « *lors, le grand problème, c'est que trop souvent maintenant, on saute les deux premières cases et on va à la compensation… pour moi, c'est pas la solution… il faut d'abord éviter, quand on le peut… et parfois on peut éviter »* (élu 11, rencontré le 22/01/20).

Nous avons constaté que le principe général de la compensation est plutôt bien connu, sans que les difficultés conceptuelles ou techniques qu'elle soulève n'apparaissent. Elle a été parfois la seule porte d'entrée de la séquence ERC mentionnée par des élus, qui n'avaient pas connaissance des deux étapes précédentes.

Il apparaît de notre analyse que la majorité des élus que nous avons rencontrés ont une connaissance, même partielle de la séquence. Notre hypothèse est donc plutôt réfutée concernant l'appréhension de ce dispositif, qui ne constituerait pas un verrou. Les élus ne sont pas des techniciens et n'ont pas forcément besoin de maîtriser dans le détail un dispositif complexe comme celui de la séquence ERC. Même si elle n'est pas toujours bien située ou bien explicitée, la séquence évoque pour 7 élus que nous avons rencontrés un changement de paradigme important : les espaces de biodiversité connus sur le territoire doivent être « *sanctuarisés* » et le développement de l'urbanisation ralenti. Dans leur discours, ces élus appliquent donc bien l'évitement dans une réflexion de limitation de l'artificialisation.

Les difficultés d'application de la séquence ERC et en particulier les blocages qu'elle peut susciter n'apparaissent que dans 2 entretiens sur les 15 que nous avons menés, tous les deux sur le territoire de Nîmes métropole. Le discours y est plus engagé, sur la contrainte que la compensation apporte au développement du territoire.

Un des deux élus adopte une posture engagée pour la nature, militant pour une meilleure application de la séquence ERC, en conscience des bénéfices pour la biodiversité, mais également de l'impasse que la compensation peut entraîner pour un territoire : « *Effectivement le mot compenser fait que on se rend compte qu'il vaut mieux à un moment donné réduire et il*

vaut mieux éviter. Parce que la compensation est tellement difficile » (élu 1, rencontré le 16/09/19). Une grande critique qu'il pointe du doigt concerne à la fois la méconnaissance de la séquence par un certain nombre d'élus, mais également leur refus de prendre du recul pour son application : « *les élus des services du développement économique mettaient un peu la tête dans le sable, comme les autruches et ils disaient on va aller au bout de notre projet on verra bien ce qu'il se passe et les services de l'État ont coincé* ».

L'autre adopte une posture beaucoup plus tranchée sur la compensation (sans connaître réellement les deux étapes précédentes de la séquence), en présentant le dispositif comme une limite forcée au développement du territoire : « *Quand on fait un projet, vous avez [le responsable de service environnement] qui arrive, qui nous dit attention, y'a ça, on a vu que là il y avait des orchidées, on a vu qu'il y avait une grenouille, on a vu qu'il y avait une sauterelle, un truc donc on est obligé d'en tenir compte* », « *Si vous voulez, compenser sur le papier c'est généreux, c'est gentil, c'est intéressant, pendant combien de temps on va réussir à compenser ? Jusqu'où on va réussir à compenser, ou alors est-ce qu'on va bloquer de nombreux projets parce qu'on n'aura pas la possibilité de compensation* » (élu 2, rencontré le 17/09/19).

Ces deux élus sont les seuls à expliciter la difficulté d'application de la séquence ERC et les limites qu'elle peut poser au développement du territoire. Pour eux, l'application ou une mauvaise application de la séquence ERC peut être limitante et avoir des conséquences financières très importantes sur la collectivité. Ce constat pousse ces élus à envisager des remises en question sur leurs pratiques, notamment des approches de planification, qui sont en cours sur leur territoire.

Ces éléments ne sont pas perçus par les autres élus que nous avons rencontrés. Ce constat n'est donc pas dressé et manque peut-être pour la mise en œuvre d'actions plus ambitieuse pour une meilleure application de la séquence ERC.

4.3 Verrou 3 : Confrontation à la réalité

La posture politique des élus peut être un enjeu très fort dans l'analyse que nous produisons ici. En effet, dans les deux premières hypothèses que nous avons suivies précédemment, il est très complexe de discerner les éléments qui se raccrochent à un discours politique de la réalité

de l'engagement personnel de l'élu. Certains élus nous ont clairement explicité cette différence, pointant du doigt le difficile passage de la parole aux actes, « *Aujourd'hui, les mentalités ont évoluées, les messages forts tels que limiter l'artificialisation […] tous ces messages, tout le monde les a en tête, mais quand il s'agit de passer aux actes […] ça commence à poser de vrais problèmes, en particulier pour les maires ruraux, dont on sait que les chances d'élections sont liées à ce genre de décisions* » (élu 4, rencontré le 15/11/19).

Pour caractériser cette confrontation à la réalité, nous avons commencé par analyser la proximité entre les élus et leurs services techniques. Globalement, tous les élus que nous avons rencontrés connaissent les services techniques sur lesquels ils peuvent s'appuyer (13 élus sur 15). Les élus ont par ailleurs une grande confiance dans leurs services, à la fois sur leurs compétences et sur leur capacité de gestion de la protection de la biodiversité « *Alors j'ai eu une chance énorme, c'est d'avoir des services métropolitains qui sont passionnés, très intéressants et de travailler avec eux dans ces domaines* » (élu 14, rencontré le 22/01/20). Les élus s'appuient largement sur les services, qui apportent une compétence technique indispensable pour l'exercice politique : « *Oui, c'est important, car tous les maires ne sont pas des spécialistes de l'extension urbaine, donc c'est bien de pouvoir s'appuyer sur les techniciens de la métropole* » (élu 3, rencontré le 22/01/20).

L'existence de service est capitale pour un certain nombre d'élus, apportant des bénéfices très importants pour la gestion de la biodiversité, en premier lieu dans l'accompagnement technique. Les élus mettent en évidence l'intérêt fort d'avoir des services dans le cadre de la communauté de commune, sur lesquels ils peuvent s'appuyer. Les agents ont alors une bonne connaissance de la globalité du territoire et peuvent conseiller et réagir en conséquence. Cependant, la question de l'équilibre entre les communes sur la mobilisation des services techniques revient plusieurs fois, surtout de la part d'élus ruraux, en bordure de métropole. Ces élus ont l'impression que les frontières entre les services des villes centres et des métropoles sont ténues, créant alors une action plus tournée vers ces villes centres que vers les autres communes de la métropole.

Si les élus connaissent bien les services avec lesquels ils peuvent travailler, reste la question de leur connaissance des dispositifs mis en œuvre et de la prise en compte de la biodiversité par leurs services.

Trois territoires sont particulièrement analysés sur cette problématique.

i. Nîmes métropole

Nous l'avons vu plus tôt dans le manuscrit, Nîmes métropole s'est engagée dans une démarche ambitieuse d'intégration de la biodiversité dans la planification de l'aménagement du territoire. Au moment des entretiens, l'étude venait de démarrer d'un point de vue administratif, mais restait en attente d'un démarrage opérationnel. Aucun des trois élus que nous avons rencontrés ne nous a fait part de sa connaissance d'une telle étude.

Le territoire de Nîmes métropole est inclus dans le SCoT Sud Gard, révisé en 2019. Deux élus sur trois que nous avons rencontrés ont bien connaissance de la démarche de SCoT et conscience de son intérêt pour le territoire. La démarche de planification est montrée comme une évidence par un des élus « *il faut qu'on ait une réflexion globale pour après la décliner projet par projet. Après, il y a aussi l'urgence, des fois, à des moments il faut aller vite et du coup on fait au coup par coup. Mais après enfin la réflexion, elle est globale* » (élu 1, rencontré le 16/09/19). Pour autant, l'aménagement et la prise en compte de la biodiversité associée est réfléchie à l'échelle projet uniquement dans la politique de la métropole. C'est d'ailleurs ce mode de fonctionnement qui a justifié la mise en place de l'étude associée à nos travaux. Le discours est en décalage avec ce qui devrait être fait et ce qui est actuellement mis en œuvre sur le territoire.

L'autre élu n'envisage pas la planification dans son discours, jusqu'à ce que dans la partie plus directive de l'entretien la question lui soit posée. L'élu envisage alors la planification comme étant une solution à leurs problématiques, en particulier sur l'application de la compensation. L'idée de la planification et de ses bénéfices pour la pratique de l'aménagement n'a donc pas réellement d'accroche dans le raisonnement de cet élu. Pour autant, il s'épanche pendant l'entretien sur les bénéfices d'une réflexion globale pour de nombreux sujets : santé, transport, emploi… En outre, il insiste sur l'importance de changer d'échelle, en constituant des communes nouvelles, des communautés d'agglomération, des métropoles… Sa vision de l'intégration de la biodiversité est en décalage face à d'autres thématiques, sur son importance comme dans le besoin de son anticipation.

Cet élu insiste par ailleurs sur le rôle des services techniques au sein de la métropole, qu'il juge en contrôle. Il évoque également les interactions qu'il peut avoir avec le service développement durable, associé à un rôle de vigile sur la biodiversité pour les élus : « *Quand*

on fait un projet, vous avez [le responsable du pôle environnement] qui arrive, qui nous dit attention, y'a ça, on a vu que là il y avait des orchidées, on a vu qu'il y avait une grenouille, on a vu qu'il y avait une sauterelle, un truc donc on est obligé d'en tenir compte » (élu 2, rencontré le 17/09/19). De ce discours se dégage l'impression que l'action des élus est menée en parallèle de celle des services techniques sur le territoire. Ils s'appuient sur ces derniers pour vérifier la validité de leurs projets, mais sans se saisir de la réalité des problématiques techniques.

Le troisième élu rencontré sur cette même métropole est beaucoup plus éloigné des problématiques associées à la prise en compte actuelle de la biodiversité. Pour lui les acteurs clefs qui en sont responsables sont les acteurs du monde agricole et sont en contrôle sur le sujet.

ii. Toulouse métropole

Les élus que nous avons rencontrés à Toulouse métropole ont mis en évidence l'importance de travailler sur la planification. Les élus ont également mis en avant la création d'outils qui leur permettent d'appréhender l'aménagement du territoire sur la métropole : « *On a donc identifié, défini, ces territoires, à la parcelle… et on a donné les règles d'urbanisme [en lien avec le patrimoine naturel] : ces territoires-là, il est urgent de pas faire grand-chose et si on fait quelque chose, on continue et on construit en préservant ce qui existe… donc à préserver* » (élu 10, rencontré le 14/02/20). Le discours est très porté sur une démarche de planification, avec des évaluations des besoins en matière d'aménagement, qui soient associés avec des évaluations du potentiel écologique du territoire. À la lumière des évènements récents, ce discours semble en décalage avec la réalité du territoire : le PLUiH de la métropole a été annulé par le tribunal administratif (Lecture du mardi 15 février 2022), notamment en raison d'une planification de l'aménagement jugée trop importante face aux enjeux écologiques du territoire et aux engagements du SCoT.

Par ailleurs, des échanges avec les services de la métropole, notamment sur la séquence ERC laisse à penser que la mise en œuvre d'une réelle planification des enjeux écologique n'est pas encore réelle sur le territoire. Des marchés publics de grande ampleur sur ce sujet ont d'ailleurs été déposés depuis 2020, notamment sur l'accompagnement de la planification de la séquence ERC pour la métropole ou bien plus récemment sur la réflexion de l'implantation d'infrastructures de transport sur le nord du territoire.

iii. Pays de Marennes Oléron

Le Pays de Marennes Oléron est également très pertinent sur ce sujet. Les élus rencontrés mentionnent l'intérêt de stratégie de planification du territoire. Si un PLUi n'est pas constitué sur l'ensemble du Pays, un travail important de mise à jour du SCoT, notamment sur les volets TVB a été mis en œuvre. Ce travail a été suivi de près par les trois élus que nous avons rencontrés et les résultats qu'il a produits sont bien présents dans leurs discours : « *ça nous a permis de faire un super bon boulot d'aménagement justement avec des corridors écologiques, trame verte, trame bleue à l'échelle de la commune* » (élu 6, rencontré le 12/11/19). Par ailleurs, la logique de la démarche, combinée à d'autres politiques environnementales ou d'initiatives menées sur le territoire offrent un cadre de travail intéressant pour les élus : « *ça [la stratégie TVB], plus le site classé plus le PPRN, plus la loi littorale, plus la prospective 2070, ça donne un canevas quand même assez propre pour se dire « bon bah une fois qu'on a fait l'entonnoir avec tous ces trucs, pour aménager il reste plus 150 000 endroits* » (élu 6, rencontré le 12/11/19).

5. Discussions

Les entretiens que nous avons menés nous ont permis de mieux définir les trois verrous que nous cherchions à caractériser (Figure 41).

Tous les élus que nous avons rencontrés présentent dans leur discours un engagement pour la prise en compte de la biodiversité en lien avec l'aménagement du territoire. Cet engagement repose pour nombre d'entre eux sur la contrainte règlementaire et la contrainte imposée par les services de l'état localement. Même si elle vient parfois en complément d'autres régimes d'engagement (en plan ou familier pour certains élus), le registre de l'engagement justifiable est une constante dans le discours des élus. Un bien commun est toujours mis en avant par les élus pour cet engagement, qu'il s'agisse de qualité de vie ou de conservation de la biodiversité pour elle-même. L'étude des montées en grandeur met cependant en évidence que l'engagement pour la préservation de la biodiversité est opposé à d'autres biens communs qui prennent plus d'importance pour les élus, associés notamment à la cité marchande ou civique comme le développement de leur territoire. Si l'engagement pour l'intégration de la biodiversité existe, il est délaissé face à d'autres engagements plus prioritaires.

L’environnement dans lequel est construit cet engagement ne lui ai pas toujours favorable, notamment à cause d’un manque de demande citoyenne associée à cette question. Certains élus se sentent moteurs de l’intégration de la biodiversité dans leurs politiques, en étant obligé de convaincre leurs administrés, moins sensibles à ce sujet.

Le dispositif de la séquence ERC est connu, au moins partiellement par 80 % des élus que nous avons rencontré. Ce résultat est plutôt encourageant et nous pousse à réfuter notre hypothèse et l’existence de ce second verrou. Pour autant, l’application du dispositif et les conséquences de celle-ci (ou d’un défaut d’application), notamment en termes de limitation de l’artificialisation dans la stratégie d’aménagement ou de situation de conflits à prévoir sans une approche anticipée, ne sont perçues que par quelques élus de notre échantillon. Si le dispositif est connu, la démarche générale de son application n’est pas encore portée par tous les élus.

Enfin, la grande majorité des élus que nous avons rencontrés connaissent leurs services techniques et indiquent se mettre en lien avec eux. Sur deux des trois territoires sur lesquels TerrOïko est intervenu, un décalage entre la vision des actions par les élus et leur mise en œuvre est pourtant bien existante, suggérant l’existence de ce décalage entre impression de l’élu et réalité du territoire. L’absence de décalage pour le pays de Marennes Oléron est un élément très pertinent, qui peut découler de leur mobilisation dans les ateliers participatifs de construction de la stratégie TVB du territoire.

Nous avons analysé les entretiens sur la seule base des discours tenus par les élus. Il serait très pertinent de croiser l’analyse de ces discours à la lumière d’autres éléments, en particulier les spécificités du territoire, le type de communes, la richesse écologique ou encore des critères socio-économiques associés à la commune ou l’EPCI.

5.1 La question de la formation des élus

La formation des élus est apparue au détour d’un seul entretien. L’élu qui l’a mentionné a insisté sur un besoin de formation des élus avec lesquels il interagit, pour garantir à la fois l’appropriation des études et des politiques publiques menées sur le territoire, mais aussi pour encadrer les acteurs partenaires avec lesquels ils travaillent. Ce besoin de formation est identifié par les élus eux-mêmes, dans un rapport sénatorial paru en 2018 (Bockel et al.,

2018). Pour autant, ce même rapport indique que les questions environnementales ne sont pas identifiées comme un domaine sur lequel la formation devrait être renforcée en priorité par les élus eux-mêmes. À la lumière de nos résultats, une sensibilisation importante devrait être mise en œuvre auprès des élus sur le poids du manque d'anticipation de l'intégration de la biodiversité dans les politiques d'aménagement. L'exemple de Nîmes métropole est encore une fois frappant sur les conséquences de l'absence d'anticipation de la séquence ERC et en particulier des mesures compensatoires.

Une des recommandations du rapport sénatorial est d'étendre l'obligation d'organisation d'une formation la première année de mandat à destination des élus à l'ensemble des communes (et plus seulement celles de plus de 3500 habitants). Cette extension est d'autant plus pertinente que de nombreux élus mobilisés dans les EPCI dans les délégations associées à la biodiversité viennent de petites communes (9 sur 15).

Parallèlement à la formation, la sensibilisation des élus et leur intégration dans les travaux « techniques » semblent très pertinentes pour opérer une prise de conscience de l'importance de la planification. L'étude menée par TerrOïko sur le pays Marennes Oléron (2017-2019) a été réalisée selon une méthodologie très similaire à notre expérimentation sur Nîmes métropole, à ceci près que l'objectif était la production de la TVB du territoire. Des ateliers ont été réalisés à chaque étape, sur la base des résultats de modélisation, pour discuter des résultats et produire une trame partagée par tous les acteurs du territoire. Les élus ont été intégrés à la démarche et ont participé aux ateliers, au même titre que les acteurs plus techniques du territoire. Les résultats de nos entretiens montrent une bonne appropriation des résultats et des enjeux généraux de la démarche.

5.2 Pistes des leviers à mobiliser pour renforcer la planification d'une approche ERC dans la représentation des élus

L'objectif de cette partie des travaux était d'identifier des déterminants de la prise de décision politique des élus à intégrer la biodiversité dans leur stratégie d'aménagement du territoire. Les entretiens nous ont permis d'identifier des pistes de réflexion pertinentes qui peuvent être mobilisées comme levier pour renforcer les dynamiques d'engagement.

D’abord, certains élus mobilisés sur cet engagement nous ont donné des leviers, sur lesquels ils se sont appuyés, pour convaincre ou appliquer. D’abord, la question de la contrainte est apparue comme un élément très fort. La contrainte imposée par le régulateur, la contrainte imposée par la loi, la contrainte que s’imposent les collectivités elles-mêmes sont autant de leviers pour de nombreux élus. La construction d’un document de planification (SCoT ou PLUi par exemple) ambitieux sur ces questions permet un certain contrôle sur les élus et bloque ainsi cet engagement dans la pratique de tous.

Le besoin de convaincre, notamment au détour de débats houleux sur fond de montée en grandeur de justifications d’engagements différents, est un levier important. Il appartient aux élus engagés de mobiliser une montée en grandeur pertinente dans la cité civique ou marchande pour justifier la prise en compte de la biodiversité. Un argument particulièrement pertinent donné par plusieurs élus est celui de l’attractivité du territoire par la qualité de vie. Cet argument de qualité de vie est mobilisé pour inciter à la création d’emploi, notamment plus qualifiés et ainsi de transformer un bassin d’activité.

5.3 Limites de l’exercice d’entretien avec les élus

Une limite qu’il est important d’évoquer sur la base de nos résultats est celle de la mise en œuvre de l’exercice d’entretiens semi-directif avec les élus. De nombreux élus nous ont davantage parlé des autres élus avec lesquels ils interagissent, de leurs prédécesseurs, des conseils communautaires, etc. Si ces éléments peuvent être très informatifs sur l’environnement de leur engagement, ils risquent aussi de camoufler des faiblesses d’engagement personnels voir des éléments de déresponsabilisation. L’analyse a donc été menée en prenant en considération ce comportement, présent dans le discours de tous les élus rencontrés.

En outre, les questions environnementales sont très politisées. Il semble politiquement incorrect pour un élu de se présenter « contre » la prise en compte de la biodiversité sur son territoire, même en entretien anonymisé. Ainsi, le résultat que nous avons construit sur l’engagement partagé associé à l’intégration de la biodiversité dans l’aménagement est peut-être à nuancer. Il est tout à fait envisageable que ce résultat vienne plus d’un enjeu de posture politique que d’une conviction pour certains élus. Cette limite est d’autant plus forte que les élus ont été rencontrés en période électorale, entre l’automne 2019 et le début d’année 2020.

6. Conclusion

L'objectif de ce chapitre était d'identifier **les facteurs explicatifs de l'engagement des élus pour la mise en œuvre de la séquence ERC dans le cadre de la planification de l'aménagement du territoire.** Grâce à une enquête menée sur 15 élus de communautés de communes en responsabilité sur les questions de biodiversité, d'aménagement et de planification, nous avons identifié et caractérisé trois verrous qui bloquent l'engagement politique pour la mise en œuvre de l'intégration de la biodiversité dans l'aménagement du territoire. Tous les élus que nous avons rencontrés nous ont fait part d'une forme d'engagement pour la préservation de la biodiversité dans leur discours. Pour une majorité cependant, cet engagement ne résiste pas à la montée en grandeur des justifications et s'efface devant le développement du territoire. L'environnement associé à l'engagement de préservation de la biodiversité n'est pas toujours favorable, certains élus doivent composer avec des administrés peu soucieux de ces problématiques ou d'autres élus d'agglomération moins engagés.

Le deuxième verrou que nous avons identifié correspond à un manque d'imprégnation des enjeux règlementaires associés à la prise en compte de la biodiversité. Si le dispositif de la séquence ERC est appréhendé par la plupart des élus que nous avons rencontrés, l'application de la séquence dans la stratégie d'aménagement du territoire n'est que peu présente. Seuls quelques élus mentionnent la nécessité d'éviter ou de réduire l'aménagement du territoire en lien avec des enjeux écologiques.

Enfin, nous avons identifié pour certains élus un décalage entre la connaissance des actions menées sur le territoire et leur réelle mise en œuvre. Des échanges avec les services techniques de trois métropoles ont eu lieu en parallèle des entretiens et mettent en évidence ce décalage, entre le discours de l'élu et celui des techniciens.

Différents leviers peuvent être mobilisés pour effacer ces verrous, en particulier la sensibilisation des élus, à la fois aux retombées positives que la biodiversité peut apporter au territoire afin de supporter une montée en grandeur de l'engagement, mais aussi aux difficultés qu'un défaut d'application de la séquence ERC peut engendrer sur le territoire.

Conclusion

Nos travaux avaient pour objectif de contribuer à l'amélioration de l'application de la séquence Eviter-Réduire-Compenser afin de progresser vers l'atteinte de l'objectif d'APN en y intégrant mieux les enjeux écologiques. Au cours de cette thèse, nous nous sommes questionnés sur les apports de quatre outils innovants dans ce champ d'études, la génétique du paysage, l'ADNe, la simulation numérique et la télédétection.

Nous reviendrons dans cette conclusion sur les principales contributions académiques et opérationnelles de cette thèse en réponse à la problématique : **comment améliorer l'intégration des enjeux écologiques dans l'application de la séquence ERC à l'échelle des territoires ?** Nous proposons également plusieurs perspectives de recherche dans la continuité de ces travaux de thèse.

1. Principales contributions des travaux de recherche

1.1 Les apports d'outils innovants dans le champ d'application d'ERC : l'ADN environnemental, la génétique du paysage, la simulation numérique et la télédétection

Nous avons d'abord étudié le potentiel d'intégration de ces outils dans l'évaluation de la biodiversité, étape centrale dans la mise en œuvre de la séquence ERC et de l'équivalence écologique. Ainsi, nous avons pu identifier que les méthodes actuelles d'évaluation de l'équivalence écologique reposaient principalement sur des approches *Structurelles* et *Compositionnelles* pour mesurer la biodiversité, au détriment de la composante *Fonctionnelle*. Plus particulièrement, nos travaux ont pu mettre en évidence le poids attribué aux enjeux d'opérationnalité dans la conception des méthodes, à travers la prise en compte de la rapidité de mise en œuvre, de la disponibilité des données et de la mobilisation d'avis d'experts. Parmi les quatre outils étudiés, deux « potentiels d'intégration » se dégagent. D'abord, les outils génétiques (ADNe et génétique du paysage) s'intègrent plus facilement dans les critères

d'évaluation de la biodiversité pour calculer l'équivalence, mais ils ne permettent de renseigner qu'un nombre plus faible de critères écologiques avec un rapport coût / efficacité qui reste tout de même acceptable. En effet, l'intégration de ces deux outils, même si elle reste très limitée actuellement dans la pratique, ne modifie pas pour autant l'approche générale des méthodes d'évaluation de l'équivalence écologique : la mobilisation de ces outils repose sur des prélèvements de terrain qui restent à analyser *a posteriori*.

Les outils numériques (la simulation numérique et la télédétection) peuvent quant à eux être intégrés dans davantage de critères d'évaluation, mais leur mobilisation implique un changement d'approche. Par exemple, leur utilisation implique des outils spécifiques et un temps d'analyse plus important à la place du temps dédié au terrain. Leurs coûts d'intégration sont alors plus importants, mais pour des bénéfices plus importants également.

L'intégration des quatre outils a donc un impact sur l'opérationnalité des méthodes :

- Les outils peuvent allonger le temps de mise en œuvre de la méthode,
- Ils requièrent l'acquisition de plus de données (en particulier pour la simulation et la télédétection),
- Ils mobilisent des compétences spécifiques différents de la pratique actuelle des évaluations.

Leur intégration ouvre cependant la voie à :

- Une automatisation qui permet d'objectiver certaines mesures d'indicateurs,
- Une réduction de l'incertitude associée aux mesures,
- Une amélioration de l'exhaustivité de l'évaluation, notamment par une meilleure prise en compte de la fonctionnalité écologique.

La mobilisation des outils dans les méthodes d'évaluation de l'équivalence, malgré les changements d'approche qu'elle implique, peut permettre de rééquilibrer le compromis entre opérationnalité et rigueur scientifique (Bezombes et al., 2017). La définition de l'opérationnalité pour les méthodes se restreint également à celle de l'utilisabilité et laisse de côté l'acceptabilité de l'approche, pourtant indispensable à prendre en compte (Mechin & Pioch, 2019). En effet, les bénéfices apportés par les outils génétiques et numériques en termes de réduction de l'incertitude et de la subjectivité de la mesure peuvent renforcer cette acceptabilité, notamment auprès des régulateurs et de la société civile.

1.2 La simulation comme support à la co-construction

L'état de l'art de la pratique actuelle de la séquence ERC met en évidence la prépondérance de l'échelle projet dans sa mise en œuvre, au détriment de celle de la planification territoriale. Nous avons donc testé dans un deuxième chapitre la mobilisation de la simulation numérique pour améliorer la prise en compte de la fonctionnalité du territoire nécessaire à l'application de la séquence ERC à cette échelle. Nous avons également testé l'utilisation des outils de simulation numérique comme support à la co-construction de la stratégie de planification avec les acteurs du territoire. Appuyé sur le cas d'étude de Nîmes métropole et dans une démarche de co-construction avec les acteurs du territoire, cette expérimentation a permis de montrer les apports de la simulation numérique comme support à une démarche participative pour une meilleure compréhension et intégration des enjeux écologiques par les acteurs du territoire. Ces approches ont tout de même des limites, comme la nécessité d'une formation aux résultats cartographiques et à leur interprétation, et un effort de pédagogie important qui reste indispensable. La diffusion des résultats auprès des élus via leurs services techniques montre un bon niveau de compréhension de la démarche mise en œuvre et de ses résultats. Le transfert des résultats de la simulation auprès des élus a notamment permis à la métropole de recentrer la stratégie d'aménagement vers de l'évitement des principaux enjeux écologiques sur le territoire, permettant ainsi de diminuer de plus de moitié le besoin compensatoire pour les années à venir.

La démarche de modélisation d'accompagnement repose sur certains prérequis, en particulier la transparence du paramétrage pour les personnes en charge de la co-construction et l'importance de la validation des résultats par les acteurs du territoire (Barreteau et al., 2003). Ces prérequis sont cruciaux pour l'acceptabilité socio-organisationnelle de la démarche et pour en favoriser la compréhension et l'acceptabilité par les acteurs impliqués. Ces composantes qui garantissent ainsi l'opérationnalité des méthodes utilisées (Mechin, 2020).

La démarche mobilisée dans ce travail repose sur un couplage de la scénarisation prospective territoriale (Mermet et al., 2005) avec des démarches de modélisation d'accompagnement (Barreteau et al., 2003). Elle se situe ainsi au cœur de la démarche de géoprospective (Houet & Gourmelon, 2014). Elle permet ainsi de mieux comprendre les interactions entre les dynamiques socio-économiques et écologiques, et assure une meilleure intégration des composantes écologiques (par la simulation de la fonctionnalité) dans la planification de

l’aménagement du territoire (i.e. Schéma régional d’aménagement, de développement durable et d’égalité des territoires, SCoT ou PLU(i)).

1.3 L’engagement des élus

La mise en œuvre d’une démarche volontaire comme celle de Nîmes métropole pour planifier sa stratégie d’aménagement repose sur l’appropriation de ses résultats et outils par les élus. Dans le dernier chapitre, nous avons étudié différents verrous qui peuvent entraver la prise de décision des élus pour la mise en œuvre d’une telle démarche. Nous avons testé si l’engagement des élus envers une telle approche était limité par certains verrous :

- Un manque de prise en compte des enjeux réels de conservation de la biodiversité dans l’aménagement du territoire, face à d’autres engagements politiques, notamment ceux du développement économique du territoire,
- Un manque de connaissance du dispositif règlementaire de la séquence ERC et de ses outils,
- Un décalage entre la connaissance des actions en cours ou à venir sur le territoire et leur réelle mise en œuvre.

Le premier verrou identifié porte sur la faiblesse de la justification de l’engagement pour la préservation de la biodiversité face à d’autres engagements politiques. Les élus rencontrés au cours de ces enquêtes font tous part d’un engagement pour la préservation de la biodiversité et notamment en lien avec l’aménagement du territoire. Pour autant, la majorité d’entre eux concèdent que les justifications qui soutiennent cet engagement ne rivalisent pas avec celles associées à d’autres biens communs, notamment le développement du territoire. L’engagement pour l’intégration de la biodiversité dans l’aménagement souffre de la montée en grandeur d’autres engagements, qui lui sont parfois opposés. L’étude de la dynamique d’engagement des élus révèle également que l’environnement sociopolitique dans lequel est construit cet engagement ne lui est pas favorable. Les élus qui le portent sont soumis à la pression d’autres élus et parfois de leurs administrés, qu’ils doivent convaincre.

Le deuxième verrou mis en évidence repose sur un manque de connaissances des élus face aux exigences règlementaires, en particulier celles qui concernent le dispositif ERC. Les élus que nous avons enquêté connaissaient en grande majorité la séquence ERC, souvent par

l’étape de la compensation. Cette connaissance se limite cependant pour la majorité d’entre eux à celle du dispositif, sans prise de conscience des difficultés posées par son application à l’échelle du territoire. La logique ERC ne rentre pas non plus dans la pratique de l’aménagement décrite par les élus. En effet, dans les échanges que nous avons eus avec eux, la moitié d’entre eux ne décrit pas la nécessité d’aller vers davantage d’évitement ou de réduction de l’artificialisation, et encore moins de prendre en compte les enjeux écologiques de façon anticipée. Si le dispositif ERC semble connu, son application n’est pas encore entrée dans la pratique de tous les élus.

Enfin, nous avons identifié comme troisième verrou un décalage entre la description des actions menées sur le territoire par les élus et la réalité de celles-ci. Ce constat a été fait en particulier dans deux métropoles pour lesquelles il a été noté une différence entre les actions décrites par les élus et celles présentées par les services techniques au cours d’autres phases d’enquêtes. Il s’avère que les élus décrivent une situation beaucoup plus avancée dans la prise en compte de la biodiversité qu’elle ne l’est réellement. Ce décalage peut donc conforter l’élu dans une sensation de contrôle des enjeux du territoire et ne pas l’engager à des actions plus ambitieuses.

Ces trois verrous apparaissent au cœur du discours des élus et limitent l’engagement de ceux-ci dans des démarches de planification territoriale qui intégreraient mieux les enjeux écologiques. Afin d’engager les élus dans la mise en œuvre de la planification du territoire, différents leviers peuvent être mobilisés. Par exemple, la formation des élus aux exigences règlementaires et aux outils disponibles pour les appliquer, et une meilleure sensibilisation de ceux-ci aux enjeux de préservation de la biodiversité sur leur territoire.

2. Perspectives de recherche

Différentes perspectives s'ouvrent dans la continuité des travaux de cette thèse. D'abord, si nous avons identifié le lien coût-bénéfice de l'intégration des outils génétiques et numériques dans les méthodes d'évaluation de l'équivalence écologique, il convient de continuer à caractériser l'acceptabilité de ces outils afin de bien définir leur opérationnalité. Cette acceptabilité doit être étudiée auprès des 4 grandes catégories d'acteurs impliquées dans la séquence ERC (voir Figure 8): le maître d'ouvrage (l'aménageur), l'assistant à maîtrise d'ouvrage (le bureau d'étude naturaliste), le régulateur, et la société civile.

Il convient en effet d'étudier cette acceptabilité pour le maître d'ouvrage, car c'est lui qui est responsable de l'application de la séquence ERC et donc le preneur de décision. Il en résulte la rédaction du cahier des charges qui précise les éléments à prendre en compte et auquel l'assistant à maîtrise d'ouvrage devra répondre. L'acceptabilité de l'outil du point de vue du régulateur doit aussi être considérée également. C'est cet acteur qui est porteur d'avis et la validation au nom de l'État quant à la rigueur et la solidité de l'évaluation environnementale. Selon les exigences environnementales du régulateur, les maîtres d'ouvrage devront modifier le cahier des charges.

Enfin, l'assistant à maîtrise d'ouvrage, le bureau d'étude, sera l'utilisateur de ce type de méthode. Il apparaît primordial de construire le cadre d'utilisation de ces outils avec lui, afin de garantir leur opérationnalité (Mechin, 2020). Un travail dans cette direction a déjà été initié, permettant d'identifier les coûts face aux apports potentiels de l'utilisation de l'ADNe et de la modélisation des réseaux écologiques dans les pratiques des bureaux d'études (Paquet, 2021).

L'acceptabilité de ces outils par la société civile est à considérer également dans ce processus. En effet, la société civile est impliquée dans le déroulé de l'application de la séquence ERC et peut notamment contester la mise en œuvre d'un projet pour une mauvaise prise en compte des enjeux écologiques. Les évolutions techniques associées à la prise en compte de ces enjeux doivent donc être bien appréhendées par cet acteur.

Le travail empirique réalisé sur le cas d'étude de Nîmes métropole ouvre des perspectives de recherche pour améliorer l'approche générale de la planification de la séquence ERC. Si plusieurs expérimentations ont été menées ces dernières années sur le sujet (Bigard et al., 2020; Calvet et al., 2020; Sahraoui et al., 2021; Tarabon et al., 2020), peu sont traduites

concrètement dans les documents règlementaires. La dynamique initiée par la métropole semble être favorable à cette étape de traduction opérationnelle des résultats scientifiques qu'il sera opportun d'investiguer pour mieux comprendre les relations entre savoirs scientifiques et action. D'un point de vue opérationnel, il sera pertinent de suivre leurs impacts sur l'évolution du territoire sur le long terme.

Les résultats de l'enquête menée auprès des élus mettent en évidence un besoin de sensibilisation et de formation, notamment pour mieux justifier l'engagement pour la biodiversité face à d'autres impératifs socio-économiques. La formation des élus est un sujet qui apparaît de plus en plus au centre des leviers d'action à développer afin de leur permettre de mieux s'approprier des sujets complexes comme la séquence ERC et les enjeux qu'elle soulève à l'échelle de leur territoire (Bockel et al., 2018).

2.1 Zéro Artificialisation Nette : un objectif à mettre en lien avec l'APN et la séquence ERC

Le Plan biodiversité, présenté en juillet 2018 a introduit un nouvel objectif à prendre en compte dans l'aménagement du territoire : l'objectif de Zéro Artificialisation Nette (ZAN). Le ZAN est un objectif qui fixe une réduction de 50 % du rythme d'artificialisation des espaces naturels à l'horizon 2030 (sur la base du rythme de consommation mesurée entre 2011 et 2020) et un équilibre de zéro artificialisation à l'horizon 2050.

La séquence ERC a été identifiée rapidement après l'annonce politique de cet objectif comme un cadre technique pertinent à mobiliser (*Instruction du Gouvernement du 29 juillet 2019 relative à l'engagement de l'État en faveur d'une gestion économe de l'espace.*, 2019). En effet, l'artificialisation constitue un des impacts qu'il est nécessaire de prendre en compte pour l'atteinte de l'objectif d'APN. Ainsi, l'objectif d'APN englobe celui de ZAN. La séquence ERC apparaît dès lors comme un outil central pour la mutualisation des efforts sur les deux objectifs (Figure 44).

Nous l'avons vu, la séquence ERC est plus efficace lorsqu'elle est mobilisée dans une démarche de planification du territoire. Pour répondre à l'objectif de ZAN, cette échelle est également préconisée (ADEME et al., 2021; Baïz et al., 2019). La poursuite de l'atteinte de cet objectif devra nécessairement passer par l'identification des besoins de développement du

territoire. Cette identification est aujourd'hui un besoin pour l'atteinte de l'APN, afin de le mettre en comparaison avec les enjeux écologiques locaux et ainsi protéger durablement la biodiversité (Bigard & Leroy, 2020; Dubourg & Ferey, 2020). La mobilisation du ZAN devrait permettre de contribuer à combler ce besoin.

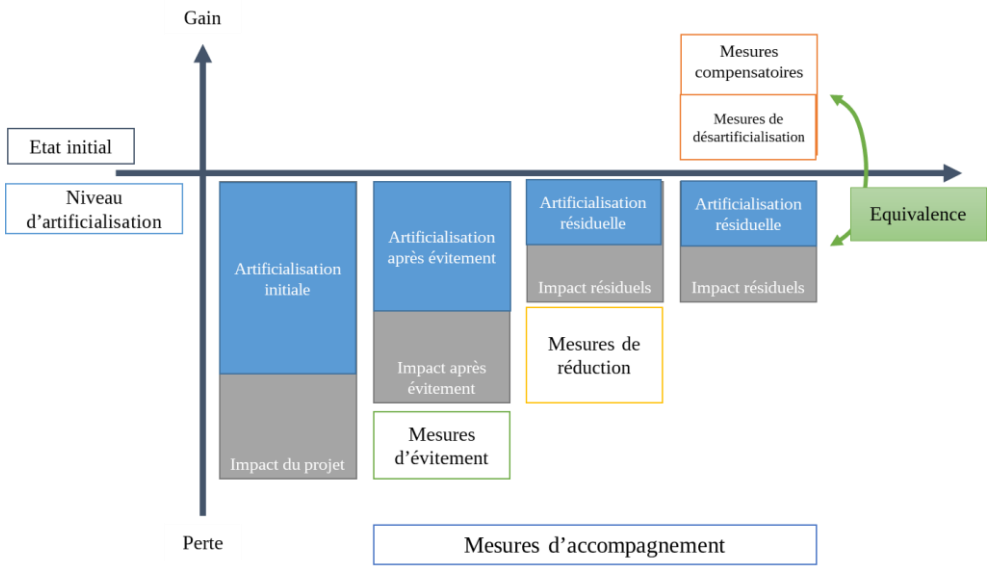


Figure 44 : Application de la séquence ERC conjointement à l'objectif d'APN et à l'objectif de ZAN

La prise en compte du ZAN offre une opportunité très intéressante qui doit être saisie pour la protection de la biodiversité. Si la séquence ERC pour l'atteinte de l'APN apparaît parfois comme étant complexe et « trop technique », notamment pour les élus (Dantec, 2017), l'enjeu autour de l'artificialisation semble plutôt bien compris (malgré le flou qui subsiste dans la définition de l'artificialisation) (Charmes, 2021). La poursuite de l'objectif de ZAN est ainsi une opportunité pour implémenter des politiques ambitieuses de planification d'APN en vue de mutualiser les approches et leurs efforts.

2.2 Rassembler les approches de gestion conservatoire avec la planification de la séquence ERC pour améliorer la planification écologique liée à l'aménagement des territoires

À l'échelle de la planification, les approches développées en biologie de la conservation dans le champ plus spécifique du Strategic *Conservation planning* (Margules & Pressey, 2000) offrent des perspectives en lien avec nos travaux particulièrement pertinentes à explorer. Cette approche permettrait d'associer les stratégies de conservation des espèces aux stratégies de planification territoriale (Arlidge et al., 2018; Milner-Gulland et al., 2021).

Cette démarche permet de repositionner des objectifs de conservation écologique à l'échelle des territoires et d'orienter la définition des mesures ERC en vue d'en maximiser les bénéfices écologiques (Simmonds et al., 2020; Underwood, 2011). Cela permettrait notamment de dépasser une possible application « opportuniste » de la séquence ERC comme cela est souvent montré dans la littérature (Gelot & Bigard, 2021).

Une attention particulière doit être portée au principe d'additionnalité. S'il est très pertinent d'intégrer des enjeux de conservation dans le dimensionnement des mesures compensatoires, celles-ci ne doivent pas se substituer aux actions de conservation mises en œuvre par la collectivité (Levrel et al., 2018). La question du contrôle de l'additionnalité des mesures compensatoires en lien avec une stratégie conservatoire nécessite d'être davantage approfondie. En ce sens, la planification des enjeux de biodiversité à l'échelle du territoire suppose donc de manier plusieurs dispositifs différents en lien avec les démarches de préservations des trames vertes et bleues, des sites Natura 2000 et des Espaces naturels sensibles des départements.

De nouvelles perspectives s'ouvrent peut-être avec le nouveau gouvernement français à venir qui propose la constitution d'un ministère de la planification écologique. Si les contours de cette nouvelle proposition sont encore très flous, cette volonté politique de mettre en avant l'anticipation des enjeux écologiques dans une démarche de planification ouvre des perspectives très pertinentes pour nos travaux et une meilleure préservation de la biodiversité. Ce nouveau ministère sera certainement amené à construire les scénarios de planification du développement en lien avec les enjeux d'artificialisation du territoire pour lesquels les questions traitées dans cette thèse seront au cœur du sujet.

Bibliographie

Adam, K., Nohl, W., & Valentin, W. (1986). Bewertungsgrundlagen für Kompensationsmaßnahmen bei Eingriffen in die Landschaft : Forschungsauftrag des Ministers für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen. Landesamt für Agrarordnung.

ADEME, Ménard, S., Mouton, T., Magnier, D., Cormier, T., & Benet, J. (2021). État de l'art analytique et contextualisé—Objectif « zéro artificialisation nette » (ZAN) et contribution de l'ADEME : état de l'art, ressources et plan d'actions (p. 136).

Agence d'Urbanisme, région nîmoise et alésienne. (2021). Synthèse Guide SCoT Sud Gard—2021 (p. 12). SCoT Sud Gard.

Aggeri, F. (2016). La recherche-intervention : Fondements et pratiques. 79.

AIA. (2008). Document E202 Building Information Modeling Protocol Exhibit. American Institute of Architects. https://www.academia.edu/17153923/AIA_E202

Albert, C., & Chaurand, J. (2018). Comment choisir les espèces pour identifier des réseaux écologiques cohérents entre les niveaux administratifs et les niveaux biologiques ? https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2018.25.05

Alligand, G., Hubert, S., Legendre, T., Millard, F., & Müller, A. (2018). Théma : Guide d'aide à la définition des mesures ERC.

Andreadakis, A., Benoit, F., Berthault, D., Bigard, C., & Millard, F. (2021). Guide pour la mise en œuvre de l'évitement. https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Guide_pour_la_mise_en_oeuvre_de_l%27%C3%A9vitement.pdf

Andreadakis, A., Bigard, C., Delille, N., Sarrazin, F., & Schwab, T. (2021). Approche standardisée du dimensionnement de la compensation écologique. CGDD.

https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Approche_standardis%C3%A9e_dimensionnement_compensation_%C3%A9cologique.pdf

ARB Occitanie. (2019). Biodiversité à l'échelle de la Planification. https://www.arb-occitanie.fr/Les-outils-techniques

Arlidge, W. N. S., Bull, J. W., Addison, P. F. E., Burgass, M. J., Gianuca, D., Gorham, T. M., Jacob, C., Shumway, N., Sinclair, S. P., Watson, J. E. M., Wilcox, C., & Milner-Gulland, E. J. (2018). A Global Mitigation Hierarchy for Nature Conservation. BioScience, 68(5), 336-347. https://doi.org/10.1093/biosci/biy029

Arnould, P., & Simon, L. (2007). Géographie de l'environnement (p. 303). Belin. https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00281160

Autorité environnementale. (2016). Avis délibéré de l'Autorité environnementale sur la gare nouvelle de Nîmes Manduel, sur la voirie d'accès depuis le RD 3 et sur la mise en compatibilité des documents d'urbanisme avec ces aménagements (30) (Nº 2016-106). https://www.cgedd.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/161221_-_gare_de_nimes_manduel_30_-_delibere_cle58ab11.pdf

Autorité environnementale. (2019). Note de l'Autorité environnementale sur les projets d'infrastructures de transport routières. http://www.cgedd.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/190206_-_note_infrastructures_routieres_-_delibere_cle7d21bf.pdf

Autorité environnementale. (2021). Rapport annuel 2021 de l'Autorité environnementale. https://www.cgedd.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/ra2021-ae-v6_cle7d4d87.pdf

Autorité environnementale, P. de R. (2013). Avis autorité environnementale contournement Nimes Montpellier (Nº 296-2013).

https://www.herault.gouv.fr/content/download/8752/48836/file/Avis%20autorit%C3%A9%20environnementale%20contournement%20Nimes%20Montpellier.pdf

Baguette, M., Blanchet, S., Legrand, D., Stevens, V. M., & Turlure, C. (2013). Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. Biological Reviews, 88(2), 310-326. https://doi.org/10.1111/brv.12000

Baïz, A., Claron, C., Ducos, G., & Logeart, R. (2019). Théma—Trajectoires vers l'objectif « zéro artificialisation nette »—Éléments de méthode. https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/sites/default/files/Th%C3%A9ma%20-%20Trajectoires%20vers%20l%E2%80%99objectif%20z%C3%A9ro%20artificialisation%20nette.pdf

Lecture du mardi 15 février 2022, 13.

Barbier, R. (1996). La Recherche Action.

Barcenilla, J., & Bastien, J. M. C. (2009). L'acceptabilité des nouvelles technologies : Quelles relations avec l'ergonomie, l'utilisabilité et l'expérience utilisateur ? Le travail humain, 72(4), 311-331.

Barnier, J. (2021). explor : Interactive Interfaces for Results Exploration (R package version 0.3.9) [Computer software]. https://CRAN.R-project.org/package=explor

Barreteau, O., Antona, M., D'Aquino, P., Aubert, S., Boissau, S., Bousquet, F., Daré, W., Etienne, M., Le Page, C., Mathevet, R., Trébuil, G., & Weber, J. (2003). Our companion modelling approach. Journal of Artificial Societies and Social Simulation. https://agritrop.cirad.fr/545226/

Bas, A., Gastineau, P., Hay, J., & Levrel, H. (2013). Méthodes d'équivalence et compensation du dommage environnemental. Revue d'économie Politique, 123(1), 127-157.

Batton-Hubert, M., Bonnevialle, M., Joliveau, T., & Paran, F. (2008). Intégrer une dimension écologique et paysagère dans la planification territoriale—Méthode et questionnement

à propos de la démarche Infrastructures Vertes et Bleues (IVB) dans les SCoT de la Loire (France). 18.

Bergès, L., Avon, C., Bezombes, L., Clauzel, C., Duflot, R., Foltête, J.-C., Gaucherand, S., Girardet, X., & Spiegelberger, T. (2019). Intégrer la connectivité paysagère dans la séquence ERC : Une approche par la quantité d'habitat atteignable. VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement, volume 19 numéro 2, Article volume 19 numéro 2. https://doi.org/10.4000/vertigo.25733

Bergès, L., Avon, C., Bezombes, L., Clauzel, C., Duflot, R., Foltête, J.-C., Gaucherand, S., Girardet, X., & Spiegelberger, T. (2020). Environmental mitigation hierarchy and biodiversity offsets revisited through habitat connectivity modelling. Journal of Environmental Management, 256, 109950. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109950

Beroutchachvili, N., & Bertrand, G. (1978). Le géosystème ou «système territorial naturel». Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest. Sud-Ouest Européen, 49(2), 167-180. https://doi.org/10.3406/rgpso.1978.3548

Berté, C. (2020). La problématique foncière de la compensation écologique. Sciences Eaux Territoires, Numéro 31(1), 10-11.

Berté, C. (2022). Une biodiversité négociée. L'aménagement urbain au défi de la séquence Éviter Réduire Compenser. Ecole des Ponts Paris Tech.

Bertrand, G. (1968). Paysage et géographie physique globale. Esquisse méthodologique. Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest, 39(3), 249-272.

Bertrand, G., & Bertrand, C. (2002). Une géographie traversière : L'environnement à travers territoires et temporalités. Une Géographie Traversière, 1-342.

Bezombes, L., Gaucherand, S., Kerbiriou, C., Reinert, M.-E., & Spiegelberger, T. (2017). Ecological equivalence assessment methods : What trade-offs between operationality, scientific basis and comprehensiveness? Environmental management, 60(2), 216-230.

Bezombes, L., Gaucherand, S., Spiegelberger, T., Gouraud, V., & Kerbiriou, C. (2018). A set of organized indicators to conciliate scientific knowledge, offset policies requirements and operational constraints in the context of biodiversity offsets. Ecological Indicators, 93, 1244-1252. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.027

Bezombes, L., & Regnery, B. (2020). Séquence Éviter-Réduire-Compenser : Des enjeux écologiques aux considérations pratiques pour atteindre l'objectif d'absence de perte nette de biodiversité. Sciences Eaux & Territoires, 31, 4. https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2020.1.02

Bigard, C. (2018). Eviter—Réduire—Compenser : D'un idéal conceptuel aux défis de mise en œuvre. Une analyse pluridisciplinaire et multi-échelle.

Bigard, C., & Leroy, M. (2020). Appréhender la séquence Éviter-Réduire-Compenser dès la planification de l'aménagement : Du changement d'échelle à sa mise en œuvre dans les territoires. Sciences Eaux Territoires, Numéro 31(1), 12-17.

Bigard, C., Pioch, S., & Thompson, J. D. (2017). The inclusion of biodiversity in environmental impact assessment : Policy-related progress limited by gaps and semantic confusion. Journal of Environmental Management, 200, 35-45. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.057

Bigard, C., Regnery, B., Pioch, S., & Thompson, J. D. (2018). De la théorie à la pratique de la séquence Éviter-Réduire-Compenser (ERC) : Éviter ou légitimer la perte de biodiversité ? Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie, Vol. 9, n°1. https://doi.org/10.4000/developpementdurable.12032

Bigard, C., Thiriet, P., Pioch, S., & Thompson, J. D. (2020). Strategic landscape-scale planning to improve mitigation hierarchy implementation : An empirical case study in Mediterranean France. Land Use Policy, 90, 104286. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104286

Bocedi, G., Zurell, D., Reineking, B., & Travis, J. M. J. (2014). Mechanistic modelling of animal dispersal offers new insights into range expansion dynamics across fragmented landscapes. Ecography, 37(12), 1240-1253. https://doi.org/10.1111/ecog.01041

Bockel, J.-M., Darnaud, M., & Perol-Dumont, M.-F. (2018). Faciliter l'exercice des mandats locaux : Enjeux et perspectives (Nº 642; p. 144). Sénat.

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. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114415

Boyce, M. S. (1992). Population Viability Analysis. 28.

Bracy Knight, K., Seddon, E. S., & Toombs, T. P. (2020). A framework for evaluating biodiversity mitigation metrics. Ambio, 49(6), 1232-1240. https://doi.org/10.1007/s13280-019-01266-y

Bradford, M. J. (2017). Accounting for Uncertainty and Time Lags in Equivalency Calculations for Offsetting in Aquatic Resources Management Programs. Environmental Management, 60(4), 588-597. https://doi.org/10.1007/s00267-017-0892-6

Brook, B. W., Lim, L., Harden, R., & Frankham, R. (1997). Does population viability analysis software predict the behaviour of real populations? A retrospective study on the Lord Howe Island woodhen Tricholimnas sylvestris (Sclater). Biological Conservation, 82(2), 119-128. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00026-8

Bruggeman, D. J., Jones, M. L., Lupi, F., & Scribner, K. T. (2005). Landscape Equivalency Analysis : Methodology for Estimating Spatially Explicit Biodiversity Credits. Environmental Management, 36(4), 518-534. https://doi.org/10.1007/s00267-004-0239-y

Bull, J. W., Gordon, A., Law, E. A., Suttle, K. B., & Milner-Gulland, E. J. (2014). Importance of Baseline Specification in Evaluating Conservation Interventions and Achieving No Net Loss of Biodiversity. Conservation Biology, 28(3), 799-809. https://doi.org/10.1111/cobi.12243

Bull, J. W., Gordon, A., Watson, J. E. M., & Maron, M. (2016). Seeking convergence on the key concepts in ‘no net loss’ policy. Journal of Applied Ecology, 53(6), 1686-1693. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12726

Bull, J. W., Milner-Gulland, E. J., Suttle, K. B., & Singh, N. J. (2014). Comparing biodiversity offset calculation methods with a case study in Uzbekistan. Biological Conservation, 178, 2-10. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.006

Bull, J. W., Suttle, K. B., Gordon, A., Singh, N. J., & Milner-Gulland, E. J. (2013). Biodiversity offsets in theory and practice. Oryx, 47(3), 369-380. https://doi.org/10.1017/S003060531200172X

Burgman, M., & Possingham, H. (2000). Population viability analysis for conservation : The good, the bad and the undescribed. Genetics, Demography and Viability of Fragmented Populations, 97-112. https://doi.org/10.1017/CBO9780511623448.008

Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP). (2009). Biodiversity Offset Design Handbook Appendices.

Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP). (2012). Standard sur les offsets de biodiversité. https://www.forest-trends.org/wp-content/uploads/imported/BBOP_Standard_French_1_February_2013.pdf

Calabrese, J. M., & Fagan, W. F. (2004). A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. Frontiers in Ecology and the Environment, 2(10), 529-536. https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0529:ACGTCM]2.0.CO;2

California Wetland Monitoring Workgroup (CWMW). (2009). Using CRAM (California Rapid Assessment Method) to Assess Wetland Projects as an Element of Regulatory and Management Programs. 46.

Calow, P. (1987). Towards a Definition of Functional Ecology. Functional Ecology, 1(1), 57-61. https://doi.org/10.2307/2389358

Calvet, C. (2022). The place of ecological knowledge in policies for ecological neutrality. In : Do we need to be nostalgic about the past to protect the nature of tomorrow? In L. Godet, S. Dufour, & A. J. Rollet, Do we need to be nostalgic about the past to protect the nature of tomorrow? (Iste Editions).

Calvet, C., Delbar, V., Chapron, 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. 8.

Calvet, C., Le Coent, P., Quétier, F., & Napoléone, C. (2019). Challenges of achieving biodiversity offsetting through agri-environmental schemes : Evidence from an empirical study.

Calvet, C., Napoléone, C., & Salles, J.-M. (2015). The biodiversity offsetting dilemma : Between economic rationales and ecological dynamics. Sustainability, 7(6), 7357-7378.

Carreras Gamarra, M. J., Lassoie, J. P., & Milder, J. (2018). Accounting for no net loss : A critical assessment of biodiversity offsetting metrics and methods. Journal of Environmental Management, 220, 36-43. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.008

Carson, R. (1962). Silent Spring. Éditions Wildproject.

Carvalho, J. P., Bragança, L., & Mateus, R. (2020). A Systematic Review of the Role of BIM in Building Sustainability Assessment Methods. Applied Sciences, 10(13), 4444. https://doi.org/10.3390/app10134444

Cash, D. W., Clark, W. C., Alcock, F., Dickson, N. M., Eckley, N., Guston, D. H., Jäger, J., & Mitchell, R. B. (2003). Knowledge systems for sustainable development. Proceedings of the National Academy of Sciences, 100(14), 8086-8091. https://doi.org/10.1073/pnas.1231332100

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. https://doi.org/10.1007/s43615-021-00100-6

Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., & Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human–induced species losses : Entering the sixth mass extinction. Science Advances, 1(5), e1400253. https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253

Charmes, E. (2021). De quoi le ZAN (zéro artificialisation nette) est-il le nom ? Fonciers en débat. https://fonciers-en-debat.com/de-quoi-le-zan-zero-artificialisation-nette-est-il-le-nom/

Ciattoni, A., & Veyret, Y. (2007). Les fondamentaux de la géographie (Armand Colin). https://www.dunod.com/histoire-geographie-et-sciences-politiques/fondamentaux-geographie

Clap, F., & Moral, V. (2010). Biodiversité & Collectivités : Panorama de l'implication des collectivités territoriales pour la préservation de la biodiversité en France métropolitaine. Comité français de l'UICN, 100.

Clare, S., Krogman, N., Foote, L., & Lemphers, N. (2011). Where is the avoidance in the implementation of wetland law and policy? Wetlands Ecology and Management, 19(2), 165-182. https://doi.org/10.1007/s11273-011-9209-3

CNPN. (2022). Avis relatif à la stratégie nationale pour la biodiversité 2030. https://www.actu-environnement.com/media/pdf/news-39275-2022-09-Avis-CNPN-Strategie-nationale-Biodiversite.pdf

Cornuau, J., de Roincé, C., & Moulherat, S. (2016). Simuler la vie des espèces pour aider à la gestion des espaces naturels. 56, 44-45.

CRERCO - Communauté régionale Éviter—Réduire—Compenser Occitanie. (s. d.). Consulté 22 mars 2022, à l'adresse https://crerco.fr/

Cristescu, M. E., & Hebert, P. D. N. (2018). Uses and Misuses of Environmental DNA in Biodiversity Science and Conservation. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 49(1), 209-230. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110617-062306

Cullen, A., & Frey, H. (1999). Probabilistic Techniques in Exposure Assessment : A Handbook for Dealing with Variability and Uncertainty in Models and Inputs.

Curran, M., Hellweg, S., & Beck, J. (2014). Is there any empirical support for biodiversity offset policy? Ecological Applications, 24(4), 617-632. https://doi.org/10.1890/13-0243.1

Daniell, K. A., White, I., Ferrand, N., Tsoukias, A., Burn, S., & Perez, P. (2006). Towards an art and science of decision aiding for water management and planning : A participatory modelling process.

Dantec, R. (2017). Commission d'enquête sur la réalité des mesures de compensation des atteintes à la biodiversité engagées sur des grands projets d'infrastructures, intégrant les mesures d'anticipation, les études préalables, les conditions de réalisation et leur suivi. http://www.senat.fr/commission/enquete/atteintes_a_la_biodiversite.html

Darbi, M., & Tausch, C. (2010). Loss-Gain calculations in German Impact Mitigation Regulation.

Darses, O., & Cantuarias-Villessuzanne, C. (2017). Théma—Sites naturels de compensation, un outil prometteur au service de la biodiversité. CGDD. https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Th%C3%A9ma%20-%20Les%20sites%20naturels%20de%20compensation.pdf

Debarbieux, B., & Lardon, S. (2003). Les figures du projet territorial (p. 224). Editions de l'Aube. Datar. https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00280078

Delelis Goulart, C. (2016). Expertise de la fonctionnalité de la trame calcicole des sites Natura 2000 | Trame verte et bleue. Trame verte et bleue - Centre de ressource. http://www.trameverteetbleue.fr/entree-geographique/experiences-recensees/expertise-fonctionnalite-trame-calcicole-sites-natura-2000

Department for environment food and rural affairs. (2012). Offsetting Pilots Technical Paper the metric for the biodiversity offsetting pilot in England. https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/69531/pb13745-bio-technical-paper.pdf

Devictor, V. (2018). Dossier : La fabrique de la compensation écologique : controverses et pratiques – La compensation écologique : fondements épistémiques et reconfigurations technoscientifiques. Natures Sciences Sociétés, 26(2), 136-149. https://doi.org/10.1051/nss/2018032

Devoucoux, P. (2014). Conséquences et impacts prévisibles d'une perte d'habitat majeure sur une espèce menacée aux exigences écologiques complexes : Effets de la mise en place du contournement ferroviaire à grande vitesse Nîmes-Montpellier sur la dynamique de la population d'Outarde canepetière des Costières de Nîmes [These de doctorat, Poitiers]. https://www.theses.fr/2014POIT2285

Di Méo, G. (1991). Espace, territoire, aménagement : Hervé Gumuchian, Représentations et Aménagement du Territoire. Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest. Sud-Ouest Européen, 62(2), 233-235.

Di Minin, E., Correia, R. A., & Toivonen, T. (2021). Conservation geography. Trends in Ecology & Evolution. https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.08.009

Dietenhoeffer, J., Goellner, J., Hornung, P., Lambert, P., & Majchrzak, Y. (2021). Modernisation de participation du public et des procédures environnementales. Conseil général de l'Environnement et du Développement durable. https://www.vie-publique.fr/sites/default/files/rapport/pdf/282226.pdf

Dobson, A. P., Bradshaw, A. D., & Baker, A. J. M. (1997). Hopes for the Future : Restoration Ecology and Conservation Biology. Science, 277(5325), 515-522. https://doi.org/10.1126/science.277.5325.515

Doussan, I. (2018). Dossier : La fabrique de la compensation écologique : controverses et pratiques – Quand les parlementaires débattent de la compensation écologique : des occasions manquées. Natures Sciences Sociétés, 26(2), 159-169. https://doi.org/10.1051/nss/2018029

Drake, J., Lambin, X., & Sutherland, C. (2021). The value of considering demographic contributions to connectivity : A review. Ecography, ecog.05552. https://doi.org/10.1111/ecog.05552

Draper, D. (1995). Assessment and Propagation of Model Uncertainty. Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological), 57(1), 45-70. https://doi.org/10.1111/j.2517-6161.1995.tb02015.x

Dray, S., & Dufour, A. (2007). The ade4 Package : Implementing the Duality Diagram for Ecologists. Journal of Statistical Software, 20.

DREAL Occitanie. (2019). Hiérarchisation des espèces présentes en Occitanie. https://www.occitanie.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/20190906spp_protg_hierarchisationcriteresnomscolonnes.pdf

Dubourg, A. B., & Ferey, P. (2020). Bilan de la loi pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages. 106.

Dunning, J. B., Stewart, D. J., Danielson, B. J., Noon, B. R., Root, T. L., Lamberson, R. H., & Stevens, E. E. (1995). Spatially Explicit Population Models : Current Forms and Future Uses. Ecological Applications, 5(1), 3-11. https://doi.org/10.2307/1942045

Dupont, V., & Lucas, M. (2017). La loi pour la reconquête de la biodiversité : Vers un renforcement du régime juridique de la compensation écologique ? Cahiers Droit, Sciences & Technologies, 7, 143-165. https://doi.org/10.4000/cdst.548

Etrillard, C., & Pech, M. (2015). Mesures de compensation écologique : Risques ou opportunités pour le foncier agricole en France ? [VertigO] La revue électronique en sciences de l'environnement, 15(2). http://www.erudit.org/en/journals/vertigo/2015-v15-n2-vertigo02433/1035834ar/abstract/

Fennessy, M. S., Jacobs, A. D., & Kentula, M. E. (2007). An evaluation of rapid methods for assessing the ecological condition of wetlands. Wetlands, 27(3), 543-560. https://doi.org/10.1672/0277-5212(2007)27[543:AEORMF]2.0.CO;2

Ficetola, G. F., Miaud, C., Pompanon, F., & Taberlet, P. (2008). Species detection using environmental DNA from water samples. Biology Letters, 4(4), 423-425. https://doi.org/10.1098/rsbl.2008.0118

Fontaine, B., Moussy, C., Carricaburu, J. C., Dupuis, J., Schmaltz, L., Lorrillière, R., Loïs, G., Gaudard, C., & Couzi, L. (2020). Suivi des oiseaux communs en France 1989-2019 : 30 ans de suivis participatifs. MNHN- Centre d'Ecologie et des Sciences de la

Conservation, LPO BirdLife France - Service Connaissance, Ministère de la Transition écologique et solidaire, 24.

Gardner, T. A., Von Hase, A., Brownlie, S., Ekstrom, J. M. M., Pilgrim, J. D., Savy, C. E., Stephens, R. T. T., Treweek, J., Ussher, G. T., Ward, G., & Ten Kate, K. (2013). Biodiversity Offsets and the Challenge of Achieving No Net Loss : Biodiversity Offsets and No Net Loss. Conservation Biology, 27(6), 1254-1264. https://doi.org/10.1111/cobi.12118

Gaucherand, S., Pioch, S., Quétier, F., Barillier, A., & Olivereau, F. (2019). Enjeux d'une approche territorialisée de la séquence ERC : Dialogue autour de quelques questions clés. https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2020.1.11

Geller, G. N., Halpin, P. N., Helmuth, B., Hestir, E. L., Skidmore, A., Abrams, M. J., Aguirre, N., Blair, M., Botha, E., Colloff, M., Dawson, T., Franklin, J., Horning, N., James, C., Magnusson, W., Santos, M. J., Schill, S. R., & Williams, K. (2017). Remote Sensing for Biodiversity. In The GEO Handbook on Biodiversity Observation Networks (p. 187-210). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-27288-7

Gelot, S., & Bigard, C. (2021). Challenges to developing mitigation hierarchy policy : Findings from a nationwide database analysis in France. Biological Conservation, 263, 109343. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109343

Geneletti, D., Beinat, E., Chung, C. F., Fabbri, A. G., & Scholten, H. J. (2003). Accounting for uncertainty factors in biodiversity impact assessment : Lessons from a case study. Environmental Impact Assessment Review, 23(4), 471-487.

George, P. (1976). L'action de l'homme sur la terre. Annales de géographie, 85(469), 361-362.

Gibbons, P., Briggs, S. V., Ayers, D., Seddon, J., Doyle, S., Cosier, P., McElhinny, C., Pelly, V., & Roberts, K. (2009). An operational method to assess impacts of land clearing on terrestrial biodiversity. Ecological Indicators, 9(1), 26-40. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.01.006

Gibbons, P., & Lindenmayer, D. (2007). Offsets for land clearing : No net loss or the tail wagging the dog? Ecological Management and Restoration. https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2007.00328.x

GIBOP. (2019). Global inventory of biodiversity offset policies (GIBOP). International Union for Conservation of Nature, The Biodiversity Consultancy, Durrell Institute of Conservation & Ecology. https://portals.iucn.org/offsetpolicy/

Gonçalves, B., Marques, A., Soares, A. M. V. D. M., & Pereira, H. M. (2015). Biodiversity offsets : From current challenges to harmonized metrics. Current Opinion in Environmental Sustainability, 14, 61-67. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.03.008

Gontier, M., Balfors, B., & Mörtberg, U. (2006). Biodiversity in environmental assessment—Current practice and tools for prediction. Environmental Impact Assessment Review, 26(3), 268-286. https://doi.org/10.1016/j.eiar.2005.09.001

González, A., & Therivel, R. (2022). Raising the game in environmental assessment : Insights from tiering practice. Environmental Impact Assessment Review, 92, 106695. https://doi.org/10.1016/j.eiar.2021.106695

Gordon, A., Simondson, D., White, M., Moilanen, A., & Bekessy, S. A. (2009). Integrating conservation planning and landuse planning in urban landscapes. Landscape and Urban Planning, 91(4), 183-194. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.12.011

Grimm, V., Berger, U., Bastiansen, F., Eliassen, S., Ginot, V., Giske, J., Goss-Custard, J., Grand, T., Heinz, S. K., Huse, G., Huth, A., Jepsen, J. U., Jørgensen, C., Mooij, W. M., Müller, B., Pe'er, G., Piou, C., Railsback, S. F., Robbins, A. M., … DeAngelis, D.

L. (2006). A standard protocol for describing individual-based and agent-based models. Ecological Modelling, 198(1), 115-126. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.04.023

Grimm, V., & Railsback, S. F. (2005). Individual-based Modeling and Ecology. Princeton University Press.

Guillet, F. (2019). Séquence Éviter-Réduire-Compenser : Quelle biodiversité est visée par les mesures d'évitement ? 8.

Guillet, F., & Semal, L. (2017). Compensation et infrastructures linéaires. Stratégies et scénarios pour l'action (Compilsa) : La compensation face à ses limites écologiques et organisationnelles. Rapport final d'activité, Programme infrastructures de transports terrestres, écosystèmes et paysages (ITTECOP), Paris, Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie/Ademe. Rapport final d'activité, Programme infrastructures de transports terrestres ….

Guillet, F., & Semal, L. (2018). Policy flaws of biodiversity offsetting as a conservation strategy. Biological Conservation, 221, 86-90. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.03.001

Gulliksen, J., Göransson, B., Boivie, I., Blomkvist, S., Persson, J., & Cajander, Å. (2003). Key principles for user-centred systems design. Behaviour & Information Technology, 22(6), 397-409. https://doi.org/10.1080/01449290310001624329

Gunton, R. M., Marsh, C. J., Moulherat, S., Malchow, A.-K., Bocedi, G., Klenke, R. A., & Kunin, W. E. (2017). Multicriterion trade-offs and synergies for spatial conservation planning. Journal of Applied Ecology, 54(3), 903-913. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12803

Henle, K., Grobelnik, V., Potts, S. G., Scott, A. V., Kunin, W. E., Gunton, R. M., Matsinos, Y. G., Similä, J., Pantis, J. D., Klenke, R., Settele, J., & Penev, L. (2014). Scaling in ecology and biodiversity conservation : An introduction. 15.

Hervé, M., Tatoni, T., Albert, C., & Vanpeen, S. (2020). Comment construire des scénarios prospectifs adaptés à la prise en compte des enjeux de biodiversité tels que les continuités écologiques ? 7.

Hodgson, J. A., Moilanen, A., Wintle, B. A., & Thomas, C. D. (2011). Habitat area, quality and connectivity : Striking the balance for efficient conservation. Journal of Applied Ecology, 48(1), 148-152. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01919.x

Houet, T., & Gourmelon, F. (2014). La géoprospective – Apport de la dimension spatiale aux démarches prospectives. Cybergeo: European Journal of Geography. https://doi.org/10.4000/cybergeo.26194

Humphries, C. J., Williams, P. H., & Vane-Wright, R. I. (1995). Measuring Biodiversity Value for Conservation. Annual Review of Ecology and Systematics, 26(1), 93-111. https://doi.org/10.1146/annurev.es.26.110195.000521

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(7), 1233-1243. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13629

IPBES. (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. 45.

IUCN. (2021). The IUCN Red List of Threatened Species—Version 2021-3. IUCN Red List of Threatened Species. https://www.iucnredlist.org/en

Jacob, C., Pioch, S., & Thorin, S. (2016). The effectiveness of the mitigation hierarchy in environmental impact studies on marine ecosystems : A case study in France. Environmental Impact Assessment Review, 60, 83-98. https://doi.org/10.1016/j.eiar.2016.04.001

Jacob, C., Quétier, F., Aronson, J., Pioch, S., & Levrel, H. (2015). Vers une politique française de compensation des impacts sur la biodiversité plus efficace : Défis et perspectives. VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement, 14(3).

Jacquemain, M. (2001). LES CITES ET LES MONDES : LE MODELE DE LA JUSTIFICATION CHEZ BOLTANSKI ET THEVENOT. 28.

Jalkanen, J., Vierikko, K., & Moilanen, A. (2020). Spatial prioritization for urban Biodiversity Quality using biotope maps and expert opinion. Urban Forestry & Urban Greening, 49, 126586. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126586

Johnson, C. N., Balmford, A., Brook, B. W., Buettel, J. C., Galetti, M., Guangchun, L., & Wilmshurst, J. M. (2017). Biodiversity losses and conservation responses in the Anthropocene. Science, 356(6335), 270-275. https://doi.org/10.1126/science.aam9317

Kadykalo, A., Buxton, R., Morrison, P., Anderson, C., Bickerton, H., Francis, C., Smith, A., & Fahrig, L. (2021). Bridging research and practice in conservation. Conservation Biology. https://doi.org/10.1111/cobi.13732

Kiesecker, J. M., Copeland, H. E., Pocewicz, A., & Mckenney, B. (2009). Development by design : Blending landscape-level planning with the mitigation hierarchy.

Kujala, H., Moilanen, A., & Gordon, A. (2018). Spatial characteristics of species distributions as drivers in conservation prioritization. Methods in Ecology and Evolution, 9(4), 1121-1132. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12939

Kujala, H., Whitehead, A. L., Morris, W. K., & Wintle, B. A. (2015). Towards strategic offsetting of biodiversity loss using spatial prioritization concepts and tools : A case

study on mining impacts in Australia. Biological Conservation, 192, 513-521. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.017

Lacy, R. C. (1993). VORTEX : A computer simulation model for population viability analysis. Wildlife Research, 20(1), 45-65. https://doi.org/10.1071/wr9930045

Langlois, C., Poupinot, P., Schoenmakers, V., Couillens, P., Jeannin, P., Mantiziaras-Conreaux, L., Tahier, F., & Compagnet, O. (2020). Guide sur les dispositions opposables du PLU. https://www.cohesion-territoires.gouv.fr/sites/default/files/2020-03/Guide_PLU_18_03_20_BD_WEB.pdf

Lardon, S., & Noucher, M. (2016). Construire demain par les cartes : Usages de l'information géographique en prospective territoriale participative. Cahiers de géographie du Québec, 60(170), 209-219. https://doi.org/10.7202/1040531ar

Lardon, S., & Piveteau, V. (2005). Méthodologie de diagnostic pour le projet de territoire : Une approche par les modèles spatiaux. Géocarrefour, 80(vol. 80/2), 75-90. https://doi.org/10.4000/geocarrefour.980

Lardon, S., Piveteau, V., & Lelli, L. (2005). Le diagnostic des territoires. Géocarrefour, 80(vol. 80/2), 71-74.

Lascoumes, P., & Le Galès, P. (2012). Sociologie de l'action publique. Armand Colin.

Instruction du Gouvernement du 29 juillet 2019 relative à l'engagement de l'État en faveur d'une gestion économe de l'espace., (2019) (testimony of Le ministre auprès de la ministre de la cohésion des territoires et des relations avec les collectivités territoriales, chargé de la ville et du logement, La ministre de la transition écologique et solidaire, La ministre de la cohésion des territoires et des relations avec les collectivités territoriales, & Le ministre de l'agriculture et de l'alimentation). http://circulaires.legifrance.gouv.fr/index.php?action=afficherCirculaire&hit=1&retourAccueil=1&r=44820

Legendre, S., Clobert, J., Møller, A. P., & Sorci, G. (1999). Demographic Stochasticity and Social Mating System in the Process of Extinction of Small Populations : The Case of Passerines Introduced to New Zealand. The American Naturalist, 153(5), 449-463. https://doi.org/10.1086/303195

Lélé, S., & Norgaard, R. B. (2005). Practicing Interdisciplinarity. BioScience, 55(11), 967-975. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0967:PI]2.0.CO;2

Lemaïtre, V., Khallouki, D., & Millard, F. (2019). Théma—Le principe de proportionnalité dans l'évaluation environnementale (p. 4). CGDD.

Levrel, H., Guillet, F., Lombard-Latune, J., Delforge, P., & Frascaria-Lacoste, N. (2018). Application de la séquence éviter-réduire-compenser en France : Le principe d'additionnalité mis à mal par 5 dérives. VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement, Volume 18 numéro 2. https://doi.org/10.4000/vertigo.20619

Levrel, H., Hay, J., Bas, A., Gastineau, P., & Pioch, S. (2012). Coût d'opportunité versus coût du maintien des potentialités écologiques : Deux indicateurs économiques pour mesurer les coûts de l'érosion de la biodiversité. Natures Sciences Sociétés, 20(1), 16-29.

Lindenmayer, D. B., Burgman, M. A., Akçakaya, H. R., Lacy, R. C., & Possingham, H. P. (1995). A review of the generic computer programs ALEX, RAMAS/space and VORTEX for modelling the viability of wildlife metapopulations. Ecological Modelling, 82(2), 161-174. https://doi.org/10.1016/0304-3800(94)00085-V

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 : À Critique. Conservation Biology, 16(2), 338-345. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00450.x

LOI constitutionnelle n° 2005-205 du 1er mars 2005 relative à la Charte de l'environnement, (2005).

LOI n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature, (1976). https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=LEGITEXT000006068553

LOI n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement, 2009-967 (2009).

LOI n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement, 2010-788 (2010).

LOI n° 2014-58 du 27 janvier 2014 de modernisation de l'action publique territoriale et d'affirmation des métropoles (1), 2014-58 (2014).

LOI n° 2015-991 du 7 août 2015 portant nouvelle organisation territoriale de la République, 2015-991 (2015).

LOI n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages, 2016-1087 (2016).

Lombard Latune, J. (2018). La compensation écologique du principe de non perte nette de biodiversité à son opérationnalisation—Analyse de l'action collective.

Long, T. B., Blok, V., & Coninx, I. (2016). Barriers to the adoption and diffusion of technological innovations for climate-smart agriculture in Europe : Evidence from the Netherlands, France, Switzerland and Italy. Journal of Cleaner Production, 112, 9-21. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.06.044

Lucas, M. (2009). La compensation environnementale, un mécanisme inefficace à améliorer. Revue juridique de l'Environnement, 34(1), 59-68. https://doi.org/10.3406/rjenv.2009.4844

Madsen, B., Carrol, N., & Moore Brand, K. (2010). State of Biodiversity Markets Report : Offset and Compensation Programs Worldwide. https://www.ecosystemmarketplace.com/wp-content/uploads/2015/09/sbdmr.pdf

Manel, S., Schwartz, M. K., Luikart, G., & Taberlet, P. (2003). Landscape genetics : Combining landscape ecology and population genetics. Trends in Ecology & Evolution, 18(4), 189-197. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00008-9

Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. Nature, 405(6783), 243-253. https://doi.org/10.1038/35012251

Maron, M., Ives, C. D., Kujala, H., Bull, J. W., Maseyk, F. J. F., Bekessy, S., Gordon, A., Watson, J. E. M., Lentini, P. E., Gibbons, P., Possingham, H. P., Hobbs, R. J., Keith, D. A., Wintle, B. A., & Evans, M. C. (2016). Taming a Wicked Problem : Resolving Controversies in Biodiversity Offsetting. BioScience, 66(6), 489-498. https://doi.org/10.1093/biosci/biw038

Martin, G., Frascaria-Lacoste, N., Hay, J., Levrel, H., & Pioch, S. (2015). Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement : Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité. Quae.

Martin, T. G., Burgman, M. A., Fidler, F., Kuhnert, P. M., Low-Choy, S., Mcbride, M., & Mengersen, K. (2012). Eliciting Expert Knowledge in Conservation Science. Conservation Biology, 26(1), 29-38. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01806.x

Mathevet, R., & Poulin, B. (2006). De la biologie à la géographie de la conservation (From conservation biology to conservation geography). Bulletin de l'Association de Géographes Français, 83(3), 341-354. https://doi.org/10.3406/bagf.2006.2520

Maxwell, S. L., Fuller, R. A., Brooks, T. M., & Watson, J. E. M. (2016). Biodiversity : The ravages of guns, nets and bulldozers. Nature News, 536(7615), 143. https://doi.org/10.1038/536143a

May, J., Hobbs, R. J., & Valentine, L. E. (2017). Are offsets effective? An evaluation of recent environmental offsets in Western Australia. Biological Conservation, 206, 249-257. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.038

McKenney, B. (2005). Environmental offset policies, principles, and methods : A review of selected legislative frameworks. Biodiversity Neutral Initiative, 85.

McKenney, B. A., & Kiesecker, J. M. (2010). Policy Development for Biodiversity Offsets : A Review of Offset Frameworks. Environmental Management, 45(1), 165-176. https://doi.org/10.1007/s00267-009-9396-3

McKenzie, C. R. M., Liersch, M. J., & Yaniv, I. (2008). Overconfidence in interval estimates : What does expertise buy you? Organizational Behavior and Human Decision Processes, 107(2), 179-191. https://doi.org/10.1016/j.obhdp.2008.02.007

Mechin, A. (2020). Dimensionner les mesures de compensation écologique : Des outils opérationnels pour une meilleure appropriation par les acteurs de l'aménagement du territoire [Phdthesis, Université Paul Valéry Montpellier 3]. https://doi.org/10/document

Mechin, A., & Pioch, S. (2016). Une méthode expérimentale pour évaluer rapidement la compensation en zone humide.

Mechin, A., & Pioch, S. (2019). Séquence ERC : Comment améliorer l'utilisation des méthodes de dimensionnement de la compensation écologique ? VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement, volume 19 numéro 3, Article volume 19 numéro 3. https://doi.org/10.4000/vertigo.27310

MEDDE. (2012). Doctrine relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu nature. https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/sites/default/files/Doctrine%20ERC.pdf

MEDDE. (2013). Lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur les milieux naturels. http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/docs/Temis/0079/Temis-0079094/20917.pdf

Merini, C., & Ponté, P. (2008). La recherche-intervention comme mode d'interrogation des pratiques. Savoirs, 16(1), 77-95.

Mermet, L., Billé, R., Leroy, M., Narcy, J.-B., & Poux, X. (2005). L'analyse stratégique de la gestion environnementale : Un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement. Natures Sciences Sociétés, 13(2), 127-137. https://doi.org/10.1051/nss:2005018

Meurant, M., Gonzalez, A., Doxa, A., & Albert, C. H. (2018). Selecting surrogate species for connectivity conservation. Biological Conservation, 227, 326-334. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.028

Miaud, C., Taberlet, P., Dejean, T., Coissac, É., Miquel, C., Pompanon, F., & Valentini, A. (2012). ADN « environnemental » : Un saut méthodologique pour les inventaires de la biodiversité. Sciences Eaux Territoires, 6(1), 92-95.

Milner-Gulland, E. J., Addison, P., Arlidge, W. N. S., Baker, J., Booth, H., Brooks, T., Bull, J. W., Burgass, M. J., Ekstrom, J., zu Ermgassen, S. O. S. E., Fleming, L. V., Grub, H. M. J., von Hase, A., Hoffmann, M., Hutton, J., Juffe-Bignoli, D., ten Kate, K., Kiesecker, J., Kümpel, N. F., … Watson, J. E. M. (2021). Four steps for the Earth : Mainstreaming the post-2020 global biodiversity framework. One Earth, 4(1), 75-87. https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.12.011

Miro. (s. d.). Miro. Consulté 24 mars 2022, à l'adresse https://miro.com/fr/

Moilanen, A. (2013). Planning impact avoidance and biodiversity offsetting using software for spatial conservation prioritisation. Wildlife Research, 40(2), 153-162. https://doi.org/10.1071/WR12083

Moilanen, A., & Kotiaho, J. S. (2018). Fifteen operationally important decisions in the planning of biodiversity offsets. Biological Conservation, 227, 112-120. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.002

Moine, A. (2005). Le territoire comme un système complexe. Des outils pour l'aménagement et la géographie. 12.

Moreno-Mateos, D., Maris, V., Béchet, A., & Curran, M. (2015). The true loss caused by biodiversity offsets. Biological Conservation, 192, 552-559. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.016

Morgan, M. G., Henrion, M., & Small, M. (1990). Uncertainty : A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis. Cambridge University Press.

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, Université de Toulouse, Université Toulouse III - Paul Sabatier]. http://thesesups.ups-tlse.fr/2668/

Moulherat, S., Bestion, E., Baguette, M., Moulherat, M., Palmer, S. C. F., Travis, J. M. J., & Clobert, J. (2020). MetaConnect, a new platform for population viability modelling to assist decision makers in conservation and urban planning [Preprint]. https://doi.org/10.1101/2019.12.30.890921

Moulherat, S., Boreau de Roincé, C., Remon, J., Le Gallic, Y., Baguette, M., & Prunier, J. G. (2019). CIRFE - Cumul d'Infrastructures linéaires de transports terrestres et Relations Fonctionnelles Ecologiques—Livrable II - Méthodes et résultats du programme CIRFE (II; p. 176). Oïkolab.

Moulherat, S., Leroux, D., Barbier, M., & Delran, C. (2019). BioBIM Biodiversité, BIM et Infrastructures. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.24351.30882

Müller, A., Legendre, Lemaître, & Darses. (2017). Théma—La séquence éviter réduire et compenser. https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/sites/default/files/Th%C3%A9ma%20-%20La%20s%C3%A9quence%20%C3%A9viter%20r%C3%A9duire%20et%20compenser.pdf

Nagendra, H. (2001). Using remote sensing to assess biodiversity. International Journal of Remote Sensing, 22(12), 2377-2400. https://doi.org/10.1080/01431160117096

Newbold, T., Hudson, L. N., Arnell, A. P., Contu, S., De Palma, A., Ferrier, S., Hill, S. L. L., Hoskins, A. J., Lysenko, I., Phillips, H. R. P., Burton, V. J., Chng, C. W. T., Emerson, S., Gao, D., Pask-Hale, G., Hutton, J., Jung, M., Sanchez-Ortiz, K., Simmons, B. I., … Purvis, A. (2016). Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. Science, 353(6296), 288-291. https://doi.org/10.1126/science.aaf2201

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., … Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. Nature, 520(7545), 45-50. https://doi.org/10.1038/nature14324

Nguyen, V. M., Young, N., & Cooke, S. J. (2017). A road map for knowledge exchange and mobilization research in conservation and natural resource management. Conservation Biology, 31(4), 789-798. https://doi.org/10.1111/cobi.12857

Nita, A., Fineran, S., & Rozylowicz, L. (2022). Researchers' perspective on the main strengths and weaknesses of Environmental Impact Assessment (EIA) procedures.

Environmental Impact Assessment Review, 92, 106690. https://doi.org/10.1016/j.eiar.2021.106690

Noss, R. F. (1990). Indicators for Monitoring Biodiversity : A Hierarchical Approach. Conservation Biology, 4(4), 355-364. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x

Opdam, P., Pouwels, R., van Rooij, S., Steingröver, E., & Vos, C. C. (2008). Setting Biodiversity Targets in Participatory Regional Planning : Introducing Ecoprofiles. Ecology and Society, 13(1). https://www.jstor.org/stable/26267947

Padilla, B., Tarabon, S., Moulherat, S., Boileau, J., Soret, M., Papet, G., & Bergès, L. (2022). Planification de la séquence Eviter-Réduire-Compenser à l'échelle du paysage : Quel apport de la modélisation des réseaux écologiques à la mise en œuvre des sites naturels de compensation ? Sciences Eaux et Territoires, 38. http://www.set-revue.fr/planification-de-la-sequence-eviter-reduire-compenser-lechelle-du-paysage-quel-apport-de-la

Padilla, B., Vaissière, A.-C., Lecomte, J., Bieuzen, P., Calvet, C., Martin, G. J., & Prévost, B. (2021). Quand jouer la carte des sites naturels de compensation dans un territoire ? Sciences Eaux Territoires, 38(4), 74-79.

Pahl-Wostl, C. (2002). Participative and Stakeholder-Based Policy Design, Evaluation and Modeling Processes. Integrated Assessment, 3(1), 3-14. https://doi.org/10.1076/iaij.3.1.3.7409

Paquet, S. (2021). Amélioration de l'application d'un outil règlementaire de politique publique environnementale (p. 109) [Mémoire universitaire de stage].

Pe'er, G., Matsinos, Y. G., Johst, K., Franz, K. W., Turlure, C., Radchuk, V., Malinowska, A. H., Curtis, J. M. R., Naujokaitis-Lewis, I., Wintle, B. A., & Henle, K. (2013). A Protocol for Better Design, Application, and Communication of Population Viability

Analyses : A Protocol for Improved PVAs. Conservation Biology, 27(4), 644-656. https://doi.org/10.1111/cobi.12076

Pe'er, G., Schmitz, A., Matsinos, Y. G., Schober, L., Klenke, R. A., & Henle, K. (2014). Connectivity : Beyond corridors. 14.

Perez, Y. A. (2008). La pratique de la recherche-intervention dans les organisations : Retour sur les modes de production des connaissances gestionnaires à partir du terrain. Humanisme et Entreprise, 288(3), 101-113.

Pettorelli, N., Wegmann, M., Skidmore, A., Mücher, S., Dawson, T. P., Fernandez, M., Lucas, R., Schaepman, M. E., Wang, T., O'Connor, B., Jongman, R. H. G., Kempeneers, P., Sonnenschein, R., Leidner, A. K., Böhm, M., He, K. S., Nagendra, H., Dubois, G., Fatoyinbo, T., … Geller, G. N. (2016). Framing the concept of satellite remote sensing essential biodiversity variables : Challenges and future directions. Remote Sensing in Ecology and Conservation, 2(3), 122-131. https://doi.org/10.1002/rse2.15

Phalan, B., Hayes, G., Brooks, S., Marsh, D., Howard, P., Costelloe, B., Vira, B., Kowalska, A., & Whitaker, S. (2018). Avoiding impacts on biodiversity through strengthening the first stage of the mitigation hierarchy. Oryx, 52(2), 316-324. https://doi.org/10.1017/S0030605316001034

Pioch, S. (2017). Vers une nouvelle gouvernance côtière entre aménagement et environnement ? [Rapport d'HDR]. Université Paul Valéry - Montpellier III.

Pioch, S., Barnaud, G., & Coïc, B. (2015). Méthodes de dimensionnement des mesures compensatoires pour les zones humides. In Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement : Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité (p. 220-223). Quae.

Pioch, S., Valette, H. R., Hardy, P.-Y., Richebourg, C., Ollagnon, C., & Estival, P. (2021). Concertation numérique et aménagement du territoire : Coconstruction d'un outil

expérimental d’e-débat. Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie, Vol. 12, n°3, Article Vol. 12, n°3. https://doi.org/10.4000/developpementdurable.19683

Pôle Relais Tourbière. (2014). Réflexions en vue de l’application de la Trame verte et bleue aux tourbières. 70.

Poljanšek, M. (2017). Building Information Modelling (BIM) standardization (European Commission). Publications Office. https://data.europa.eu/doi/10.2760/36471

Pollock, L. J., O’Connor, L. M. J., Mokany, K., Rosauer, D. F., Talluto, M. V., & Thuiller, W. (2020). Protecting Biodiversity (in All Its Complexity) : New Models and Methods. Trends in Ecology & Evolution, 35(12), 1119-1128. https://doi.org/10.1016/j.tree.2020.08.015

Primack, R. B., Sarrazin, F., & Lecomte, J. (2012). Biologie de la conservation. Dunod.

Quétier, F., & Lavorel, S. (2011). Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes : Key issues and solutions. Biological Conservation, 144(12), 2991-2999. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.09.002

Quétier, F., Regnery, B., & Levrel, H. (2014). No net loss of biodiversity or paper offsets? A critical review of the French no net loss policy. Environmental Science & Policy, 38, 120-131.

R Core Team. (2021). R: A language and environment for statistical computing. https://www.R-project.org/

Ramade, F. (1993). Dictionnaire encyclopédique de l’écologie et des sciences de l’environnement.

Regan, H. M., Colyvan, M., & Burgman, M. A. (2002). A Taxonomy and Treatment of Uncertainty for Ecology and Conservation Biology. Ecological Applications, 12(2), 618-628. https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0618:ATATOU]2.0.CO;2

Regnery, B., Couvet, D., & Kerbiriou, C. (2013). Offsets and Conservation of the Species of the EU Habitats and Birds Directives. Conservation Biology, 27(6), 1335-1343. https://doi.org/10.1111/cobi.12123

Regnery, B., Quétier, F., Cozannet, N., Gaucherand, S., Laroche, A., Burylo, M., Couvet, D., & Couvet, D. (2013). Mesures compensatoires pour la biodiversité : Comment améliorer les dossiers environnementaux et la gouvernance ? Sciences, Eaux & Territoires, 2013. https://doaj.org

Remon, J. (2018). Connectivité fonctionnelle en paysage fragmenté : Apport des données génétiques et démographiques pour étudier l'impact multi-spécifique des infrastructures linéaires de transport [Phd, Université de Toulouse, Université Toulouse III - Paul Sabatier]. http://thesesups.ups-tlse.fr/4254/

Remon, J., Moulherat, S., Cornuau, J., Gendron, L., Richard, M., Baguette, M., & Prunier, J. (2019). Patterns of gene flow across multiple anthropogenic infrastructures : Insights from a multi-species approach. https://doi.org/10.1101/2019.12.16.877670

Renou, G. (2007). Notes de lecture. Politix, 80(4), 197-211.

Richard-Ferroudji, A. (2008). L'appropriation des dispositifs de gestion locale et participative de l'eau. Composer avec une pluralité de valeurs, d'objectifs et d'attachements.

Ronce, O. (2007). How does it feel to be like a rolling stone? Ten questions about dispersal evolution. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 38, 231-253. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095611

Rounsevell, M., Fischer, M., Torre-Marin Rando, A., Mader, A., Caplat, P., Ekroos, J., & Smith, H. G. (2018). The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and central Asia. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES).

https://www.ipbes.net/system/tdf/2018_eca_full_report_book_v5_pages_0.pdf?file=1&type=node&id=29180

Rowland, J. A., Bland, L. M., James, S., & Nicholson, E. (2021). A guide to representing variability and uncertainty in biodiversity indicators. Conservation Biology. https://doi.org/10.1111/cobi.13699

Ruppert, K. M., Kline, R. J., & Rahman, M. S. (2019). Past, present, and future perspectives of environmental DNA (eDNA) metabarcoding : A systematic review in methods, monitoring, and applications of global eDNA. Global Ecology and Conservation, 17, e00547. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00547

Sahraoui, Y., De Godoy Leski, C., Benot, M.-L., Revers, F., Salles, D., van Halder, I., Barneix, M., & Carassou, L. (2021). Integrating ecological networks modelling in a participatory approach for assessing impacts of planning scenarios on landscape connectivity. Landscape and Urban Planning, 209, 104039. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104039

Sarsby, A. (2016). SWOT analysis. Leadership Library.

SCoT Sud Gard. (2019a). Document d'Orientations et d'Objectifs (p. 118).

SCoT Sud Gard. (2019b). Rapport de Présentation—Etat initial de l'Environnement.

SCoT Sud Gard. (2019c). Rapport de Présentation—Justification de la stratégie environnementale.

Sébastien, L., Bauler, T., & Lehtonen, M. (2014). Can Indicators Bridge the Gap between Science and Policy ? An Exploration into the (Non)Use and (Non)Influence of Indicators in EU and UK Policy-Making. 25.

Semal, L., & Guillet, F. (2017). Chapitre 6. Compenser les pertes de biodiversité. In Les politiques de biodiversité. Presses de Sciences Po. https://www.cairn.info/article.php?ID_ARTICLE=SCPO_COMPA_2017_01_0149

Simmonds, J. S., Sonter, L. J., Watson, J. E. M., Bennun, L., Costa, H. M., Dutson, G., Edwards, S., Grantham, H., Griffiths, V. F., Jones, J. P. G., Kiesecker, J., Possingham, H. P., Puydarrieux, P., Quétier, F., Rainer, H., Rainey, H., Roe, D., Savy, C. E., Souquet, M.,… Maron, M. (2020). Moving from biodiversity offsets to a target-based approach for ecological compensation. Conservation Letters, 13(2), e12695. https://doi.org/10.1111/conl.12695

Sordello, R., Busson, S., Cornuau, J. H., Deverchère, P., Faure, B., Guetté, A., Hölker, F., Kerbiriou, C., Lengagne, T., Le Viol, I., Longcore, T., Moeschler, P., Ranzoni, J., Ray, N., Reyjol, Y., Roulet, Y., Schroer, S., Secondi, J., Valet, N.,… Vauclair, S. (2022). A plea for a worldwide development of dark infrastructure for biodiversity – Practical examples and ways to go forward. Landscape and Urban Planning, 219, 104332. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104332

State of Florida. (2004). F-DEP UMAM Chapter 62-345.

Sutherland, W. J., Downey, H., Frick, W. F., Tinsley-Marshall, P., & McPherson, T. (2021). Planning practical evidence-based decision making in conservation within time constraints : The Strategic Evidence Assessment Framework. Journal for Nature Conservation, 60, 125975. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2021.125975

Sutherland, W. J., Pullin, A. S., Dolman, P. M., & Knight, T. M. (2004). The need for evidence-based conservation. Trends in Ecology & Evolution, 19(6), 305-308. https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.03.018

Tarabon, S. (2020). La prise en compte des fonctionnalités écologiques dans l'aménagement du territoire et l'application de la séquence Éviter–Réduire–Compenser.

Tarabon, S., Bergès, L., Dutoit, T., & Isselin-Nondedeu, F. (2019). Maximizing habitat connectivity in the mitigation hierarchy. A case study on three terrestrial mammals in

an urban environment. Journal of Environmental Management, 243, 340-349. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.121

Tarabon, S., Calvet, C., Delbar, V., Dutoit, T., & Isselin-Nondedeu, F. (2020). Integrating a landscape connectivity approach into mitigation hierarchy planning by anticipating urban dynamics. Landscape and Urban Planning, 202, 103871. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103871

Taylor, P., Fahrig, L., & With, K. (2006). Landscape connectivity : A return to the basics. In Conservation Biology (Vol. 14, p. 29-43). https://doi.org/10.1017/CBO9780511754821

Therivel, R., & Ross, B. (2007). Cumulative effects assessment : Does scale matter? Environmental Impact Assessment Review, 27(5), 365-385. https://doi.org/10.1016/j.eiar.2007.02.001

Thévenot, L. (2006). L'action au pluriel. La Découverte. https://doi.org/10.3917/dec.theve.2006.02

Truchon, H., de Billy, V., Padilla, B., & Bezombes, L. (2020). Dimensionnement de la compensation ex ante des atteintes à la biodiversité—État de l'art des approches, méthodes disponibles et pratiques en vigueur.

Turner, W., Spector, S., Gardiner, N., Fladeland, M., Sterling, E., & Steininger, M. (2003). Remote sensing for biodiversity science and conservation. Trends in Ecology & Evolution, 18(6), 306-314. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00070-3

UICN Comité Français, OFB, & MNHN. (2020). La liste rouge des espèces menacées en France : 13 ans de résultats. https://uicn.fr/wp-content/uploads/2021/03/bilan-13-ans-liste-rouge-nationale.pdf

Underwood, J. G. (2011). Combining Landscape-Level Conservation Planning and Biodiversity Offset Programs : A Case Study. Environmental Management, 47(1), 121-129. https://doi.org/10.1007/s00267-010-9589-9

United Nations (UN). (1992). Convention on biological diversity.

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. (2021). Coding for Life : Designing a Platform for Projecting and Protecting Global Biodiversity. BioScience, biab099. https://doi.org/10.1093/biosci/biab099

US Fish and Wildlife Service (USFWS). (1980). Habitat Evalutation Procedures : 102 ESM. https://www.fws.gov/policy/ESM102.pdf

Vaissière, A.-C., Latune, J., Quétier, F., & Calvet, C. (2020). Quelles implications possibles du monde agricole dans la compensation écologique ? Vers des approches territoriales. Sciences Eaux Territoires, 31(1), 38-43.

Valentini, A., Pompanon, F., & Taberlet, P. (2009). DNA barcoding for ecologists. Trends in Ecology & Evolution, 24(2), 110-117. https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.09.011

Valentini, A., Taberlet, P., Miaud, C., Civade, R., Herder, J., Thomsen, P. F., Bellemain, E., Besnard, A., Coissac, E., Boyer, F., Gaboriaud, C., Jean, P., Poulet, N., Roset, N., Copp, G. H., Geniez, P., Pont, D., Argillier, C., Baudoin, J.-M.,… Dejean, T. (2016). Next-generation monitoring of aquatic biodiversity using environmental DNA metabarcoding. Molecular Ecology, 25(4), 929-942. https://doi.org/10.1111/mec.13428

van Eldik, M. A., Vahdatikhaki, F., dos Santos, J. M. O., Visser, M., & Doree, A. (2020). BIM-based environmental impact assessment for infrastructure design projects.

Automation in Construction, 120, 103379. https://doi.org/10.1016/j.autcon.2020.103379

Vassart, J., Houewatonou, A., Le Gallic, Y., Moulherat, S., Pradon, S., Le Roux, D., Ruas, A., Chassande, M., & Guilloteau, S. (2017). Analyse critique des outils existants pour charger et mettre en cohérence les données sur les infrastruc-tures et l'environnement.

Verdier, H., Konecny, L., Marquette, C., Reveron, H., Tadier, S., Grémillard, L., Barthès, A., Datry, T., Bouchez, A., & Lefébure, T. (2021). Passive sampling of environmental DNA in aquatic environments using 3D-printed hydroxyapatite samplers (p. 2021.05.12.443 744). bioRxiv. https://doi.org/10.1101/2021.05.12.443744

Veyret, Y. (2005). Le développement durable : Approches plurielles.

Victoria. Department of Environment, Land, Water and Planning, & Department of Environment, L., Water and Planning. (2017). Native vegetation gain scoring manual. http://nla.gov.au/nla.obj-612586579

Victorian Government Department of Sustainability and Environment. Biodiversity and Natural Resources Division. (2004). Vegetation quality assessment manual : Guidelines for applying the habitat hectares scoring method.

Voinov, A., & Bousquet, F. (2010). Modelling with stakeholders. Environmental Modelling & Software, 25(11), 1268-1281. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.03.007

Wang, F., Winkler, J., Viña, A., McShea, W. J., Li, S., Connor, T., Zhao, Z., Wang, D., Yang, H., Tang, Y., Zhang, J., & Liu, J. (2021). The hidden risk of using umbrella species as conservation surrogates : A spatio-temporal approach. Biological Conservation, 253, 108913. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108913

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. https://doi.org/10.1016/j.autcon.2019.03.005

Weissgerber, M., Roturier, S., Julliard, R., & Guillet, F. (2019). Biodiversity offsetting : Certainty of the net loss but uncertainty of the net gain. Biological Conservation, 237, 200-208. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.06.036

White paper - Adapting to climate change : Towards a European framework for action, (2009). https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52009DC0147

WWF. (2020). Living Planet Report—2020 : Bending the curve of biodiversity loss. (p. 164). https://www.wwf.fr/sites/default/files/doc-2020-11/20200910_Rapport_Planete_Vivante_WWF.pdf

Yates, M. C., Derry, A. M., & Cristescu, M. E. (2021). Environmental RNA : A Revolution in Ecological Resolution? Trends in Ecology & Evolution. https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.03.001

Zurell, D. (2017). Integrating demography, dispersal and interspecific interactions into bird distribution models. Journal of Avian Biology, 48(12), 1505-1516. https://doi.org/10.1111/jav.01225

Table des illustrations

1. Table des Figures

Figure 1 : Indice planète vivante (WWF, 2020). 16

Figure 2 : Tendance des 123 espèces communes évaluées dans le suivi des oiseaux communs de France de 1989 à 2019 (Fontaine et al., 2020) 16

Figure 3 : Les principales causes de l'érosion de la biodiversité. Le changement d'usage des sols et l'exploitation des espèces sont les deux principales, à la fois sur terre, en eau douce et en mer (IPBES, 2019) 17

Figure 4 : Le géosystème (d'après Ciattoni & Veyret, 2007) 19

Figure 5 : Application de la séquence ERC à travers le monde (GIBOP, 2019) 21

Figure 6 : Grandes évolutions règlementaires associées à la séquence ERC 22

Figure 7 : Étapes de la séquence ERC (inspiré de BBOP, 2012 et Müller et al., 2017) 22

Figure 8 : Organisation générale des acteurs associés à la séquence ERC en France et de leurs interactions (adapté de Pioch, 2017) 28

Figure 9 : Composantes de biodiversité, décrits à chaque niveau d'échelle (adapté de Noss, 1990) 33

Figure 10 : Fonctionnement général d'une trame Verte et Bleue 34

Figure 11 : Définition de l'état de conservation (Andreadakis et al., 2021) 36

Figure 12 : Problématiques, objectifs, sous-questions et hypothèses de recherche 44

Figure 13: Positionnement du chapitre 1 dans la réponse à la problématique de thèse 52

.Figure 14 : Grands enjeux de l'évaluation de l'équivalence écologique 54

Figure 15 : Résultat de l'ACM pour les deux premiers axes (45,9 % de la variance) 62

Figure 16 : Résultat de l'ACP pour les deux premiers axes (77,3 % de la variance) 64

Figure 17 : Intégration générale des outils dans les MEE 70

Figure 18 : Définition de l'opérationnalité (Mechin, 2020) 78

Figure 19 : Positionnement du chapitre 2 dans la réponse à la problématique de thèse 82

Figure 20 : Caractéristiques de SimOïko selon les critères donnés par Urban et al., 2021, pour la prise en compte des *key ecological process* dans la simulation pour la protection de la biodiversité. 85

Figure 21 : Deux entrées différentes pour la planification du territoire : par les aménagements ou par les enjeux écologiques 86

Figure 22 : SCoT Sud Gard 90

Figure 23 : Dynamique des EPCI et consommation d'espaces naturels, agricoles et forestiers, d'après les fichiers fonciers entre 2012 et 2017 (source : Portail de l'artificialisation des sols, https://artificialisation.developpement-durable.gouv.fr) 91

Figure 24 : Situation du SCoT Sud Gard dans son environnement régional (SCoT Sud Gard, 2019a) 93

Figure 25 : Zonages de protection de la biodiversité de Nîmes métropole 94

Figure 26 : Unités paysagères locales du SCoT Sud Gard (SCoT Sud Gard, 2019c) 94

Figure 27 : Méthodologie générale du *Companion modeling*, la simulation numérique menée en interaction avec les ateliers 98

Figure 28 : Données d'entrées et de sorties du modèle 99

Figure 29: Occupation du sol de Nîmes métropole (Nîmes Métropole 2020 / Scot Sud Gard 2018 / Pays des Cévennes 2018 / Pays d'Arles 2017 / PNR Camargue 2012 / Corine Land Cover 2012 / BD Topo 2020/ TerrOïko) 101

Figure 30 : Calcul de la fonctionnalité globale 105

Figure 31 : Travail sur cartes pendant l'atelier 108

Figure 32 : Exemple de résultats de simulation par espèce, ici le Rollier d'Europe (*Coracias garrulus*) 111

Figure 33 : Scores de fonctionnalité par écoprofils, ici la sous-trame forestière 113

Figure 34 : Scores de fonctionnalité globale, non pondérée 114

Figure 35 : Processus de co-construction des Sous-trames. 116

Figure 36 : Carte d'évitement produite à l'atelier 118

Figure 37 : Carte finale d'évitement 120

Figure 38 : Échelles de précisions des résultats et prises en main 125

Figure 39: Positionnement du chapitre 3 dans la réponse à la problématique de thèse 138

Figure 40 : Pentagone de l'action publique mobilisé dans notre démarche d'application de la séquence ERC 140

Figure 41 : Les différents verrous associés à la représentation des élus de la planification de la séquence ERC 142

Figure 42 : Répartition géographique des élus rencontrés 147

Figure 43 : Organisation générale des entretiens 149

Figure 44 : Application de la séquence ERC conjointement à l'objectif d'APN et à l'objectif de ZAN 180

2. Table des Tableaux

Tableau 1 : Synthèse des 4 catégories de limites associées à la séquence ERC par catégorie. 30

Tableau 2: Méthodes d'évaluation de l'équivalence écologique analysées 58

Tableau 3 : Liste des indicateurs retenus pour catégoriser les enjeux de l'équivalence écologique 59

Tableau 4 : Synthèse de la matrice FFOM 72

Tableau 5 : Liste des 25 espèces sélectionnées pour l'étude 103

Tableau 6 : Exemple du paramétrage de 3 espèces 104

Tableau 7: Liste des structures invitées aux ateliers 106

Tableau 8 : Critères d'utilisabilité et d'acceptabilité (Méchin et Pioch, 2019) 127

Tableau 9 : Répartition des responsabilités et délégation des élus rencontrés..... 147

3. Table des Encadrés

Encadré 1 : Grands principes d'application de la compensation écologique.....25

Encadré 2 : Fonctionnalité et connectivité, deux notions très proches 35

Annexes

1. Annexe 1 : Ecological equivalence assessment: The potential of genetic tools, remote sensing and metapopulation models to better apply the mitigation hierarchy, Jules Boileau, Coralie Calvet, Sylvain Pioch, Sylvain Moulherat, 2022, Journal of Environmental Management, 305, 114415

Journal of Environmental Management 305 (2022) 114415



Contents lists available at ScienceDirect

Journal of Environmental Management

journal homepage: www.elsevier.com/locate/jenvman





Ecological equivalence assessment: The potential of genetic tools, remote sensing and metapopulation models to better apply the mitigation hierarchy

Jules Boileau [a,b,d,*], Coralie Calvet [b,c], Sylvain Pioch [d], Sylvain Moulherat [a,e]

[a] TerrOïko - Oïkolab, 2 Place Dom Devic, BP26, 81540, Sorèze, France
[b] CEFE, Univ. Montpellier, CNRS, EPHE, CIRAD, Institut Agro, Montpellier, France
[c] CEEM, Univ Montpellier, CNRS, INRAE, Institut Agro, Montpellier, France
[d] Laboratoire de Géographie et d'Aménagement de Montpellier, Université Paul Valéry, site de Saint Charles, Route de Mende, 34199, Montpellier, France
[e] Station d'Ecologie Théorique et Expérimentale (UMR 5321), 2 Route du CNRS, 09200, Moulis, France

ARTICLE INFO

Keywords:
Biodiversity offset
Ecological equivalence methods
Mitigation hierarchy
No net loss

ABSTRACT

Within the framework of the mitigation hierarchy, biodiversity offsetting is the main tool promoted to reach No Net Loss. One of the determining factors of offsetting success is the evaluation of ecological equivalence. Various equivalence assessment methods (EAMs) have been developed to provide a framework to evaluate the balance between expected biodiversity losses and gains. In the context of achieving No Net Loss, EAMs must address challenges of *Operationality*, *Currency*, *Uncertainty*, *Spatial scale* and *Time frame*. In this study, we investigated the way the most widely used EAMs address these challenges, positing that certain tools from ecological science could limit the trade-offs between these challenges and improve the ecological assessment process. To this end, we analysed the risks and benefits associated with the inclusion of genetic tools (landscape genetics and eDNA), remote sensing and metapopulation models in selected EAMs.

Our results revealed trade-offs between these five challenges, in particular between *Operationality* and *Currency*. The EAMs varied strongly in these two aspects, depending on the general assessment approach and the biodiversity component they focus on. To a lesser degree, *Time frame* and *Spatial scale* also differed between the methods. We identified that the integration of the different tools differs among them, being easier for remote sensing and metapopulation models than for the genetic tools. Nevertheless, the integration resulted in benefits compared to the current use of the methods – benefits that included improving the objectivation of the assessment and the automatization potential. The tools also show potential for automatization, which could have major benefits for operationality. In terms of risks, the integration of these tools increases the technical complexity of the methods, requiring new skills, and would change the overall approach of the ecological assessment.

1. Introduction

The 2019 report by the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services confirmed the current threat to biodiversity, warning of a sixth mass extinction event (IPBES, 2019). The causes are now well known, with the main threats identified as habitat loss and fragmentation (Haddad et al., 2015) resulting from change in land use and intensive agriculture (Newbold et al., 2015).

While consecutive Earth Summits have been making more ambitious international commitments on biodiversity, many of the objectives are not being met. Following the 2010 Conference of the Parties of the UN Framework Convention on Climate Change held in Nagoya, 20 Aichi Biodiversity Targets (CBD, 2010) were defined in a strategic plan to protect biodiversity to 2020. One of these targets was an international commitment to achieve No Net Loss (NNL) of biodiversity, notably by implementing the mitigation hierarchy when considering development projects.

The mitigation hierarchy is a tool that aims to limit the impacts of human development on biodiversity (BBOP, 2012). It requires developers to consider the environmental impacts of their development projects, and once these impacts have been quantified, to first avoid them, then reduce them, and in the case of residual impacts, compensate

* Corresponding author. TerrOïko - Oïkolab, 2 place Dom Devic, BP26, 81540, Sorèze, France.
E-mail address: jules.boileau@terroiko.fr (J. Boileau).

https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114415
Received 30 August 2021; Received in revised form 15 December 2021; Accepted 28 December 2021
Available online 5 January 2022
0301-4797/© 2022 Elsevier Ltd. All rights reserved.

for these by implementing biodiversity offsets. While the mitigation hierarchy is designed to follow this three-step sequence, in reality, the last step – offsetting – is prioritized at the expense of the avoidance and reduction steps (Guillet and Semal, 2017). This has led to a primary emphasis on both practical applications and scientific developments for offsetting (Carreras Gamarra et al., 2018). Concern has been raised about the dysfunction of the intended sequence of the mitigation hierarchy, as well as the process for determining offsetting: how to define and evaluate what is to be measured? (Bracy Knight et al., 2020).

Globally, more than 100 countries incorporate NNL in their policies, and 37 have integrated this principle in their environmental regulations, leading to the strong development of offsetting (GIBOP, 2019). For offsetting to be a workable tool, several factors are required: ecological equivalence between losses and gains, feasibility, and effectiveness (BBOP, 2012; Bull et al., 2013). The measurement and monitoring of ecological equivalence have given rise to a large body of literature related to the application of offsetting (Gonçalves et al., 2015), as this is central to the successful design of this tool (Bull et al., 2014). The goal of ecological equivalence assessment is to ensure that the ecological gains produced by offsetting correspond to the ecological losses caused by the impacts of a development project (Gardner et al., 2013). The main shortcomings revolve around the insufficient consideration of broader ecological concerns and scientific rigor, which appear to be trade-offs for *Operationality* (i.e., the need for the developer to carry out the assessment in a short amount of time and with a limited budget) (Bezombes et al., 2017).

While a definition for 'biological diversity' was set at the 1992 Rio Earth Summit (United Nations, 1992), this is still being questioned (Hamilton, 2005), as there remains considerable confusion about how to evaluate it. There is no universal proxy that can describe the complexity of biodiversity (Humphries et al., 1995). The choice of the biodiversity element targeted by the evaluation process has been designated as the *Currency* (Bull et al., 2013). Noss (1990) presented a framework to define and evaluate three components of biodiversity: *Composition* (corresponding to the diversity of genes, species, habitats, or ecosystems, etc.), *Structure* (the physical organization of the system: landscape structure, habitat distribution, etc.), and *Function* (the ecological processes and dynamics such as gene flow, disturbance, ecological functions, etc.). This framework is expected to be included and adequately investigated in the application of tools aiming to achieve NNL (e.g., the mitigation hierarchy).

In the context of considering *Currency* as a major issue in the conservation process, taking *Uncertainty* into account is also central in a biodiversity assessment (Regan et al., 2002). *Uncertainty* can be considered at different levels: from the impact assessment process to the evaluation of the success of conservation measures or in the consideration of the natural variability of biodiversity responses (Rowland et al., 2021). Two types of *Uncertainty* can exist: epistemic uncertainty resulting from incomplete knowledge of a system and natural uncertainty resulting from stochastic processes (Morgan et al., 1990). While natural uncertainty is hard to control and is independent of the equivalence assessment method used, epistemic uncertainty can be highly dependent on the analyst (Cullen and Frey, 1999) and therefore expected to be tackled in the assessment. In offsetting, there is *Uncertainty* not only in the assessment process, but in the success of ecological gains (Bull et al., 2013). The latter is considered in the offsetting efficiency analysis, with the use of the offset ratio (Gonçalves et al., 2015). However, the uncertainty associated with measurement is not clearly considered and is mixed with the uncertainty of outcome. To ensure ecological gains and the objective of NNL, it seems a priority to consider overall *Uncertainty* when applying the mitigation hierarchy, and in particular in designing offsetting measures (Moreno-Mateos et al., 2015).

A number of equivalence assessment methods (EAMs) (Bezombes et al., 2017) have been developed in different countries to assess ecological equivalence according to their regulatory frameworks (BBOP, 2012; Bull et al., 2013). These EAMs face different challenges, both practical and conceptual:

- *Currency*: what is the biodiversity considered in the method and how is it defined?
- *Spatial scale*: what geographical scale is considered?
- *Time frame*: what temporal baseline is used to assess biodiversity losses and gains?
- *Uncertainty*: how is ecological risk and temporal and assessment uncertainty handled?
- *Operationality*: how difficult is it to apply the method in the field (e.g., ecological assessment, scoring losses and gains, evaluating equivalence, etc.)?

The objective of this study was to assess how a number of widely used EAMs address the challenges of ecological equivalence in the scope of NNL. To this end, we conducted an in-depth analysis of the main EAMs used internationally in offsetting to identify their limitations and to determine whether their biodiversity assessment could potentially be improved with the integration of tools from ecological science. Understanding the trade-offs between the different challenges of biodiversity assessment methods seems essential to evaluate the practices related to NNL, to understand their failures and to propose improvements based on developing scientific knowledge in ecology (Maron et al., 2016; Milner-Gulland et al., 2021).

We posited that in current ecological equivalence assessment practices, the limitations are mainly related to the challenges of *Currency* and *Uncertainty*. As there is often a trade-off between scientific rigor and operationality in EAMs, we expected that the methods would primarily address *Operationality* concerns and have shortcomings in terms of *Currency*, especially in the study of the functionality compartment and in the treatment of *Uncertainty*. We assumed that EAMs tend to rely strongly on expert opinion and fieldwork, which limits the ability to manage uncertainty in the biodiversity assessment. In a second step, we considered whether certain ecological science tools, which are not yet used in offsetting practice, could potentially improve the quality of ecological assessments without restricting their operationality. In particular, we studied the integration of four different tools: (1) landscape genetics, which is useful to assess the functionality of a landscape regarding different species (Baguette et al., 2013); (2) environmental DNA, which can be used to increase the efficiency and precision of species detection (Cristescu and Hebert, 2018); (3) metapopulation models, which can be used to assess and predict metapopulation functionality and offsetting outcomes (Baker et al., 2020; Bergès et al., 2020); and (4) remote sensing, which can be used to increase the precision and speed of structural assessments through biophysical proxy identification (Geller et al., 2017). The focus was to investigate the potential leverage that these tools might offer to improve the ecological relevance of the EAM and to achieve the goal of NNL.

A common trait shared by all four of these tools is the automatization potential of the ecological assessment process, potentially having a strong impact on the *Operationality* of the method. This automatization could intervene either at the stage of data collection (with eDNA, for instance) or during the data analysis process (with updated metapopulation models of the site and how it evolves). Such an approach is currently of prime interest in the field of biodiversity conservation due to the rapid development of offsetting and the crucial place it has acquired in modern area-based conservation policies (Underwood, 2011; Maxwell et al., 2020).

2. Materials & methods

We used a three-step method to analyse how an EAM used in the mitigation hierarchy process handled the challenges of ecological equivalence, and to test how certain conservation ecology tools (genetic, remote sensing and metapopulation models) enhanced the relevancy of

the assessment and improved the management of uncertainty. In the first step, we identified the main EAMs used internationally in offsetting, and then constructed a list of relevant indicators to assess how an EAM addresses the key offsetting challenges. Secondly, we performed multivariate analyses to differentiate between the EAMs according to these challenges, focusing in particular on the targeted biodiversity components and the input data type (fieldwork, data analysis, …). Thirdly, we assessed the risks and benefits associated with integrating different tools into a selected EAM through a multi-criteria analysis embedded in a Strength, Weakness, Opportunity and Threat (SWOT) analysis.

2.1. Dataset construction

2.1.1. Selection of key EAMs

A wide range of EAMs have been developed around the world. This study did not seek to perform an exhaustive analysis of all EAMs, but to focus on the most relevant. First, we selected the most cited and studied EAMs in the scientific literature based on five recent reviews: Quétier and Lavorel (2011), Bas et al. (2013), Bull et al. (2014), Bezombes et al. (2018), Carreras Gamarra et al. (2018). From these, we excluded methods based only on aquatic habitats, or on approaches that do not provide proxies for ecological assessment. We also removed methods directly translated or adapted from a pre-existing ('ancestor') method, keeping only the ancestor method for analysis: e.g., we excluded MERCIe (Mechin and Pioch, 2016), which was adapted from UMAM (State of Florida, 2004) – the latter was kept for analysis. We thus also excluded so-called 'rapid assessment methods' (Fennessy et al., 2007), keeping only the California Rapid Assessment Method as the ancestor method. Lastly, we did not consider methods based on the objective of a Net Gain of biodiversity because we only addressed NNL in our analysis; nor did we consider ratio-based methods as these do not involve the extensive ecological assessment we sought to study. This selection process led to the selection of nine methods (Table 1). Some of the selected EAMs were designed at the outset with a focus on a particular *Challenge* (listed in Table 2 where applicable).

We also included a tenth method, the Ecoval method, which is the result of an analysis carried out by Bezombes et al. (2018) on the trade-off between scientific rigor and operationality in EAM design. While it is too recent to be considered a 'reference' method, it was of interest to include in our analysis as it was designed in reaction to the existent EAMs, to address gaps in their general approach (Bezombes et al., 2017).

2.1.2. Selection of indicators to assess the key challenges

Based on the work carried out by Noss (1990), McKenney and Kiesecker (2010), Quétier and Lavorel (2011), Bull et al. (2013), Bezombes et al. (2018), and Moilanen and Kotiaho (2018)), we derived a set of adapted indicators to evaluate how an EAM assesses the identified key *Challenges* for ecological equivalence: *Operationality*, *Currency*, *Spatial scale*, *Time frame* and *Uncertainty* (Bull et al., 2013; McKenney, 2005). The comprehensive selection process of the indicators (detailed in 'Supplementary materials', appendix 1) led to a total of 11 indicators allocated between the five *Challenges*. In addition, we used 2 additional indicators to describe overall EAM approaches under 'General method' (Table 2).

2.2. EAM analysis

2.2.1. General design of the EAM

This analysis was conducted to explore our assumptions regarding the general design and conceptual approach of the EAM. The aim was to explore what trade-offs are made in the design of the EAM regarding the indicators linked to the *Challenge*. To this end, we performed a multiple correspondence analysis (MCA) to understand how the EAM indicators are associated to each other and to identify their similarities and differences. We expected that the trade-off operated within variables and would reflect the trade-off made at the *Challenges* scale and therefore allow clustering according to the main *Challenges* they address. For example, we expected the EAMs to be strongly discriminated by the indicators associated with the challenge of *Operationality*, as this criterion is widely discussed (Mechin, 2020) and of primary interest in method design (Bezombes et al., 2017).

2.2.2. Focus on several challenges: currency, expert opinion and data types

Going beyond the qualitative analysis of trade-offs between *Challenges*, we performed a quantitative analysis to understand how EAMs were discriminated regarding *Currency* (the biodiversity component focus of the EAM, indicator: *%Component focus*), *Spatial scale* (to what degree the landscape scale is considered, indicator: *%Spatial scale*) and *Operationality,* and the type of input data used in the EAM (raw material interpreted by expert opinion or raw material transformed by statistical analysis or modelling, indicator: *%Data type*). We conducted a principal component analysis (PCA) on these 3 variables across these 3 *Challenges* to explore how each EAM addressed these specific issues (the table of quantitative indicators is presented in 'Supplementary materials', appendix 2).

The complete table of modalities selected for each indicator for every EAM is presented in the 'Supplementary materials', appendix 3.

The two multivariate analyses were performed using R software, version 4.0.5 (R Core Team, 2021), with the 'ade4' (Dray and Dufour, 2007) and 'explor' (Barnier, 2021) packages.

Table 1
List of the EAMs retained for analysis.

Name of EAM	Acronym	Country of origin	Source and date of development	Challenge focus in the development of the method
Habitat Evaluation Procedure	HEP	USA	US Fish and Wildlife Service (USFWS), 1980	*Operationality*
Habitat Hectare	HH	Australia	Victoria. Biodiversity and Natural Resources Division, 2004 Victoria. Department of Environment, Land, Water and Planning, 2017	–
Uniform Mitigation Assessment Method	UMAM	USA	State of Florida, 2004	*Operationality*
Landscape Equivalency Analysis	LEA	USA	Bruggeman et al. (2005)	*Spatial scale*
BBOP Pilot Method	BBOP	International organization	BBOP, 2009	*Currency*
Land Clearing Evaluation	LCE	Australia	Gibbons et al. (2009)	*Currency*
Okokonto – Biotope Value	Oko	Germany	Darbi and Tausch (2010), with the biotope value calculated with Adam et al. (1986)	–
UK Pilot Method	UK	UK	Department for environment food and rural affairs, 2012	–
California Rapid Assessment Method	CRAM	USA	California Wetland Monitoring Workgroup (CWMW), 2009	*Operationality*
Ecoval	Ecoval	France	Bezombes et al. (2018)	All *Challenges*

Table 2
Challenges studied in our analysis, with the description of their indicators.

Challenge	Indicator	Description	Source & date
General method	Benchmark	Is the scoring process absolute or based on comparison with a benchmark?	Quétier and Lavorel (2011)
	Data type	What is the type of input data (fieldwork, data analysis, etc.)?	Derived from Bezombes et al. (2018)
Operationality	Data availability	What are the costs (in human resources, time and money) associated with data collection?	Bezombes et al. (2018)
	Implementation rapidity	How long does it take to collect the data and implement the EAM?	Bezombes et al. (2018)
	Exchangeability	Is the method used only for in-kind offsets or can it be used for another regulatory framework?	Bezombes et al. (2018); McKenney and Kiesecker (2010)
	Predefined list of indicators	Is there a predefined list of indicators or are they left to the user's choice?	Quétier and Lavorel (2011)
	Number of indicators	How many indicators are listed in the EAM?	Quétier and Lavorel (2011); Bezombes et al. (2018)
	Expert opinion	What is the importance of expert opinion in the EAM?	Created by authors of the present study
Currency	Main biodiversity component focus	What is the main component that the analysis focuses on? (calculated as a ratio of the total indicators)	Derived from Bezombes et al. (2018); Bull et al. (2013); Moilanen and Kotiaho (2018); Noss (1990)
Spatial scale	Spatial scale of study	What scale is considered in the analysis?	Inspired from Moilanen and Kotiaho (2018), Quétier and Lavorel (2011)
	Spatial consideration	What proportion of the broader spatial scale is integrated within the indicators (proportion of indicators taking into account the landscape or a buffer zone)?	Bezombes et al. (2018)
Time frame	Evaluation time frame	Is the assessment based on the current state of biodiversity or on future states (through scenarios projected over time)?	Moilanen and Kotiaho (2018); Quétier and Lavorel (2011)
Uncertainty	Uncertainty	How does the method consider uncertainty?	Bezombes et al. (2018); Bull et al. (2013); Moilanen and Kotiaho (2018); Quétier and Lavorel (2011)

2.3. Evaluation of the effects of integrating genetic tools, remote sensing and metapopulation models in the EAM

In another step, we assessed the potential risks and benefits of integrating different tools in the EAM with respect to the different challenges studied. We analysed two main types of tools:

- **field-based genetic tools: environmental DNA (eDNA) and landscape genetics** these were integrated to verify if they improved the identification of species presence and condition in impacted and offset sites and the precision, realism and performance of the method. Landscape genetics is based on the analysis of genetic links and functionality inside the metapopulation (Baguette et al., 2013; Manel and Holderegger, 2013). eDNA can be used to increase the quality of species detection and avoid the subjectivity of 'standard' field inventories (Dejean et al., 2012; Valentini et al., 2016; Yates et al., 2021).
- **remote assessment based on digital tools: metapopulation models and remote sensing** these were integrated to verify if they improved the quality of the ecological assessment, operationality, and predictions in time and space. Results from spatially explicit models based on ecological traits can be used to predict metapopulation functioning to supplement fieldwork (Bocedi et al., 2014; Gunton et al., 2017; Pe'er et al., 2011) and anticipate future ecological gains (Grimm and Railsback, 2005; Pollock et al., 2020). Remote sensing has a large spectrum of uses, enabling practitioners to assess biophysical environments as a proxy for biodiversity variables (Turner et al., 2003) or direct data collection (Nagendra, 2001; Pettorelli et al., 2016).

For each EAM, we assessed the potential for the integration of these tools during the ecological assessment process. For each indicator in the current equivalence assessment, we examined the possibility of replacing it with one of the tools. We then calculated an *Overall integration* score, as a percentage of EAM indicators addressed by each tool under study.

For example:

- The indicator 'Structural patch richness' under *Physical structure* in the CRAM method can be evaluated with remote sensing.
- The indicator 'Levels of species occupancy' under *Species metrics* in the BBOP method can be evaluated with eDNA methods.
- The indicator 'Degree of biotope naturalness' designed for the *Biotope value* in the Oko method cannot be evaluated by any other approach than fieldwork, precisely described in the handbook.

As the HEP and LEA methods rely on a modelling approach to evaluate a unique indicator that cannot be measured with any of the tools we studied, these were excluded from this part of the analysis.

Once the potential integration of tools was identified for each EAM (and the *Overall integration* score calculated), we examined the consequences of this integration on the two challenges most impacted by the choice of indicators in the ecological assessment process: *Operationality* and *Uncertainty*. As *Currency*, *Time frame* and *Spatial scale* are defined in the general EAM design and not directly related to the evaluation strategy for each indicator in the indicators list, they were not relevant and not considered in this analysis.

We assessed the impact of the integration of tools using a SWOT matrix (Gao and Peng, 2011). This approach allowed us to examine the potential risks and benefits associated with the integration of each tool into an EAM. In particular, we explored their overall impact on the ecological assessment (the core process of each EAM), and any resulting change concerning the following criteria: *Data availability*, *Implementation rapidity* (both *Operationality* indicators), *Expert opinion*, *Spatial scale* and *Uncertainty* used in the previous analysis. For this analysis, we added the criterion *Technical complexity*. This indicator summarizes the *Operationality* of the EAM indicator under study and therefore of the EAM. The *Technical complexity* modalities were defined as follows:

- **Minimal expertise required**: The EAM is simplified and clearly explained so that its indicators for ecological scoring can be assessed by a non-expert, although a basic minimum of knowledge is still required in at least one field (hydrology, ecological description, GIS, etc.)
- **Expertise required**: Certain indicators in the ecological assessment process are not completely explained, requiring an intermediate to high level of skill in qualification, measurement, or assessment in at least one field (hydrology, ecological description, GIS, etc.).
- **Multiple fields of expertise required**: Certain EAM indicators are not explained, requiring an analyst to know all the constraints and requirements involved in assessing them for multiple fields of expertise.

The criteria underpinning the SWOT matrix is presented in a table (see 'Supplementary materials', appendix 4), indicating for each

criterion how the tool was expected to influence the EAM concerning the trade-offs between the key *Challenges*. For example, we expected the tools to lower the requirement for *Expert opinion* in favour of more robust and objective analyses, but on the other hand, decrease the *Data availability* for some EAMs.

3. Results

3.1. Addressing the key challenges of the ecological equivalence assessment process

We present here the results of the multiple correspondence analysis (MCA) regarding the different trade-offs between the *Challenges* for our 10 selected EAMs. Four axes are presented here, explaining 73.4% of the variance.

The EAMs were discriminated on the way they address ecological equivalence. The first axis (28.6% of the variance) discriminated two main groups of indicators, corresponding to the two challenges of ***Operationality*** (the main contributors being *Number of indicators*, *Predefined list of indicators*, *Data type*, *Implementation rapidity*), and ***Currency*** (*Main component focus*). *Expert opinion* contributed to a lesser degree, but the MCA showed that it is correlated with operationality issues. The MCA analysis showed that EAMs with a high level of operationality (e.g., a list of predefined indicators that can be quickly filled in the field), such as UMAM, HH, CRAM or UK, were opposed to methods focusing on the functionality component such as LEA or HEP. This reveals a trade-off between *Currency* and *Operationality*, with the integration of the functional component lowering operationality.

The second axis (17.3%) discriminated the methods on an indicator related to ***Spatial scale*** (*Scale of study*), according to different strategies regarding scale, either a strong focus on the *site* (UK and Oko) or the consideration of both *site and landscape* (for the rest of the methods). This axis revealed various approaches in the integration of the geographical scale of the strategies (see appendix 5 for the first factorial plan).

The third axis (14.3%) revealed the contribution of indicators related to the two challenges of ***Time frame*** (*Evaluation time frame*) and ***Operationality*** (*Expert opinion*). It showed a trade-off in the EAM strategy between projecting the evolution of ecological quality in the assessment, associated with a high reliance on expert opinion, or only assessing the current state, requiring less expert opinion.

Lastly, the fourth axis (13.3%) was complementary to the first axis, showing the high contribution of variables associated with the challenges of ***Operationality*** (*Data availability* and *Expert opinion*) and ***Currency*** (*Main component focus*), but in this case discriminated by the assessment of *Composition*.

As expected, the four challenges responsible for the trade-offs in the EAMs' design and application were *Operationality* and *Currency* and, to a lesser extent, *Time frame* and *Spatial scale*. Interestingly, the Ecoval and BBOP methods are projected around the origin of the MCA, suggesting a balanced trade-off between the four challenges.

The challenge of *Uncertainty* did not appear to be a discriminating factor in our analysis. This may be because of the definition of uncertainty we considered in the indicator. As a matter of fact, we studied with our indicator if the EAM included uncertainty management in the equivalence calculation, without going any deeper in the type or origin of uncertainty regarded. For many EAM, uncertainty is managed with a ratio, reflecting both time lag and the possible failure of ecological gain through restoration. We examine the *Uncertainty* consideration further in the discussion.

3.2. The weight of biodiversity components and expert opinion in the assessment

We present here the analysis of the ecological assessment of the EAMs. Two axes were retained in the principal component analysis (PCA), representing 77.3% of the eigenvalue (Fig. 1).

The first axis of the PCA (58.9% of the variance) discriminated the methods based on the general approach (either *Modelling* or *Field expert opinion*) and the component the EAM focuses on (either *Function* or *Composition* and *Structure*). The function compartment was correlated with the modelling approach, while composition was correlated with fieldwork (*Field expert opinion*). This first axis thus discriminated between the EAM's methodology and its targeted biodiversity (*Currency*).

The second axis (18.3% of the variance) discriminated the methods based on the use of *Bibliographic and GIS analysis* as input data and the

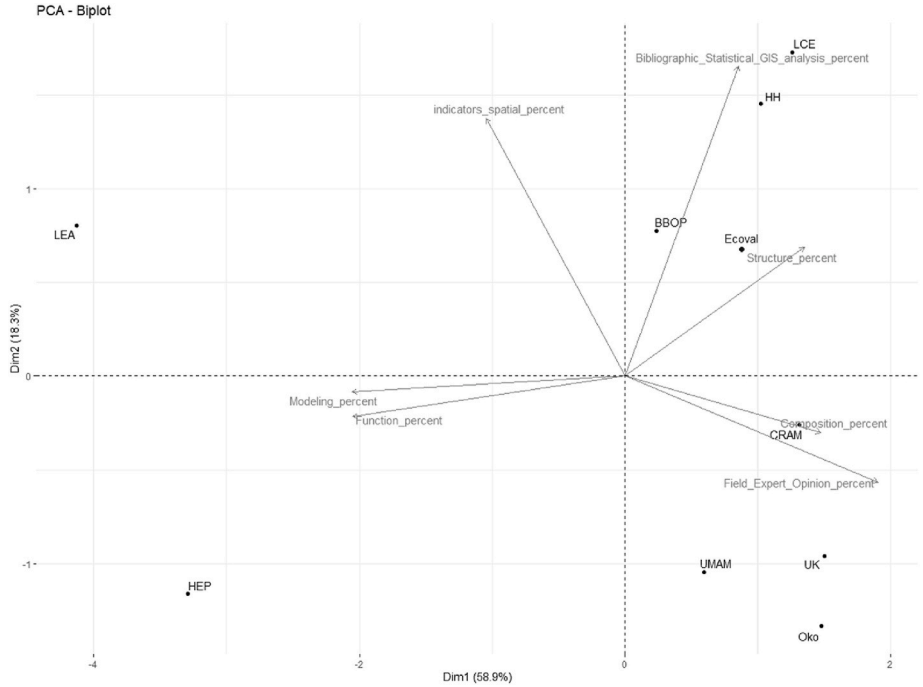


Fig. 1. Biplot results of the PCA.

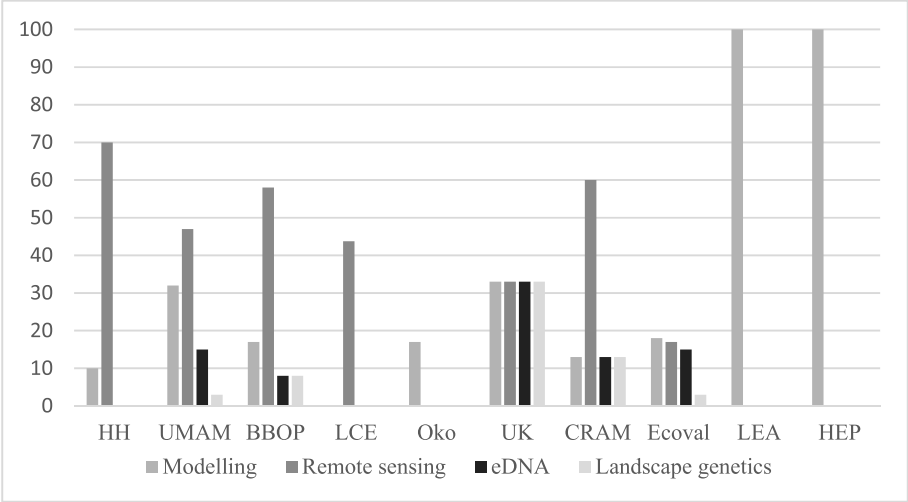


Fig. 2. Overall integration results: percentage of indicators addressed by each type of new tool in the ten EAMs.

level of large-scale consideration (*Indicator spatial percent*). The level of large-scale consideration (i.e., either focusing solely on the site or considering its integration in the landscape) was a strong discriminating factor between methods.

This analysis was performed to identify the choices made in the EAM design regarding the *Currency* and the approach. A clear antagonism existed between the component focus and the general approach. Either the EAM focused on functionality and drew upon modelling or it focused on composition (and structure to a lesser degree) and drew upon expert opinion.

The results of this second analysis converged with the results of the *Challenges* analysis we performed first, showing that the considerations of *Currency* and *Operationality* are tied together. The methods were mainly discriminated by the importance of expert opinion and the integration of the functional component in the ecological assessment.

3.3. SWOT analysis: risks and benefits associated with the integration of the tools

The results of the *Overall integration* analysis indicated that modelling and remote sensing were easier to integrate regardless of the EAM (Fig. 2): they benefitted from a higher percentage of indicators

Table 3
Summary of the SWOT matrix results for each tool, showing the average overall integration result (from the calculation of the average overall integration per tool per method, i.e., the percentage of indicators addressed by the tool).

Tool	Integration		
Landscape genetics	Average overall integration: 5%	• Automatization potential • Lower need for expert opinion (objectivation) • Faster implementation time Strength	• Easy to transfer to indicators • Good interaction with other tools Opportunity
		Weakness	**Threats**
eDNA	Average overall integration: 15%	• Availability of data • Requires technical skill • Automatization potential • Lower need for expert opinion (objectivation) • Higher efficiency (decreases field time) **Strength**	• Limited integration capacity • Increases technical complexity • Easy to transfer to indicators • Associated with existing fieldwork **Opportunity**
		Weakness • Requires technical skill • Increases field time	**Threats** • Increases technical complexity
Remote sensing	Average overall integration: 37%	• Automatization potential • Lower need for expert opinion (objectivation) • Allows spatial scale considerations Strength	• Many indicators easily transferable **Opportunity**
		Weakness • Availability of data • Requires technical skill	Threats • Completely changes the method's general approach (from fieldwork to fully remote)
Metapopulation models	Average overall integration: 20%	• Automatization potential • Lower need for expert opinion (objectivation) • Allows spatial scale consideration Strength	• Increases assessment of the functional component • Easy to transfer to indicators Opportunity
		Weakness • Availability of data • Increases technical level	Threats • Can increase complexity for some EAMs, requiring expertise

addressed by the tool. Indeed, modelling and remote sensing outputs can be directly integrated within an EAM to provide indicators on structure or function as currently defined. In contrast, tools based on genetic material had lower integration potential, as they only address the specific questions of the identification of species present (eDNA) and metapopulation functionality (landscape genetics).

The SWOT analysis showed that all tools provided two major benefits to the ecological assessment scoring process: automatization and an increase/improvement in assessment objectivation, leading to better uncertainty management than in the current assessment process (see Table 3 for a summary and appendix 6 for the comprehensive SWOT table). However, these tools also increase the technical complexity of applying the EAM and require input data that may be harder to collect.

A threat shared by all tools was the change in the general approach, replacing fieldwork with remote analysis. eDNA and landscape genetics were easier to apply to the EAMs' current approach (although they have lower integration potential: i.e., apply to fewer indicators), as they supplement existing fieldwork. However, they result in significantly increasing the technical complexity of the EAM and require new skills in the assessment process.

4. Discussion

4.1. General insights

In terms of how the selected EAMs address the *Challenges* of ecological equivalence in the scope of NNL, the findings identified that the design of the methods results in trade-offs, in particular as regards *Operationality*. In particular, the *Currency* component led to differing degrees of *Operationality*, either increasing this if the focus was on Composition or Structure with high levels of *Expert opinion* and fieldwork or decreasing this if the focus was on Function. However, the MCA showed that two of the EAMs – BBOP and Ecoval – were separate from the others, with a better balance between *Operationality* and *Currency*, and more equilibrium between the different components studied and various approaches for data collection (modelling and fieldwork). Nevertheless, these two methods rely heavily on expert opinion for most of their ecological assessment.

The SWOT analysis showed that some of the tools can be integrated within the methods without changing their design, decreasing the weight of expert opinion in the assessment, and leading to improved diagnosis quality and better management of uncertainty. However, this integration capacity was not homogenous for all four studied tools. Remote sensing and metapopulation models showed higher integration potential than genetic tools, yet when possible to integrate, the latter have some advantages as they reinforce the fieldwork already carried out in most methods and do not involve a change in the general ecological assessment process.

A limitation of the integration of a tool such as remote sensing is that it necessitates a complete change in the general approach of the EAM, replacing fieldwork with remote analysis. While this change can have a significant impact on the *Operationality* of the method, it is also a major shift in the current practices of the users.

4.2. Expert opinion and uncertainty

We found that most methods rely heavily on expert opinion, which, as with any approach, introduces uncertainty in the assessment resulting from subjectivity (Martin et al., 2012). This can arise from motivational biases, accessibility biases, anchoring and adjustment biases, overconfidence biases (McKenzie et al., 2008) or systematic underestimation (Martin et al., 2012). This subjectivity can create variation in equivalence assessment results and can have significant consequences on offset design (Bull et al., 2013). The four tools we analysed have been put forward as ways to reduce this subjectivity and standardize assessment outcomes (Moreno-Mateos et al., 2015), but this requires setting a minimum standard for the technical skills when deploying the tools (for the quality of the DNA samples, for instance) and the availability of certain data (to carry out genetic analysis or to use as modelling parameters, for instance). This raises the issue of technical complexity and the need for specific skills, which are directly linked to operationality.

Our analysis did not find that uncertainty was a main discriminating factor for EAMs. This discrepancy arises from the construction of the *Uncertainty* indicators in our analysis. When explicitly integrated in the method, the management of uncertainty occurred outside of the ecological assessment. When considered, *Uncertainty* was only considered as a corrective ratio applied to the offset surface area calculation (in the UMAM method, for instance) or recommended but not described for the user. While the existence of this ratio conditioned the outcome of *Uncertainty* in our analysis, it was not sufficient to address the potential uncertainty propagation of the assessment (Draper, 1995; Geneletti et al., 2003). The uncertainty associated with the assessment is currently hard to evaluate in the assessment process but could be a major benefit of the integration of tools in an EAM.

Both types of *Uncertainty*, epistemic and natural (Morgan et al., 1990), can be addressed by the tools we analysed. Epistemic uncertainty is reduced when the entire system is studied. With metapopulation models or remote sensing, the entire landscape can be considered. With these tools, the focus is not set on one specific parameter in the study, but more widely on the entire system, spatially or regarding the components considered. It appears harder to reduce natural uncertainty, as this exists regardless of the implemented tool. However, genetic tools, remote sensing and modelling allow this uncertainty to be quantified and managed.

An interesting extension of our study would be to directly compare offsets obtained with these EAMs as currently used and with the integration of the tools (as studied by Bull et al., 2014). This would allow judging any significant differences between sites or between impacts.

4.3. Improved operationality?

Uncertainty and subjectivity arising from expert opinion are highly dependent on the technical complexity of the assessment, which in turn has a strong impact on operationality. These considerations are not included in equivalence assessments as they tend to be oriented towards simplicity for the analyst (Fennessy et al., 2007). The widespread use of rapid assessment methods (such as the CRAM in our analysis) shows a clear trend of this simplification. Yet a minimum level of expertise is still needed to perform the assessments in all EAMs: evaluating the indicators requires a certain level of understanding of ecosystem functioning and academic knowledge. Two examples include the evaluation of:

- *the restriction of water flow (anthropogenic origin)* (an indicator in the CRAM assessment process): this requires a high level of field expertise, with advanced knowledge of hydrographic functions and anthropogenic impacts.
- *percentage of exotic plant cover* (an indicator of the LCE assessment process): this requires good knowledge of the exotic and native plants of the area where the study is carried out.

In our analysis, both these methods (CRAM and LCE) scored high on operationality, as the assessment could be set up quickly, with no other data than expert opinion on the site. Yet if we include the real skills needed to carry out the evaluation, this reveals that the technical complexity is high, as much as performing an analysis with any of the studied tools.

Therefore, the integration of new tools might represent solely a change in the current practices and skillsets towards new fields of expertise, rather than an increase in complexity and required expertise. However, such a shift would need to be accepted by both the analyst and the decision-maker in the permit authorization process for the tools to be used (Bezombes et al., 2017).

The deployment of the tools we analysed could also be a driver for *Operationality*, as they would permit the automatization of collecting or analysing data. Factors that determine *Operationality* include the standardization of processes and implementation rapidity, but also the technical complexity involved in measuring the indicators. Using automatized tools to score indicators or produce data could thus improve *Operationality* (Moulherat et al., 2019).

4.4. Implications for achieving NNL

A major difficulty in reaching the goal of NNL lies in the evaluation of biodiversity (Humphries et al., 1995; Bull et al., 2013). The EAMs we selected are used to assess the ecological equivalence between biodiversity losses and gains, but we found that their main weaknesses are the insufficient measurement of *Uncertainty* and the partial analysis of *Currency* – in particular, low consideration of the functional compartment.

Of the ecological tools we examined that can enhance the quality of the evaluation above current practices, landscape genetics and metapopulation models appear potentially very useful to evaluate the *Functionality* of biodiversity. This aspect is often left aside yet is an important condition of the long-term maintenance of biodiversity and of offset measure success (Rudnick et al., 2012).

The control of *Uncertainty* of the assessment is another major benefit that can result from the integration of these tools, representing a shift toward scientific rigor in the EAM. A better control on the *Uncertainty* can have major benefits on biodiversity conservation through the improvement of the communication with public policies (Dovers et al., 1996).

Additionally, a benefit of integrating genetic tools, remote sensing or metapopulation models is the overall quantification they provide for the evaluation of biodiversity. This integration allows a shift from qualitative results to quantitative indicators and therefore increase the precision and the comprehensiveness of the *Currency* studied.

Finally, the mobilization of these tools can simplify a broader application of the mitigation hierarchy and strategic offset programs, with large scale reserve site selection, beneficial to the achievement of No Net Loss (Simmonds et al., 2020; Underwood, 2011). The use of remote sensing or metapopulation models for instance can facilitate large scale analyses, without weighing down *Operationality* comparatively with local analysis.

5. Conclusion

While offsetting should be the last step of the mitigation hierarchy, currently it represents the majority of mitigation efforts, both in terms of scientific development of assessment methods and also field practices. A better understanding of how offsetting is applied and could be improved would be beneficial for the enforcement of all three steps of the mitigation hierarchy. The tools we present can enhance the quality of the ecological diagnostic, with an increase in objectivity, scientific precision but also with broader considerations for sparsely considered fields of investigation such as ecological connectivity or metapopulation viability (Manel and Holderegger, 2013 for the genetic tools or Urban et al., 2021 for the modelling approaches for instance). Integrating such tools would be beneficial to the offset application, but also strengthen the biodiversity diagnostic and therefore enhance the application of the avoidance step. Coupled with conservation planning, a more integrated application of the hierarchy based on a single ecological assessment could contribute to reaching NNL, and the tools we tested in this study could be an important lever to move towards this.

Yet these new ecological tools are complex, regarding the concept they are based on, the field they derive from or the practice of using them. This complexity can represent a strong limitation of their acceptance or application by the analyst or the interpretation of results (Bezombes et al., 2018).

The design of biodiversity offsets is part of the impact assessment of a development project and is therefore implemented with a public authority. This process often involves negotiation between stakeholders. As offsetting should be integrated in the entire assessment process (de Witt et al., 2019), the complexity of the methods used to determine offsets can pose difficulties (Jones et al., 2009). Thus, it is important that the tools used in this process are transparent enough to avoid adding supplementary difficulty.

Credit author statement

JB mainly wrote the paper. JB and SM carried out the analysis. SM and SP obtained the grant. All the authors conceptualized the paper, contributed to the paper revision and approved the final version.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgement

This research was financed by the French government “CIFRE” grant for PhD students. This work contributes to the CONAQUAT research and innovation project, grant by the French Region Occitanie. The authors thank Elise Bradbury for her careful re-reading.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114415.

References

Adam, K., Nohl, W., Valentin, W., 1986. Bewertungsgrundlagen für Kompensationsmaßnahmen bei Eingriffen in die Landschaft: forschungsauftrag des Ministers für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen. Landesamt für Agrarordnung.

Baguette, M., Blanchet, S., Legrand, D., Stevens, V.M., Turlure, C., 2013. Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. Biol. Rev. 88 (2), 310–326. https://doi.org/10.1111/brv.12000.

Baker, D.J., Maclean, I.M.D., Goodall, M., Gaston, K.J., 2020. Species distribution modelling is needed to support ecological impact assessments. J. Appl. Ecol. 58 (1), 21–26. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13782.

Barnier, J., 2021. Explor: interactive interfaces for results exploration (R package version 0.3.9) [computer software]. https://CRAN.R-project.org/package=explor.

Bas, A., Gastineau, P., Hay, J., Levrel, H., 2013. Méthodes d'équivalence et compensation du dommage environnemental. Rev. Écon. Polit. 123 (1), 127–157.

Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP), 2009. Biodiversity Offset Design Handbook Appendices.

Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP), 2012. Standard on Biodiversity Offsets. BBOP, Washington, D.C.

Bergès, L., Avon, C., Bezombes, L., Clauzel, C., Duflot, R., Foltête, J.-C., Gaucherand, S., Girardet, X., Spiegelberger, T., 2020. Environmental mitigation hierarchy and biodiversity offsets revisited through habitat connectivity modelling. J. Environ. Manag. 256, 109950. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109950.

Bezombes, L., Gaucherand, S., Kerbiriou, C., Reinert, M.-E., Spiegelberger, T., 2017. Ecological equivalence assessment methods: what trade-offs between operationality, scientific basis and comprehensiveness? Environ. Manag. 60 (2), 216–230.

Bezombes, L., Gaucherand, S., Spiegelberger, T., Gouraud, V., Kerbiriou, C., 2018. A set of organized indicators to conciliate scientific knowledge, offset policies requirements and operational constraints in the context of biodiversity offsets. Ecol. Indicat. 93, 1244–1252. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.027.

Bocedi, G., Zurell, D., Reineking, B., Travis, J.M.J., 2014. Mechanistic modelling of animal dispersal offers new insights into range expansion dynamics across fragmented landscapes. Ecography 37 (12), 1240–1253. https://doi.org/10.1111/ecog.01041.

Bracy Knight, K., Seddon, E.S., Toombs, T.P., 2020. A framework for evaluating biodiversity mitigation metrics. Ambio 49 (6), 1232–1240. https://doi.org/10.1007/s13280-019-01266-y.

Bruggeman, D.J., Jones, M.L., Lupi, F., Scribner, K.T., 2005. Landscape equivalency analysis: methodology for estimating spatially explicit biodiversity credits. Environ. Manag. 36 (4), 518–534. https://doi.org/10.1007/s00267-004-0239-y.

Bull, J.W., Suttle, K.B., Gordon, A., Singh, N.J., Milner-Gulland, E.J., 2013. Biodiversity offsets in theory and practice. Oryx 47 (3), 369–380. https://doi.org/10.1017/S003060531200172X.
Bull, J.W., Milner-Gulland, E.J., Suttle, K.B., Singh, N.J., 2014. Comparing biodiversity offset calculation methods with a case study in Uzbekistan. Biol. Conserv. 178, 2–10. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.006.
Carreras Gamarra, M.J., Lassoie, J.P., Milder, J., 2018. Accounting for no net loss: a critical assessment of biodiversity offsetting metrics and methods. J. Environ. Manag. 220, 36–43. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.008.
CBD, 2010. COP decision X/2. Strategic plan for biodiversity 2011–2020. url: https://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268, 11.5.21.
Cristescu, M.E., Hebert, P.D.N., 2018. Uses and misuses of environmental DNA in biodiversity science and conservation. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 49 (1), 209–230. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110617-062306.
Cullen, A., Frey, H., 1999. Probabilistic Techniques in Exposure Assessment: A Handbook for Dealing with Variability and Uncertainty in Models and Inputs.
California Wetland Monitoring Workgroup (CWMW), 2009. Using CRAM (California Rapid Assessment Method) to Assess Wetland Projects as an Element of Regulatory and Management Programs, vol. 46.
Darbi, M., Tausch, C., 2010. Loss-Gain Calculations in German Impact Mitigation Regulation.
de Witt, M., Pope, J., Retief, F., Bond, A., Morrison-Saunders, A., Steenkamp, C., 2019. Biodiversity offsets in EIA: getting the timing right. Environ. Impact Assess. Rev. 75, 1–12. https://doi.org/10.1016/j.eiar.2018.11.001.
Dejean, T., Valentini, A., Miquel, C., Taberlet, P., Bellemain, E., Miaud, C., 2012. Improved detection of an alien invasive species through environmental DNA barcoding: the example of the American bullfrog Lithobates catesbeianus. J. Appl. Ecol. 49 (4), 953–959. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02171.x.
Department for environment food and rural affairs, 2012. Offsetting pilots technical paper the metric for the biodiversity offsetting pilot in england. https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/69531/pb13745-bio-technical-paper.pdf.
Dovers, S.R., Norton, T.W., Handmer, J.W., 1996. Uncertainty, ecology, sustainability and policy. Biodivers. Conserv. 5 (10), 1143–1167. https://doi.org/10.1007/BF00051569.
Draper, D., 1995. Assessment and propagation of model uncertainty. J. Roy. Stat. Soc. B 57 (1), 45–70. https://doi.org/10.1111/j.2517-6161.1995.tb02015.x.
Dray, S., Dufour, A., 2007. The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. J. Stat. Software 20.
Fennessy, M.S., Jacobs, A.D., Kentula, M.E., 2007. An evaluation of rapid methods for assessing the ecological condition of wetlands. Wetlands 27 (3), 543–560. https://doi.org/10.1672/0277-5212(2007)27[543:AEORMF]2.0.CO;2.
Gao, C.-Y., Peng, D.-H., 2011. Consolidating SWOT analysis with nonhomogeneous uncertain preference information. Knowl. Base Syst. 24 (6), 796–808. https://doi.org/10.1016/j.knosys.2011.03.001.
Gardner, T.A., Von Hase, A., Brownlie, S., Ekstrom, J.M.M., Pilgrim, J.D., Savy, C.E., Stephens, R.T.T., Treweek, J., Ussher, G.T., Ward, G., Ten Kate, K., 2013. Biodiversity offsets and the challenge of achieving No net loss: biodiversity offsets and No net loss. Conserv. Biol. 27 (6), 1254–1264. https://doi.org/10.1111/cobi.12118.
Geller, G.N., Halpin, P.N., Helmuth, B., Hestir, E.L., Skidmore, A., Abrams, M.J., Aguirre, N., Blair, M., Botha, E., Colloff, M., Dawson, T., Franklin, J., Horning, N., James, C., Magnusson, W., Santos, M.J., Schill, S.R., Williams, K., 2017. Remote sensing for biodiversity. In: Walters, M., Scholes, R. (Eds.), The GEO Handbook on Biodiversity Observation Networks. Springer, Cham, pp. 187–210. https://doi.org/10.1007/978-3-319-27288-7 8.
Geneletti, D., Beinat, E., Chung, C.F., Fabbri, A.G., Scholten, H.J., 2003. Accounting for uncertainty factors in biodiversity impact assessment: lessons from a case study. Environ. Impact Assess. Rev. 23 (4), 471–487.
Gibbons, P., Briggs, S.V., Ayers, D., Seddon, J., Doyle, S., Cosier, P., McElhinny, C., Pelly, V., Roberts, K., 2009. An operational method to assess impacts of land clearing on terrestrial biodiversity. Ecol. Indicat. 9 (1), 26–40. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.01.006.
GIBOP, 2019. Global inventory of biodiversity offset policies (GIBOP). In: International Union for Conservation of Nature, the Biodiversity Consultancy. Durrell Institute of Conservation & Ecology. https://portals.iucn.org/offsetpolicy/.
Gonçalves, B., Marques, A., Soares, A.M.V.D.M., Pereira, H.M., 2015. Biodiversity offsets: from current challenges to harmonized metrics. Curr. Opin. Environ. Sustain. 14, 61–67. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.03.008.
Grimm, V., Railsback, S.F., 2005. Individual-based Modeling and Ecology. Princeton University Press.
Guillet, F., Semal, L., 2017. Compensation et infrastructures linéaires. Stratégies et scénarios pour l'action (Compilsa) : La compensation face à ses limites écologiques et organisationnelles. Rapport final d'activité, Programme infrastructures de transports terrestres, écosystèmes et paysages (ITTECOP), Paris, Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie/Ademe. Rapport final d'activité, Programme infrastructures de transports terrestres.
Gunton, R.M., Marsh, C.J., Moulherat, S., Malchow, A.-K., Bocedi, G., Klenke, R.A., Kunin, W.E., 2017. Multicriterion trade-offs and synergies for spatial conservation planning. J. Appl. Ecol. 54 (3), 903–913. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12803.
Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins, C.N., King, A.J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Townshend, J.R., 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. Sci. Adv. 1 (2), e1500052 https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052.
Hamilton, A.J., 2005. Species diversity or biodiversity? J. Environ. Manag. 75 (1), 89–92. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.11.012.
Humphries, C.J., Williams, P.H., Vane-Wright, R.I., 1995. Measuring biodiversity value for conservation. Annu. Rev. Ecol. Systemat. 26 (1), 93–111. https://doi.org/10.1146/annurev.es.26.110195.000521.
IPBES, 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
Jones, N.A., Perez, P., Measham, T.G., Kelly, G.J., d'Aquino, P., Daniell, K.A., Dray, A., Ferrand, N., 2009. Evaluating participatory modeling: developing a framework for cross-case analysis. Environ. Manag. 44 (6), 1180–1195. https://doi.org/10.1007/s00267-009-9391-8.
Manel, S., Holderegger, R., 2013. Ten years of landscape genetics. Trends Ecol. Evol. 28 (10), 614–621. https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.05.012.
Maron, M., Ives, C.D., Kujala, H., Bull, J.W., Maseyk, F.J.F., Bekessy, S., Gordon, A., Watson, J.E.M., Lentini, P.E., Gibbons, P., Possingham, H.P., Hobbs, R.J., Keith, D.A., Wintle, B.A., Evans, M.C., 2016. Taming a wicked problem: resolving controversies in biodiversity offsetting. Bioscience 66 (6), 489–498. https://doi.org/10.1093/biosci/biw038.
Martin, T.G., Burgman, M.A., Fidler, F., Kuhnert, P.M., Low-Choy, S., Mcbride, M., Mengersen, K., 2012. Eliciting expert knowledge in conservation science. Conserv. Biol. 26 (1), 29–38. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01806.x.
Maxwell, S.L., Cazalis, V., Dudley, N., Hoffmann, M., Rodrigues, A.S.L., Stolton, S., Visconti, P., Woodley, S., Kingston, N., Lewis, E., Maron, M., Strassburg, B.B.N., Wenger, A., Jonas, H.D., Venter, O., Watson, J.E.M., 2020. Area-based conservation in the twenty-first century. Nature 586 (7828), 217–227. https://doi.org/10.1038/s41586-020-2773-z.
McKenney, B., 2005. Environmental offset policies, principles, and methods: a review of selected legislative frameworks. Biodivers. Neut. Initiat. 85.
McKenney, B.A., Kiesecker, J.M., 2010. Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. Environ. Manag. 45 (1), 165–176. https://doi.org/10.1007/s00267-009-9396-3.
McKenzie, C.R.M., Liersch, M.J., Yaniv, I., 2008. Overconfidence in interval estimates: what does expertise buy you? Organ. Behav. Hum. Decis. Process. 107 (2), 179–191. https://doi.org/10.1016/j.obhdp.2008.02.007.
Mechin, A., 2020. Dimensionner les mesures de compensation écologique : Des outils opérationnels pour une meilleure appropriation par les acteurs de l'aménagement du territoire [Phdthesis. Université Paul Valéry Montpellier 3], https://doi.org/10/document.
Mechin, A., Pioch, S., 2016. Une méthode expérimentale pour évaluer rapidement la compensation en zone humide.
Milner-Gulland, E.J., Addison, P., Arlidge, W.N.S., Baker, J., Booth, H., Brooks, T., Bull, J.W., Burgass, M.J., Ekstrom, J., zu Ermgassen, S.O.S.E., Fleming, L.V., Grub, H. M.J., von Hase, A., Hoffmann, M., Hutton, J., Juffe-Bignoli, D., ten Kate, K., Kiesecker, J., Kümpel, N.F., Watson, J.E.M., 2021. Four steps for the Earth: mainstreaming the post-2020 global biodiversity framework. One Earth 4 (1), 75–87. https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.12.011.
Moilanen, A., Kotiaho, J.S., 2018. Fifteen operationally important decisions in the planning of biodiversity offsets. Biol. Conserv. 227, 112–120. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.002.
Moreno-Mateos, D., Maris, V., Béchet, A., Curran, M., 2015. The true loss caused by biodiversity offsets. Biol. Conserv. 192, 552–559. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.016.
Morgan, M.G., Henrion, M., Small, M., 1990. Uncertainty: A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis. Cambridge University Press.
Moulherat, S., Leroux, D., Barbier, M., Delran, C., 2019. BioBIM Biodiversité, BIM et Infrastructures. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.24351.30882.
Nagendra, H., 2001. Using remote sensing to assess biodiversity. Int. J. Rem. Sens. 22 (12), 2377–2400. https://doi.org/10.1080/01431160117096.
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., Purvis, A., 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. Nature 520 (7545), 45–50. https://doi.org/10.1038/nature14324.
Noss, R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. Conserv. Biol. 4 (4), 355–364. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x.
Pettorelli, N., Wegmann, M., Skidmore, A., Mücher, S., Dawson, T.P., Fernandez, M., Lucas, R., Schaepman, M.E., Wang, T., O'Connor, B., Jongman, R.H.G., Kempeneers, P., Sonnenschein, R., Leidner, A.K., Böhm, M., He, K.S., Nagendra, H., Dubois, G., Fatoyinbo, T., Geller, G.N., 2016. Framing the concept of satellite remote sensing essential biodiversity variables: challenges and future directions. Rem. Sens. Ecol. Conserv. 2 (3), 122–131. https://doi.org/10.1002/rse2.15.
Pe'er, G., Henle, K., Dislich, C., Frank, K., 2011. Breaking functional connectivity into components: a novel approach using an individual-based model, and first outcomes. PLoS One 6 (8), e22355. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0022355.
Pollock, L.J., O'Connor, L.M.J., Mokany, K., Rosauer, D.F., Talluto, M.V., Thuiller, W., 2020. Protecting biodiversity (in all its complexity): new models and methods. Trends Ecol. Evol. 35 (12), 1119–1128. https://doi.org/10.1016/j.tree.2020.08.015.
Quétier, F., Lavorel, S., 2011. Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: key issues and solutions. Biol. Conserv. 144 (12), 2991–2999. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.09.002.
R Core Team, 2021. R: A Language and Environment for Statistical Computing. https://www.R-project.org.

Regan, H.M., Colyvan, M., Burgman, M.A., 2002. A taxonomy and treatment of uncertainty for ecology and conservation biology. Ecol. Appl. 12 (2), 618–628. https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0618:ATATOU]2.0.CO;2.

Rowland, J.A., Bland, L.M., James, S., Nicholson, E., 2021. A guide to representing variability and uncertainty in biodiversity indicators. Conserv. Biol. 35 (5), 1669–1682. https://doi.org/10.1111/cobi.13699.

Rudnick, D., Ryan, S., Beier, P., Cushman, S., Dieffenbach, F., Epps, C., Gerber, L., Hartter, J., Jenness, J., Kintsch, J., Merenlender, A., Perkl, R., Perziosi, D., Trombulack, S., 2012. The role of landscape connectivity in planning and implementing conservation and restoration priorities. Issues in Ecology. Issues in Ecology. https://scholars.unh.edu/geog_facpub/19.

Simmonds, J.S., Sonter, L.J., Watson, J.E.M., Bennun, L., Costa, H.M., Dutson, G., Edwards, S., Grantham, H., Griffiths, V.F., Jones, J.P.G., Kiesecker, J., Possingham, H.P., Puydarrieux, P., Quétier, F., Rainer, H., Rainey, H., Roe, D., Savy, C.E., Souquet, M., Maron, M., 2020. Moving from biodiversity offsets to a target-based approach for ecological compensation. Conserv. Lett. 13 (2), e12695 https://doi.org/10.1111/conl.12695.

State of Florida, 2004. F-DEP UMAM (Chapter 62)-345.

Turner, W., Spector, S., Gardiner, N., Fladeland, M., Sterling, E., Steininger, M., 2003. Remote sensing for biodiversity science and conservation. Trends Ecol. Evol. 18 (6), 306–314. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00070-3.

Underwood, J.G., 2011. Combining landscape-level conservation planning and biodiversity offset programs: a case study. Environ. Manag. 47 (1), 121–129. https://doi.org/10.1007/s00267-010-9589-9.

United Nations (UN), 1992. Convention on Biological Diversity.

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., 2021. Coding for life: designing a Platform for projecting and protecting global biodiversity. Bioscience. https://doi.org/10.1093/biosci/biab099 biab099.

US Fish and Wildlife Service (USFWS), 1980. Habitat evalutation procedures: 102 ESM. https://www.fws.gov/policy/ESM102.pdf.

Valentini, A., Taberlet, P., Miaud, C., Civade, R., Herder, J., Thomsen, P.F., Bellemain, E., Besnard, A., Coissac, E., Boyer, F., Gaboriaud, C., Jean, P., Poulet, N., Roset, N., Copp, G.H., Geniez, P., Pont, D., Argillier, C., Baudoin, J.-M., Peroux, T., Crivelli, A. J., Olivier, A., Acqueberge, M., Brun, M.L., Møller, P.R., Willerslev, E., Dejean, T., 2016. Next-generation monitoring of aquatic biodiversity using environmental DNA metabarcoding. Mol. Ecol. 25, 929–942. https://doi.org/10.1111/mec.13428.

Victoria. Biodiversity and Natural Resources Division, 2004. Vegetation Quality Assessment Manual: Guidelines for Applying the Habitat Hectares Scoring Method. Department of Sustainability and Environment.

Victoria. Department of Environment, Land, Water and Planning, 2017. Native Vegetation Gain Scoring Manual. Version 2. http://nla.gov.au/nla.obj-612586579.

Yates, M.C., Derry, A.M., Cristescu, M.E., 2021. Environmental RNA: a revolution in ecological resolution? Trends Ecol. Evol. 36 (7), 601–609. https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.03.001.

2. Annexe 2 : jeux de données des ACM et ACP

Le tableau ci-dessous présente les réponses des différentes MEE que nous avons étudiées à nos indicateurs. Ces données ont été utilisées pour construire l'ACM du chapitre 1.

Challenge	Indicator	Description	Modalities	Source & date	HEP	HH	UMAM	LEA	BBOP	LCE	Oko	UK	CRAM	Ecoval
General method	Benchmark	Is the scoring process absolute or based on comparison with a benchmark?	Yes – No	Quétier and Lavorel, 2011	Yes	Yes	Yes	No	Yes	Yes	No	No	No	No
	Data type	What is the type of input data (fieldwork, data analysis, etc.)?	Only Field work and Expert OpinionField work and GIS analysisComposite method (Field work completed with	inspired from Bezombes et al., 2018	Composite method	Field work and GIS analysis	Only field work and expert opinion	Composite method	Composite method	Field work and GIS analysis	Only field work and expert opinion	Only field work and expert opinion	Only field work and expert opinion	Field work and GIS analysis
Operationality	Data availability	What are the costs (in human resources, time and money) associated with data collection?	time and money – time – free and rapid – databased	Bezombes et al., 2018	time and money	free and rapid	free and rapid	time and money	time and money	time	databased	databased	free and rapid	time and money
	Implementation rapidity	How long does it take to collect the data and implement the EAM?	>1yr – 6 to 12mths – 1wk to 6mth - <1wk	Bezombes et al., 2018	>1yr	<1wk	<1wk	>1yr	>1yr	1wk to 6mth	6 to 12mths	1wk to 6mth	<1wk	6 to 12mths
	Exchangeability	Is the method used only for in-kind offsets or can it be used for another regulatory framework?	like for like – like for unlike – adaptative	Bezombes et al., 2018, McKenney and Kiesecker, 2010	adaptative	like for unlike	like for unlike	like for like	like for unlike	like for like	like for unlike	like for unlike	like for like	like for like
	Predefined List of indicators	Is there a predefined list of indicators or are they left to the user's choice?	Yes – No	Quétier and Lavorel, 2011	No	Yes	Yes	No	No	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
	Indicators	How many indicators are listed in the EAM?	One – Several	Quétier and Lavorel, 2011, Bezombes et al., 2018	One	Several	Several	One	Several	Several	Several	Several	Several	Several
	Expert opinion	What is the importance of expert opinion in the EAM?	High – Low – NA	created	NA	High	High	Low	High	High	High	High	High	High
Currency	Main biodiversity component focus	What is the main component that the analysis focuses on? (calculated as a ratio of the total indicators)	Composition – Structure – Function – Balanced	inspired from Bezombes et al., 2018, Bull et al., 2013, Moilanen and Kotiaho, 2018, Noss 1990	Function	Structure	Balance	Function	Structure	Composition	Composition	Structure	Structure	Balance
Space reference	Spatial scale of study	What scale is considered in the analysis?	Site – Site and Landscape	inspired from Moilanen and Kotiaho, 2018, Quétier and Lavorel, 2011	Site	Site and Landscape	Site and Landscape	Site and Landscape	Site and Landscape	Site and Landscape	Site	Site	Site and Landscape	Site and Landscape
	Spatial consideration	What proportion of the broader spatial scale is integrated within the indicators (proportion of indicators taking into account the landscape or a buffer zone)?	No – corrective ratio – within the indicators (Low – Medium - High)	Bezombes et al., 2018	No	Medium	Low	High	Medium	Medium	No	corrective ratio	Low	Low
Time reference	Evaluation time frame	Is the assessment based on the current state of biodiversity or on future states (through scenarios projected over time)?	Current – Projected – Yearly	Moilanen and Kotiaho, 2018, Quétier and Lavorel, 2011	Yearly	Projected	Projected	Current	Projected	Current	Projected	Current	Current	Current
Uncertainty	Uncertainty	How does the method consider uncertainty?	Case-by-case = no general integration, the uncertainty is either not taken into account or integrated by the operatorRatio = a ratio is integrated at the end of the calculationIntegrated = either within indicators or within the calculation process, the ucertainty is taken into account	Bezombes et al., 2018, Bull et al., 2013, Moilanen and Kotiaho, 2018, Quétier and Lavorel, 2011	Case by case	Case by case	Ratio	Integrated	Ratio	Case by case	Integrated	Ratio	Case by case	Integrated

Le tableau ci-dessous présente les réponses des différentes MEE que nous avons étudiées à nos indicateurs quantitatifs construits pour analyser les caractéristiques de l'évaluation de la biodiversité sur laquelle repose la méthode. Ces données ont été utilisées pour construire l'ACP du chapitre 1

					HEP	HH	UMAM	LEA	BBOP	LCE	Oko	UK	CRAM	Ecoval
Quantitatives	Number of indicators			/	1	10	34	1	12	16	9	3	15	65
	%Component focused	% of total EAM indicators focusing on each of the Main biodiversity components	Structure	/	0	80	32	0	67	31	10	67	53	35
			Composition	/	0	10	35	0	17	69	80	33	47	45
			Function	/	100	10	32	100	17	0	0	0	0	27
	%Spatial consideration	Describe the number of indicators with a local/landscape consideration		/	0	30	18	100	33	44	0	0	27	26
	%Data type	% of total EAM indicators relying on the metrics of Data type (either Field expert opinion, Bibliographic results – Statistical	Field expert opinion	/	0	70	100	0	58	56	92	100	93	71
			Bibliographic results – Statistical or GIS analysis	/	0	30	0	0	17	44	8	0	7	29
			Modelling	/	100	0	0	100	25	0	0	0	0	0

3. Annexe 3 : données de paramétrage des espèces simulées

L’ensemble des paramètres utilisés pour réaliser la modélisation des 25 espèces est téléchargeable en suivant ce lien :

https://cloud.terroiko.fr/index.php/s/6aBFbEQZw2XZ23j

4. **Annexe 4 : support de présentation de l'intervention partagée avec Emilie Rioust (chargée de mission ERC à Nîmes métropole) au séminaire « La Biodiversité dans mon mandat d'élu » organisé par l'UPGE, Intercommunalités de France et la Fédération des SCoT le 8 mars 2022.**

Biodiversité :
De la connaissance à l'arbitrage politique

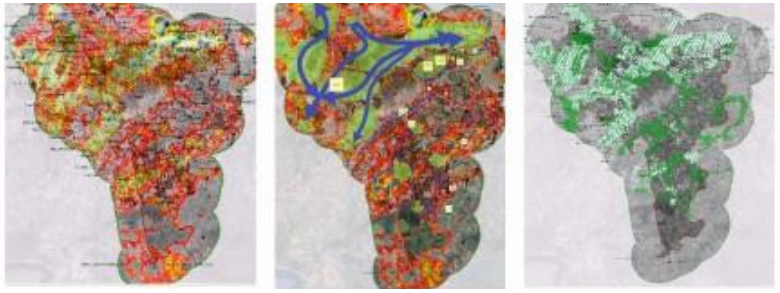
Emilie Rioust – Chargée de mission Evaluation environnementale et Séquence ERC

Jules Boileau – Chef de projet, TerrOïko

S'appuyer sur une analyse fine et rigoureuse du fonctionnement de la biodiversité du territoire

- Mobilisation d'un outil robuste et éprouvé scientifiquement
- Appui sur le réseau d'experts locaux

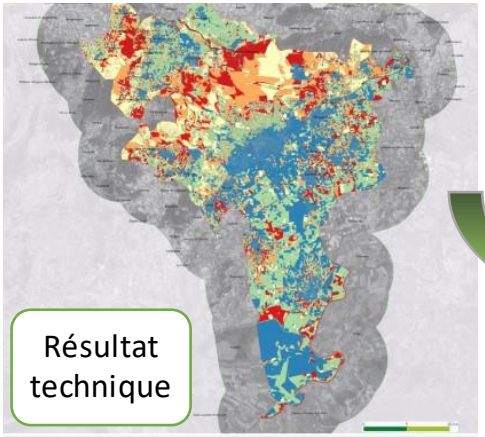
- Production d'une analyse rigoureuse, homogène et objective





Traduire cette analyse en outil d'aide à la décision

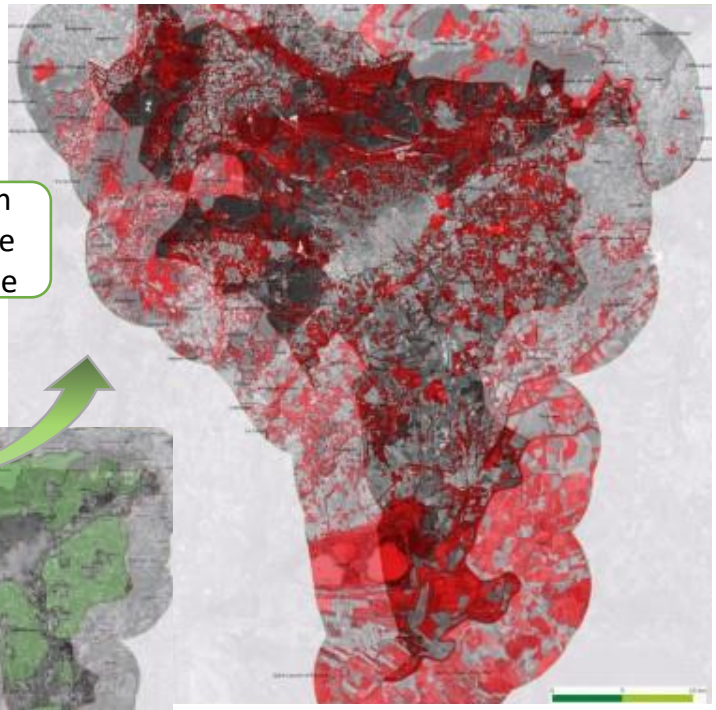
- Déclinaison stratégique à l'échelle territoriale



Résultat technique

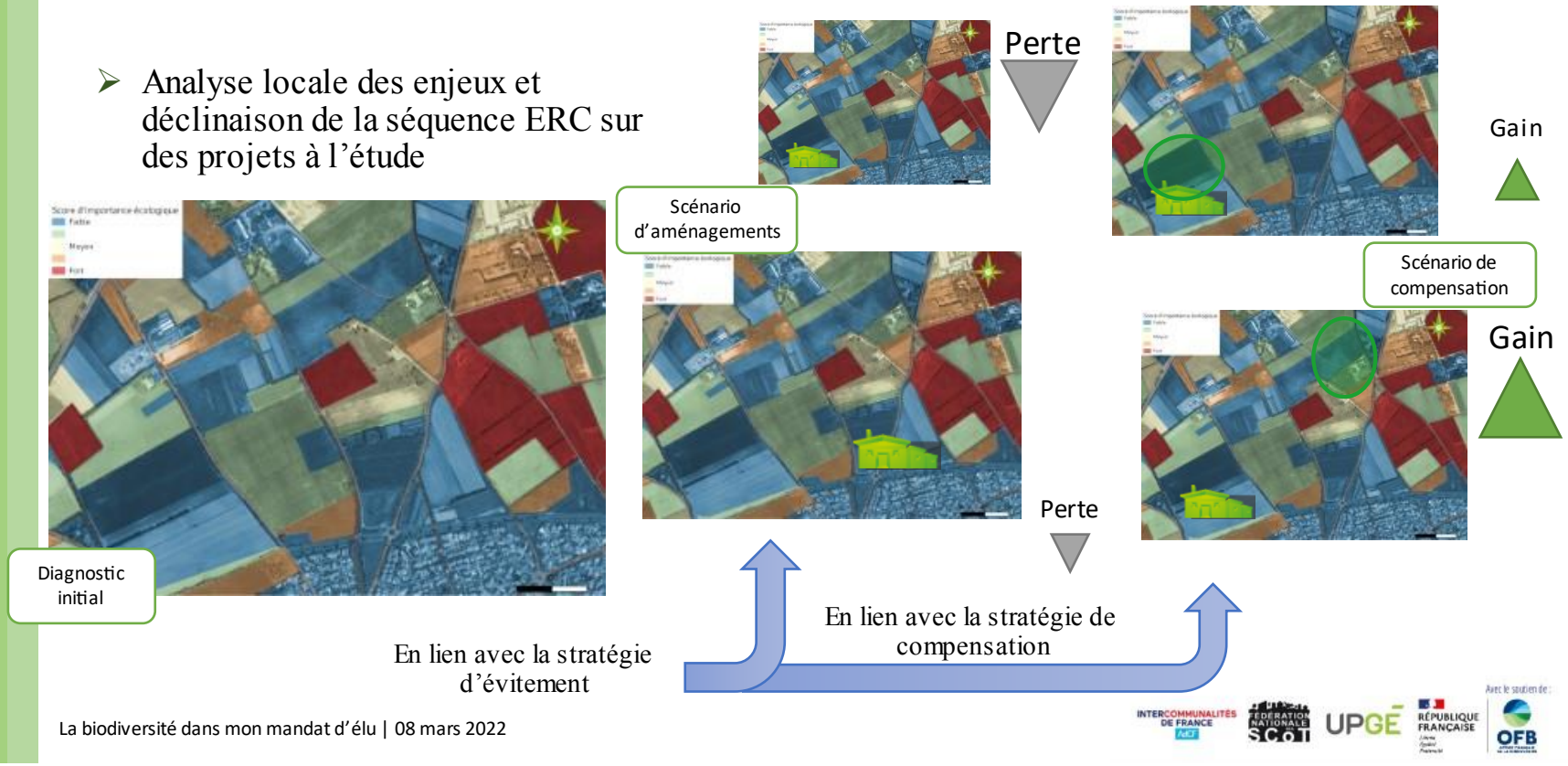
Travail en ateliers

Production d'une carte stratégique



Traduire cette analyse en outil d'aide à la décision

- Analyse locale des enjeux et déclinaison de la séquence ERC sur des projets à l'étude



Mettre à disposition cet outil aux élus

- Mise à disposition de l'outil d'aide à la décision aux élus pour analyser leurs stratégies et construire les scénarios associés à leurs projets d'aménagement
- Identification synthétique des enjeux et des coûts associés à la séquence ERC par projet
- Base de travail pour l'arbitrage politique et mise en récit de l'aménagement du territoire

- Impacts actuels de la démarche : (avant la construction de la stratégie compensatoire)
  - Diminution de 800 ha à 310 ha du besoin compensatoire estimé
  - Diminution de 46 millions d'euros à 10 millions d'euros sur 30ans pour l'acquisition et la gestion écologique du territoire
  - Changement dans le rapport aux services de l'état : déblocage des nouveaux projets, intégrant mieux la biodiversité
  - Construction d'une stratégie d'anticipation intégrants les acteurs du territoire, notamment en lien avec les représentants du monde agricole



Merci de votre attention

jules.boileau@terroiko.fr
emilie.rioust@nimes-metropole.fr

5. Annexe 5 : grille d'entretien pour l'enquête auprès des élus

Introduction : Bonjour, je m'appelle Jules Boileau, je réalise une thèse sur l'intégration de la biodiversité dans les politiques d'aménagement territoriales au sein des collectivités. Merci beaucoup pour le temps que vous m'accordez, nous allons aujourd'hui discuter de votre propre expérience de gestion de la biodiversité et d'aménagement, en lien avec les spécificités de votre territoire. Cet entretien sera anonymisé.

1. Quelle est votre pratique d'aménagement ? La collectivité est-elle porteuse d'aménagement ?
2. Identifiez-vous un changement de pratique au fil du temps ? Depuis quand ? Impulsé par quelle dynamique ?
3. Comment est prise en compte la dimension environnementale (biodiversité en particulier) sur votre territoire en lien avec votre pratique d'aménagement ?

4. Comment planifiez-vous l'aménagement du territoire ? Rencontrez-vous des difficultés dans l'exercice ? Quels sont les bénéfices que vous pouvez identifier à cette planification ?
5. Même question pour la biodiversité, planifiez-vous la préservation de la biodiversité sur votre territoire ? Sur quels outils vous appuyez-vous ? Quelles difficultés et quels bénéfices à cette planification ?

6. À quoi correspond, pour vous, la séquence Éviter Réduire Compenser ?
7. Avez-vous déjà eu l'occasion de la mettre en œuvre sur votre territoire, sur des exemples concrets ? Si non pourquoi ? Comment cette séquence est-elle appliquée/intégrée sur votre territoire ? À quelle échelle ?

8. Avez-vous un service dédié à l'environnement ? À la biodiversité ? Oui, Non, pourquoi ? Quel est l'historique du service orienté autour de ces questions ?
9. Comment est organisé votre service technique sur la question de biodiversité ? Comment interagissez-vous avec lui ?

10. Ouverture : que pensez-vous de la séquence ? De votre politique d'aménagement ?