Document generated on 04/21/2025 6:12 a.m.

VertigO
La revue électronique en sciences de l'environnement

Intégrer la connectivité paysagère dans la séquence ERC : une approche par la quantité d'habitat atteignable

Laurent Bergès, Catherine Avon, Lucie Bezombes, Céline Clauzel, Rémi Duflot, Jean-Christophe Foltête, Stéphanie Gaucherand, Xavier Girardet and Thomas Spiegelberger

Volume 19, Number 2, October 2019

Varia

URI: https://id.erudit.org/iderudit/1071326ar

See table of contents

Publisher(s)

Université du Québec à Montréal
Éditions en environnement VertigO

ISSN

1492-8442 (digital)

Explore this journal

Cite this article

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*, *19*(2).

Article abstract

National, European and international commitments have been made to maintain and restore the connectivity of natural habitats to face habitat loss and fragmentation. Meanwhile, environmental policies in different countries worldwide have proposed the mitigation hierarchy to reach the goal of "no net loss (NNL) of biodiversity". The mitigation hierarchy aims at assessing all the ecological impacts of a development project, but the impacts on landscape connectivity are not properly addressed. We propose an operational framework to assess the environmental impacts of a development project on landscape habitat connectivity. This framework is based on graph theory and the equivalent connectivity index *EC* of "amount of reachable habitat", which takes into account the total amount of habitat, the spatial configuration of habitat patches and the dispersal capacities of the species. We redefine the three main issues of the mitigation hierarchy regarding "no net loss of connectivity". Then, this framework was applied to a simple, virtual network case where several scenarios of impact avoidance, reduction and compensation were tested and compared. We discuss the benefits and limitations of this approach for the mitigation hierarchy and provide practical recommendations for implementation. In conclusion, we advocate and justify a better integration of the three main biodiversity conservation policies in France : the law for the recovery of biodiversity, nature and landscapes, the SRADDET and the strategy for the establishment of protected areas.

Tous droits réservés © Université du Québec à Montréal et Éditions en environnement VertigO, 2019

This document is protected by copyright law. Use of the services of Érudit (including reproduction) is subject to its terms and conditions, which can be viewed online.

https://apropos.erudit.org/en/users/policy-on-use/

This article is disseminated and preserved by Érudit.

Érudit is a non-profit inter-university consortium of the Université de Montréal, Université Laval, and the Université du Québec à Montréal. Its mission is to promote and disseminate research.

https://www.erudit.org/en/

Intégrer la connectivité paysagère dans la séquence ERC : une approche par la quantité d'habitat atteignable

Laurent Bergès, Catherine Avon, Lucie Bezombes, Céline Clauzel, Rémi Duflot, Jean-Christophe Foltête, Stéphanie Gaucherand, Xavier Girardet et Thomas Spiegelberger

Introduction

1 L'érosion de la biodiversité s'est accélérée au cours des dernières décennies et est devenue une préoccupation environnementale majeure. Les changements d'occupation du sol qui conduisent à une perte et une fragmentation des habitats naturels constituent une des principales causes d'érosion de la biodiversité (Newbold et *al.,* 2016). Les surfaces artificialisées en Europe ont ainsi augmenté de 10,7 % (+ 21 119 km²) entre 1990 et 2012, soit 0,46 % par an (EEA, 2017). La conservation de la connectivité *via* le maintien de réseaux d'habitats interconnectés est devenue un objectif majeur des politiques de conservation au cours des deux dernières décennies (Jongman et *al.,* 2004 ; Crooks et Sanjayan, 2006). Des engagements politiques forts ont été pris dans ce sens au niveau national, européen et mondial : politique Trame verte et bleue du « Grenelle Environnement » en France[1], « Green Infrastructure Strategy » en Europe[2], objectif d'Aichi n° 11 du Plan stratégique pour la diversité biologique 2011-2020 de la Convention sur la diversité biologique à l'échelle mondiale[3]. Par rapport aux précédents programmes de conservation de la biodiversité, ces stratégies mettent en avant l'importance de la connectivité écologique et des corridors pour relier les zones sources de biodiversité entre elles à l'échelle du paysage (Boitani et *al.,* 2007). La connectivité écologique se définit comme le degré selon lequel le paysage facilite le déplacement des espèces, des individus et des gènes entre les habitats (Taylor et *al.,*

1993). Elle est considérée comme indispensable pour la survie à long terme de nombreux organismes dans les paysages fragmentés.

2 En parallèle, à la suite de la Convention sur la diversité biologique de Rio (1992), un grand nombre de pays ont adopté la séquence Eviter-Réduire-Compenser (ERC) pour ralentir l'érosion de la biodiversité (Bull et *al.,* 2016). La doctrine relative à la séquence ERC comprend trois étapes pour tenter de neutraliser les impacts des projets d'aménagement sur la biodiversité : (i) éviter les impacts en modifiant l'emprise du projet ou en recherchant d'autres sites d'implantation où les impacts seront moins importants, (ii) réduire les impacts sur le site choisi pour implanter le projet et (iii) compenser les dommages résiduels inévitables sur la biodiversité en dehors de l'emprise du projet (Bull et *al.,* 2016 ; Alligand et *al.,* 2018). L'objectif « de maintenir, voire le cas échéant d'améliorer la qualité environnementale des milieux naturels concernés à l'échelle territoriale pertinente » nécessite la réalisation de mesures compensatoires au moins équivalentes qualitativement et quantitativement en termes écologiques, afin de conduire à l'absence de « perte nette de biodiversité » (Jacob et al. 2015). Cette doctrine insiste également sur le caractère pérenne des effets, sur l'additionnalité des mesures aux autres actions publiques, et sur l'obligation de mesurer la compensation engagée par un monitoring (Jacob et al. 2015). À l'heure actuelle, des politiques visant l'absence de perte nette de biodiversité ont été mises en place dans plus de 80 pays (Maron et *al.,* 2018) et portent sur différentes composantes de la biodiversité (Bezombes et *al.,* 2018 ; Carreras Gamarra et *al.,* 2018). En France, la séquence ERC s'applique en théorie à l'ensemble de la biodiversité, mais n'est mise en place en pratique que lorsque des règlementations spécifiques existent (Regnery et *al.,* 2013) : espèces et habitats protégés (zones Natura 2000), zones humides et boisées [Loi pour la Reconquête de la Biodiversité, de la Nature et des Paysages, promulguée an août 2016, et Loi sur l'eau (L 214-1 et suiv.)].

3 Jusqu'à présent, les évaluations environnementales ont assez mal pris en compte les impacts des projets de développement à l'échelle du paysage (Bruggeman et *al.,* 2005) ou ne sont pas planifiées assez tôt à l'avance pour inclure l'ensemble de la séquence ERC, notamment la phase d'évitement (Underwood, 2011 ; Clauzel et *al.,* 2015 ; Kujala et *al.,* 2015). Pourtant, les travaux de la Commission européenne[4] soulignent l'importance de considérer la connectivité des sites impactés à l'échelle du paysage et plusieurs pays ont intégré la prise en compte des processus écologiques à l'échelle du paysage dans l'application de la séquence ERC (voir l'exemple des Pays-Bas dans l'ouvrage de Wender et al. 2018). Des travaux appliqués au cas de la construction de fermes éoliennes dans des réseaux de tourbières en Écosse soulignent l'importance de développer une approche écosystémique pour l'évaluation environnementale. Cela implique de définir des unités fonctionnelles d'analyse qui reflètent les liens spatio-temporels des éléments des tourbières par le biais de leurs connexions hydrologiques, plutôt que de se concentrer sur des types de végétation individuels et de simples distances tampon (Wawrzyczek et al. 2018). La Loi sur la Reconquête de la Biodiversité, de la Nature et des Paysages oblige en théorie les aménageurs à évaluer l'impact de leur projet au-delà de son emprise directe, notamment sur le volet compensation (LOI n° 2016-1087 du 8 août 2016, article 69) : *« Les mesures de compensation sont mises en œuvre en priorité sur le site endommagé ou, en tout état de cause, à proximité de celui-ci afin de garantir ses fonctionnalités de manière pérenne »*. Le cadrage méthodologique de l'évaluation environnementale a donc récemment évolué, mais ne précise pas bien comment procéder pour respecter

l'objectif de conservation de la connectivité. À l'inverse, les études qui abordent la conservation de la connectivité proposent des actions de protection et de restauration pour compenser les effets négatifs de la perte et de la fragmentation de l'habitat, mais sans faire référence explicitement à la stratégie pas de perte nette (PPN) [voir néanmoins Bruggeman et al. (2005), Kujala et al. (2015) et Tarabon et al. (2019a, b)].

4 L'application actuelle de l'objectif PPN a en effet plusieurs limites. Tout d'abord, n'importe quel projet de développement peut avoir un impact sur la biodiversité dès lors qu'on considère le contexte paysager dans lequel il est implanté, puisqu'un projet peut détériorer voire supprimer les connexions et donc les flux d'espèces entre les taches d'habitat. Ce type d'impact n'est pas quantifié lorsqu'on restreint l'évaluation environnementale à l'emprise du projet d'aménagement. Par ailleurs, les zones de compensation sont souvent envisagées à proximité du site impacté sans tenir compte du gain potentiel de connectivité. Le premier critère du site de compensation est la qualité potentielle espérée de la zone après restauration ou aménagement, mais sa localisation spatiale n'est pas analysée au regard du gain potentiel de connectivité qu'il peut procurer. Une tache d'habitat créée en compensation peut se retrouver isolée d'autres taches de même nature, alors qu'un placement optimisé dans le réseau de taches la rendrait plus fonctionnelle en augmentant la possibilité de colonisation d'individus et d'espèces depuis, et à terme vers les taches voisines. Enfin, la politique de compensation écologique actuelle sous-estime les impacts cumulés de plusieurs projets de développement au sein d'un territoire (Kiesecker et *al.,* 2010 ; Bigard et *al.,* 2017). Mieux prendre en compte la conservation de la connectivité dans la stratégie de PPN représente donc un défi où les impacts des projets d'aménagement sur la biodiversité et les solutions pour les éviter, les réduire ou les compenser sont abordés à l'échelle du paysage (Kiesecker et *al.,* 2009 ; Kujala et *al.,* 2015).

5 Nous pensons que ce défi peut être relevé par de nouvelles approches de la connectivité fonctionnelle du paysage qui proposent des outils d'aide à la décision pour la conservation et la restauration de la biodiversité (Bergsten et Zetterberg, 2013). Ces approches basées sur les graphes paysagers et les indices de connectivité associés permettent aux gestionnaires et aux aménageurs d'identifier les zones naturelles à conserver ou à restaurer en priorité à l'échelle du paysage (Saura et de la Fuente, 2017).

6 Dans cet article, nous proposons d'améliorer la stratégie PPN en adoptant une méthode d'évaluation des impacts environnementaux à l'échelle du paysage. Nous présentons le contexte scientifique des graphes paysagers et des indices de connectivité associés, puis expliquons comment cette méthode complète avantageusement la mise en œuvre de la séquence ERC. Ensuite, nous appliquons notre méthode sur un réseau d'habitat virtuel. Enfin, nous discutons des avantages de l'approche proposée, présentons ses limites et ses possibles améliorations avant d'insister sur le besoin de convergence d'objectifs et de moyens entre les trois grandes politiques publiques de conservation.

Comment analyser la connectivité à l'échelle du paysage ?

7 Les graphes paysagers sont des représentations discrètes du paysage issues du modèle matrice-tache-corridor (Forman, 1995). Dans ces graphes, les nœuds correspondant aux taches d'habitat et les liens correspondent aux flux potentiels entre ces taches (Urban et *al.,* 2009) (Figure 1). Cette représentation permet d'intégrer la quantité d'habitat

disponible, la configuration spatiale des taches d'habitat et la nature de la mosaïque paysagère entre les taches. La démarche s'appuie ensuite sur une mesure de la connectivité fonctionnelle du graphe qui inclut la distance de dispersion des espèces concernées (Rayfield et *al.,* 2011). L'indice de connectivité préconisé repose sur le concept de « quantité d'habitat atteignable » pour une espèce ou un groupe d'espèces à l'échelle du paysage (Saura et *al.,* 2011). Ce concept considère l'accessibilité à l'habitat comme un critère fondamental, incluant la surface et la qualité des taches elles-mêmes et leur degré de connectivité sous la forme d'une métrique unique (Saura et Rubio, 2010). L'indice de connectivité équivalente *EC* se définit comme « la taille d'une tache d'un seul tenant (donc connectée au maximum) qui fournirait une même probabilité de connectivité que le réseau d'habitat réel à l'échelle du paysage » (Saura et *al.,* 2011). Son interprétation est particulièrement intéressante, car il est possible de quantifier la part d'habitat connecté (*EC*) dans la surface totale d'habitat (*S*) ainsi que la part d'habitat non connecté (différence entre *S* et *EC*). L'indice *EC* est basé sur un attribut des nœuds (généralement la surface ou la surface pondérée par la qualité de l'habitat) et un attribut des liens, à savoir une distance entre taches transformée en probabilité de dispersion p_{ij} entre les nœuds *i* et *j*. Les valeurs de p_{ij} sont généralement calculées en utilisant une fonction exponentielle décroissante de la distance d_{ij} entre les taches *i* et *j*, qui se calibre à partir de la capacité de dispersion de l'espèce cible :

$$p_{ij} = e^{-\alpha d_{ij}} \qquad (1)$$

8 où α est le coefficient de décroissance de la distance ; α est généralement défini de sorte que p_{ij} =0,5 pour une distance de dispersion médiane ou moyenne de l'espèce cible ou p_{ij} =0,05 (ou 0.01) pour une distance de dispersion maximale (Saura et Pascual-Hortal, 2007). La distance entre deux taches peut être basée sur la distance euclidienne, sur la distance de coût obtenue à partir du chemin de moindre coût ou sur la distance effective obtenue à partir du corridor de moindre coût (Avon et Bergès, 2016). La distance de coût et la distance effective sont obtenues en utilisant des cartes de résistance au déplacement de l'espèce pour les différents éléments de la mosaïque paysagère (Zeller et *al.,* 2012). Pour les animaux, les distances de dispersion (moyenne, médiane, maximum) peuvent être obtenues par le biais d'une synthèse bibliographique ou par une estimation à partir de la masse corporelle et des traits de vie de l'espèce.

9 La métrique *EC* est calculée pour l'ensemble du réseau selon la formule suivante (Saura et *al.,* 2011) :

$$EC = \sqrt{\sum_{i=1}^{n} \sum_{j=1}^{n} a_i a_j p^*_{ij}} \qquad (2)$$

10 où *n* est le nombre de nœuds, a_i l'attribut du nœud *i*, a_j l'attribut du nœud *j*, p^*_{ij} le produit de probabilité maximal entre les nœuds *i* et *j*, c'est-à-dire la valeur maximale du produit des probabilités de connexion (p_{ij}) pour tous les chemins possibles reliant les taches *i* et *j*. Un ou plusieurs liens intermédiaires peuvent être inclus dans le calcul de p^*_{ij}, représentant toutes les étapes intermédiaires qu'un individu doit franchir lorsqu'il suit le chemin optimal (en terme de probabilité) de *i* à *j*. Si *i* =*j*, alors p^*_{ij} =1 (une tache peut toujours être atteinte depuis elle-même).

11 Les changements d'utilisation des sols induits par les projets de développement et les actions de restauration modifient la structure du réseau écologique et donc du graphe. Ce changement est mesuré simplement par la variation de l'indice *EC* :

$$\Delta EC = EC_{après} - EC_{avant} \qquad (3)$$

12 où $EC_{après}$ et EC_{avant} sont les valeurs d'*EC* avant et après changement du graphe paysager.

Comment intégrer la notion de quantité d'habitat atteignable dans la stratégie PPN ?

13 Pour intégrer la connectivité paysagère dans la stratégie PPN, nous posons les trois questions séquentielles suivantes :

14 (1) Où installer un projet de développement dans le paysage pour avoir un impact minimal sur la quantité d'habitat atteignable selon *EC* ?
(2) Une fois l'emprise du projet de développement choisie, où et comment réduire les impacts sur la quantité d'habitat atteignable ?
(3) Étant donné le projet et ses mesures de réduction, où et comment améliorer le réseau d'habitats en dehors de l'emprise du projet afin de maximiser les gains de quantité d'habitat atteignable et atteindre l'absence de perte nette de quantité d'habitat atteignable ?

15 Pour répondre à ces trois questions, différents scénarios sont successivement testés et comparés afin de déterminer les meilleures solutions selon leur efficacité à éviter, réduire et compenser la perte d'habitat atteignable résultant de la construction du projet.

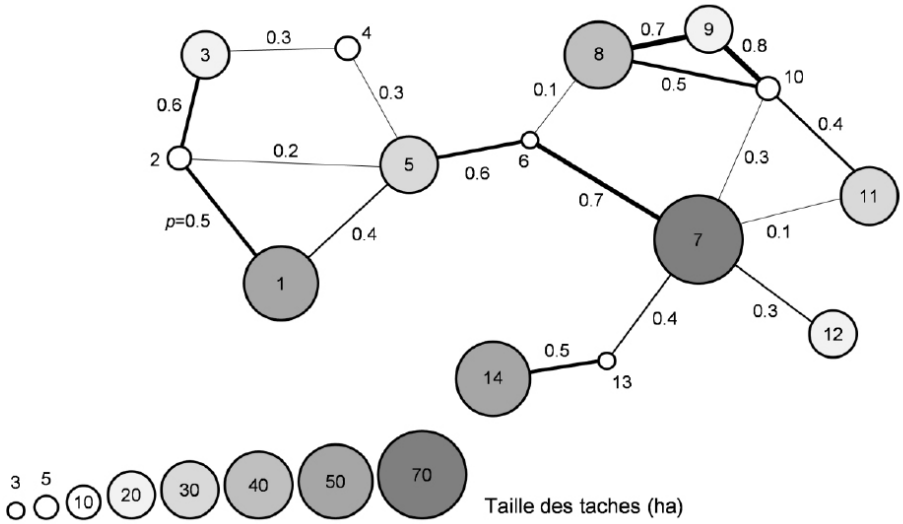
Application à un graphe virtuel

16 Nous illustrons notre démarche à partir d'un exemple fictif de graphe. Le graphe est construit de manière à refléter le réseau d'habitat d'une espèce virtuelle. Comme il s'agit d'un cas fictif, nous ne détaillons pas la construction du graphe pour une espèce cible et renvoyons sur ce point à d'autres publications (Foltête et *al.,* 2014 ; Avon et Bergès, 2016 ; Duflot et *al.,* 2018) et à la discussion. Les analyses ont ici été réalisées avec le logiciel *Conefor* (Saura et Torné, 2009), mais peuvent aussi être réalisées avec le logiciel *Graphab* (Foltête et *al.,* 2012).

Réseau de référence

17 Le graphe virtuel est composé de 14 taches de tailles différentes, réparties dans le paysage et reliées entre elles par 18 liens ayant une probabilité de connexion variable (Figure 1). La superficie totale des taches d'habitat est de 350 ha et la quantité d'habitat atteignable selon *EC* est de de 174,9 ha, car les probabilités de connexion entre les taches sont inférieures à 1 (absence de lien direct).

Figure 1. Réseau d'habitat virtuel composé de 14 nœuds et 18 liens.

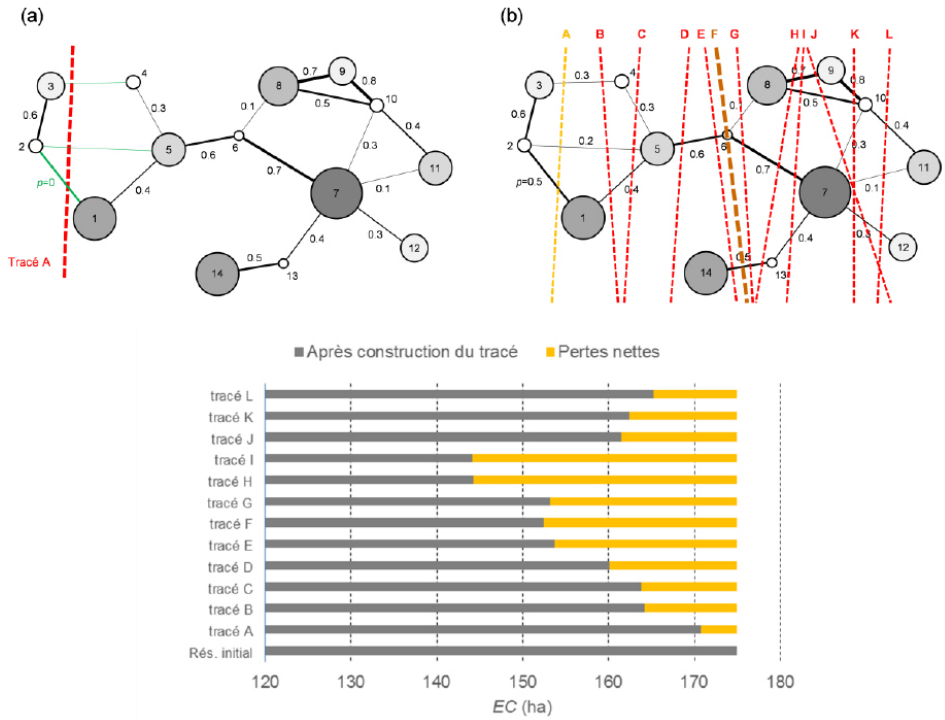


Les nœuds du graphe sont représentés par des cercles numérotés (la taille du cercle est proportionnelle à la surface de la tache) et les liaisons par des traits reliant les nœuds (l'épaisseur du trait est proportionnelle à la probabilité de connexion pij).

Évitement des impacts

18 Nous avons simulé l'impact de la construction d'une infrastructure linéaire de transport (ILT) qui traverse le paysage du nord au sud et supprime certains liens de dispersion dans le réseau. La probabilité de connexion de ces taches devient nulle (p =0) sous l'hypothèse que l'ILT est une barrière écologique absolue pour l'espèce cible (Figure 2a). Afin d'identifier les itinéraires qui éviteraient des impacts majeurs sur le réseau d'habitat, nous avons testé et classé 12 tracés potentiels et calculé les variations d'*EC* correspondantes (Figure 2b et 2c). Nous avons fait l'hypothèse que l'infrastructure ne traverse aucune tache d'habitat et passe uniquement par la matrice paysagère, sauf pour le tracé F qui passe par la tache 6 et la supprime entièrement. Le tracé A a le moins d'impact, alors que les tracés H et I ont un impact jusqu'à 7,5 fois plus élevé (Figure 2c). On peut aussi observer que le tracé F qui détruit 3 ha d'habitat a moins d'impact sur la quantité d'habitat atteignable que les tracés H ou I qui n'affectent pourtant que des liaisons entre taches.

Figure 2. Évitement des impacts.

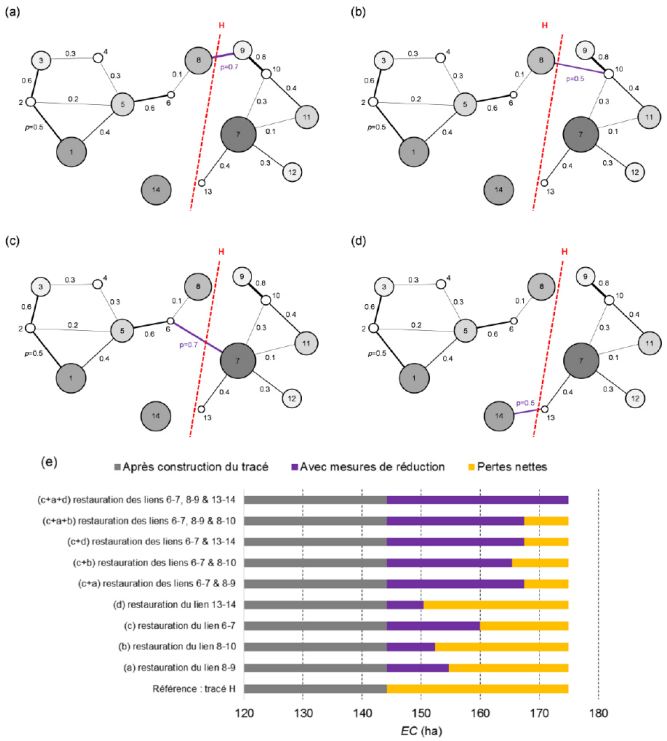


(a) modification du réseau d'habitat après mise en place de l'infrastructure de transport linéaire (tracé A en rouge) supprimant trois liaisons du graphe (indiqué en vert) ; (b) test successif des douze itinéraires potentiels pour identifier l'itinéraire à impact minimal ; à noter que le tracé F est le seul tracé qui détruit une tache d'habitat (tache 6) ; (c) Pertes nettes en quantité d'habitat atteignable (EC) après construction du tracé : le tracé A est le moins impactant, les tracés H et I sont les plus impactants.

Réduction des impacts

19 Nous avons choisi de retenir le tracé H pour la démonstration, mais dans la réalité nous chercherions sans doute un tracé qui offre un compromis entre éviter les impacts et tenir compte des contraintes techniques, financières ou des enjeux politiques. Une fois le tracé choisi, différents scénarios de réduction d'impact sont comparés entre eux et avec l'état initial. Ici, nous avons supposé que l'impact peut être réduit en installant des écoponts le long de l'ILT. Nous avons fait l'hypothèse que la probabilité de connexion p_{ij} entre les nœuds i et j est entièrement rétablie une fois l'écopont mis en place, une hypothèse forte, mais plausible. Une restauration partielle de la probabilité de connexion peut aussi être testée. Pour le tracé H, quatre liaisons rompues par l'ILT peuvent être rétablies (Figure 3). Les quatre scénarios de réduction ont été classés en fonction de leur capacité à restaurer la quantité d'habitat atteignable (Figure 3e). L'écopont qui rétablit le lien 6-7 est la solution la plus efficace pour réduire l'impact de l'ILT (Figure 3c), tandis que les trois autres scénarios apportent un gain plus faible. Si on envisage la construction de deux ouvrages, la restauration des liens 6-7 et 8-9 présente le meilleur gain cumulé d'*EC* (Figure 3e). Mais, restaurer deux liaisons ne suffit cependant pas à atteindre la valeur d'*EC* avant la construction de l'ILT, et seule la restauration des trois liaisons 6-7, 8-9 et 13-14 le permet, sous condition que les écoponts garantissent la même connectivité que les liaisons initiales.

Figure 3. Réduction des impacts calculée après construction du tracé H pour différents emplacements possibles d'écoponts qui conduisent au rétablissement des liens 8-9, 8-10, 6-7 ou 13-14 (a-d).



Les changements du graphe liés aux mesures de réduction apparaissent en violet. (e) Bilan des gains apportés par les scénarios de réduction et pertes nettes en quantité d'habitat atteignable (EC) : s'ajoutent aux 4 scénarios de restauration des liens 5 scénarios montrant comment optimiser la réduction des impacts par plusieurs écoponts en suivant une procédure d'ajout pas-à-pas des écoponts. A la première étape, on garde le lien 6-7 (c), à la seconde le lien 8-9 (c+a), puis à la troisième le lien 13-14 (c+a+d). Sur cet exemple, après mise en place de ces trois écoponts, EC indique que l'ILT n'a théoriquement plus d'impact.

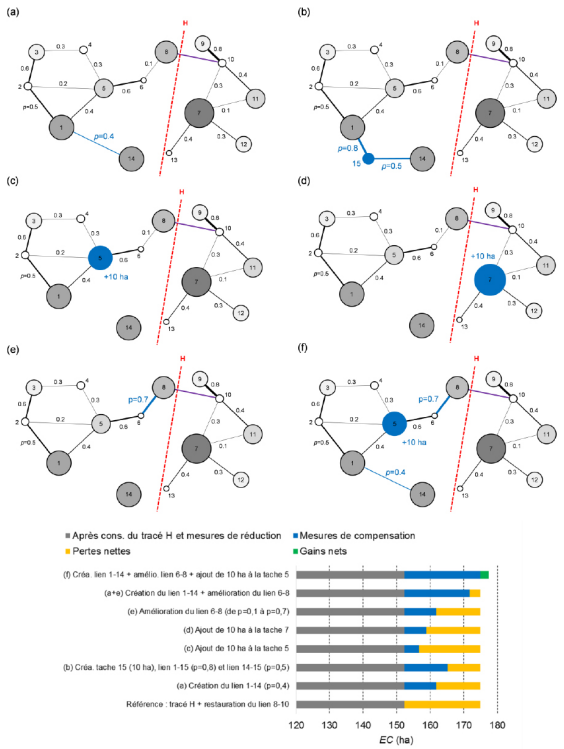
Compensation des impacts

20 Une fois l'implantation de l'ILT choisie, des raisons techniques ou financières peuvent empêcher de construire autant d'écoponts que de liaisons interrompues. Dans notre exemple, nous avons supposé que seul l'écopont qui reconnecte les taches 8 et 10 a pu être construit. L'impact résiduel du projet après l'opération de réduction doit donc être compensé. Différentes mesures de compensation peuvent être proposées : (1) augmenter la surface des taches existantes, (2) créer ou restaurer des liens entre les taches et (3) créer de nouvelles taches et leurs liens associés. Nous avons proposé cinq scénarios à partir du tracé H avec réduction des impacts par restauration du lien 8-10 afin d'illustrer cette étape (Figure 4). L'*EC* a été calculé pour chaque scénario de compensation et comparé (1) à la situation après étapes d'évitement et de réduction (construction du tracé H + restauration du lien 8-10), afin de quantifier le gain de connectivité apporté par les mesures de compensation, et (2) au graphe initial, afin d'évaluer l'impact final du projet de développement après application des mesures d'évitement, de réduction et de compensation (Figure 4g). Le premier scénario crée un nouveau corridor entre les taches 1 et 14 (Figure 4a). Le second ajoute une nouvelle tache entre les taches 1 et 14 ainsi que les liens 1-14 et 14-15 (Figure 4b). À noter que la

démarche est cohérente entre ces deux premiers scénarios, car la probabilité de connexion entre les taches 1 et 14 reste la même : $p_{1\text{-}14}$ =0.4 avec un lien direct et $p_{1\text{-}14}$ =0.8 × 0.5 =0.4 pour un lien indirect passant par la tache 15. Le troisième et quatrième scénario ajoute 10 ha d'habitat à la tache 5 ou à la tache 7 (Figures 4c et d). Le cinquième scénario renforce le lien entre les taches 6 et 8 en renforçant nettement la probabilité de connexion (Figure 4e).

21 C'est la seconde option qui est la plus intéressante, car la connectivité augmente de 12,8 ha par rapport au tracé avec mesure de réduction (Figure 4g). Cependant, une perte nette de 9,8 ha persiste par rapport au graphe initial. Les trois dernières options sont moins intéressantes que les deux premières, mais le gain d'*EC* dépend de l'endroit du graphe où on ajoute 10 ha (comparer les scénarios d'ajout de surface aux taches 5 et 7, Figures 4c et d). Deux mesures de compensation (création du lien 1-14 et amélioration du lien 6-8) ne suffisent pas à compenser entièrement l'impact de la route H (Figure 4g). Pour obtenir un gain net, nous devons combiner trois mesures de compensation : création du lien 1-14, amélioration du lien 6-8 et ajout de 10 ha à la tache 5 (Figures 4f et g).

Figure 4. Compensation des impacts après construction du tracé H et application des mesures de réduction (écopont restaurant le lien 8-10, en violet).



Six mesures sont représentées : (a) création d'un corridor entre les taches 1 et 14 ; (b) création d'une nouvelle tache 15 entre les taches 1 et 14 et des liens associés (1-15 et 14-15) ; (c) ajout de 10 ha à la tache 5 ; (d) ajout de 10 ha à la tache 7 ; (e) amélioration du lien 6-8 ; (f) cumul de trois options. Les changements du graphe liés aux mesures de compensation apparaissent en bleu. (g) Bilan des gains apportés par les mesures de compensation et pertes nettes en quantité d'habitat atteignable (EC). Seule la combinaison de trois mesures (création du lien 1-14, amélioration du lien 6-8 et ajout de 10 ha à la tache 5) permet d'obtenir un gain net de quantité d'habitat atteignable par rapport au réseau initial.

Discussion

Quel apport de cette démarche pour la stratégie PPN ?

22 La probabilité que les populations, les communautés et les processus écologiques se maintiennent est plus élevée dans des paysages comprenant un réseau d'habitats interconnectés que dans des paysages où les habitats naturels sont des fragments dispersés et isolés les uns des autres (Crooks et Sanjayan, 2006). Nous préconisons l'utilisation des graphes paysagers et de l'indice de connectivité *EC* pour mieux prendre en compte la conservation de la connectivité dans la séquence ERC.

23 La modélisation de la connectivité des habitats est une approche quantitative et spatialement explicite où les impacts et les solutions sont abordés à l'échelle du paysage et non limités à l'emprise et au voisinage direct des aménagements. En effet, un projet d'aménagement peut avoir des impacts indirects et définitifs importants sur les réseaux écologiques de différentes espèces, même si aucune tache de ces réseaux d'habitat n'est directement impactée (destruction ou dégradation de sa qualité). Modifier ou perturber les connexions entre des taches entraîne une baisse des flux d'individus ou de gènes et réduit la probabilité que la population de l'espèce se maintienne sur le long terme. Ainsi, dans notre exemple, tous les tracés qui ne conduisent pas à une destruction de taches d'habitat entraînent une baisse de la quantité d'habitat atteignable selon l'*EC* (Figure 2c). Ceci implique d'élargir la zone d'influence du projet par rapport à ce qui se pratique habituellement, en l'ajustant aux capacités de dispersion des espèces étudiées (voir « Comment procéder ? » ci-dessous). Cette démarche permet aussi d'évaluer, en fonction de leur localisation dans le territoire, les impacts cumulés d'un ensemble de projets d'aménagement sur la connectivité des habitats à l'échelle du paysage, et de quantifier les gains apportés en termes de quantité d'habitat atteignable dans le cas des sites naturels de compensation (Darses et Cantuarias-Villessuzanne, 2017).

24 En additionnant toutes les interactions potentielles, c'est-à-dire toutes les paires de taches et leurs liaisons, l'indice *EC* inclut les interactions au sein des taches d'habitat elles-mêmes (Saura, 2018), qui ne sont généralement pas incluses dans une définition restreinte de la connectivité. La métrique *EC* intègre dans un seul et même indice la capacité de dispersion de l'espèce, la superficie/qualité de l'habitat de l'espèce cible et la façon dont cet habitat est atteignable, en tenant compte non seulement des liens entre les taches, mais aussi de la taille/qualité des taches elles-mêmes et leur structuration dans le paysage. De plus, selon la manière dont ils sont définis, les liens entre les taches peuvent intégrer la composition et la structure de la matrice (chemins et corridors de moindre coût). C'est pourquoi les termes « disponibilité » ou « accessibilité » de l'habitat sont donc plus appropriés que le terme « connectivité » pour expliquer ce que cette métrique représente. L'indice augmente si (a) pour une quantité donnée d'habitat, l'état de connexion est amélioré ou (b) pour un état de connexion donné, la quantité d'habitat augmente. La disponibilité de l'habitat s'améliore dès lors que les chemins entre les taches sont plus directs (peu de taches intermédiaires) et leur probabilité individuelle plus forte ou que la quantité d'habitat qui est liée augmente (Laita et *al.*, 2011). Par conséquent, la diminution de la connectivité et la perte d'habitat engendrées par un projet d'aménagement peuvent être intégrées dans une même métrique grâce à l'indice *EC* (Foltête, 2019).

25 En conséquence, la modélisation de la « disponibilité » en habitat par l'indice *EC* ouvre des possibilités très larges pour comparer différents scénarios d'évitement, de réduction et de compensation (Foltête, 2019). Ce cadre permet de comparer différentes options selon une métrique commune : augmentation de la taille (amélioration de la qualité) des taches d'habitat existantes, amélioration de la perméabilité de la matrice ou création de taches d'habitat ou de liens entre taches (Saura et Rubio, 2010). Sans cette modélisation et le calcul de l'indice *EC*, il est difficile de hiérarchiser les scénarios d'évitement, de réduction ou de compensation. Par exemple, il est impossible de prédire si l'ajout de 10 ha aux taches 5 ou 7 serait équivalent ou une meilleure option que d'améliorer le corridor entre les taches 6 et 8 (Figure 4). Nous soulignons également que l'amélioration des corridors constitue une alternative intéressante à la création de nouvelles taches. L'utilisation de la métrique *EC* permet de jauger si les gains prévus par les mesures de compensation seront équivalents aux pertes causées par l'artificialisation des terres liée au projet (Gibbons et Lindenmayer, 2007), même si les incertitudes liées à la réussite des compensations ne sont pas intégrées dans notre approche (mais pourraient l'être). La métrique *EC* contribue à répondre à l'une des questions de la planification de la conservation liée à la connectivité paysagère portant sur l'équilibre de l'effort de restauration (Fahrig, 2017), entre augmentation de la quantité d'habitat d'un côté (augmentation de la taille et du nombre de taches d'habitat) et réduction de l'isolement des taches de l'autre (protection et restauration de corridors écologiques).

26 Les graphes paysagers et les indices *EC* constituent une approche holistique et flexible qui peut être appliquée aux écosystèmes terrestres et aquatiques (Rincón et *al.,* 2017 ; Saunders et *al.,* 2016), avec des niveaux variables de connaissances sur l'écologie et la biologie des espèces (Saura et Pascual-Hortal, 2007). En outre, les graphes paysagers et l'indice *EC* constituent une méthode applicable à des échelles géographiques assez vastes et présente un compromis intéressant entre qualité de l'information apportée, temps et coût de réalisation, ce qui la rend attractive pour les décideurs, les gestionnaires de milieux naturels et les bureaux d'études (Bergsten et Zetterberg, 2013 ; Carreras Gamarra et *al.,* 2018). Malgré l'intérêt évident de l'approche pour hiérarchiser les taches et les liens à conserver ou à restaurer en priorité (Avon et Bergès, 2013 ; Avon et *al.,* 2014 ; de la Fuente et *al.,* 2018 ; Clauzel et Bonnevalle, 2019 ; Foltête, 2019), l'élaboration officielle des trames vertes et bleues au niveau national, régional ou local n'a pourtant pas eu recours aux graphes paysagers et aux indices de connectivité (Amsallem et *al.,* 2017 ; Ehouk et Amsallem, 2018).

27 D'autres approches de modélisation telles que les modèles de métapopulation spatialement explicites peuvent compléter les informations issues des graphes et des indices de connectivité, en fournissant des résultats sur la dynamique de population (Dalang et Hersperger, 2012), mais s'avèrent beaucoup plus lourdes et difficiles à mettre en pratique (Fagan et Calabrese, 2006). Des outils opérationnels basés sur les modèles de dynamique de population ont toutefois été développés et commencent à être appliqués pour la séquence ERC : *Simoïko*, développé par la société *Terroïko*[5] ou le modèle spatialement explicite individu-centré (SEPVA) du projet *ERC Lynx*, permettant de prédire la viabilité et l'extinction des populations de lynx[6]. En complément, nous pouvons citer des outils opérationnels moins aboutis développés pour prendre en compte la connectivité dans l'application de la séquence ERC : le logiciel OPTIFLUX développé par la société *Egis* permet de comparer différents scenarios de fuseaux

d'infrastructure en termes d'impact sur la connectivité entre habitats favorables pour différentes espèces ; et l'outil à usage interne *Biotope Connect* de la société *Biotope*, utilisé pour analyser l'impact de projets d'aménagement et de leurs mesures ERC sur des indices de fragmentation à l'échelle du paysage[7].

Comment procéder ?

28 La construction d'un graphe et le calcul de la quantité d'habitat accessible pour une espèce repose sur cinq étapes principales (Foltête et *al.,* 2014 ; Avon et Bergès, 2016 ; Duflot et al, 2018 ; Tarabon et al, 2019a) : (1) définir les espèces étudiées (Meurant et *al.,* 2018), collecter les données (littérature, avis d'experts, suivi radiométrique...) pour préciser la niche écologique des espèces, la capacité des espèces à se déplacer dans le paysage, déterminer la distance de dispersion moyenne/maximale à partir de la littérature ou l'estimer à partir des traits des espèces ; (2) collecter des données environnementales (topographie, climat, cartes de l'utilisation des terres, cartes des ressources, carte d'anthropisation, distance aux routes...) ; (3) définir ou modéliser des taches d'habitat en tenant compte du domaine vital, de la superficie pour maintenir une population permanente, des aires protégées..., par exemple grâce à un modèle de distribution d'espèce ou des données disponibles dans les publications scientifiques ; (4) paramétrer la résistance aux déplacements des espèces et modéliser le coût de déplacement entre les taches d'habitat (coût énergétique, risque de mortalité/ prédation, coût de reproduction, résistance physique, stress thermique, favorabilité de l'habitat) en utilisant une des méthodes disponibles (Belisle, 2005 ; Coulon et *al.,* 2015 ; LaPoint et *al.,* 2013 ; McRae et *al.,* 2008) et (5) une fois que les taches d'habitat et les distances de coût entre taches sont disponibles, construire le graphique et calculer l'indice *EC*.

29 Un point important préalable à la modélisation est la définition de l'étendue spatiale du réseau d'habitat, au-delà de l'emprise du projet. La taille de la zone d'influence du projet va dépendre de l'emprise spatiale du projet de développement, de la capacité de dispersion des espèces étudiées, ainsi que de la disponibilité de données d'observations de ces espèces, de donnés d'occupation des sols et de géodonnées environnementales. Nous recommandons d'adapter l'étendue de la zone d'étude à la capacité de dispersion des espèces étudiées en appliquant une zone tampon autour de l'emprise du projet, dont la largeur sera au moins égale à la distance de dispersion maximale des espèces étudiées. Pour évaluer les impacts cumulés de plusieurs projets, nous recommandons d'abord de définir le polygone incluant toutes les emprises de projets, puis d'appliquer cette zone tampon autour du polygone. Par exemple, dans le cas de l'aménagement du Grand Stade à Lyon dont l'emprise était de 161 ha, une zone d'étude de 144 km² a été définie autour du projet en cohérence avec la distance maximale de dispersion de 5000 m et 2000 m des deux mammifères étudiés : écureuil roux et blaireau européen (Tarabon et al. 2019a).

Exemples d'application « grandeur nature » de la démarche

30 Plusieurs exemples ont porté sur une ou deux étapes de la séquence ERC (en général sans référence explicite à la stratégie PPN), mais aucune ne concerne l'intégralité de la séquence ERC, à savoir une phase d'évitement où plusieurs localisations d'implantation

du projet auraient été comparées (comme dans notre exemple virtuel), une phase de réduction puis une phase de compensation.

31 La question de l'évitement des impacts a été abordée dans des exemples de projets de construction d'autoroutes ou de lignes ferroviaires à grande vitesse, avec la comparaison de plusieurs scénarios de tracé d'infrastructure (Girardet, 2014 ; Vasas et *al.,* 2009). Dans chaque cas, l'analyse a indiqué qu'un des tracés possibles présentait une perte minimale de connectivité à l'échelle régionale.

32 La question de la réduction des impacts a été appliquée à la réduction de l'effet barrière des infrastructures de transport en hiérarchisant l'emplacement de passages à faune le long de réseaux autoroutiers, soit pour le réseau des zones forestières Natura 2000 au Pays Basque (Gurrutxaga et Saura, 2014), pour le réseau d'habitats de 8 guildes d'espèces en Isère (Mimet et *al.,* 2016) ou celui de 13 mammifères carnivores de la péninsule ibérique (Ascensão et al, 2019). À ce titre, il est intéressant de souligner la similitude entre la notion de « quantité d'habitat atteignable » selon Saura et al. (2011) et la notion de « quantité d'habitat accessible » proposée dans le domaine de l'écologie des routes, qui correspond à la quantité d'habitat accessible depuis le réseau d'habitat sans croiser aucune route (Eigenbrod et *al.,* 2008). Mais contrairement au concept d'Eigenbrod et al. (2008), qui se focalise sur l'effet des linéaires routiers, la notion proposée par Saura et al. (2011) l'étend à l'influence de toute la matrice paysagère sur le réseau d'habitat des espèces.

33 Les questions d'évitement et de réduction ont été analysées conjointement dans le projet de construction du Grand Stade de Lyon et ont évalué son impact sur la quantité d'habitat atteignable de trois mammifères communs et menacés par les activités humaines : écureuil roux, blaireau d'Eurasie et hérisson européen (Tarabon et *al.,* 2019b). L'analyse de connectivité couplée à un modèle de distribution d'espèce a permis de proposer les meilleurs emplacements de mesures d'évitement et de réduction dans l'emprise du site (création de prairies, haies et bosquets et aménagement de passage à faune aériens ou souterrains, selon les possibilités techniques offertes par le site). Les simulations aboutissent à un scénario d'implantation optimisée de ces mesures qui apporte un gain significatif par rapport aux mesures effectivement réalisées lors du projet, et aurait permis d'atteindre l'objectif de PPN selon l'*EC* pour les trois mammifères (Tarabon et *al.,* 2019b).

Quelles limites de la modélisation ?

34 Bien que les graphes paysagers se situent à l'interface entre structure et fonction, il reste encore beaucoup de travail pour incorporer dans la structure et les analyses de graphe l'ensemble des processus écologiques qui entrent en jeu (Laita et *al.,* 2011). Une étape importante dans l'application des graphes paysagers concerne la manière dont les liens entre les taches d'habitat peuvent être modélisés. Sawyer et al. (2011) pointent les limites de l'application des modèles de moindre coût pour identifier les corridors les plus probables entre les taches d'habitat, dont le tracé varie en fonction des données utilisées pour paramétrer la carte de coût. Des analyses de sensibilité ont été menées sur des paysages artificiels dans lesquels la quantité d'habitat était fixe, mais où la quantité, la configuration spatiale de la matrice favorable et de la matrice défavorable et les coûts associés à ces trois types de milieux variaient (Rayfield et *al.,* 2010). Les résultats montrent que la localisation spatiale des chemins de moindre coût est très

sensible aux écarts entre les valeurs de coût et la structure spatiale du paysage et l'intérêt de prendre en compte les chemins multiples (Avon et Bergès, 2016). D'autres travaux soulignent aussi la nécessité de comparer différents types de données pour paramétrer la résistance de la matrice au déplacement des espèces (Zeller et *al.,* 2012). Modéliser les caractéristiques des liens (distance de coût et position du lien) à partir de simples données de présence des espèces, voire même sans données peut être risqué. D'autres méthodes permettent de mesurer la connectivité fonctionnelle et d'analyser la manière dont les espèces se déplacent dans le paysage : suivi démographique des populations et déplacements d'individus avant et après l'aménagement par télémétrie GPS ou par capture-marquage-recapture, mesures de flux génétique et de distance génétique entre populations. Néanmoins, Zeller et al. (2018) concluent sur leur cas d'étude qu'estimer la résistance au déplacement en utilisant des modèles de distribution d'espèce [comme proposé par Duflot et al. (2018)] est une solution acceptable en comparaison d'autres méthodes certes plus précises, mais aussi beaucoup plus lourdes en termes d'acquisition de données (GPS télémétrie, données génétiques). La question est donc de déterminer le type de données à acquérir sur le terrain (en plus des données existantes), de borner les moyens nécessaires aux inventaires et aux analyses et le temps dédié à la réalisation d'une étude d'impact environnemental de qualité.

Comment développer une approche multi-espèce de la connectivité ?

35 Un autre point important est la nécessité de prendre en compte les impacts des projets d'aménagement non pas pour une espèce, mais pour plusieurs espèces ou plusieurs habitats (Rayfield et *al.,* 2016). L'approche proposée peut s'appliquer à plusieurs espèces pour appréhender les impacts sur plusieurs composantes de la biodiversité. Cependant, l'identité et le nombre des espèces doivent être déterminés après réflexion et concertation préalable entre les différents acteurs et en tenant compte des différents enjeux locaux et paysagers. Dans la littérature, deux types d'approches sont proposés pour répondre aux objectifs de conservation de la connectivité multi-espèce. Une première approche consiste à utiliser une « espèce modèle » associée à un grand type d'habitat (forêt, zone humide, habitat ouvert...) comme indicatrice de la guilde d'espèces vivant dans ce type d'habitat puis à comparer les graphes pour une gamme de distance de dispersion (Saura et de la Fuente, 2017). Une seconde approche consiste à élaborer une liste d'espèces réelles ou de profils écologiques, à construire un graphe pour chaque espèce puis à combiner ensuite les résultats obtenus pour les différentes espèces (Mimet et al. 2016 ; Santini et al. 2016 ; Albert et *al.,* 2017 ; Sahraoui et *al.,* 2017).

36 Dans le cas de la seconde approche, il est tout d'abord souhaitable de calculer pour chaque espèce *k* un indice dEC_k qui correspond à la part de variation d'*EC* relativement à la valeur de l'indice *EC* d'origine tel que :

$$dEC_k = \frac{EC_{k_{après}} - EC_{k_{avant}}}{EC_{k_{avant}}} \qquad (4)$$

37 Cette première opération permet de comparer l'impact du projet et des mesures ERC pour différentes espèces, indépendamment de la quantité d'habitat atteignable à

l'origine, variable d'une espèce à l'autre. L'impact global du projet peut être évalué simplement en calculant la somme des dEC_k pour chaque espèce k, ou une somme pondérée par l'importance accordée à chaque espèce k (Martin et *al.,* 2012).

38 Un point plus délicat concerne le choix et la localisation spatiale des mesures de réduction et de compensation les plus intéressantes pour l'ensemble des espèces. Une première difficulté réside dans la façon de définir un ensemble de mesures possibles de réduction et de compensation (nombre, nature et emplacement). Il serait sans doute souhaitable que la liste des mesures possibles (travaux de restauration d'un certain type d'habitat, amélioration d'un certain type de corridor) soit définie au préalable en concertation avec les acteurs. Une deuxième difficulté est liée au fait qu'une mesure donnée de réduction/compensation pertinente pour une espèce peut conduire à une perte de connectivité pour une autre, notamment lorsque les espèces ont des habitats très différents.

39 Une démarche a été proposée dans le cas de l'optimisation de la localisation de passages à faune le long des portions d'autoroutes A41, A48 et A49 en Isère (Mimet et *al.,* 2016). La démarche a consisté tout d'abord à modéliser le réseau d'habitat pour plusieurs guildes d'espèce définies selon l'habitat préférentiel (forêt, milieu ouvert, milieu ouvert de montagne), la distance de dispersion et de mouvement journalier, et la taille d'habitat minimale pour héberger une population viable. Ensuite, 643 localisations de passage à faune placées tous les 200 m le long du réseau autoroutier ont été testées successivement pour chaque espèce et le gain de connectivité a été calculé pour chaque localisation et chaque guilde d'espèce. Une analyse multivariée (par ACP) a permis d'identifier les meilleurs sites d'implantation d'un passage à faune pour les différentes guildes. L'ACP en soi ne permet pas d'optimiser le choix des emplacements, mais elle montre dans cette étude que la proportion de quantité d'habitat atteignable de 7 des 8 guildes d'espèces modélisées est améliorée pour 25 tronçons de 200 m. De plus, ces 25 sites sont tous localisés dans un même secteur de la zone d'étude. Cependant, aucun des meilleurs sites candidats pour améliorer la connectivité n'est commun avec ceux identifiés pour la guilde des espèces de milieu ouvert. En termes d'aménagement, cela implique de prévoir d'autres emplacements pour cette guilde d'espèces ou d'accepter que l'utilité des passages à faune retenus ne porte pas sur toutes les guildes d'espèces. Un résultat similaire serait trouvé en calculant le rang moyen des valeurs de dEC_k de chaque tronçon sur l'ensemble des espèces (ou la moyenne des dEC_k).

40 Toutefois, le cas des passages à faune est plutôt simple, car rendre les infrastructures de transport plus perméables au déplacement des espèces ne peut avoir que des effets positifs sur la connectivité. Concernant d'autres types de mesures de réduction que les passages à faune ou les mesures de compensation, une fois que les mesures possibles auront été définies, leurs effets respectifs peuvent être modélisés pour les différentes espèces (dEC_k), puis les mesures peuvent être classées comme proposé précédemment (par le rang moyen ou la valeur moyenne). Cette synthèse multi-espèce doit cependant s'assurer que les mesures choisies n'ont pas un fort effet négatif sur certaines des espèces modélisées.

Quelle vision pour demain ?

41 Nous soutenons pleinement un changement de politique environnementale qui aille au-delà d'une vision d'évaluation locale des impacts (Quétier et *al.,* 2014). Nous pensons que cette politique environnementale serait plus efficace si elle s'appuyait sur une stratégie d'évaluation des impacts environnementaux cumulés de différents projets à l'échelle territoriale (Kiesecker et *al.,* 2010 ; Bigard et *al.,* 2017). Mais nous sommes convaincus qu'il faut aller plus loin et rechercher une convergence d'objectifs et de moyens entre les trois grands instruments institutionnels de conservation de la biodiversité : l'évaluation environnementale, la trame verte et bleue et la stratégie de création des aires protégées. Les politiques publiques dédiées à la conservation des espèces et des milieux doivent être mieux articulées pour ralentir l'érosion de la biodiversité. Étant donné que notre planète est finie, que la population humaine ne cesse de croître et que le mode de vie dans les pays industrialisés est très consommateur d'espace, il se crée une concurrence croissante au niveau de l'espace entre les besoins agricoles, l'urbanisation et les écosystèmes naturels. Dans ce contexte, le « développement humain durable » apparaît comme un objectif impossible à tenir et nous devons désormais revoir nos priorités et fixer des limites. En complément des mécanismes cherchant à remédier aux dégâts causés par le développement économique, il conviendrait d'adopter une politique de conservation qui anticipe les évolutions futures des changements d'usage des sols à plus large échelle spatiale. L'objectif n° 11 d'Aichi vise à atteindre pour chaque pays « *au moins 17 % des zones terrestres et d'eaux intérieures... conservées au moyen de réseaux écologiquement représentatifs et bien reliés d'aires protégées... et d'autres mesures de conservation efficaces par zone* » (CBD, 2010). Cet objectif doit se traduire opérationnellement par l'identification des secteurs du territoire qui ne doivent absolument pas être perdus au profit des besoins humains, car ces secteurs assurent les flux biologiques au sein de nos paysages de plus en plus anthropisés. Pour mettre un terme à l'érosion de la biodiversité ou tout du moins la ralentir de manière significative, il nous apparaît urgent d'identifier les corridors écologiques les plus importants qui relient de manière fonctionnelle le réseau des aires protégées et de consacrer la majeure partie des efforts de protection et de restauration sur ces liaisons vitales (de la Fuente et *al.,* 2018).

Conclusion

42 Le point de départ de notre réflexion était que les impacts des projets d'aménagement sur la biodiversité doivent être évalués en considérant le paysage et l'ensemble des habitats naturels et semi-naturels présents autour de la zone concernée par le projet d'aménagement, en tenant compte de la distance de dispersion maximale des espèces potentiellement impactées. De cette réflexion, nous tirons trois conclusions principales. En premier lieu, s'appuyant sur des tentatives précédentes (Tambosi et *al.,* 2014 ; Kujala et *al.,* 2015 ; Tarabon et *al.,* 2019a et b), nous proposons que la conservation de la connectivité soit incluse dans l'objectif d'absence de perte nette de biodiversité et traduite par un nouvel indicateur « *d'absence de perte nette de quantité d'habitat atteignable* ». Ensuite, et sans attendre une révision réglementaire, nous conseillons aux services instructeurs en charge de l'application de l'évaluation environnementale d'inclure cet indicateur dans leur demande et aux bureaux d'étude d'intégrer notre

approche basée sur les graphes paysagers et l'indice *EC*. Nous pensons en particulier au cas où le projet concerne un corridor écologique identifié dans le schéma régional d'aménagement, de développement durable et d'égalité des territoires (SRADDET) et le schéma de cohérence territoriale (SCoT). Enfin, sur le plan de la gouvernance, vu l'importance des enjeux, nous préconisons une meilleure intégration des trois politiques de conservation de la biodiversité en France : la Loi pour la Reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages, le SRADDET et la Stratégie de création des aires protégées.

Remerciements

43 Ce projet a été financé par le ministère de l'Environnement français par la Convention Irstea-DEB 2017-2018 (projet CONNECT-ERC). R. Duflot a été financé par une bourse postdoctorale de la Fondation Kone. Les auteurs remercient les deux évaluateurs anonymes qui ont relu le papier et ont grandement contribué à l'améliorer.

BIBLIOGRAPHIE

Albert, C. H., B. Rayfield, M. Dumitru et A. Gonzalez, 2017, Applying network theory to prioritize multispecies habitat networks that are robust to climate and land-use change, *Conservation Biology*, 31, 6, pp. 1383-1396.

Alligand, G., S. Hubert, T. Legendre, F. Millard et A. Müller, 2018, THEMA Évaluation environnementale - Étude d'aide à la définition des mesures ERC, CGDD, MTES, Paris, [en ligne] URL : https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/sites/default/files/Th %C3 %A9ma %20- %20Guide %20d %E2 %80 %99aide %20 %C3 %A0 %20la %20d %C3 %A9finition %20des %20mesures %20ERC.pdf , consulté le 01/02/2019.

Amsallem, J., R. Sordello, L. Billon et V. Sylvie, 2018, Bilan des Schémas régionaux de cohérence écologique en France : quels apports méthodologiques pour l'identification et la cartographie de la Trame verte et bleue ? *Sciences Eaux & Territoires*, 25, pp. 4-11.

Ascensão, F., F. Mestre et A. M. Barbosa, 2019, Prioritizing road defragmentation using graph-based tools, *Landscape and Urban Planning*, 192, DOI : 10.1016/j.landurbplan.2019.103653

Avon, C. et L. Bergès, 2013, Outils d'analyse de la connectivité des habitats. Rapport projet DIACOFOR, Convention DEB-MEDDE / Irstea, Irstea, Aix-en-Provence, 31 p. [en ligne] URL : http://www.trameverteetbleue.fr/sites/default/files/references_bibliographiques/diacofor_outils_connectivite_2013_avon_berges.pdf, consulté le 25/10/2019.

Avon, C. et L. Bergès, 2016, Prioritization of habitat patches for landscape connectivity conservation differs between least-cost and resistance distances, *Landscape Ecology*, 31, 7, pp. 1551-1565.

Avon, C., L. Bergès et P. Roche, 2014, Comment analyser la connectivité écologique des trames vertes ? Cas d'étude en région méditerranéenne, *Sciences Eaux & Territoires*, 14, pp. 14-19.

Belisle, M., 2005, Measuring landscape connectivity: The challenge of behavioral landscape ecology, *Ecology*, 86, 8, pp. 1988-1995.

Bergsten, A. et A. Zetterberg, 2013, To model the landscape as a network : A practitioner's perspective, *Landscape and Urban Planning*, 119, pp. 35-43.

Bezombes, L., S. Gaucherand, T. Spiegelberger, V. Gouraud et C. Kerbiriou, 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, pp. 1244-1252.

Bigard, C., S. Pioch et J. D. Thompson, 2017, The inclusion of biodiversity in environmental impact assessment : Policy-related progress limited by gaps and semantic confusion, *Journal of Environmental Management*, 200, pp. 35-45.

Boitani, L., A. Falcucci, L. Maiorano et C. Rondinini, 2007, Ecological networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation, *Conservation Biology*, 21, 6, pp. 1414-1422.

Briggs, S. et M. D. Hudson, 2013, Determination of significance in Ecological Impact Assessment : Past change, current practice and future improvements, *Environmental Impact Assessment Review*, 38, pp. 16-25.

Bruggeman, D. J., M. L. Jones, F. Lupi et K. T. Scribner, 2005, Landscape equivalency analysis : methodology for estimating spatially explicit biodiversity credits, *Environmental Management*, 36, 4, pp. 518-534.

Bull, J. W., A. Gordon, J. E. M. Watson et M. Maron, 2016, Seeking convergence on the key concepts in « no net loss' policy, *Journal of Applied Ecology*, 53, 6, pp. 1686-1693.

Carreras Gamarra, M. J., J. P. Lassoie et J. Milder, 2018, Accounting for no net loss : A critical assessment of biodiversity offsetting metrics and methods, *Journal of Environmental Management*, 220, pp. 36-43.

Convention on Biological Diversity (CBD), 2010, Decision UNEP/CBD/COP/DEC/X/2 Adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity at Its Tenth Meeting, [en ligne] URL : https://www.cbd.int/decision/cop/ ?id =12268, Consulté le 10/10/2018.

Clauzel, C. et C. Bonnevalle, 2019, Apports de la modélisation spatiale pour la gestion de la trame verte et bleue, *Cybergeo : European Journal of Geography*, document 900, [En ligne] URL : http://journals.openedition.org/cybergeo/32333, consulté le 04/10/2019.

Clauzel, C., D. Xiqing, W. Gongsheng, P. Giraudoux et L. Li, 2015, Assessing the impact of road developments on connectivity across multiple scales : Application to Yunnan snub-nosed monkey conservation, *Biological Conservation*, 192, pp. 207-217.

Coulon, A., J. Aben, S. C. F. Palmer, V. M. Stevens, T. Callens, D. Strubbe, L. Lens, E. Matthysen, M. Baguette et J. M. J. Travis, 2015, A stochastic movement simulator improves estimates of landscape connectivity, *Ecology*, 96, 8, pp. 2203-2213.

Crooks, K. R. et M. Sanjayan, 2006, Connectivity conservation, Conservation Biology, Cambridge University Press, New York, 712 p.

Dalang, T. et A. M. Hersperger, 2012, Trading connectivity improvement for area loss in patch-based biodiversity reserve networks, *Biological Conservation*, 148, 1, pp. 116-125.

Darses, O. et C. Cantuarias-Villessuzanne, 2017, Sites naturels de compensation, un outil prometteur au service de la biodiversité, CGDD, MTES, Paris, [en ligne] URL : http://

www.ecologique-solidaire.gouv.fr/sites/default/files/Th%C3%A9ma%20-%20Les%20sites%20naturels%20de%20compensation.pdf, consulté le 05/10/2019.

de la Fuente, B., M. C. Mateo-Sánchez, G. Rodríguez, A. Gastón, R. Pérez de Ayala, D. Colomina-Pérez, M. Melero et S. Saura, 2018, Natura 2000 sites, public forests and riparian corridors : The connectivity backbone of forest green infrastructure, *Land Use Policy*, 75, pp. 429-441.

Dehouck, H. et J. Ansallem, 2018, Analyse des méthodes de précision des continuités écologiques à l'échelle locale en France. Irstea –UMR TETIS, Centre de ressources Trame verte et bleue. 96p., [en ligne] URL : http://www.trameverteetbleue.fr/sites/default/files/references_bibliographiques/methodes_tvb_echelle_locale_irstea.pdf, consulté le 04/10/2019.

Duflot, R., C. Avon, P. Roche et L. Bergès, 2018, Combining habitat suitability models and spatial graphs for more effective landscape conservation planning : an applied methodological framework and a species case study, *Journal for Nature Conservation*, 46, pp. 38-47.

European Environment Agency (EEA), 2017, Landscapes in transition. An account of 25 years of land cover change in Europe, EEA Report No 10/2017, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 88 p.

Eigenbrod, F., S. J. Hecnar et L. Fahrig, 2008, Accessible habitat: an improved measure of the effects of habitat loss and roads on wildlife populations, *Landscape Ecology*, 23, 2, pp. 159-168.

Fagan, W. F. et J. M. Calabrese, 2006, Quantifying connectivity : balancing metric performance with data requirements, K. R. Crooks and M. Sanjayan, Connectivity Conservation, Cambridge University Press, pp. 297-317.

Fahrig, L., 2017, Ecological responses to habitat fragmentation per se, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48, pp. 1-23.

Foltête, J.C., C. Clauzel et G. Vuidel, 2012. A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. *Environmental Modelling & Software* 38, pp. 316-327.

Foltête, J. C., X. Girardet et C. Clauzel, 2014, A methodological framework for the use of landscape graphs in land-use planning, *Landscape and Urban Planning*, 124, pp. 140-150.

Foltête, J.-C., 2019, How ecological networks could benefit from landscape graphs : A response to the paper by Spartaco Gippoliti and Corrado Battisti, *Land Use Policy*, 80, pp. 391-394.

Forman, R. T. T., 1995, Land mosaics : the ecology of landscapes and regions, Cambridge University Press, Cambridge, 632 p.

Gibbons, P. et D. B. Lindenmayer, 2007, Offsets for land clearing : No net loss or the tail wagging the dog ?, *Ecological Management & Restoration*, 8, 1, pp. 26-31.

Girardet, X., 2014, Paysage & infrastructures de transport - modélisation des impacts des infrastructures sur les réseaux écologiques. Thèse de Doctorat en Géographie, Université de Franche-Comté, 261 p.

Gurrutxaga, M. et S. Saura, 2014, Prioritizing highway defragmentation locations for restoring landscape connectivity, Environmental Conservation, 41, 2, pp. 157-164.

Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (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, IPBES secretariat, Bonn, Germany, 45 p. [en ligne] URL : https://www.ipbes.net/global-assessment-report-biodiversity-ecosystem-services, consulté le 20/09/2019.

Jacob, C., F. Quétier, J. Aronson, S. Pioch et H. Levrel, 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* [En ligne], Volume 14 Numéro 3 | Décembre 2014, URL : http://journals.openedition.org/vertigo/15385; DOI : 10.4000/vertigo.15385

Jongman, R. H. G., M. Külvik et I. Kristiansen, 2004, European ecological networks and greenways, *Landscape and Urban Planning*, 68, 2, pp. 305-319.

Kiesecker, J. M., H. Copeland, A. Pocewicz et B. McKenney, 2010, Development by design : blending landscape-level planning with the mitigation hierarchy, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8, 5, pp. 261-266.

Kiesecker, J. M., H. Copeland, A. Pocewicz, N. Nibbelink, B. Mckenney, J. Dahlke, M. Holloran et D. Stroud, 2009, A framework for implementing biodiversity offsets : selecting sites and determining scale, *Bioscience*, 59, 1, pp. 77-84.

Kujala, H., A. L. Whitehead, W. K. Morris et B. A. Wintle, 2015, Towards strategic offsetting of biodiversity loss using spatial prioritization concepts and tools : A case study on mining impacts in Australia, *Biological Conservation*, 192, pp. 513-521.

Laita, A., J. S. Kotiaho et M. Monkkonen, 2011, Graph-theoretic connectivity measures: what do they tell us about connectivity?, *Landscape Ecology*, 26, 7, pp. 951-967.

LaPoint, S., P. Gallery, M. Wikelski et R. Kays, 2013, Animal behavior, cost-based corridor models, and real corridors, *Landscape Ecology*, 28, 8, pp. 1615-1630.

Martin, T. G., M. A. Burgman, F. Fidler, P. M. Kuhnert, S. Low-Choy, M. Mcbride et K. Mengersen, 2012, Eliciting expert knowledge in conservation science, *Conservation Biology*, 26, 1, pp. 29-38.

Maron, M., S. Brownlie, J. W. Bull, M. C. Evans, A. von Hase, F. Quetier, J. E. M. Watson et A. Gordon, 2018, The many meanings of no net loss in environmental policy, *Nature Sustainability*, 1, 1, pp. 19-27.

Mcrae, B. H., B. G. Dickson, T. H. Keitt et V. B. Shah, 2008, Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation, *Ecology*, 89, 10, pp. 2712-2724.

Meurant, M., A. Gonzalez, A. Doxa et C. H. Albert, 2018, Selecting surrogate species for connectivity conservation, *Biological Conservation*, 227, pp. 326-334.

Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie (MEDDE), 2013, Lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur les milieux naturels, ReferenceS, CGDD DEB, Paris, 232 p.

Mimet, A., C. Clauzel et J. C. Foltête, 2016, Locating wildlife crossings for multispecies connectivity across linear infrastructures, *Landscape Ecology*, 31, 9, pp. 1955-1973.

Newbold, T., L. N. Hudson, A. P. Arnell, S. Contu, A. De Palma, S. Ferrier, S. L. L. Hill, A. J. Hoskins, I. Lysenko, H. R. P. Phillips, V. J. Burton, C. W. T. Chng, S. Emerson, D. Gao, G. Pask-Hale, J. Hutton, M. Jung, K. Sanchez-Ortiz, B. I. Simmons, S. Whitmee, H. B. Zhang, J. P. W. Scharlemann et A. Purvis, 2016, Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary ? À global assessment, *Science*, 353, 6296, pp. 288-291.

Pradon, S., M. Mereau, A. Baghli, D. Labarraque et P. Thievent, 2010, OPTIFLUX : une innovation en matière d'ingénierie des infrastructures de transports face aux enjeux de la biodiversité, *Travaux*, 877, pp. 90-93.

Quétier, F., B. Regnery et H. Levrel, 2014, No net loss of biodiversity or paper offsets ? A critical review of the French no net loss policy, *Environmental Science & Policy*, 38, pp. 120-131.

Rayfield, B., D. Pelletier, M. Dumitru, J. A. Cardille et A. Gonzalez, 2016, Multipurpose habitat networks for short-range and long-range connectivity : a new method combining graph and circuit connectivity, *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 2, pp. 222-231.

Rayfield, B., M. J. Fortin et A. Fall, 2010, The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values, *Landscape Ecology*, 25, 4, pp. 519-532.

Rayfield, B., M. J. Fortin et A. Fall, 2011, Connectivity for conservation : a framework to classify network measures, *Ecology*, 92, 4, pp. 847-858.

Regnery, B., F. Quétier, N. Cozannet, S. Gaucherand, A. Laroche, M. Burylo, D. Couvet et C. Kerbiriou, 2013, Mesures compensatoires pour la biodiversité : comment améliorer les dossiers environnementaux et la gouvernance ? *Sciences Eaux et Territoires*, 12, pp. 1-8.

Sahraoui, Y., J. C. Foltête et C. Clauzel, 2017, A multi-species approach for assessing the impact of land-cover changes on landscape connectivity, *Landscape Ecology*, 32, 9, pp. 1819-1835.

Santini, L., S. Saura et C. Rondinini, 2016, A composite network approach for assessing multi-species connectivity: an application to road defragmentation prioritisation, *Plos One*, 11, 10.

Saura, S., 2018, Node self-connections in network metrics, *Ecology Letters*, 21, 2, pp. 319-320.

Saura, S. et B. de la Fuente, 2017, Connectivity as the amount of reachable habitat : conservation priorities and the roles of habitat patches in landscape networks, S. E. Gergel and M. G. Turner, Learning Landscape Ecology : A Practical Guide to Concepts and Techniques, Springer, New York, pp. 229-254.

Saura, S., C. Estreguil, C. Mouton et M. Rodriguez-Freire, 2011, Network analysis to assess landscape connectivity trends : Application to European forests (1990-2000), *Ecological Indicators*, 11, 2, pp. 407-416.

Saura, S. et J. Torné, 2009, Conefor Sensinode 2.2 : A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity, *Environmental Modelling & Software*, 24, 1, pp. 135-139.

Saura, S. et L. Pascual-Hortal, 2007, A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning : Comparison with existing indices and application to a case study, *Landscape and Urban Planning*, 83, 2-3, pp. 91-103.

Saura, S. et L. Rubio, 2010, A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape, *Ecography*, 33, 3, pp. 523-537.

Sawyer, S. C., C. W. Epps et J. S. Brashares, 2011, Placing linkages among fragmented habitats: do least-cost models reflect how animals use landscapes? *Journal of Applied Ecology*, 48, 3, pp. 668-678.

Tambosi, L. R., A. C. Martensen, M. C. Ribeiro et J. P. Metzger, 2014, A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity, *Restoration Ecology*, 22, 2, pp. 169-177.

Tarabon, S., L. Bergès, T. Dutoit et F. Isselin-Nondedeu, 2109a, Environmental impact assessment of development projects improved by merging species distribution and habitat connectivity modelling, *Journal of Environmental Management*, 241, pp. 439-449.

Tarabon, S., L. Bergès, T. Dutoit et F. Isselin-Nondedeu, 2019b, Maximizing habitat connectivity in the mitigation hierarchy. A case study on three terrestrial mammals in an urban environment, *Journal of Environmental Management*, 243, pp. 340-349.

Taylor, P. D., L. Fahrig, K. Henein et G. Merriam, 1993, Connectivity is a vital element of landscape structure, *Oikos*, 68, 3, pp. 571-573.

Underwood, J. G., 2011, Combining landscape-level conservation planning and biodiversity offset programs : a case study, *Environmental Management*, 47, 1, pp. 121-129.

Urban, D. L., E. S. Minor, E. A. Treml et R. S. Schick, 2009, Graph models of habitat mosaics, *Ecology Letters*, 12, 3, pp. 260-273.

Vasas, V., T. Magura, F. Jordan et B. Tothmeresz, 2009, Graph theory in action: evaluating planned highway tracks based on connectivity measures, *Landscape Ecology*, 24, 5, pp. 581-586.

Wawrzyczek, J., R. Lindsay, M.J. Metzger et F. Quétier, 2018, The ecosystem approach in ecological impact assessment: lessons learned from windfarm developments on peatlands in Scotland. *Environmental Impact Assessment Review*, 72, pp. 157-165.

Wende, W., G. Tucker, F. Quétier, M. Rayment et M. Darbi, 2018, Biodiversity Offsets—The European Perspective on No Net Loss of Biodiversity and Ecosystem Services. Springer International Publishing, 252 p.

Zeller, K. A., K. McGarigal et A. R. Whiteley, 2012, Estimating landscape resistance to movement : a review, *Landscape Ecology*, 27, 6, pp. 777-797.

Zeller, K. A., M. K. Jennings, T. W. Vickers, H. B. Ernest, S. A. Cushman et W. M. Boyce, 2018, Are all data types and connectivity models created equal? Validating common connectivity approaches with dispersal data, *Diversity and Distributions*, 24, 7, pp. 868-879.

NOTES

1. [En ligne] URL : www.trameverteetbleue.fr
2. [En ligne] URL : http://ec.europa.eu/environment/nature/ecosystems/index_en.htm
3. [En ligne] URL : https://www.cbd.int/sp/
4. [En ligne] URL : https://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/nnl/index_en.htm
5. [En ligne] URL : http://www.simoiko.fr/
6. [En ligne] URL : https://sites.google.com/view/erclynx/
7. [En ligne] URL : http://www.trameverteetbleue.fr/sites/default/files/Journee_echange/quetier_compensationtvb_05avril2012.pdf

RÉSUMÉS

Des engagements nationaux, européens et internationaux ont été pris pour maintenir et restaurer la connectivité entre habitats naturels face à la perte et à la fragmentation de ces habitats. Dans le même temps, les politiques environnementales dans différents pays mettent en œuvre la séquence Eviter-Réduire-Compenser (ERC) pour atteindre l'objectif d'absence de perte nette de biodiversité (PPN). La séquence ERC a pour principe d'évaluer l'ensemble des impacts écologiques d'un aménagement, mais les critères et indicateurs permettant de quantifier les impacts sur la connectivité paysagère ne sont pas satisfaisants. Nous proposons une démarche

opérationnelle pour évaluer les impacts environnementaux d'un aménagement sur la connectivité des habitats à l'échelle du paysage. Cette démarche est basée sur la théorie des graphes et l'indice *EC* de « quantité d'habitat atteignable » pour les espèces, qui tient compte de la quantité d'habitat, de la configuration spatiale des taches d'habitats et des capacités de dispersion des espèces. Les trois principaux enjeux de la séquence ERC sont redéfinis au regard de cette démarche. Celle-ci est ensuite appliquée à un réseau d'habitat virtuel où plusieurs scénarios d'évitement, de réduction et de compensation des impacts sont testés et comparés. Nous discutons des atouts et des limites de cette approche pour la séquence ERC et fournissons des recommandations d'application. En conclusion, nous préconisons et justifions une meilleure intégration des trois grandes politiques de conservation de la biodiversité en France : la Loi pour la Reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages, le SRADDET et la Stratégie de création des aires protégées.

National, European and international commitments have been made to maintain and restore the connectivity of natural habitats to face habitat loss and fragmentation. Meanwhile, environmental policies in different countries worldwide have proposed the mitigation hierarchy to reach the goal of "no net loss (NNL) of biodiversity". The mitigation hierarchy aims at assessing all the ecological impacts of a development project, but the impacts on landscape connectivity are not properly addressed. We propose an operational framework to assess the environmental impacts of a development project on landscape habitat connectivity. This framework is based on graph theory and the equivalent connectivity index *EC* of "amount of reachable habitat", which takes into account the total amount of habitat, the spatial configuration of habitat patches and the dispersal capacities of the species. We redefine the three main issues of the mitigation hierarchy regarding "no net loss of connectivity". Then, this framework was applied to a simple, virtual network case where several scenarios of impact avoidance, reduction and compensation were tested and compared. We discuss the benefits and limitations of this approach for the mitigation hierarchy and provide practical recommendations for implementation. In conclusion, we advocate and justify a better integration of the three main biodiversity conservation policies in France : the law for the recovery of biodiversity, nature and landscapes, the SRADDET and the strategy for the establishment of protected areas.

INDEX

Keywords : conservation policy, no net loss of biodiversity, environmental impact assessment, green and blue infrastructure, landscape graphs, amount of reachable habitat, species dispersal
Mots-clés : politique de conservation, absence de perte nette de biodiversité, évaluation des impacts environnementaux, trame verte et bleue, graphes paysagers, quantité d'habitat atteignable, dispersion des espèces

AUTEURS

LAURENT BERGÈS

Irstea, UR LESSEM, Université Grenoble Alpes, 2, rue de la papeterie, BP 76, F-38402 Saint-Martin-d'Hères Cedex, France, courriel : laurent.berges@irstea.fr

CATHERINE AVON

Semperfloris, 10 Rue du Petit Jean, F-38610 Gières, France, courriel : catherine.avon@hotmail.fr

LUCIE BEZOMBES

Irstea, UR LESSEM, Université Grenoble Alpes, 2, rue de la papeterie, BP 76, F-38402 Saint-Martin-d'Hères Cedex, France, courriel : lucie.bezombes@irstea.fr

CÉLINE CLAUZEL

LADYSS, UMR 7533 CNRS, Université de Paris, 75013 Paris, France, courriel : celine.clauzel@univ-paris-diderot.fr

RÉMI DUFLOT

Department of Biological and Environmental Sciences & School of Resource Wisdom, University of Jyväskylä, P.O. Box 35, FI-40014 Jyväskylä, Finland, courriel : remi.r.duflot@jyu.fi

JEAN-CHRISTOPHE FOLTÊTE

ThéMA, UMR 6049 CNRS, Université de Bourgogne et de Franche-Comté, 32, rue Mégevand, 25030 Besançon, France, courriel : jean-christophe.foltete@univ-fcomte.fr

STÉPHANIE GAUCHERAND

Irstea, UR LESSEM, Université Grenoble Alpes, 2, rue de la papeterie, BP 76, F-38402 Saint-Martin-d'Hères Cedex, France, courriel : stephanie.gaucherand@irstea.fr

XAVIER GIRARDET

ThéMA, UMR 6049 CNRS, Université de Bourgogne et de Franche-Comté, 32, rue Mégevand, 25030 Besançon, France, courriel : xavier.girardet@univ-fcomte.fr

THOMAS SPIEGELBERGER

Irstea, UR LESSEM, Université Grenoble Alpes, 2, rue de la papeterie, BP 76, F-38402 Saint-Martin-d'Hères Cedex, France, courriel : thomas.spiegelberger@irstea.fr