HAL
open science

Restauration de la connectivité écologique: proposition méthodologique pour une localisation optimisée des passages de faune

Xavier Girardet, Jean-Christophe Foltête, Céline Clauzel, Gilles Vuidel

To cite this version:

Xavier Girardet, Jean-Christophe Foltête, Céline Clauzel, Gilles Vuidel. Restauration de la connectivité écologique: proposition méthodologique pour une localisation optimisée des passages de faune. VertigO : La revue électronique en sciences de l'environnement, 2016, Hors-série 24, 10.4000/vertigo.17337 . hal-01334209

HAL Id: hal-01334209

https://hal.science/hal-01334209v1

Submitted on 6 May 2021

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

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

VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement

Hors-série 24 | juin 2016
Infrastructures de transports, territoire et opérationnalités : enjeux méthodologiques et positionnements de recherche

Restauration de la connectivité écologique : proposition méthodologique pour une localisation optimisée des passages à faune

Xavier Girardet, Jean-Christophe Foltête, Céline Clauzel et Gilles Vuidel

Édition électronique
URL : https://journals.openedition.org/vertigo/17337
DOI : 10.4000/vertigo.17337
ISSN : 1492-8442

Éditeur
Les Éditions en environnement VertigO

Ce document vous est offert par Centre national de la recherche scientifique (CNRS)

Référence électronique
Xavier Girardet, Jean-Christophe Foltête, Céline Clauzel et Gilles Vuidel, « Restauration de la connectivité écologique : proposition méthodologique pour une localisation optimisée des passages à faune », *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Hors-série 24 | juin 2016, mis en ligne le 10 juin 2016, consulté le 06 mai 2021. URL : http://journals.openedition.org/vertigo/17337 ; DOI : https://doi.org/10.4000/vertigo.17337

Ce document a été généré automatiquement le 6 mai 2021.

Les contenus de *VertigO* sont mis à disposition selon les termes de la Licence Creative Commons Attribution - Pas d'Utilisation Commerciale - Pas de Modification 4.0 International.

Restauration de la connectivité écologique : proposition méthodologique pour une localisation optimisée des passages à faune

Xavier Girardet, Jean-Christophe Foltête, Céline Clauzel et Gilles Vuidel

Introduction

1 En Europe, l'espace consacré à la mobilité des personnes et à l'urbanisation est en constante augmentation. Ce développement nécessaire aux activités humaines conduit à une artificialisation du territoire et au morcellement de l'espace géographique, à toutes les échelles spatiales (Forman, 1995). La fragmentation du paysage est un processus spatial qui s'accompagne d'une diminution progressive de la connectivité[1] entre les différents milieux nécessaires au bon déroulement des processus écologiques (Fahrig, 1997 ; Taylor et al., 1993 ; Saunders et al., 1991). La fragmentation agissant à la fois sur le nombre, la taille et l'isolement des taches d'habitat, elle conduit à l'érosion de la biodiversité et à l'appauvrissement génétique des populations. En conséquence, il s'avère crucial de trouver comment maintenir ou rétablir la connectivité structurelle et fonctionnelle, en accord avec les activités humaines.

2 Les infrastructures linéaires de transport occasionnent un ensemble d'impacts dont l'étendue spatiale dépasse largement la seule emprise de la voie. Les périmètres d'investigation dans le cadre des bilans environnementaux (bilans LOTI en France) prennent en compte une distance qui se situe le plus souvent à moins de 1 000 m de part et d'autre de l'infrastructure. Cependant, différentes études (Clauzel et al., 2013; Girardet et al., 2013) ont montré que la zone impactée n'est pas forcément symétrique de chaque

côté du fait de la direction des flux (physiques ou biologiques) et de la configuration du paysage. Sa limite est donc irrégulière et complexe (Forman et Deblinger, 2000).

3 La configuration du paysage apparaît comme le facteur le plus important dans la délimitation de la zone d'impact d'une infrastructure. Elle conditionne directement sa forme en fonction de l'agencement et de l'étendue spatiale de chaque mode d'occupation du sol. Dans le cas du drainage d'une zone humide par exemple, c'est l'ensemble de l'ancienne zone humide qui doit être pris en compte. Dans le cas d'une perturbation de certains habitats par des nuisances sonores ou une pollution lumineuse, la topographie et la présence de masques conditionnent l'étendue spatiale de l'impact.

4 L'écologie du paysage offre un cadre privilégié pour la modélisation des impacts des infrastructures de transport sur les habitats écologiques. Plusieurs méthodes issues de ce domaine ont été mises au point pour analyser ces différents effets sur la faune et sur le paysage (Girvetz et al., 2008 ; Geneletti, 2004 ; Geneletti, 2003 ; Jaeger, 2000). Cependant, certaines d'entre elles s'avèrent fortement limitées par leur aspect strictement structurel (Mancebo Quintana et al., 2010 ; Adriaensen et al., 2003; Vos et al., 2001). C'est pourquoi des travaux récents ont cherché à intégrer la fonctionnalité des réseaux écologiques dans les études d'impact (Foltête et al., 2014; Girardet et al., 2013; Clauzel et al., 2013; Girardet 2013 ; Gurrutxaga et al., 2011). Ces méthodes utilisent la théorie des graphes pour modéliser les réseaux écologiques et estimer la connectivité fonctionnelle potentielle (Rudnick et al., 2012 ; Galpern et al., 2011 ; Dale et Fortin, 2010 ; Urban et Keitt, 2001; Bunn et al., 2000).

5 Les recherches déjà menées dans ce domaine ont été majoritairement consacrées à l'estimation des impacts des infrastructures de transport. En revanche, peu d'entre elles se sont intéressées aux mesures de restauration de la connectivité par l'installation de passages à faune (Downs et Horner, 2012 ; Gurrutxaga et al., 2010). En pratique, les choix de localisation de ces passages le long d'une infrastructure sont le fruit d'une concertation entre les acteurs locaux et les experts des associations naturalistes (Carsignol, 1993). Fondés sur une connaissance locale du terrain, ces choix prennent rarement en compte le rôle de la connectivité du paysage à l'échelle régionale et reposent sur un diagnostic fortement dépendant de la spécialité des experts mandatés. Il pourrait donc être intéressant de coupler cette expertise avec une approche de modélisation spatiale, d'une part pour fonder la démarche sur un processus explicite et reproductible, d'autre part pour chercher à optimiser les localisations et identifier le meilleur compromis entre le gain de connectivité et le coût économique des passages à faune.

6 L'objectif de cet article est de présenter une nouvelle méthode, s'appuyant sur les graphes paysagers, pour aider à la restauration de la connectivité d'un réseau écologique perturbé par une infrastructure existante. L'hypothèse soutenue est que le maintien de la connectivité globale du réseau dépend davantage d'une répartition des passages à faune en fonction de la structure du paysage à l'échelle régionale, que d'une répartition régulière le long de l'infrastructure. Cette méthode permet de rétablir un niveau de connectivité théorique équivalent au niveau de connectivité du réseau écologique initial, en testant tour à tour l'apport de chaque passage potentiel dans la connectivité globale du paysage. Elle est appliquée à la localisation de passages à faunes spécifiques à un ensemble d'espèces forestières le long de la ligne à grande vitesse (LGV) Rhin-Rhône, en Franche-Comté (France).

Matériel et méthodes

Terrain d'étude et données

7 La branche Est de la LGV Rhin-Rhône relie Auxonne (Bourgogne) à Mulhouse (Alsace) par un tracé de 138 km traversant d'ouest en est la région de Franche-Comté. Elle a été inaugurée en décembre 2011. Elle s'intègre dans un territoire composé majoritairement de forêts, de prairies, de cultures et de zones artificialisées. Le relief de la région est caractérisé par une succession de plateaux au sud-est, et est traversé par quatre vallées dans sa partie centrale et occidentale. Pour intégrer la dimension régionale des réseaux écologiques, l'analyse porte sur une large zone encadrant la LGV, s'étendant sur 16 202 km².

8 Une carte d'occupation du sol a été construite à partir de plusieurs sources de données :

- la BD TOPO ® (IGN, 2009) renseigne sur la localisation du bâti, de la forêt, des réseaux de transport et du réseau hydrographique. Une dilatation/érosion de 50 m a été appliquée aux bâtiments pour générer une tache bâtie intégrant les espaces artificialisés interstitiels (CERTU, 2008). Un traitement morphologique a également été appliqué à la couche « végétation » pour séparer les éléments linéaires (haies et lisières) et les cœurs de forêts;
- le Registre parcellaire graphique (RPG, 2010) identifie la nature des parcelles agricoles qui font l'objet de déclarations de subventions à l'Union européenne. Les 28 classes d'origine ont été regroupées en 2 grandes classes : cultures et prairies. Les parcelles non renseignées dans le RPG ont été attribuées à la classe « prairie », sous l'hypothèse qu'en l'absence de demande de subventions, aucune pratique agricole n'est liée à ces parcelles;
- la base de données « zones humides » réalisée par la DREAL Franche-Comté localise les différents types de milieux humides, comme les tourbières, les mares ou les cultures humides.

9 Les différents éléments d'occupation du sol sont convertis au format raster à une résolution de 10 mètres pour offrir un bon compromis entre la taille de l'image produite et l'étendue spatiale de la zone d'étude. Cette résolution permet de limiter la surreprésentation des petits éléments du paysage comme les haies. À l'inverse, le tracé des axes principaux de transport a été dilaté de 2 pixels de façon à représenter leur largeur réelle, tout en comblant les éventuelles discontinuités artificiellement produites par la conversion du format vectoriel au format matriciel (Rothley, 2005 ; Adriaensen et al., 2003). Finalement, une carte regroupant 10 classes d'occupation du sol a été obtenue

Tableau 1. Catégories paysagères et données originales mobilisées pour la constitution de la carte d'occupation du sol. Valeurs de résistance attribuées aux classes d'occupation du sol.

Classes d'occupation du sol	Source	Valeurs de résistance
Forêt	IGN BD Topo	1
Lisière de forêt	IGN BD Topo, Traitement morphologique	1
Haies	BD Topo; Traitement morphologique	1

Prairie	RPG	30
Culture	RPG	60
Zones humides et surfaces en eau	BD Zone humide DREAL	100
Routes secondaires	IGN BD Topo	100
Voies ferrées	IGN BD Topo	100
Routes nationales	IGN BD Topo	300
Autoroutes	IGN BD Topo	1 000
Bâti, espaces artificialisés	IGN BD Topo; Traitement morphologique	1 000

Définition des profils d'espèces

10 L'approche mise en œuvre vise à restaurer la connectivité pour un ensemble d'espèces forestières. Or, modéliser individuellement le réseau écologique de chaque espèce implique un volume conséquent de données à acquérir, difficilement compatible avec une approche multi-espèces. Nous avons donc opté pour une modélisation par « profil d'espèces », selon la même démarche que Minor et Lookingbill (2010). À partir des taches d'habitat forestier, trois profils ont été établis en fonction de la taille minimale des taches et de la distance de dispersion. Le premier profil correspond aux petits mammifères dont la taille minimale des taches est de 1 ha et dont la distance de dispersion est de 1 km. Le deuxième profil (mammifères moyens) correspond à 100 ha et 10 km, et le troisième (grands mammifères) à 1 000 ha et 100 km.

Construction des graphes paysagers

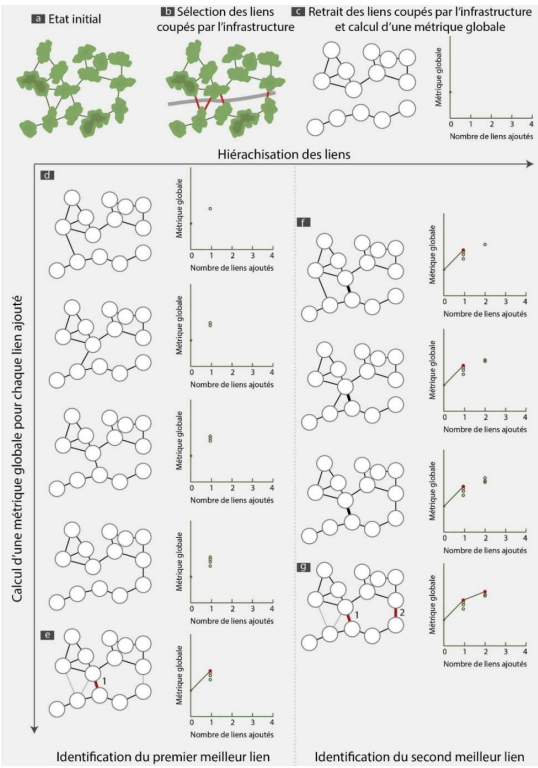
11 Un graphe est défini par un ensemble de nœuds et de liens. Dans le cas d'un graphe paysager, les nœuds représentent les taches d'habitat préférentiel d'une espèce, et les liens représentent les relations entre les taches, le plus souvent des déplacements potentiels. Pour construire un modèle écologiquement pertinent, la distance effective entre les taches, autrement appelée distance-coût, est préférée à la distance euclidienne. Les valeurs de résistance attribuées à chaque classe d'occupation du sol en fonction de son degré de perméabilité sont issues de l'étude de Gurrutxaga et al. (2011) portant sur les espèces forestières. Dans cette étude, les valeurs échelonnées de 1 pour l'habitat à 1000 pour les éléments défavorables ont été définies à partir d'une synthèse bibliographique et de dires d'experts; ces valeurs sont identiques pour les 3 profils précédemment identifiés. L'analyse consiste ensuite à construire, pour chaque profil, un graphe paysager modélisant le réseau écologique d'une espèce. Ce graphe est ensuite seuillé en fonction de la distance de dispersion du profil d'espèce correspondant. Chaque graphe obtenu représente théoriquement l'état initial du réseau écologique avant la construction de l'infrastructure (figure 1a).

Identification de la localisation optimale des passages à faune potentiels

12 À partir de chaque graphe, l'objectif est d'identifier les meilleurs emplacements pour restaurer la connectivité en testant un par un les liens traversant l'infrastructure et en retenant celui qui maximise la connectivité. La méthode développée par Girardet (2013) part d'une situation où l'infrastructure est considérée comme une barrière totalement imperméable. Cette situation se traduit par la construction d'un graphe où tous les liens traversant l'infrastructure sont supprimés. À ce stade, le niveau global de connectivité est évalué (figure 1b et 1c).

13 Ensuite, un processus itératif va être mis en œuvre autant de fois que de passages à faune à créer. À chaque itération, tous les liens initialement supprimés (et non sélectionnés lors des itérations précédentes) sont considérés comme candidats pour la localisation d'un passage à faune. Leur contribution à la connectivité est évaluée en simulant leur ajout au graphe issu de l'étape précédente, et en calculant leur contribution à l'augmentation de la connectivité globale, exprimée sous la forme d'un gain. Le lien qui apporte le gain le plus fort est validé, c'est-à-dire intégré au graphe (figure 1d et 1e). Cette itération peut être réalisée pour tous les liens candidats jusqu'à obtenir un niveau de connectivité souhaité ou jusqu'à un nombre de passages à aménager défini a priori (figure 1f et 1g).

Figure 1. Test itératif de chaque lien candidat pour la localisation de passages à faune. Parmi les liens coupés par une infrastructure (a et b), l'analyse identifie tout d'abord le premier lien à ajouter dans le graphe paysager pour maximiser une métrique de connectivité calculée à l'échelle du graphe entier (chaque valeur de la métrique obtenue pour chaque test de lien est symbolisée par un point sur les graphiques, le meilleur est symbolisé en rouge) en testant un à un les liens sélectionnés en (b) (d à e). Dans un second temps, elle identifie ensuite itérativement les meilleurs liens suivants à ajouter au graphe paysager. Exemple de l'ajout du second meilleur lien (f à g).



14 Pour l'ensemble des calculs, la connectivité de l'ensemble du graphe est quantifiée par la métrique *Probability of Connectivity (PC)* développée par Saura et Pascual-Hortal (2007). Le *PC index* est calculé selon la formule suivante :

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^{n} \sum_{j=1}^{n} a_i a_j p_{ij}}{A^2}$$

15 où a_i et a_j sont les capacités des taches i et j, p^*_{ij} est la probabilité maximale de tous les chemins potentiels entre les taches i et j, et A est la surface totale de la zone d'étude. p_{ij} est déterminée par une fonction exponentielle :

$$p_{ij} = e^{-\alpha d_{ij}}$$

16 où d_{ij} est la distance effective entre les taches et α est une constante exprimant l'intensité de la réduction de la probabilité de mouvement (p) en fonction de la distance (d). Cet indice est le plus utilisé pour rendre compte de l'efficacité fonctionnelle d'un réseau écologique, notamment parce qu'il repose sur un concept d'interaction spatiale (produit des masses de chaque tache), en intégrant à la fois la quantité d'habitat (a_i) et la probabilité d'interaction (p_{ij}).

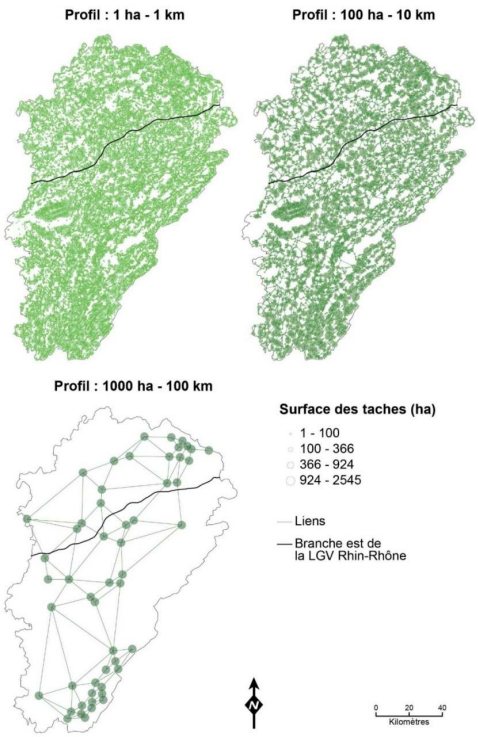
17 La quantification du gain de connectivité potentielle G induit par un passage k est évaluée de la façon suivante :

$$G_k = \frac{PC_k \times 100}{PC}$$

Résultats

18 Le nombre de liens coupés par l'infrastructure varie en fonction du profil d'espèce et du seuillage du graphe. Le profil 1 compte 120 liens, le profil 2 compte 90 liens, et le profil 3 en compte 8 (figure 2). Pour chaque graphe, tous les liens sont testés et les 10 meilleurs (ou 8 pour le profil 3) sont conservés.

Figure 2. Représentation topologique des graphes paysagers des trois profils d'espèces forestières en Franche-Comté.



Identification des liens les plus performants

19 Les résultats montrent que pour tous les profils, les meilleurs passages potentiels ne sont pas distribués régulièrement le long de l'infrastructure. Leur localisation est dépendante de la configuration globale du paysage, et notamment de la densité de forêts (figure 3). Le calcul du gain de connectivité apporté par les passages potentiels montre que pour chacun des 3 profils, 3 liens suffisent théoriquement à restaurer à plus de 99 % la connectivité initiale (figure 4).

Figure 3. Localisation des 10 meilleurs liens à ajouter aux graphes paysagers des 3 profils d'espèces. (a) profil 1 ha-1 km; (b) profil 100 ha-10 km; (c) profil 1 000 ha-100 km.

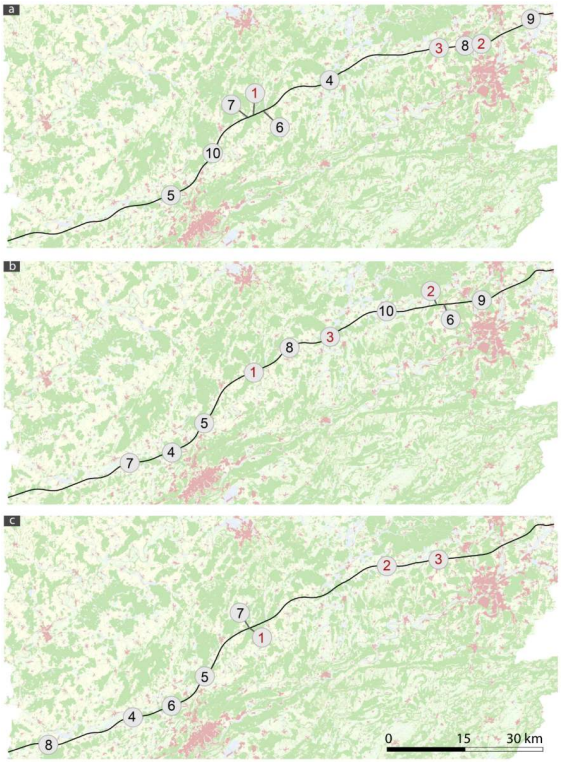
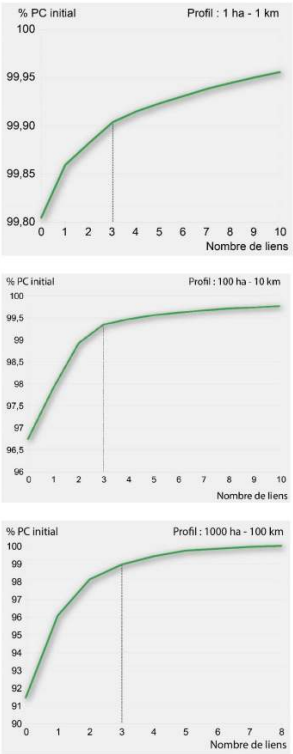


Figure 4. Contribution à la connectivité globale PC (Probabilité de connectivité) du graphe paysager de chaque lien ajouté pour les 3 profils d'espèces.



Comparaison entre passages issus de la modélisation et passages existants

20 La localisation des 9 liens sélectionnés le long de la LGV fait ressortir deux zones stratégiques pour les trois profils d'espèces (figure 5).

Figure 5. Localisation des 3 passages à faune potentiels pour chaque profil d'espèces forestières et confrontation des localisations A et B avec les aménagements existants. La mise en évidence des passages non spécifiques est rectiligne, les passages spécifiques sont représentés par des ellipses.

21 Le point A est situé au sud des plateaux calcaires centraux de Haute-Saône. Le tronçon de LGV près de ce point ne présente aucun passage spécifiquement aménagé pour la faune. Néanmoins, deux viaducs sont présents près du point défini par le modèle. On peut supposer que ces ouvrages offrent à la faune une capacité de traversée très importante. Trois franchissements dédiés au réseau routier sont également présents à l'ouest.

22 Le point B est situé plus à l'est, près de l'agglomération Belfort-Montbéliard. En plus d'un viaduc, on relève deux aménagements dédiés à la faune : une tranchée couverte et un passage à faune supérieur. Cette tranchée couverte est la seule réalisée le long des 138 km de tracé. Elle offre une capacité de déplacement maximum à la faune puisqu'à cet endroit, le paysage n'a pas été modifié par la construction de l'infrastructure.

23 Le modèle a ainsi permis de localiser deux points importants pour le franchissement de la LGV Rhin-Rhône, qui apparaissent stratégiques à l'échelle de la région pour les espèces forestières. En effet, ces deux localisations permettraient de rétablir la liaison régionale entre le massif du Jura au sud, et l'ensemble des plateaux calcaires centraux pour le point A, et le massif des Vosges pour le point B.

Discussion

24 Les mesures d'évitement et l'aménagement de passages à faune font partie des solutions recommandées pour limiter la fragmentation des habitats et l'effet barrière dû aux infrastructures de transport. Si le choix des fuseaux d'infrastructure est majoritairement soumis à une logique démographique et économique, la localisation des passages à faune doit en principe être dictée par des critères écologiques. En pratique, cette localisation résulte d'une concertation entre les acteurs locaux, par le biais d'une expertise où les critères de choix ne sont pas nécessairement explicites et facilement reproductibles. Dans ce cadre, l'intégration des réseaux écologiques à l'échelle régionale pose question.

25 Ici, une méthode s'appuyant sur une modélisation spatiale des réseaux écologiques est proposée pour hiérarchiser des mesures d'atténuation. Elle vise à localiser un ensemble de passages potentiels offrant le meilleur compromis entre un faible nombre d'aménagements à construire et une bonne restauration de la connectivité. L'analyse s'est basée sur une approche par profil d'espèces, appliquée ici au milieu forestier, mais facilement généralisable à d'autres milieux. En comparaison avec les approches fondées sur l'expertise, la méthode proposée donne un accès explicite aux paramètres utilisés dans le processus de choix et prend en compte les mouvements potentiels des espèces à un niveau régional. La démarche est donc reproductible et transposable à d'autres cas d'étude, où les gestionnaires ont besoin d'une aide à la décision en amont de la construction d'une infrastructure à l'image des récentes applications réalisées en Espagne (Loro et al., 2015; Loro et al., 2014). La même démarche peut également s'appliquer à une infrastructure déjà construite, où l'objectif serait d'améliorer la perméabilité de passages existants par des aménagements adaptés. L'hypothèse sous-jacente est que les points de franchissement (viaducs, ponts, tunnels), même non prévus à l'origine pour la faune, peuvent occasionnellement être utilisés par les animaux. L'objectif serait donc de hiérarchiser ces passages afin d'identifier ceux qui amélioreraient le plus la connectivité s'ils faisaient l'objet d'un réaménagement, par exemple par végétalisation, installation de rampes d'accès ou modification des clôtures. L'analyse consiste dans ce cas à tester tour à tour, non pas les liens du graphe traversant l'infrastructure, mais les points de franchissement existants.

26 Une des limites de la démarche proposée ici est l'utilisation des chemins uniques de moindre-coût. En effet, les individus utilisent rarement un seul chemin optimal pour se déplacer entre deux taches d'habitat (Moilanen, 2011; Sawyer et al., 2011). Considérer l'intersection entre le lien du graphe et l'infrastructure comme le point candidat à l'aménagement d'un passage peut donc être vu comme réducteur. Il serait probablement plus réaliste de considérer, non pas un point unique, mais un tronçon à l'intérieur duquel il serait intéressant d'aménager un passage. Dans cette optique, la création d'une surface de résistance basée sur la théorie des circuits sur la zone encadrant le meilleur lien permettrait de détecter précisément les barrières (McRae et al., 2012). Cette analyse à deux échelles, d'abord régionale pour identifier les tronçons stratégiques puis locale pour identifier le point de franchissement, offre ainsi une plus grande flexibilité dans la localisation des aménagements.

27 L'analyse serait également plus complète si, en plus de la connectivité, elle intégrait des critères plus locaux comme la topographie ou la disponibilité du foncier. Le coût économique de l'aménagement des passages à faune est en effet largement dépendant du

type de passage et de ces dimensions. Ces caractéristiques sont d'ailleurs des facteurs essentiels pour que l'efficacité des passages soit réelle en termes d'utilisation par la faune sauvage. Ce type d'analyse multicritères permettrait ainsi d'obtenir un diagnostic plus complet en mettant en balance le gain de connectivité apporté par un passage et son coût financier.

28 Une approche par profil d'espèces a été préférée ici à une approche se focalisant sur plusieurs espèces cibles pour limiter le nombre de graphes à construire lors de la comparaison de plusieurs scénarios d'aménagement. En généralisant l'analyse à un type d'habitat, cette approche permet de faire bénéficier les mesures d'atténuation à un ensemble plus large d'espèces. Elle offre également l'avantage de rendre les méthodes proposées plus exploitables par les gestionnaires d'infrastructures. Cependant, cette généralisation nécessite d'utiliser des paramètres plus rudimentaires en amont de la modélisation du réseau écologique, à l'image du choix des valeurs de résistance attribuées aux classes d'occupation du sol. Ceci a pour conséquence de limiter la pertinence du modèle écologique impliqué. Cette approche requiert alors d'être complétée par le choix d'espèces témoins pour discuter le plus objectivement possible les résultats obtenus. Cet argument rejoint l'intérêt de l'utilisation d'espèces paysagères (*landscape species approach*) dans un cadre opérationnel (Weber et Allen, 2010).

29 Enfin, les données de collisions entre faune et véhicules pourraient constituer une base empirique pour vérifier la bonne localisation des tronçons où des passages à faunes seraient efficients (Theobald et al., 2012; Downs et Horner, 2012). L'étude menée par Girardet et al. (2015) a ainsi montré les liens possibles entre les tronçons « à risque » et l'estimation des flux issue de graphes paysagers. Cependant, sur les grandes infrastructures telles que les autoroutes, les collisions entre faune et véhicules dépendent également des conditions de franchissement des barrières disposées le long des chaussées.

Conclusion

30 Une nouvelle méthode, fondée sur les graphes paysagers, est proposée pour aider à la restauration de la connectivité d'un réseau écologique perturbé par une infrastructure existante. Cette méthode permet de rétablir un niveau de connectivité théorique équivalent au niveau de connectivité du réseau écologique initial, en testant tour à tour l'apport de chaque passage potentiel dans la connectivité globale du paysage. L'analyse aboutit, le long de la LGV Rhin-Rhône, à l'identification de deux zones stratégiques pour la restauration de la connectivité des habitats forestiers. La comparaison de ces résultats issus de la modélisation avec les passages existants valide la démarche puisque ces deux zones avaient également été identifiées par les experts et sont équipées d'aménagements soit réalisés spécifiquement pour la faune (passages supérieurs et tranchée couverte), soit offrant une facilité de passage importante (viaducs).

Remerciements

31 Les auteurs remercient le soutien financier apporté au projet GRAPHAB par le programme ITTECOP du MEDDE, et de l'ADEME.

BIBLIOGRAPHIE

Adriaensen, F., J.P. Chardon, G. De Blust, E. Swinnen, S. Villalba, H. Gulinck et E. Matthysen, 2003, The application of "least-cost" modelling as a functional landscape model, Landscape and Urban Planning, 64, 4, pp. 233-247.

Bunn, A.G G., D. L. Urban et T. H. Keitt, 2000, Landscape connectivity : a conservation application of graph theory, *Journal of Environmental Management*, 59, 4, pp. 265-278.

Carsignol, J., 1993, *Passages pour la grande faune : guide technique*. Paris, France : SETRA - Service d'études techniques des routes et autoroutes.

Clauzel, Céline, Xavier Girardet et Jean-Christophe Foltête, 2013, Impact assessment of a high-speed railway line on species distribution: Application to the European tree frog (Hyla arborea) in Franche-Comté, *Journal of Environmental management*, 127C, pp. 125-134.

Dale, M.R.T. et M.-J. Fortin, 2010, From graphs to spatial graphs, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 41, 1, pp. 21-38.

Downs, J. A. et M. W. Horner, 2012, Enhancing habitat connectivity in fragmented landscapes: spatial modeling of wildlife crossing structures in transportation networks, *Annals of the Association of American Geographers*, 102, 1, pp. 17-34.

Fahrig, L., 1997, Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction, *The Journal of Wildlife Management*, 61, 3, pp. 603-610.

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.

Forman, R. T. T. 1995, *Land mosaics : the ecology of landscapes and regions*. Cambridge, Royaume-Uni : Cambridge University Press.

Forman, R. T. T. et R.D. Deblinger, 2000, The Ecological Road-Effect Zone of a Massachusetts (USA) Suburban Highway, *Conservation Biology*, 14, 1, pp. 36-46.

Galpern, P., M. Manseau et A. Fall, 2011, Patch-based graphs of landscape connectivity : À guide to construction, analysis and application for conservation, *Biological Conservation*, 144, 1, pp. 44-55.

Geneletti, D., 2003, Biodiversity Impact Assessment of roads: an approach based on ecosystem rarity, *Environmental Impact Assessment Review*, 23, 3, pp. 343-365.

Geneletti, D., 2004, Using spatial indicators and value functions to assess ecosystem fragmentation caused by linear infrastructures, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 5, 1, pp. 1-15.

Girardet, X., 2013, Paysage et infrastructures de transport : modélisation des impacts des infrastructures sur les réseaux écologiques, Thèse de doctorat en Géographie, Université de Franche-Comté, Besançon.

Girardet, X., G. Conruyt-Rogeon et J.-C. Foltête, 2015, Does regional landscape connectivity influence the location of roe deer roadkill hotspots?, *European Journal of Wildlife Research*.

Girardet, X., J.-C. Foltête et C. Clauzel, 2013, Designing a graph-based approach to landscape ecological assessment of linear infrastructures, *Environmental Impact Assessment Review*, 42, 1, pp. 10-17.

Girvetz, E.H., J.H. Thorne, A.M. Berry et J.A.G. Jaeger, 2008, Integration of landscape fragmentation analysis into regional planning : A statewide multi-scale case study from California, USA, *Landscape and Urban Planning*, 86, 3-4, pp. 205-218.

Gurrutxaga, M., P. J. Loza et G. Del Barrio, 2010, Assessing Highway Permeability for the Restoration of Landscape Connectivity between Protected Areas in the Basque Country, Northern Spain, *Landscape Research*, 35, 5, pp. 529-550.

Gurrutxaga, M., L. Rubio et S. Saura, 2011, Key connectors in protected forest area networks and the impact of highways: A transnational case study from the Cantabrian Range to the Western Alps (SW Europe), *Landscape and Urban Planning*, 101, 4, pp. 310-320.

Jaeger, J.A.G, 2000, Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation, *Landscape Ecology*, 15, 2, pp. 115-130.

Loro, M., R. M. Arce, E. Ortega et B. Martín, 2014, Road-corridor planning in the EIA procedure in Spain. A review of case studies, *Environmental Impact Assessment Review*, 44, pp. 11-21.

Loro, M., E. Ortega, R. M. Arce et D. Geneletti, 2015, Ecological connectivity analysis to reduce the barrier effect of roads. An innovative graph-theory approach to define wildlife corridors with multiple paths and without bottlenecks, *Landscape and Urban Planning*, 139, pp. 149-162.

Mancebo Quintana, S., B. Martín Ramos, M. A. Casermeiro Martínez et I. Otero Pastor, 2010, A model for assessing habitat fragmentation caused by new infrastructures in extensive territories - evaluation of the impact of the Spanish strategic infrastructure and transport plan, *Journal of Environmental Management*, 91, 5, pp. 1087-1096.

McRae, B. H., S. A. Hall, P. Beier et D. M. Theobald, 2012, Where to restore ecological connectivity? Detecting barriers and quantifying restoration benefits, *PloS one*, 7, 12, pp. e52604.

Minor, E. S. et T. R Lookingbill, 2010, A multiscale network analysis of protected-area connectivity for mammals in the United States, *Conservation Biology*, 24, 6, pp. 1549-1558.

Moilanen, A, 2011, On the limitations of graph-theoretic connectivity in spatial ecology and conservation, *Journal of Applied Ecology*, 48, 6, pp. 1543-1547.

Rothley, K., 2005, Finding and filling the “cracks” in resistance surfaces for least-cost modeling, *Ecology and society*, 10, 1, pp. 4.

Rudnick, D, S.J. Ryan et P. Beier, 2012. *The role of landscape connectivity in planning and implementing conservation and restoration priorities. Issues in Ecology. Report No. 16.* Washington, DC.

Saunders, D. A, R. J. Hobbs et C. R. Margules, 1991, Biological consequences of ecosystem fragmentation : A review, *Conservation Biology*, 5, 1, pp. 18-32.

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.

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.

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.

Theobald, D. M., S. E. Reed, K. Fields et M. Soulé, 2012, Connecting natural landscapes using a landscape permeability model to prioritize conservation activities in the United States, *Conservation Letters*, 5, 2, pp. 123-133.

Urban, D. L. et T. H. Keitt, 2001, Landscape connectivity : a graph theoretic approach, *Ecology*, 82, 5, pp. 1205-1218.

Vos, C. C., J. Verboom, P. Opdam et C. J. T. Braak, 2001, Toward ecologically scaled landscape indices, *The American Naturalist*, 157, 1, pp. 24-41.

Weber, T. C. et W. L. Allen, 2010, Beyond on-site mitigation : An integrated, multi-scale approach to environmental mitigation and stewardship for transportation projects, *Landscape and Urban Planning*, 96, 4, pp. 240-256.

NOTES

1. La connectivité du paysage correspond à la mesure selon laquelle le paysage facilite ou influence les mouvements entre les taches d'habitat préférentiel pour une espèce donnée (Taylor et al., 1993). Il comprend deux aspects : *(1)* la connectivité structurelle correspondant à l'agencement des structures spatiales d'un paysage. (2) la connectivité fonctionnelle reflétant l'influence des structures paysagères sur les organismes.

RÉSUMÉS

Le développement des grandes infrastructures de transport contribue à la fragmentation du paysage et impacte directement la connectivité à l'échelle régionale. En conséquence, la recherche de nouvelles méthodes destinées à atténuer l'impact des infrastructures existantes ou en projet est devenue une préoccupation majeure pour la préservation de la biodiversité. Parmi les méthodes existantes, celles fondées sur la théorie des graphes offrent des perspectives intéressantes pour l'aménagement et la gestion paysagère. Le protocole proposé, basé sur la modélisation du réseau écologique d'une espèce, ou d'un groupe d'espèce, fournit un cadre méthodologique d'aide à la décision pour atténuer l'effet barrière des infrastructures linéaires de transport. Les résultats obtenus permettent de guider les aménageurs dans la recherche d'un meilleur compromis entre contraintes écologiques (atteindre un gain maximal de connectivité) et contraintes économiques (limiter le nombre de passages).

The development of linear infrastructures contributes to landscape fragmentation and directly impacts connectivity at regional scale. Consequently, the development of new methods to mitigate the impact of existing or planned infrastructure has become a major concern for the preservation of biodiversity. Among the existing methods, those based on graph theory offer interesting perspectives for regional planning and landscape management. The proposed protocol, based on modeling of the ecological network of a species or group of species, provides a methodological framework for decision support to mitigate the barrier effect of linear transport infrastructure. The results help to guide planners in finding a better compromise between

ecological constraints (reach a maximum gain of connectivity) and economic constraints (limiting the number of crossing structures).

INDEX

Keywords : crossing structure, connectivity, linear infrastructure, landscape graph, modeling
Mots-clés : passage à faune, connectivite, infrastructure, graphe paysager, modélisation

AUTEURS

XAVIER GIRARDET

Maître de conférences en Géographie, Laboratoire ThéMA UMR 6049 CNRS/Université de Franche-Comté, 32 rue Mégevand 25030 Besançon Cedex, France, courriel : xavier.girardet@univ-fcomte.fr

JEAN-CHRISTOPHE FOLTÊTE

Professeur des universités en Géographie, Laboratoire ThéMA UMR 6049 CNRS/Université de Franche-Comté, 32 rue Mégevand 25030 Besançon Cedex, France, courriel : jean-christophe.foltete@univ-fcomte.fr

CÉLINE CLAUZEL

Maître de conférences en Géographie, LADYSS UMR 7533 CNRS/Université Paris Diderot, Bâtiment Olympe de Gouges, 5 rue Thomas Mann 75205 Paris Cedex 13, France, courriel : celine.clauzel@univ-paris-diderot.fr

GILLES VUIDEL

Ingénieur CNRS Calcul Scientifique, Laboratoire ThéMA UMR 6049 CNRS/Université de Franche-Comté, 32 rue Mégevand 25030 Besançon cedex, France, courriel : gilles.vuidel@univ-fcomte.fr