



Programme de recherche

INFRASTRUCTURES DE TRANSPORTS TERRESTRES, ECOSYSTEMES ET PAYSAGES

ITTECOP

RAPPORT FINAL

Date remise : 25 juillet 2015

GRAPHAB 2

**GRAPHES PAYSAGERS POUR EVALUER ET ATTENUER L'IMPACT DES GRANDES INFRASTRUCTURES
DE TRANSPORT SUR LES ESPECES**

Responsable scientifique : Jean-Christophe FOLTETE

USR 3124 MSHE Ledoux, UMR 6049 ThéMA, UMR 6249 Chrono-Environnement

03 81 66 54 03

jean-christophe.foltete@univ-fcomte.fr

Montant demandé : 88 540 €

Cofinancements obtenus : 19 100 €

Participants au projet : Eve Afonso, Céline Clauzel, Jean-Christophe Foltête, Xavier Girardet, Patrick Giraudoux, Li Li, Anne Mimet, Pierline Tournant, Gilles Vuidel

Sommaire

<i>Remerciements</i>	4
Résumé	5
Abstract	6
1. Contexte, problématique et choix méthodologiques	7
1.1. Estimation de l'impact d'une infrastructure sur la structure génétique d'une population	8
1.2. Aide à la décision pour l'atténuation des impacts des infrastructures	9
1.3. Choix méthodologiques : une approche par les graphes paysagers	9
2. Quels apports des données génétiques pour estimer l'impact des infrastructures de transport sur les espèces ?	11
2.1. Contexte et méthodes	11
2.2. Structure génétique des populations de petits rhinolophes	12
2.3. Relations entre distances génétiques et distances géographiques	14
2.4. Estimation de l'impact de la LVG Rhin-Rhône	17
2.5. Sensibilité du lien génétique-connectivité en fonction du grain cartographique	20
2.6. Conclusions	22
3. Infrastructures de transport et gestion des populations	23
3.1. Rainette arboricole et impact de la LGV Rhin-Rhône	23
3.2. Rhinopithèque de Biet et impact de scénarios d'aménagement autoroutier sur la connectivité	32
4. Aide à la décision pour la gestion des infrastructures de transport	45
4.1. Appui à la localisation de passages à faune sur la LGV Rhin-Rhône	45
4.2. Localisation de passages à faune sur l'autoroute A41-A48 dans le Grésivaudan	54
4.3. Etude sur les fuseaux de la branche sud de la LGV Rhin-Rhône	74
5. Développement d'un outil spécifique : le logiciel Graphab	80
5.1. Mise en place de Graphab	80
5.2. Graphab, un outil utilisé en écologie du paysage et biologie de la conservation	82
5.3. Perspectives	83
6. Discussion, conclusion et perspectives	83
6.1. Le graphe paysager : un outil opérationnel ?	83
6.2. Un graphe... ou des graphes ?	84
6.3. Sensibilité des résultats à la qualité des données d'entrée	84
6.4. Espèces réelles vs génériques	85
7. Productions et communications de l'équipe scientifique	86
7.1. Publications	86
7.2. Communications orales	86
7.3. Thèses	88
Annexes	91

Remerciements

Les recherches menées de 2012 à 2015 par l'équipe scientifique ont bénéficié d'un soutien par le biais du programme ITTECOP du ministère de l'Ecologie, du Développement durable et de l'Energie. Sur le plan financier, la subvention accordée par le ministère et par l'Ademe a été complétée par plusieurs sources :

- subvention de la région de Franche-Comté (44 500 €) et de la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (8 000 €) pour l'analyse de la structuration génétique du petit rhinolophe.
- allocation de thèse de Pierline Tournant, financée par le CNRS.
- allocation de thèse de Xavier Girardet, financée par le Ministère de l'Education et de la Recherche.
- contrat post-doctoral d'Anne Mimet, financé par la région de Franche-Comté.

Plusieurs personnes ont apporté leur aide dans la réalisation de certaines phases de ce projet :

- Cyrielle Bannwarth, LPO Franche-Comté, pour le travail conjoint sur la rainette arboricole.
- Jean-Louis Michelot, Ecosphère (Agence de Lyon), pour le lien avec le projet Couloir de Vie.
- Pierre-Emmanuel Baurand, contractuel pour la réalisation des analyses de biologie moléculaire.
- Damien Roy, contractuel pour la réalisation d'une cartographie semi-automatique de l'occupation du sol sur le département de l'Isère.
- Sébastien Roué, Commission de Protection des Eaux de Franche-Comté, spécialiste du petit rhinolophe.
- Jean-François Cosson (INRA Montpellier) et Karine Berthier (INRA Avignon), pour leurs conseils au sujet des analyses génétiques.

Graphes paysagers pour évaluer et atténuer l'impact des grandes infrastructures de transport sur les espèces

Résumé

Depuis une dizaine d'années, les graphes paysagers sont une des approches les plus utilisées pour modéliser les réseaux écologiques et mesurer la connectivité paysagère dans une perspective opérationnelle. Un graphe paysager est constitué d'un ensemble de nœuds (les taches d'habitat pour une espèce ou un groupe d'espèce) potentiellement connectés par des liens représentant les chemins de déplacement potentiels. Par leur simplicité de construction, ces méthodes ont pour vocation de fournir un appui à l'aménagement et la gestion paysagère, dans une logique de préservation des continuités écologiques. Dans cette perspective, le projet Graphab 2 vise à utiliser les graphes paysagers pour estimer l'impact des infrastructures de transport sur la fonctionnalité des réseaux écologiques, et à fournir des indications pour localiser des mesures d'atténuation (passages à faune) et de compensation (création ou restauration d'habitats).

Dans un premier volet, les travaux ont porté sur l'utilisation de données génétiques acquises pour une espèce de chiroptère (le petit rhinolophe) en Franche-Comté. Il s'agissait de mettre en place une méthode d'estimation de l'impact d'une infrastructure de transport sur le degré d'isolement des sous-populations. Les analyses menées ont permis de constater l'existence d'un lien étroit entre la structure spatiale des données génétiques et la configuration du graphe représentant le réseau écologique. Ce lien statistique a tout d'abord permis de souligner la coupure créée par l'autoroute A36 sur les flux de dispersion de l'espèce. Il a ensuite été utilisé pour estimer l'effet potentiel de la branche Est de la LGV Rhin-Rhône récemment mise en service. Selon les résultats obtenus, la LGV devrait avoir un effet cumulé avec l'autoroute A36, en isolant les gîtes de petit rhinolophe situés le long de la basse vallée du Doubs.

Dans un second volet, les graphes paysagers ont été utilisés dans une logique d'aide à la décision, dans un contexte de gestion de population dont les réseaux sont menacés par des infrastructures. En Franche-Comté, dans un Espace Naturel Sensible où un réseau d'amphibiens (notamment la rainette arboricole) a été affecté par l'implémentation de la LGV Rhin-Rhône, un protocole a été mis en place pour identifier les lieux les plus propices au creusement de nouvelles mares. La comparaison avec les localisations proposées par des experts de terrain a confirmé l'intérêt de la méthode. Dans la province montagneuse du Yunnan (Ouest de la Chine), une étude a porté sur le réseau écologique d'un primate endémique, le Rhinopithèque de Biet, impacté par un projet d'aménagement routier. Plusieurs scénarios ont été comparés, pour évaluer le report d'une partie du trafic sur un tronçon aménagé en tunnel, à combiner potentiellement avec la restauration de forêts d'altitude. Les résultats conduisent à hiérarchiser les scénarios en fonction de leur capacité à restaurer la connectivité de l'espèce.

Un troisième volet s'intéresse au potentiel des graphes paysagers dans l'aide à la décision pour la gestion des infrastructures de transport. Il propose des analyses sans référence à une espèce précise, mais intégrant des profils d'espèces génériques. Plusieurs études ont porté sur la localisation de passages à faune. Le long de la LGV Rhin-Rhône (branche Est), une méthode a été mise en place pour trouver comment identifier plusieurs points de passages complémentaires, en utilisant des profils d'espèces forestières. Dans la vallée du Grésivaudan (Isère) traversée par les autoroutes A41 et A48, la même démarche a été appliquée pour déterminer les points de passages pertinents pour huit profils d'espèces différents. Les résultats conduisent à identifier une zone de reconnexion favorable à la plupart des espèces considérées.

L'ensemble des recherches menées dans ce projet s'est accompagné du développement du logiciel Graphab. Cet outil téléchargeable librement a trouvé un écho favorable dans la communauté scientifique, puisqu'il est actuellement utilisé dans plusieurs travaux portant sur les questions de connectivité écologique et d'aménagement du territoire.

Landscape graphs to assess and mitigate the impact of transportation infrastructures on species

Abstract

For some ten years, landscape graphs have been widely used for modeling ecological networks and measuring landscape connectivity from an operational perspective. A landscape graph is a set of nodes (habitat patches for a given species or group species) potentially connected by links representing the functional connectivity between each pair of nodes. With their simple design and their ecological relevance, graph-based methods can serve as a guide for planning decision-making, especially for the conservation of ecological networks. In this perspective, Graphab 2 project aims to use landscape graphs to assess the impact of transport infrastructures on the functionality of ecological networks, and to provide guidance for locating mitigation (wildlife crossing structures) and compensation (habitat restoration/creation) measures.

In the first part, the project was focused on the use of genetic data acquired for a bat species (the lesser horseshoe) in Franche-Comté. The aim was to develop a protocol to assess the impact of a transport infrastructure on the degree of isolation of subpopulations. The results showed that there was a close link between the spatial structure of genetic data and the configuration of the graph representing the ecological network of the lesser horseshoe bat. This statistical link was first highlighted the barrier effect of the A36 highway on the species dispersion flow. It was then used to estimate the potential effect of the eastern branch of the Rhine-Rhône TGV recently put into service. According to the results, the TGV line could have a cumulative effect with the A36 highway, by isolating the horseshoe bat roots located along the lower valley of the Doubs.

In the second part, landscape graphs were used as a tool for guiding decision making for the conservation of species whose networks were threatened by infrastructures. In a sensitive natural area in Franche-Comté, where an amphibian network (including the tree frog) was affected by the implementation of the TGV Rhine-Rhône, a protocol was set up to identify the best locations for the creation of new ponds. The comparison between modeling results and the locations suggested by field experts confirmed the relevance of the proposed method. In the mountainous Yunnan Province (West of China), a study focused on the ecological network of an endemic primate, the snub-nosed monkey, impacted by road development projects. Several scenarios were compared to assess the partial transfer of traffic to a tunnel section, potentially combining with reforestation measures. The results led to prioritize scenarios based on their ability to restore connectivity of the species network.

In the third part, the project focused on the potential of landscaped graphs in the decision support for the management of transport infrastructures. It provided analysis without reference to a specific species, but integrating generic species profiles. Several studies focused on the location of wildlife crossing structures. Along the Rhine-Rhone TGV (eastern branch), a method was set up to identify multiple points of additional structures, using forest species profiles. In the Grésivaudan Valley (Isère) crossed by A41 and A48 highways, the same approach was applied to locate the most relevant points for eight different species profiles. The results led to identify a strategic zone for connectivity restoration for most of the considered species.

All researches in this project were accompanied by the development of Graphab software. This free tool has found a positive response in the scientific community and it is currently used in many studies about ecological connectivity and land use planning issues.

Graphes paysagers pour évaluer et atténuer l'impact des grandes infrastructures de transport sur les espèces

1. Contexte, problématique et choix méthodologiques

Les infrastructures de transport terrestre, particulièrement les plus importantes comme les autoroutes et les lignes ferroviaires à grande vitesse, affectent les mouvements potentiels des espèces animales par un effet de barrière (Forman et al., 2000 ; Sheppard et al., 2008). Cet effet limite les flux et contribue à isoler certaines populations, ce qui peut remettre en question leur viabilité dans certaines régions. Face à ce constat, les pouvoirs publics contraignent les gestionnaires à prendre en compte les impacts environnementaux à chaque phase d'un projet d'infrastructure, d'abord par des études d'impact visant à estimer les conséquences d'une infrastructure avant sa mise en place, ensuite par un bilan environnemental a posteriori, permettant de mesurer empiriquement ces conséquences. Parallèlement, les gestionnaires d'infrastructure doivent mettre en place des mesures compensatoires (restauration paysagère) et des mesures d'atténuation (passages à faune) pour limiter les impacts de ces aménagements sur la faune sauvage (Loi d'Orientation des Transports Intérieurs, JORF 1982 ; Loi Grenelle 1, JORF 1999).

Dans ce contexte, de nombreux travaux de recherche ont porté sur la vérification empirique des impacts des infrastructures, comme en témoignent les états de l'art réalisés par Forman et Alexander (1998), Spellerberg (1998) et Trombulak et Frissell (2000). Plus rares sont les démarches focalisées sur les méthodes à utiliser pour établir les études d'impact ou sur la mise en place des mesures compensatoires : notons par exemple les travaux de Mörtberg et al. (2007) et Balfors et al., (2010). La recherche menée dans le cadre du programme Graphab 1 (ITTECOP 2009-2011) s'est inscrite dans cette logique, en proposant un protocole pour estimer les impacts des infrastructures sur la présence des espèces animales, par le biais de la modélisation spatiale. Cette démarche a nécessité la mise en place d'une passerelle entre les modèles de distribution utilisés classiquement en écologie et les métriques de connectivité fondées sur les graphes paysagers (Foltête et al., 2012a). La méthode utilisée a été appliquée dans le cas de la branche est de la LGV Rhin-Rhône, à partir d'espèces virtuelles (Girardet et al., 2013) et réelles (Clauzel et al., 2013). Cette démarche a permis la création de l'outil logiciel Graphab 1.0, qui propose un ensemble cohérent de fonctions dédiées à la construction et l'exploitation de graphes paysagers (Foltête et al., 2012b).

Suivant les travaux du projet Graphab 1, l'impact des infrastructures de transport a été évalué pour des espèces précises, et en prenant appui sur des données empiriques décrivant la présence de ces espèces. Par rapport aux méthodes focalisées sur les habitats (Geneletti, 2003 ; 2004), cette approche présente l'avantage d'un diagnostic précis et appuyé sur une réalité de terrain. Ce gain de « significativité écologique » a constitué donc une avancée, mais les résultats obtenus en suivant cette approche ont conduit à plusieurs points de discussion :

- les données d'occurrence des espèces ne sont pas aptes à caractériser des mouvements et sont parfois acquises sans protocole d'observation très strict. Elles limitent donc la portée du diagnostic sur l'impact d'une infrastructure de transport.
- l'estimation des impacts sur la présence d'une espèce peut guider la mise en œuvre d'observations a posteriori, par exemple dans le cadre des bilans LOTI, mais ne répond pas directement à la question des mesures d'atténuation et des mesures compensatoires pour limiter les impacts. Ceci pose donc la question de l'usage de la méthode dans une perspective d'aide à la décision pour la gestion des infrastructures de transport.
- la précision des données paysagères requise pour modéliser de façon assez réaliste les relations entre l'espèce et son environnement peut constituer un frein à la généralisation de la méthode, d'autant plus qu'une certaine couverture spatiale est nécessaire pour « capter » les effets de connectivité paysagère. Se pose alors la question

de la sensibilité de cette méthode par rapport à différents critères de précision des données paysagères, notamment leur résolution spatiale.

Ce contexte a constitué le point de départ du projet Graphab2, qui proposait de répondre aux trois questions suivantes : (1) quel apport des données génétiques pour estimer l'impact des infrastructures ? (2) comment utiliser la modélisation pour fournir une aide à la décision ? (3) quelle reproductibilité des méthodes utilisées ?

1.1. Estimation de l'impact d'une infrastructure sur la structure génétique d'une population

Par rapport à la notion de distribution d'espèce, consistant à estimer en chaque lieu la probabilité de présence d'une espèce, l'enjeu est ici d'intégrer la notion de flux démographiques et géniques. En effet, dans un contexte environnemental favorable à une espèce donnée, la pérennité d'une sous-population peut être remise en cause par la faiblesse des échanges avec les autres sous-populations, conduisant à une trop faible variabilité génétique. Ceci peut entraîner une diminution de la capacité de survie des individus face à de multiples stress (fluctuations thermiques, maladies, pollution des habitats) par la perte des gènes exprimant des caractères permettant de résister à ces stress. Pour prendre en compte cette dimension, l'évaluation de l'impact d'une infrastructure de transport sur une espèce doit intégrer des indicateurs directs ou indirects des flux. Compte tenu de la grande difficulté à mesurer directement les déplacements individuels qui peuvent être représentatifs de l'ensemble des flux à un niveau d'échelle régional, seules les approches indirectes peuvent être envisagées. La caractérisation des profils génétiques d'individus appartenant à différentes sous-populations est un compromis intéressant, puisque ces profils résultent du brassage induit par la dispersion individuelle sur plusieurs générations.

Cette phase du projet vise donc à établir, pour les cas d'espèces analysés, le profil génétique d'une série de sous-populations. Ces profils permettent de mesurer le degré de différenciation entre les sous-populations, sous la forme de « distances génétiques ». Suivant l'hypothèse que le paysage joue un rôle (favorable ou défavorable) sur les déplacements des individus, il s'agit ensuite de faire le lien entre les distances génétiques et des distances mesurées dans l'espace géographique, approche qui relève de la « génétique paysagère » (landscape genetics). Il existe différentes formes de distances géographiques sur lesquelles nous reviendrons plus loin, mais la littérature du domaine oriente surtout sur les distances de moindre coût et les distance circuit (Segelbacher et al., 2010 ; Manel et al., 2003). Dans le cadre de ce travail, nous supposons qu'une distance définie à partir du graphe paysager aura plus de pertinence que ces distances classiques. Toutefois, si certains auteurs plaident pour un rapprochement entre graphes paysagers et génétique des populations (Luque et al., 2012), il n'existe pas pour l'instant de méthode simple permettant d'envisager des estimations d'impact génétique via la modification des graphes paysagers. Dans cette perspective, un des aspects du travail est ici essentiellement méthodologique : trouver comment relier le graphe paysager aux distances génétiques d'une série de sous-populations.

A partir de ce lien génétique – paysage modélisé sous forme statistique à une date dite initiale (avant l'infrastructure), l'objectif est d'estimer les distances génétiques à une date ultérieure, en tenant compte des modifications induites par la mise en place de l'infrastructure. Ainsi, la comparaison entre ces deux situations permettra d'évaluer le degré d'éloignement génétique probable des sous-populations dû à l'effet de barrière.

Au départ du projet, il était question d'aborder la question de la structure génétique pour plusieurs espèces. Une collaboration avec des chercheurs de l'UMR Lehma (CNRS / université de Lyon 1) a été envisagée, pour travailler sur le cas du triton alpestre dans une zone d'étude située en Bourgogne, coupée par l'autoroute A6. Or, par la suite, l'hypothèse d'un impact significatif de l'autoroute sur la différenciation génétique du triton alpestre n'a pas été validée. Ce cas n'a donc pas été étudié et l'équipe s'est focalisée sur le cas du petit rhinolophe en Franche-Comté (section 2 de ce rapport).

1.2. Aide à la décision pour l'atténuation des impacts des infrastructures

De façon complémentaire à la démarche consistant à estimer les impacts a priori, un appui à la définition de mesures d'atténuation et de mesures compensatoires a été envisagé à partir du même cadre méthodologique. Il s'agit de proposer des localisations de passage à faune en utilisant à nouveau le graphe paysager comme une représentation simplifiée des mouvements potentiels. Cette démarche répond à la question : où localiser des mesures compensatoires et des passages à faune de façon optimale et complémentaire, pour que l'effet de barrière soit le plus atténué possible ? Cette question concernera particulièrement la phase d'étude du profil en long des infrastructures, quand le fuseau a été défini.

Alors que la localisation de ces mesures résulte surtout du dire d'expert et qu'il n'existe pas actuellement de méthode s'appuyant sur la modélisation, nous avons mis en place un protocole (avec plusieurs variantes) pour localiser de façon semi-automatique des sites pressentis dans la perspective d'une aide à la mise en place de telles mesures. Parallèlement, le cadre d'analyse fourni par les graphes paysagers a aussi été utilisé pour comparer différentes options de fuseaux d'infrastructures, de façon globale.

Ces questions d'aide à la décision ont été appliquées selon deux approches sensiblement différentes :

(1) une approche de biologie de la conservation, orientée vers la gestion des populations. Les questions initiales concernent des espèces précises pour lesquelles un diagnostic de connectivité paysagère est à réaliser. Deux modèles biologiques sont concernés ici et alimentent la partie 3 du rapport : la rainette arboricole, sur le terrain franc-comtois traversé par la LGV Rhin-Rhône, et le rhinopithèque de Biet, un singe endémique des montagnes du Yunnan, en Chine.

(2) une approche relevant de l'estimation d'impact environnemental des infrastructures, composant la partie 4 du rapport. Il s'agit de proposer des mesures favorables à la faune, sans focus sur une espèce en particulier. Trois études sont concernées : une analyse visant à établir des passages à faune sur la LGV Rhin-Rhône, la même approche appliquée aux autoroutes A41 et A48 en Isère, et enfin la comparaison des impacts de plusieurs fuseaux possibles pour la branche sud de la LGV Rhin-Rhône.

1.3. Choix méthodologiques : une approche par les graphes paysagers

La base commune de l'ensemble des travaux réalisés dans le projet Graphab2 est le « graphe paysager », appelé aussi « réseau d'habitat ». A partir des éléments initiaux proposés par Urban et Keitt (2001) et Urban et al. (2009), cette forme de modélisation des réseaux écologiques s'est largement développée en une quinzaine d'années. Les graphes paysagers ont l'avantage de concilier une certaine simplicité, comparés aux modèles spatialement explicites comme les simulations multi-agents (SMA), et une bonne capacité à représenter le potentiel fonctionnel des structures paysagères. Rappelons qu'un graphe paysager est une représentation de l'habitat d'une espèce (ou d'un groupe d'espèces) sous la forme d'un graphe associant :

- les taches d'habitat, constituant les nœuds du graphe ;
- les liens entre ces taches représentant les flux potentiels et constituant les arêtes du graphe.

La définition de ces deux types d'éléments varie selon le contexte et les possibilités techniques, comme nous le verrons dans la présentation des différents chantiers de ce projet. Quelles que soient ces variations, le graphe est toujours un objet mathématique qui se prête à de nombreux calculs, en réponse à des questions de connectivité. Une des limites des graphes paysagers est la contradiction possible entre le besoin d'une cartographie de l'occupation du sol à haute résolution spatiale, pour prendre en compte les éléments fins du paysage (haies, routes, cours d'eau), et la nécessité d'analyser des zones de grande taille, pour appréhender les enjeux régionaux de connectivité. Cette contradiction peut conduire à des difficultés de calcul se rapportant à 3 composantes dans les applications informatiques :

- (1) le logiciel d'analyse et la façon dont les fonctions ont été implémentées ;
- (2) le type d'ordinateur au sein duquel les calculs sont effectués ;
- (3) la carte paysagère (ou d'occupation du sol), sa résolution spatiale (grain) et sa couverture spatiale (étendue).

La composante (1) est ici le logiciel Graphab. Dans cet outil, plusieurs fonctions impliquant des calculs importants ont fait l'objet d'une parallélisation informatique. Ce type de développement interagit avec la composante (2) puisqu'il permet de tirer profit des ordinateurs multi-cœurs, comme les serveurs de calculs. Dans l'article publié en 2012, nous avons comparé la capacité de calcul de Graphab à partir de plusieurs configurations informatiques : ordinateur personnel mono-cœur, ordinateur multi-cœurs, serveur de calcul, ce qui avait souligné l'intérêt de disposer de moyens de calculs importants.

Dans le projet, il a été question d'analyser la sensibilité des méthodes proposées à la précision des données initiales, pour étudier la composante (3) mentionnée plus haut. En raison de la diversité des analyses réalisées et de la difficulté de mise en œuvre d'un protocole unifié, nous avons étudié cette sensibilité dans le cadre de certains chantiers seulement. Ces analyses sont présentées dans les parties respectives de ces chantiers.

Références

- Balfors B, Mörtberg UM, Geneletti D, 2010. Landscape ecology for SEA: lessons learned. IAIA10 Conference Proceedings, The Role of Impact Assessment in Transitioning to the Green Economy, 30th Annual Meeting of the International Association for Impact Assessment, 6-11 April 2010, Geneva.
- Clauzel C., Girardet X., Foltête J.C., 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* 127: 125-134.
- Foltête JC, Clauzel C, Vuidel G, Tournant P, 2012a. Integrating graph-based connectivity metrics into species distribution models. *Landscape Ecology* 27: 557-569.
- Foltête JC, Vuidel G, Clauzel C, 2012b. Graphab 1.0: A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. *Environmental Modeling and Software* 38: 316-327.
- Forman R.T.T., Alexander L, 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207-231.
- Forman, R.T.T., 2000. Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology* 14: 31-35.
- Geneletti D, 2003. Biodiversity Impact Assessment of roads: an approach based on ecosystem rarity. *Environmental Impact Assessment Review* 23: 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: 1-15
- Girardet X, Foltête JC., Clauzel C., 2013. Designing a graph-based approach in the landscape ecological assessment of linear infrastructures. *Environmental Impact Assessment Review* 42: 10-17.
- Journal Officiel de la République Française, 1982. Loi n°82-1153 du 30 décembre 1982 d'orientation des transports intérieurs.
- Journal Officiel de la République Française, 1999. Loi n°99-533 du 25 juin 1999 d'orientation pour l'aménagement et le développement durable du territoire - art. 41.
- Luque S, Saura S, Fortin MF, 2011. Landscape connectivity analysis for conservation: insights from combining new methods with ecological and genetic data. *Landscape Ecology* 27: 153-157.
- Manel S, Schwartz M, Luikart G, Taberlet P, 2003. Landscape genetics: combining landscape ecology and population genetics. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 136-142.
- Mörtberg UM, Balfors B, Knol WC, 2007. Landscape ecological assessment: A tool for integrating biodiversity issues in strategic environmental assessment and planning. *Journal of Environmental Management* 82: 457-470.
- Segelbacher G, Cushman SA, Epperson BK, Fortin MJ, Francois O, Hard O, Holderegger R, Taberlet P, Waits LP, Manel S, 2010. Landscape Genetics: Concepts and Challenges in a conservation context. *Conservation Genetics* 11: 375-385.
- Shepard DB, Kuhns AR, Dreslik MJ, Phillips CA, 2008. Roads as barriers to animal movement in fragmented landscapes. *Animal Conservation* 11: 288-296.
- Spellerberg IF, 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecological and Biogeographical Letters* 7: 317-333.
- Trombulak SC, Frissell CA, 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14: 18-30.
- Urban D.L., Keitt T.H., 2001. Landscape connectivity: a graph theoretic approach. *Ecology* 82: 1205-1218.
- Urban D.L., Minor E.S., Treml E.A., Schick R.S., 2009. Graph models of land mosaics. *Ecology Letters* 12: 260-273.

2. Quels apports des données génétiques pour estimer l'impact des infrastructures de transport sur les espèces ?

2.1. Contexte et méthodes

Le petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*), autrefois communément répandu dans le nord-ouest de l'Europe, a connu une réduction spectaculaire de ses effectifs lors des 50 dernières années (Motte et Libois, 2002). Sensible aux pressions anthropiques, cette espèce est considérée comme un bon indicateur des conséquences des modifications du paysage sur les chiroptères (Schofield, 1997). Elle est d'autant plus sensible aux modifications de son environnement qu'elle utilise le paysage de manière très caractéristique au cours de son cycle de vie. Ces chiroptères possèdent en effet un cycle vital contrasté avec une phase active et une phase d'hibernation, ce qui implique des changements d'habitat deux fois par an. Les individus se regroupent sous forme de colonie, entre la fin de l'automne et le début du printemps, dans des gîtes d'hivernage tels que des grottes, caves ou souterrains. À l'arrivée du printemps, les femelles quittent le gîte d'hivernage pour se rassembler dans des gîtes de maternité où elles donnent naissance à leur unique petit. Les constructions humaines comme les greniers, les granges, les combles ou encore les clochers d'églises sont souvent utilisées comme nurseries.

Les modalités de déplacement du petit rhinolophe sont partiellement connues. Cette espèce évite de traverser des espaces découverts, et suit les boisements linéaires (haies, rangées d'arbres à espacement faible, lisières de bois) formant un réseau à proximité des gîtes. Les individus utilisent ces formations linéaires à la fois comme routes de vol reliant les gîtes de maternité aux terrains de chasse, et comme lieux de chasse (Bontadina, 2002).

La diversité des paysages ainsi que la présence de nombreux gîtes de maternité de l'espèce dans la région Franche-Comté font de celle-ci un terrain particulièrement adapté à l'étude de la distribution de cette espèce en fonction des caractéristiques paysagères. En outre, cette région est traversée depuis 1986 par l'autoroute A36 suivant un axe Rhin-Rhône. Depuis la fin 2011, la LGV Rhin-Rhône est venue s'ajouter comme une barrière supplémentaire le long du même axe. Dans ce contexte, la présente étude a pour objectif de caractériser la structure génétique des populations de petit rhinolophe en Franche-Comté, puis d'identifier quels éléments paysagers peuvent jouer un rôle sur cette structure génétique. Les hypothèses principales sont : (1) la forte limitation des flux par l'autoroute A36 entre les parties nord et sud de la région, (2) le rôle des boisements linéaires comme support de déplacement dans les événements de dispersion, (3) la faible perméabilité des zones comportant de nombreuses cultures et prairies en openfield. À partir des résultats de cette étude, une approche prospective consiste à estimer l'impact de la LGV Rhin-Rhône sur l'isolement de certains gîtes de maternité.

Sur le plan méthodologique, cette étude vise à mettre en comparaison différentes formes de description du paysage pour relier les distances génétiques aux distances spatiales. De façon classique, les études de génétique paysagère cherchent à identifier des déterminants spatiaux à partir des distances euclidiennes (hypothèse d'isolement par la distance) et des distances de moindre coût (hypothèse de l'hétérogénéité paysagère). Depuis une dizaine d'années, la théorie des circuits a été appliquée pour calculer des « distances de résistance » intégrant la multiplicité des chemins possibles (McRae et al., 2008). Cette métrique spatiale, qui permet de dépasser les limites inhérentes aux distances de moindre coût (calculées à partir d'un chemin unique), permet d'accéder à un plus fort degré de réalisme, notamment pour modéliser des flux de gènes (McRae et Beier, 2007). Les deux types de calculs proviennent du même support de données, à savoir une description matricielle du paysage, où l'espace est découpé en cellules régulières.

Par rapport à cette forme de description, les graphes paysagers correspondent à une représentation simplifiée, où les taches et les liens sont définis en fonction de l'espèce considérée. Ces graphes peuvent aussi constituer un support pour le calcul de distances entre des entités spatiales. Ainsi Galpern et al. (2012) ont montré comment les graphes peuvent servir à identifier les échelles spatiales les plus pertinentes pour relier les structures génétiques aux distances paysagères. Les deux modes de calcul appliqués aux cartes matricielles du paysage (moindre coût

et distance circuit) peuvent donc être mis en œuvre sur une structure de graphe. Dans ce cas, l'élément de base devient le lien du graphe associé à son impédance, c'est-à-dire la distance coût entre deux taches. Les distances calculées de cette façon sur un graphe paysager dépendent des nombreux paramètres de construction. Nous partons ici de l'hypothèse que ces distances, calculées à partir du paramétrage adéquat, peuvent représenter avec plus de pertinence les flux biologiques que celles issues d'une carte matricielle. L'apport essentiel des graphes paysagers est la différenciation initiale de l'espace entre les taches d'habitat (sources démographiques) et les liens inter-taches (zones de déplacements). Le tableau 1 synthétise les 4 types de distance qui peuvent être calculées à partir de la même carte, en fonction du mode de calcul (moindre coût vs circuit) et de la structure des données paysagères.

Représentation du paysage	Mode de calcul des distances	
	Chemin de moindre coût	Théorie des circuits
Carte matricielle	Distance de moindre coût matricielle	Distance de résistance matricielle
Graphe paysager	Distance de moindre coût vectorielle	Distance de résistance vectorielle

Tableau 1. Quatre principales options pour le calcul de distances paysagères

2.2. Structure génétique des populations de petits rhinolophes

Cette phase de l'étude a nécessité la mise au point de techniques moléculaires adaptées, en détectant l'ADN animal à partir d'excréments. Bien que dans ce type d'échantillon l'ADN soit dégradé, présent en faible quantité et par conséquent plus difficilement détectable, ces méthodes permettent de déranger le moins possible les individus dans leur habitat. Chez le petit rhinolophe, la mise au point d'une telle technique a déjà été amorcée par une équipe rennaise (Puechmaille et al., 2005; 2007a; 2007b). Sur le terrain, la collecte du guano passe par plusieurs étapes : une bâche est disposée au sol dans le gîte, sous la zone occupée par les individus, en essayant de les perturber le moins possible. La bâche est laissée sur place deux semaines, et le guano est directement prélevé sur la bâche (figure 1). A partir du matériel collecté, nous avons procédé à un génotypage de chaque échantillon.



Figure 1. Photographies de l'un des sites échantillonnés en juillet 2010 (Les Planches-près-Arbois), d'une colonie de petits rhinolophes et d'un ensemble de guanos prélevés sur une bâche (clichés : Pierline Tournant).

La caractérisation des profils génétiques à partir des guanos consiste à extraire l'ADN à partir des matières fécales à l'aide d'un kit d'extraction d'ADN, dont le protocole a été modifié (Puechmaille et al. 2005). Les extraits d'ADN sont ensuite amplifiés par la technique d'amplification par polymérisation en chaîne (PCR). Cette amplification consiste à multiplier plusieurs fragments d'ADN spécifiques à l'espèce mais variables entre individus (microsatellites). La méthodologie employée a consisté à caractériser les loci de 8 microsatellites chez différents

individus d'une colonie. Chaque individu peut présenter un (homozygotie) ou deux (hétérozygotie) allèles par locus, chaque combinaison (profil génétique) étant unique et permettant d'identifier le nombre d'individus échantillonnés parmi les guanos collectés. Une partie de ces analyses (extraction d'ADN, amplification par PCR) a été réalisée par le laboratoire Chrono-Environnement, et l'analyse de fragments (estimation de la taille des fragments amplifiés) a été confiée à la plateforme de séquençage du SFR FED 4234 (Besançon).

Une première session de collecte d'échantillons a eu lieu de juin à juillet 2010. A partir de la localisation des gîtes de maternité obtenue grâce à une collaboration avec la CPEPESC Franche-Comté, cette première session a permis de collecter 440 échantillons dans 11 gîtes. Ces sites sont situés dans trois départements : 1 en Haute-Saône, 5 dans le Jura et 5 dans le Doubs (figure 2a). Sur les 440 échantillons collectés en 2010, 382 profils génétiques appartenant à 234 individus distincts ont pu être déterminés. Une deuxième session d'échantillonnage qui s'est déroulée de juin à août 2011 a permis de collecter 432 échantillons dans 18 gîtes (figure 2b) et de caractériser le profil génétique de 232 individus. Neuf gîtes échantillonnés en 2010 l'ont été également en 2011, de sorte que 20 gîtes de maternité différents ont été échantillonnés au cours des deux sessions. Cet échantillonnage a permis d'acquérir le profil génétique de 449 individus distincts, en se basant sur une méthode d'échantillonnage non invasive et non perturbatrice pour ces femelles en période de gestation ou de soins maternels.

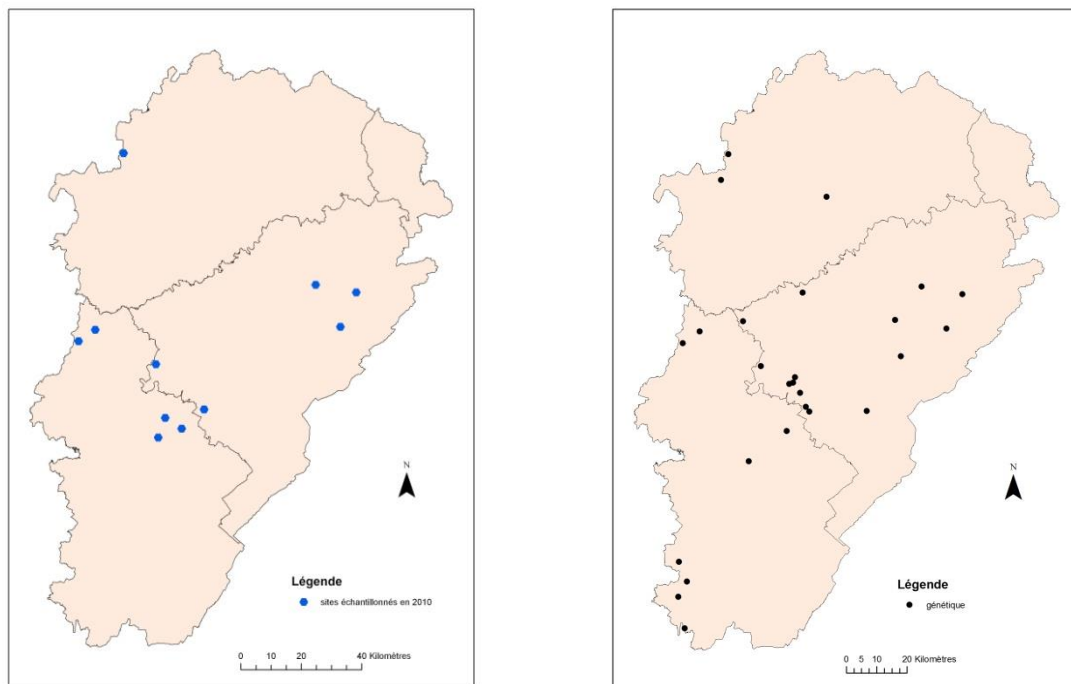


Figure 2. Gîtes de maternité de petit rhinolophe échantillonnés a) en 2010 et b) en 2011, en Franche-Comté.

Nos résultats montrent une faible variabilité génétique entre colonies pour les deux sessions : $F_{ST} = 0,023$ pour les 11 gîtes échantillonnés en 2010 et $F_{ST} = 0,028$ pour les 18 gîtes échantillonnés en 2011. Ces valeurs montrent une répartition homogène de la variabilité génétique sur l'ensemble de l'aire d'étude. A priori, l'éloignement géographique entre colonies n'entraîne donc visiblement pas un isolement génétique de certaines colonies. Le brassage génétique et donc les déplacements des individus semblent possibles malgré l'éloignement des sites, répartis sur 9000 km². Ces flux de gènes pourraient se produire en automne lors de l'accouplement lorsque mâles et femelles fréquentant les mêmes territoires, avant de rejoindre leurs aires de repos hivernal. Notre étude confirme également la forte fidélité des femelles à leur gîte de naissance : sur 17 individus échantillonnés à la fois en 2010 et en 2011, tous étaient des femelles qui ont été échantillonnées dans le même gîte les deux années.

2.3. Relations entre distances génétiques et distances géographiques

2.3.1. Protocole méthodologique

Ce volet de l'étude vise à préciser (1) comment le paysage joue sur les flux de gènes, (2) quelle forme de distance est la plus pertinente pour représenter les réseaux écologiques. L'analyse consiste à mesurer les liens statistiques entre la matrice des distances génétiques entre les gîtes et une série de matrices représentant des distances géographiques, calculées selon différentes modalités. Toutes les analyses sont fondées sur le test de Mantel appliqué avec 10000 permutations.

Le premier facteur pouvant expliquer la différenciation génétique des colonies est la simple distance « à vol d'oiseau » ou distance euclidienne. Dans le cas présent, le test abouti à un coefficient de Mantel de 0,001 non significatif ($p=0,985$). Il n'y a donc pas d'effet simple de la distance.

Les autres distances sont toutes basées sur la carte d'occupation du sol et nécessitent d'attribuer des valeurs de coûts à chaque catégorie. Dans cette perspective, il était possible de reprendre les valeurs obtenues dans l'étude récente de Tournant et al. (2013), où le contexte paysager des gîtes a fait l'objet d'une analyse statistique spécifique. Cependant, nous avons préféré explorer à nouveau la question des coûts, car les données génétiques constituent une référence nettement plus pertinente pour analyser la connectivité paysagère que la simple présence de gîte. Nous avons donc défini une série de 8 scénarios de perméabilité (tableau 2). Ces scénarios correspondent à des hypothèses posées sur le rôle des éléments paysagers sur les flux de dispersion.

Catégories	Scénarios de coût							
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
Bâti ancien	1	1	1	1	1	1	1	1
Bâti récent	1	1	1	1	10	10	1000	100
Lisières	1	1	1	1	1	1	1	1
Haies, vergers	1	1	1	1	1	1	1	1
Prairies	1	1	1	1	1	10	100	10
Cultures	1	1	1	1	10	100	1000	100
Forêts	1	1	1	1	1	1	10	1
Zones humides	1	1	1	1	1	1	10	1
Plan d'eau	1	1	1	1	10	10	100	100
Cours d'eau	1	1	1	1	10	10	100	100
Routes primaires	1	1	100	100	100	100	100	100
Autoroute	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000
Zones artificielles non bâties	1	1	1	1	10	10	1000	100
Ponts autoroutiers	100	1000	100	1000	1000	1000	1000	1000

Tableau 2. Scénarios de perméabilité paysagère

Les scénarios 1 à 4 sont focalisés uniquement sur les effets de barrières joués par les infrastructures de transport, où les autoroutes A36 et A39 sont toujours associées à un coût de 1000 (très forte barrière). Le scénario 1 représente une perméabilité relative au niveau des ponts permettant d'éventuelles traversées sous les autoroutes. Ces ponts sont donc associés à des valeurs de coûts moins fortes (100). Le scénario 2 représente les autoroutes comme une barrière uniforme. Les scénarios 3 et 4 sont similaires respectivement aux scénarios 1 et 2, mais avec l'ajout des routes primaires considérées comme des barrières relatives (coûts de 100). Le scénario 5 reprend les coûts du scénario 4 pour les infrastructures de transport mais apporte une part d'hétérogénéité supplémentaire dans la matrice paysagère, avec l'ajout de résistances modérées (coût de 10) aux cultures, zones artificielles, bâti récent et surfaces en eau. Le scénario 6 représente une variation du précédent concernant les milieux agricoles,

avec un fort coût (100) attribué aux cultures et un coût modéré attribué aux prairies (10). Le scénario 7 reprend les rangs du scénario 6 mais représente une matrice paysagère globalement plus résistante. Enfin le scénario 8 reprend également le scénario 6 mais avec une augmentation de la résistance des milieux humides et anthropisés.

Une fois coûts déterminés, le calcul des distances matricielles, c'est-à-dire des distances coûts « classiques » et des distances de résistance issues de la théorie des circuits électriques, ne demande pas d'étape supplémentaire. En revanche, le calcul des mêmes distances appliquées aux graphes paysagers nécessite de choisir plusieurs paramètres de construction.

Les nœuds des graphes paysagers représentent les taches d'habitat de l'espèce analysée. Toutefois, le mode de vie du petit rhinolophe exige un protocole particulier, d'autant qu'il est difficile de déterminer ses taches d'habitat. Suivant Tournant et al. (2013), nous choisissons de considérer les gîtes de maternité potentiels comme les nœuds du graphe. Comme ces gîtes se trouvent fréquemment dans d'anciennes constructions (maisons, églises), nous avons utilisé une donnée supplémentaire par rapport à Tournant et al. (2013) pour sélectionner les bâtiments construits avant 1930, cette date ayant été choisie de façon arbitraire. Chaque bâtiment ou groupe de bâtiments anciens constitue donc un nœud. La capacité de ces nœuds, qui est en principe un indicateur du potentiel démographique, est ici la surface cumulée des terrains de chasses (forêts, haies, vergers) dans le voisinage, pondérée par une fonction exponentielle négative par rapport à la distance pour représenter le coût de déplacement depuis le gîte. Ce voisinage a été défini comme la zone à proximité jusqu'à une certaine distance-coût maximale, cette distance étant calculée selon le scénario 7 (scénario le plus contraignant sur le tableau 2) et fixée à 5000 unités de coûts, équivalent à une distance de 2 km environ. Pour ne pas inclure des bourgs et villes parmi les nœuds, un seuil de capacité minimale a été fixé pour valider les nœuds finaux. Ainsi, les gros villages périurbains, dans lesquels les centres d'habitat ancien sont entourés de constructions récentes et peu favorables au petit rhinolophe (notamment en raison des conditions d'éclairement nocturne), ont une faible capacité puisque le trajet jusqu'aux terrains de chasse est coûteux, par rapport aux petits villages de milieu rural. Sans aucune information permettant de choisir une valeur de capacité, plusieurs seuils ont été utilisés successivement. Nous présenterons ici les résultats obtenus avec un seuil de capacité de 7000.

A partir de l'ensemble des nœuds issus de ce protocole, une série de graphes a été mise en place, en utilisant les 8 scénarios de coûts. Pour calculer des distances à corrélérer avec des distances génétiques, il est obligatoire que les graphes soient connexes (ou quasi-connexes), c'est-à-dire que tous les nœuds soient connectés les uns aux autres. Cette contrainte a orienté le seuillage des graphes vers la valeur minimale qui permettait d'obtenir un graphe connexe. Cette valeur correspond donc à un franchissement possible de l'autoroute. Comme les coûts attribués aux autoroutes et aux ponts varient selon les scénarios, cette valeur de seuil est spécifique pour chaque scénario ; elle est d'autant plus forte que la matrice paysagère est résistante aux déplacements.

2.3.2. Résultats

Les principaux résultats figurent dans le tableau 3. Une première observation concerne les différentes formes de distances. A partir d'un paysage défini comme une matrice, les distances coûts ne sont jamais significatives, alors que les distances circuits sont toutes significatives à 5%, conduisant à des corrélations de Mantel situées entre 0,16 (scénario 7) et 0,26 (scénario 6). Les distances coûts calculées sur les liens des graphes sont parfois significatives, mais les coefficients sont globalement moins élevés que pour la distance circuit. En revanche, les distances circuits calculées sur les graphes obtiennent des niveaux de significativité largement supérieurs ($p < 0,0001$ pour tous les scénarios) avec des corrélations de Mantel s'échelonnant de 0,323 (scénario 1) à 0,452 (scénario 5). Ces premières observations conduisent donc à deux résultats intéressants sur le plan de la modélisation des réseaux écologiques :

- les distances calculées selon la théorie des circuits ont un pouvoir explicatif plus fort que celles calculées selon le principe du moindre coût. Ce constat n'est certes pas nouveau, puisque les premières publications de l'outil Circuiscape s'appuyaient déjà sur des exemples aboutissant au même résultat (McRae et al., 2008).

- les distances s'avèrent plus pertinentes quand elles sont calculées sur une structure de graphe d'habitat, plutôt que sur une structure matricielle, i.e. une carte paysagère classique. Un tel résultat vient confirmer l'hypothèse selon laquelle, à l'échelle régionale, le graphe offre une structure pertinente pour représenter les flux de dispersion. Concevoir des indicateurs de dispersion par le biais d'une approche matrice-tache s'avère donc plus pertinent qu'à partir d'une carte indifférenciée où la notion de tache est absente. Ce point n'a jamais été démontré jusqu'ici, puisque les travaux de génétique du paysage les plus récents reposent pour la plupart sur l'usage de distances circuits matricielles (via l'outil Circuitscape). Le fait que ce résultat soit obtenu sur un graphe seuillé, c'est-à-dire dans lequel les liens les moins probables ont été supprimés, suggère que le graphe paysager est plus intéressant quand il correspond à une sorte de filtre mettant en exergue les principaux couloirs de déplacement (figure 3).

Scénario de coût	Distance coût matricielle	Distance circuit matricielle	Seuillage du graphe (unité de coût)	Distance coût vectorielle	Distance circuit vectorielle
Scénario 1	0.015	0.169*	600	0.024	0.323****
Scénario 2	0.049	0.172*	3300	0.051	0.354****
Scénario 3	0.020	0.169*	600	0.131*	0.405****
Scénario 4	0.052	0.172*	3300	0.058	0.431****
Scénario 5	0.058	0.217**	3400	0.058	0.452****
Scénario 6	0.044	0.264**	3600	0.055	0.450****
Scénario 7	0.069	0.160*	7000	0.094	0.392****
Scénario 8	0.066	0.163*	3600	0.099*	0.451****

Tableau 3. Tests de Mantel entre les distances génétiques et les distances paysagères (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; **** $p < 0,0001$).

La comparaison entre les scénarios apporte des informations sur les modalités de déplacement du petit rhinolophe. L'examen des corrélations de Mantel obtenues pour les distances circuit vectorielles peut donner lieu à une interprétation. Le scénario 1 est moins corrélé que le scénario 2, alors que seul le coût attribué aux ponts les distingue. Ceci suggère que les ponts situés sous les autoroutes n'occasionnent pas de franchissement particulièrement important et que les autoroutes offrent une résistance continue le long de leur tracé. La forte progression de la corrélation pour le scénario 3, avec l'ajout d'un coût de 100 aux routes primaires, confirme que celle-ci occasionnent bien une difficulté de franchissement, qui vient s'ajouter à celle des autoroutes. La comparaison entre les scénarios 3 et 4 vient à nouveau souligner que les autoroutes constituent une barrière plutôt uniforme. Les résultats obtenus à partir des scénarios 5, 6 et 8 montrent que l'effet du paysage reste modéré face à l'effet de barrière occasionné par les infrastructures de transport en général, puisque la corrélation de Mantel ne passe que de 0,431 (scénario 4) à 0,452 (scénario 5). Enfin, le moins bon résultat issu du scénario 7, dans lequel les espaces ouverts et anthropisés sont associés à un coût aussi fort que les autoroutes, confirme le rôle primordial joué par les infrastructures de transport sur les flux de dispersion.

Au final, ces résultats soulignent l'intérêt des graphes paysagers pour établir une relation entre les distances génétiques et la structure du paysage. Par rapport au petit rhinolophe, ils montrent que l'effet barrière des autoroutes est prépondérant mais non exclusif puisque les routes importantes, les espaces ouverts et les milieux urbanisés limitent également les flux de dispersion. Pour la suite du travail, au vu des résultats obtenus à partir des distances circuit (sur support matricielle ou vectoriel), les paramètres du scénario 6 sont considérés comme les plus aptes à représenter l'infrastructure de déplacement de l'espèce étudiée. C'est donc à partir de ce scénario que l'impact de la LGV Rhin-Rhône va être estimé. Le graphe issu du scénario 6 (figure 3) montre que les zones situées à l'ouest de la région offrent un réseau assez diffus par rapport aux plateaux jurassiens à l'Est et à la retombée méridionale du massif vosgien au Nord. Ceci s'explique par les plus faibles surfaces boisées, contrebalancées par la place plus importante des cultures. Entre ces grandes zones, les couloirs de déplacement sont bien visibles, notamment l'axe Rhin-Rhône.

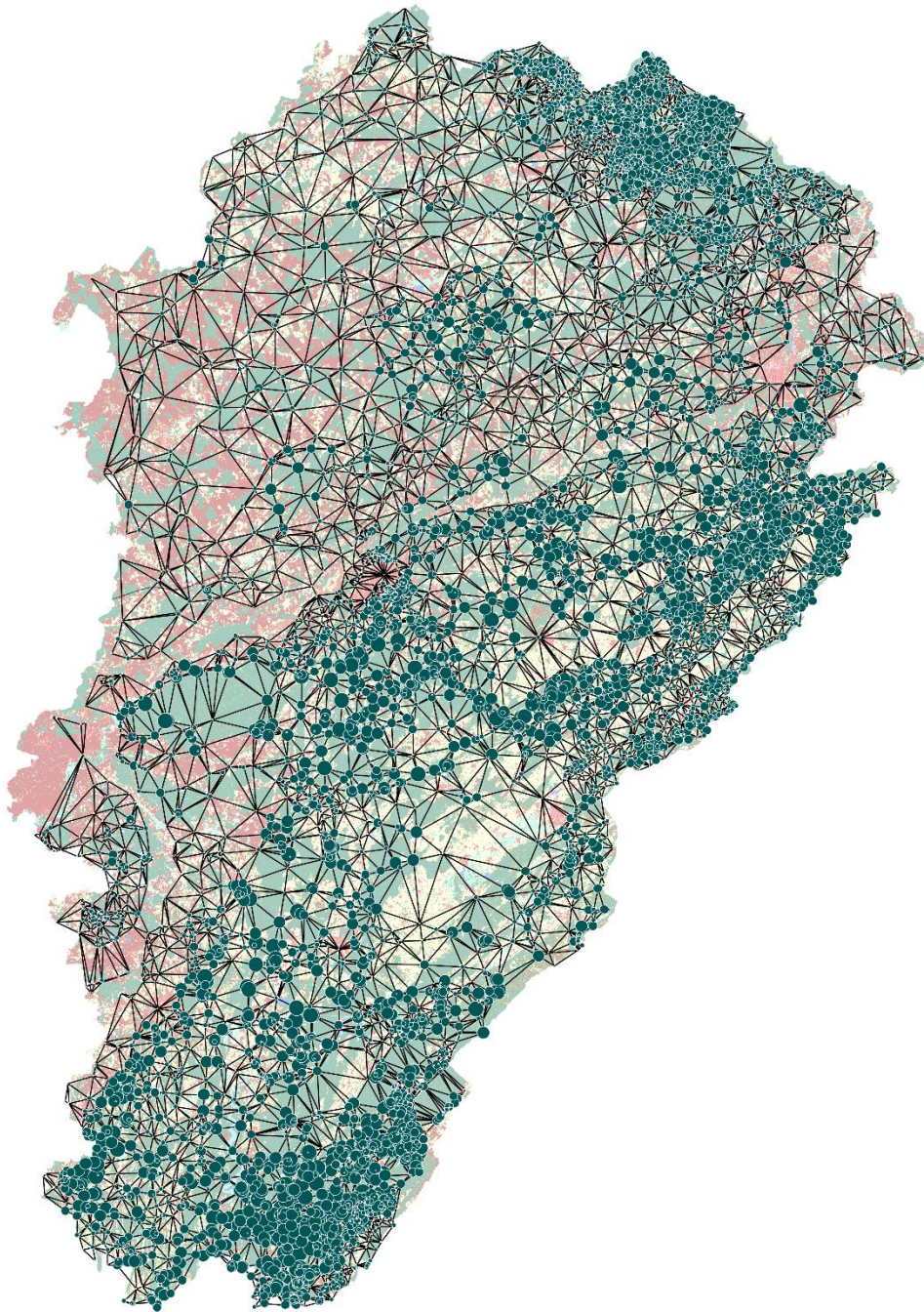


Figure 3. Graphe issu du scénario de coût 6. La taille des cercles représente le potentiel de terrain de chasse du petit rhinolophe.

2.4. Estimation de l'impact de la LVG Rhin-Rhône

L'estimation de l'impact de la LVG Rhin-Rhône passe ici par une analyse diachronique, comme dans les analyses fondées sur des modèles de distribution (Girardet et al., 2013 ; Clauzel et al., 2013). Il s'agit donc de comparer deux états : avant et après l'implémentation de la LGV. Dans la suite de la présentation, nous appellerons « graphe » le graphe qui représente le réseau écologique du petit rhinolophe avant la mise en place de la LGV, et « graphe_{LGV} » celui qui intègre cette infrastructure.

La corrélation de Mantel significative entre distances génétiques et distances circuit calculées sur le graphe issu du scénario de coût 6 nous conduit à mettre en place un modèle de régression linéaire, en considérant chaque

relation inter-gîte comme un individu statistique. Dans la mesure où ces relations sont symétriques, cette analyse comporte 190 individus à partir des 20 gîtes. Le modèle de régression est de la forme suivante :

$$\text{Distances génétiques} = \beta_0 + \beta (\text{Distances graphe})$$

L'application de ce modèle permet de trouver $\beta_0 = 0,013$ et $\beta = 0,000022$, ce qui conduit au calcul des résidus :

$$\text{Distances génétiques} = 0,013 + 0,000022 (\text{Distances graphe}) + \text{Résidus}$$

Pour estimer les nouvelles distances génétiques, les coefficients de régression sont appliqués aux distances intégrant la LGV avec l'ajout des résidus précédents, de la façon suivante :

$$\text{Distances génétiques}_{\text{LGV}} = 0,013 + 0,000022 (\text{Distances graphe}_{\text{LGV}}) + \text{Résidus}$$

Cet ajout des résidus issus de l'ajustement initial s'explique par le fait que la généralisation de la régression porte sur les mêmes individus statistiques. Ces résidus représentent des variations dans les distances génétiques qui ne sont pas liées aux facteurs de connectivité paysagère tels qu'ils sont modélisés par le graphe, et qu'on peut supposer invariantes par rapport à la LGV.

En première analyse, une analyse de positionnement multidimensionnel (*multidimensional scaling*, voir Cox et Cox, 2001) est appliquée à la matrice des distances génétiques initiales, pour disposer d'une représentation plane de la structure génétique. Une seconde analyse est appliquée à la matrice des distances estimées avec l'implémentation de la LGV, et les deux nuages de points sont mis en relation pour tracer des trajectoires. Le graphique résultant (figure 4) montre que les changements attendus dans les distances génétiques affectent plus particulièrement certains gîtes (codes CV et OF) qui s'éloignent de la plupart des autres de façon très nette. Le gîte CD suit également une trajectoire spécifique, avec un déplacement moins important.

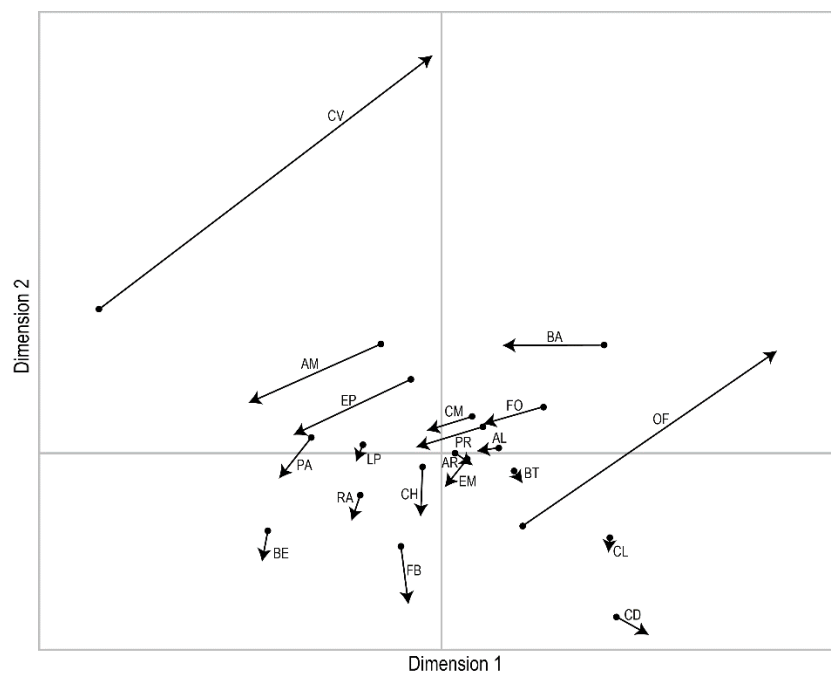


Figure 4. Trajectoire des gîtes dans un espace de représentation de la structure génétique. Les points correspondent à la position avant la LGV, l'extrémité des flèches correspond à la position après la mise en place de la LGV.

Pour replacer l'analyse dans un cadre géographique, la matrice des distances génétiques inter-gîtes résultant de l'estimation de l'impact de la LGV Rhin-Rhône est ensuite utilisée pour définir la matrice exprimant l'augmentation des distances due à la LGV par rapport à la matrice initiale, dont le terme est :

$$\Delta D = \text{Distances génétiques}_{\text{LGV}} - \text{Distances génétiques}$$

La moyenne des augmentations de distances est ensuite calculée pour chaque gîte i , avec n gîtes au total : $\overline{\Delta D_i} = \frac{1}{n-1} \sum_{\substack{j=1 \\ i \neq j}}^n \Delta D_{ij}$

Cette augmentation moyenne aboutit à un graphique montrant la hiérarchie des impacts (figure 5) et leur distribution spatiale (figure 6).

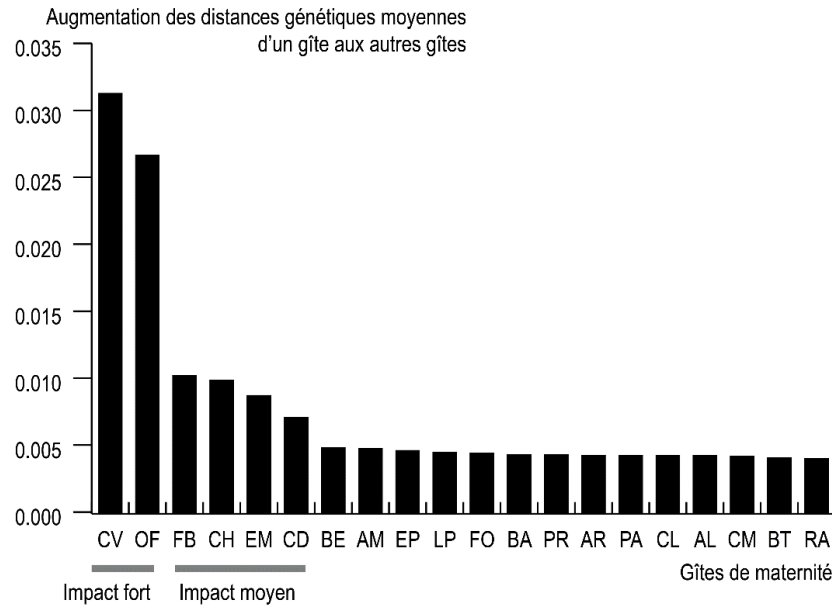


Figure 5. Impact de la LGV Rhin-Rhône estimé pour 20 gîtes de maternité du petit rhinolophe

D'après la figure 5, la différence entre les distances génétiques moyennes varie fortement entre les gîtes. Les deux valeurs d'impacts exceptionnels (différence de F_{st} supérieure à 0,04) correspondent logiquement aux gîtes CV et OF, qui se sont caractérisés précédemment par les plus grandes trajectoires. Un groupe de 4 gîtes est ensuite affecté d'un impact modéré : FB, CH, EM et CD. L'impact est ensuite plus faible ($<0,01$) pour les 14 autres gîtes.

L'examen de la carte des impacts (figure 6) complète les premiers diagnostics et permet de mieux comprendre la logique spatiale. On constate que les deux gîtes affectés du plus fort impact (codes CV et OF) se localisent à proximité de la LGV Rhin-Rhône, dans un espace cloisonné entre l'autoroute A36 et la LGV, à l'Est de la ville de Dole. Les 4 autres impacts notables se produisent dans toute la partie Nord de la région : sur les plateaux de Haute-Saône moins propices aux terrains de chasse des chiroptères (CH, FB, EM) et dans le couloir entre autoroute A36 et LGV Rhin-Rhône (CD), juste au Nord de l'agglomération de Besançon.

L'analyse montre donc l'effet de coupure que pourrait générer la LGV Rhin-Rhône sur les flux de dispersion du petit rhinolophe. Les premiers plateaux du massif du Jura, offrant un réseau dense initialement, ne seraient pas touchés par la rupture nouvelle créée par la LGV. En revanche, toute la partie située au Nord deviendrait plus isolée. Il est toutefois difficile de statuer sur les risques d'extinction à partir d'une telle analyse, d'autant que les plus fortes augmentations de distance génétique concernent des gîtes déjà en situation de relatif isolement. En effet, les F_{st} moyens des gîtes CV et OF sont de respectivement 0,056 et 0,043 avant la LGV, puis de 0,086 et 0,051 après la LGV. Les F_{st} moyens des autres gîtes restent donc en deçà de 0,05, c'est-à-dire avec une faible différenciation génétique, ce qui représente indirectement des flux significatifs.

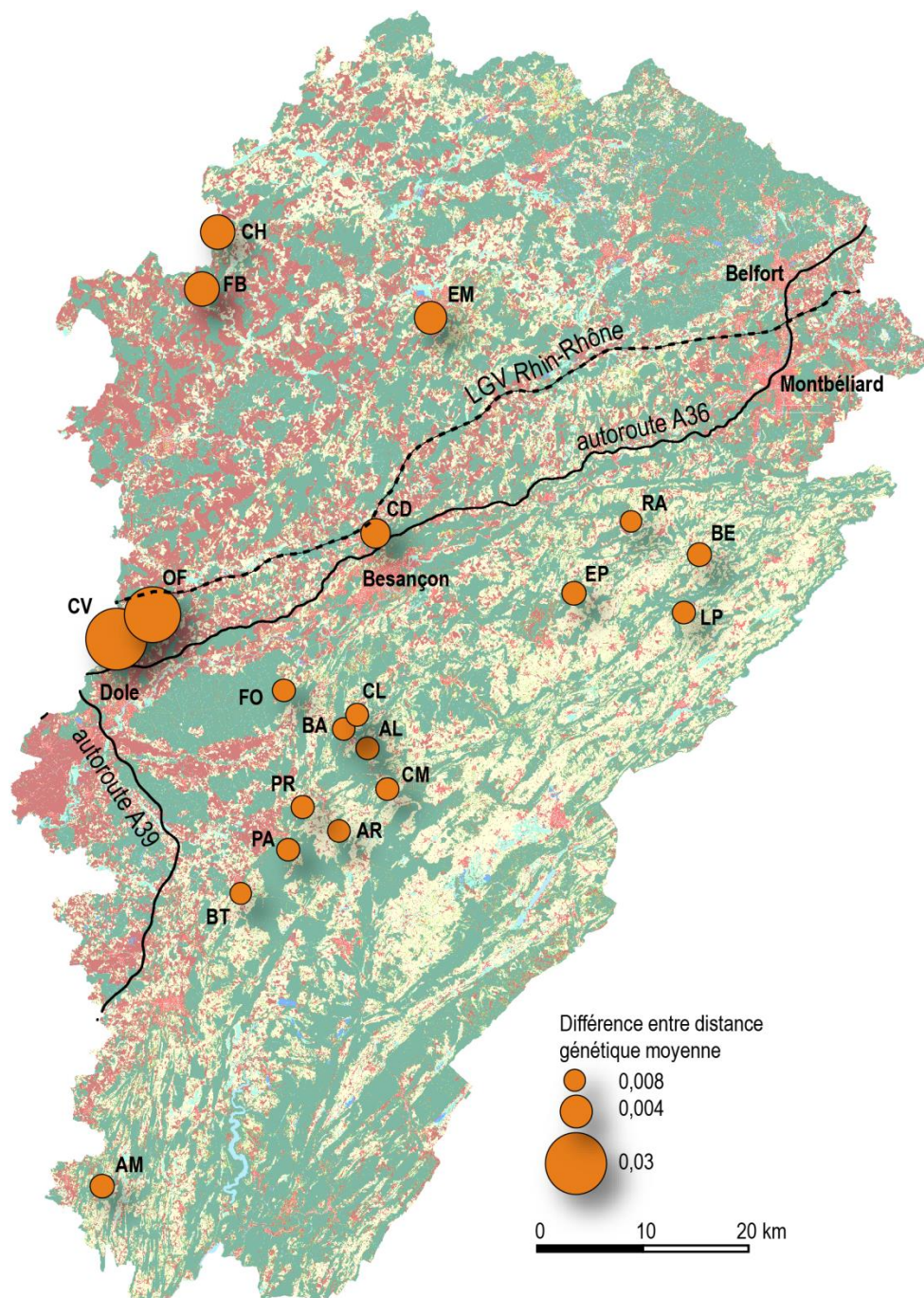


Figure 6. Impact estimé de la LGV Rhin-Rhône sur la distance génétique moyenne des gîtes de petit rhinolophe

2.5. Sensibilité du lien génétique-connectivité en fonction du grain cartographique

Méthode

L'analyse permettant d'estimer l'impact de la LGV Rhin-Rhône a été fondée sur le lien statistique entre les distances génétiques entre les gîtes, et les distances géographiques calculées à partir du graphe paysager. De nombreuses comparaisons ont été menées pour sélectionner un scénario de coût pertinent, nécessitant d'importants moyens de calcul. Un des critères principaux responsables des temps de calcul est le grain des cartes utilisées, ou résolution spatiale. C'est pourquoi nous revenons ici sur l'analyse de sensibilité de ce lien entre génétique et connectivité paysagère, en faisant varier la résolution spatiale de la carte d'occupation du sol. A partir de la résolution maximale de 10 m utilisée dans toute l'étude précédente, quatre cartes sont produites à des résolutions

plus basses : 20 m, 50 m, 100 m et 200 m. Comme les résultats ont montré toute l'importance de l'effet des autoroutes dans la structure génétique, cet élément fait l'objet d'un traitement spécifique pour ne pas disparaître lors de diminution de résolution : les autoroutes sont rasterisées de façon isolée à chaque niveau de résolution et superposées ensuite au reste de la carte. Cet élément linéaire est défini par une largeur de 3 pixels pour éviter une perméabilité en diagonale (voir à ce sujet Rothley, 2005) : les autoroutes ont donc une largeur non réaliste qui augmente en fonction de la résolution, jusqu'à 600 m de large pour la carte à 200 m de résolution.

Chaque carte est à l'origine d'un graphe construit avec le même protocole : (1) identification des bâtiments anciens pour définir les nœuds, (2) calcul du potentiel de terrain de chasse pour définir leur capacité, (3) calcul des liens selon les chemins de moindre coût issus du scénario 6, (4) seuillage du graphe à une valeur minimale pour disposer d'un graphe connexe, (5) calcul de la distance circuit entre tous les couples de gîtes en empruntant les liens du graphe. Comme le choix de la valeur de seuillage de l'étape 4 est délicat, 3 valeurs sont utilisées : 3600, 3800 et 4000 unités de coût.

Au final, un test de Mantel est réalisé en calculant la corrélation entre chaque matrice de distance résultant de ce protocole et la matrice des distances génétiques.

Résultats

La figure 7 montre les graphes issus des cartes à trois résolutions spatiales. On y constate une diminution très importante du nombre de nœuds à mesure que la résolution diminue. Ceci est dû à la particularité des nœuds dans la conception de ce graphe : les bâtiments anciens sont des objets de petite taille qui « disparaissent » rapidement avec une résolution plus grossière. En conséquence, l'analyse de sensibilité est ici trop caricaturale pour avoir une valeur générale.

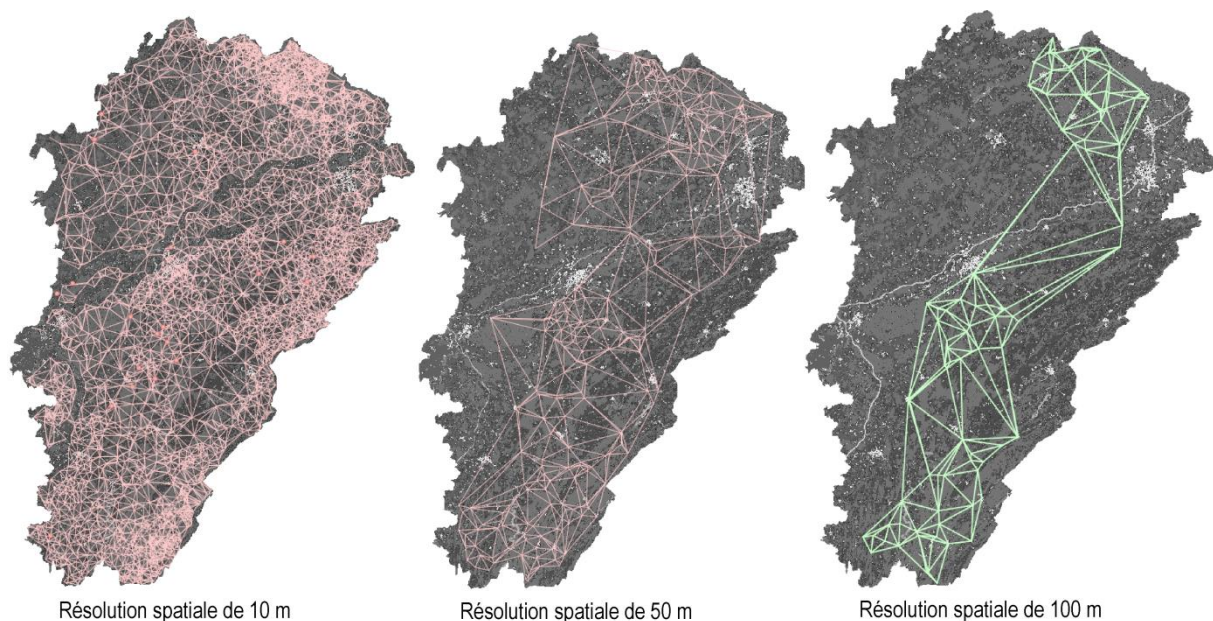


Figure 7. Graphes de l'habitat du petit rhinolophe en fonction de la résolution spatiale

Les tests de Mantel aboutissent à des valeurs qui diminuent en fonction de la résolution (figure 8). Les courbes diminuent fortement de 10 à 100 m, puis elles se stabilisent à une valeur de corrélation faible. On n'observe pas de différence marquée suivant la valeur de seuillage des graphes. La résolution de 20 m pourrait donner lieu à des analyses valables, les corrélations de Mantel correspondantes étant situées autour de 0,4. En revanche, à partir de 100 m, ces corrélations faibles montrent que la carte ne contient pas assez de détail pour générer un graphe représentatif du réseau d'habitat.

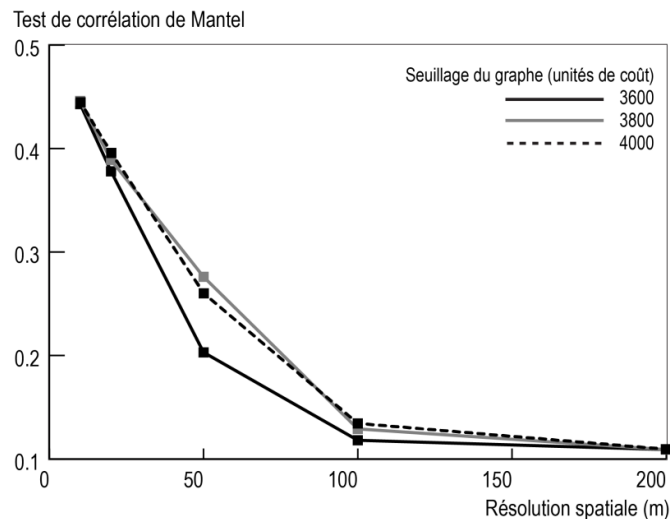


Figure 8. Tests de Mantel en fonction de la résolution spatiale

2.6. Conclusions

Les liens statistiques établis entre les données génétiques caractérisant les gîtes de maternité du petit rhinolophe et les distances calculées en appliquant la théorie des circuits aux graphes paysagers sont très significatifs. Ces liens offrent la possibilité d'inférer les distances génétiques à partir des distances paysagères, ce qui a conduit à estimer l'impact potentiel de la LGV Rhin-Rhône sur les gîtes de petit rhinolophe. Dans ce cas d'étude, les gîtes à proximité de l'infrastructure subissent logiquement un fort impact, mais les résultats montrent aussi la coupure opérée entre les deux versants du couloir Rhin-Rhône, pouvant affecter les sous-populations de Haute Saône à long terme. Sur le plan méthodologique, les avancées produites dans cette étude pourront s'inscrire dans de nouveaux développements en génétique du paysage. Elles suggèrent tout le potentiel du couplage entre l'approche par graphe paysager, partant d'un espace discrétisé entre taches d'habitat et couloirs de déplacement, et la théorie des circuits, offrant une alternative intéressante aux distances de moindre coût.

Références

- Bontadina F., 2002. Conservation ecology in the horseshoe bats *Rhinolophus ferrumequinum* and *Rhinolophus hipposideros*, University of Bern.
- Clauzel C., Girardet X., Foltête J.C., 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* 127: 125-134.
- Cox T.F., Cox M.A.A., 2001. *Multidimensional Scaling*. Chapman and Hall.
- Galpern P., Manseau M., Wilson P., 2012. Grains of connectivity: analysis at multiple spatial scales in landscape genetics. *Molecular Ecology* 21: 3996-4009.
- Girardet X., Foltête J.C., Clauzel C., 2013. Designing a graph-based approach in landscape ecological assessment of linear infrastructures. *Environmental Impact Assessment Review* 42: 10-17.
- McRae B.H., Beier P., 2007. Circuit theory predicts Gene flow in plant and animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 104:19885-19890.
- Puechmaile S., Mathy G., Petit E., 2005. Characterization of 14 polymorphic microsatellite loci for the lesser horseshoe bat, *Rhinolophus hipposideros* (*Rhinolophidae*, *Chiroptera*). *Molecular Ecology Notes* 5: 941-944.
- Puechmaile S.J., Mathy G., Petit E.J., 2007a. Good DNA from bat droppings. *Acta Chiropterologica* 9: 269-276.
- Puechmaile S.J., Petit E.J., 2007b. Empirical evaluation of non-invasive capture-mark-recapture estimation of population size based on a single sampling session. *Journal of Applied Ecology* 44: 843-852.
- Motte G., Libois R., 2002. Conservation of the lesser horseshoe bat (*Rhinolophus hipposideros* Bechstein, 1800) in Belgium. A case study of feeding habitat requirements. *Belgian Journal of Zoology* 132: 49-54.
- Rothley K., 2005. Finding and filling the "cracks" in resistance surfaces for least-cost modeling, *Ecology and Society*, 10: 4.
- Schofield H.W., 1997. The ecology and conservation biology of *Rhinolophus hipposideros*, the lesser horseshoe bat. University of Aberdeen.
- Tourmant P., Afonso E., Girardoux P., Roué S., Foltête J.C., 2013. Evaluating the effect of habitat connectivity on the distribution of lesser horseshoe bat maternity roosts using landscape graphs. *Biological Conservation* 164: 39-49.

3. Infrastructures de transport et gestion des populations

Dans cette partie du rapport, nous abordons la question de l'impact des infrastructures de transport sur la connectivité des habitats sous l'angle de la conservation des espèces. Deux séries d'analyses sont proposées, chacune se focalisant sur une espèce sensible aux modifications du paysage et plus spécifiquement aux ruptures causées par les infrastructures. A partir du même cadre méthodologique, nous nous pencherons successivement sur le cas d'un amphibien (la rainette arboricole) en Franche-Comté, puis sur le cas d'un primate (le rhinopithèque de Biet) dans la province chinoise du Yunnan.

3.1. Rainette arboricole et impact de la LGV Rhin-Rhône

Dans le cadre de Graphab1, une étude avait été menée sur l'évaluation de l'impact potentiel de la LGV sur la distribution de la rainette arboricole en Franche-Comté (Clauzel et al., 2013). Les résultats avaient montré que certaines zones enregistraient potentiellement une diminution de 60 à 80% de la probabilité de présence de l'espèce, notamment dans la vallée de l'Ognon. La LPO Franche-Comté et le Conseil Général de Franche-Comté ont décidé de mener des opérations de restauration/création de mares, afin de maintenir la viabilité de l'espèce dans cette zone perturbée par la LGV. A ce titre, dix nouvelles mares vont être créées à l'automne 2015 sur le périmètre d'un Espace Naturel Sensible (ENS). Leur localisation a été définie par les experts de la LPO, à partir d'une bonne connaissance locale du terrain. L'objectif de cette étude est d'évaluer l'intérêt des graphes paysagers pour localiser ces nouvelles taches d'habitat, et de comparer les résultats avec les emplacements suggérés par les experts. Les résultats obtenus ont fait l'objet d'une publication :

Clauzel C., Bannwarth C., Foltête J.C., 2015. A planning tool for integrating broad-scale connectivity in habitat restoration: an application to pond creation in eastern France. *Journal of Nature Conservation* 23 : 98-107.

3.1.1. Matériel et méthodes

Zone d'étude

La zone d'étude (4310 km²) couvre la région Franche-Comté et déborde légèrement dans sa partie ouest sur la Bourgogne. Le paysage y est à dominante rurale, dominé par les forêts et les cultures (figure 9). Quatre vallées (la Saône, l'Ognon, le Doubs et la Loue) et un réseau d'étangs forestiers sont présents sur la zone. Au nord-est, un espace naturel sensible (ENS) de 53 km² a été défini par la LPO et le Conseil Général du Doubs. Cette zone est considérée comme « fragile » avec une haute valeur environnementale et des mesures spécifiques sont prévues pour préserver la qualité des milieux. L'ENS est une des zones principales de présence de plusieurs espèces d'amphibiens menacés en Franche-Comté, comme le Sonneur à ventre jaune (*Bombina variegata*), le Crapaud calamite (*Bufo calamita*), le Triton ponctué (*Lissotriton vulgaris*), le Triton crêté (*Triturus cristatus*), la Grenouille agile (*Rana dalmatina*) ou encore la rainette arboricole. Depuis décembre 2011, la zone est traversée par la LGV Rhin-Rhône qui est supposée agir comme une barrière vis-à-vis des déplacements des animaux, notamment les amphibiens.

Données

La carte d'occupation du sol a été créée en combinant plusieurs sources de données (BD TOPO, BD Zones Humides, RPG) et numérisée à une résolution spatiale de 10 m.

Les données de présence de la rainette arboricole proviennent des relevés d'observation de la LPO Franche-Comté réalisés entre 2006 et 2013. La présence de l'espèce a été détectée par écoute des mâles chanteurs pendant la saison de reproduction (printemps). Chaque plan d'eau connu comme étant ou ayant été un site de reproduction ainsi que les plans d'eau potentiellement favorables ont été prospectés au moins 3 fois chaque année pour augmenter la probabilité de détection. Au total, 435 plans d'eau ont été prospectés, dont 88 sites de présence détectés sur la zone d'étude.

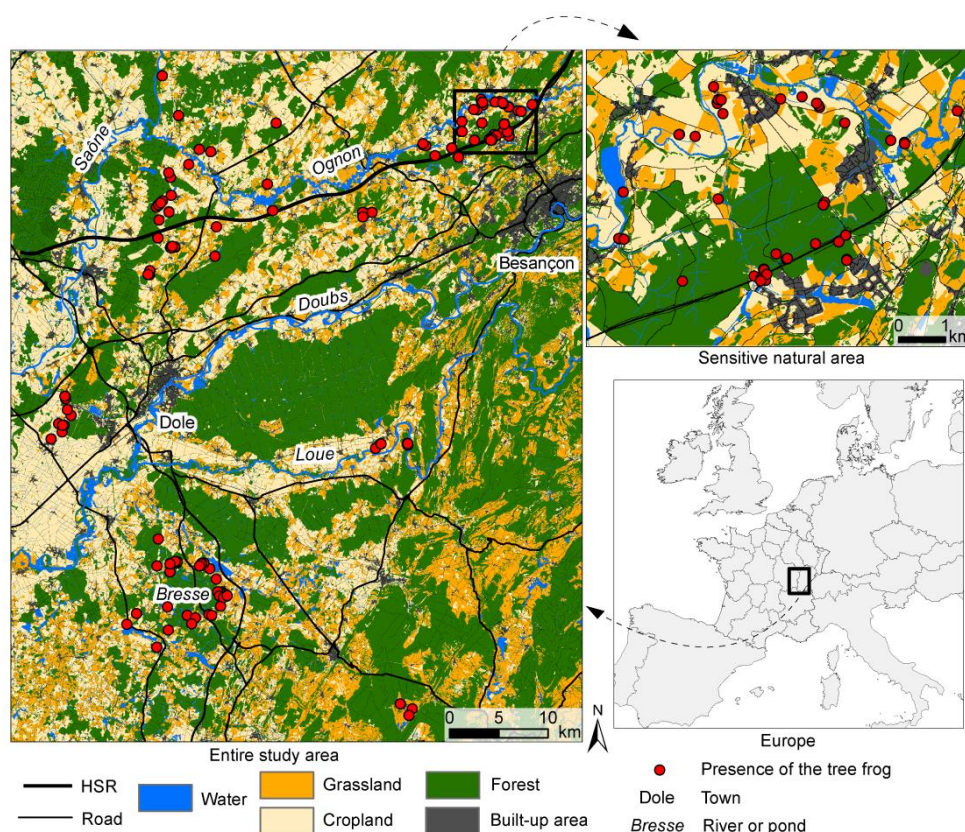


Figure 9. Localisation de la zone d'étude et de l'espace naturel sensible (ENS) dans l'Est de la France. Les 12 catégories d'occupation du sol ont été regroupées en 5 grandes catégories pour faciliter la lecture.

Construction du graphe

Afin de pouvoir comparer les résultats issus de la modélisation avec les emplacements décidés par les experts naturalistes, l'analyse se focalise uniquement sur les plans d'eau effectivement utilisés par l'espèce, et non l'ensemble des plans d'eau sur la zone étudiée. Les nœuds du graphe sont donc définis comme les lieux récents de reproduction, c'est-à-dire les plans d'eau où la présence de la rainette a été détectée depuis 2006. Grâce à cette sélection, la recherche des meilleurs emplacements pour créer de nouvelles mares s'appuie sur le même jeu de données que celui utilisé par les experts. Les résultats des deux approches, modélisation *versus* expert, seront donc comparables.

Catégories d'occupation du sol	Fonction	Coût
Plans d'eau	Habitat aquatique	1
Haies	Favorable	10
Lisières forestières	Favorable	10
Cours d'eau	Favorable	10
Zones humides	Favorable	10
Prairies	Favorable	10
Passages à faune	Favorable	10
Forêts	Défavorable	100
Routes et voies ferrées	Défavorable	100
Autoroute et LGV	Barrière	1000
Cultures	Barrière	1000
Bâti	Barrière	1000

Tableau 4. Classement des catégories d'occupation du sol en fonction des préférences de l'espèce et valeur de coût associée.

Les liens du graphe sont seuillés à 2500 m (équivalent en distance-coût), correspondant à la distance maximale de dispersion de l'espèce. Les valeurs de coût attribuées aux catégories d'occupation du sol en fonction de leur résistance aux déplacements de la rainette (tableau 4) sont issues d'une étude précédente dans laquelle des tests de sensibilité avaient été effectués (Clauzel et al., 2013).

Méthode pour localiser de nouvelles taches d'habitat

Le protocole méthodologique pour rechercher de manière systématique les meilleurs emplacements pour maximiser la connectivité est basé sur la méthode proposée dans Foltête et al. (2014). A partir d'un graphe modélisant le réseau écologique de la rainette arboricole, une métrique globale quantifiant la connectivité du réseau initial est calculée. Une grille est ensuite appliquée sur la carte d'occupation du sol et chaque cellule est testée comme emplacement potentiel pour une nouvelle tache d'habitat. L'algorithme de recherche ajoute virtuellement une tache d'habitat au centroïde de la cellule ainsi que les nouveaux liens connectant cette nouvelle tache aux taches existantes si leur distance est inférieure à la distance de dispersion utilisée pour seuiller le graphe. Après chaque ajout, la métrique globale est recalculée ainsi que son taux de variation par rapport à la valeur initiale. Une fois toutes les cellules testées, l'algorithme valide celle où l'ajout d'une nouvelle tache a produit la plus forte augmentation de la valeur de la métrique. Le centroïde de cette cellule est considéré comme le meilleur emplacement dans le réseau pour ajouter la première tache. Le processus est répété jusqu'au nombre souhaité de nouvelles taches à créer en intégrant les changements de topologie dans le graphe induit par l'ajout des taches précédentes.

La recherche des meilleurs emplacements est limitée aux zones favorables à la rainette arboricole (lisières forestières, milieux humides, prairies) afin d'éviter de créer de nouvelles taches dans des milieux écologiquement inappropriés. Lors de la recherche, si le centroïde de la cellule n'est pas occupé par des milieux favorables, la cellule n'est pas testée, et l'algorithme passe à la cellule suivante.

Enfin, la même démarche est également appliquée à un jeu de points existants dans l'optique de hiérarchiser les emplacements déjà décidés par les experts.

La métrique globale de connectivité utilisée dans cette analyse est la probabilité de connectivité (PC index) développé par Saura et Pascual-Hortal (2007).

3.1.2. Résultats

Le graphe représentant le réseau écologique effectivement utilisé par la rainette arboricole à l'échelle de la dispersion contient 88 taches d'habitat, dont la taille varie de 0,01 à 22 ha (1,12 ha en moyenne) et 90 liens. Le réseau apparaît très fragmenté en raison d'une densité importante d'éléments défavorables à l'espèce comme les forêts et les cultures. Trois zones de présence avérée sont visibles : la partie amont de la vallée de l'Ognon correspondant au périmètre de l'ENS, les étangs forestiers de la Bresse et le secteur entre la Saône et le Doubs à l'ouest de la zone d'étude (figure 10). L'espèce est également présente, mais de manière plus dispersée, en aval de la vallée de l'Ognon et dans un méandre de la Loue. La représentation du réseau montre que les distances entre les sites de présence sont trop importantes pour être parcourues par la majorité des individus. Les sous-populations de rainettes apparaissent ainsi isolées et leur viabilité à long terme menacée. Sur l'ENS, le réseau est divisé en 4 composantes, deux d'entre elles ne contenant qu'une seule tache d'habitat. La densité des taches et des connexions est donc très faible en raison notamment de la présence de cultures et la LGV Rhin-Rhône.

La recherche des meilleures localisations pour créer de nouvelles taches d'habitat est limitée au périmètre de l'ENS afin d'avoir des résultats comparables à ceux des experts. Seules les catégories d'occupation du sol favorables à l'espèce font l'objet de la recherche, ce qui correspond à environ 28% de la superficie de l'ENS. En plus de cette analyse, les 10 emplacements décidés par les experts sont également hiérarchisés en fonction de l'augmentation de la valeur du PC apportée par chaque tache.

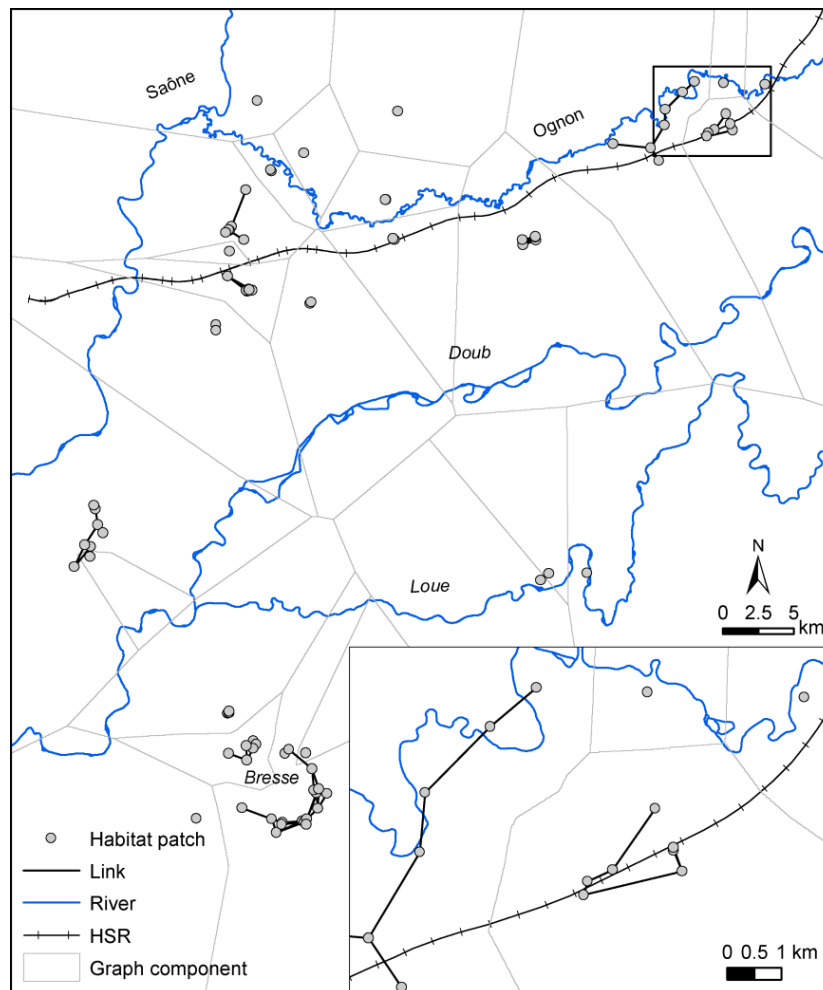


Figure 10. Graphe modélisant le réseau écologique « réel » de la rainette arboricole. Les nœuds du graphe correspondent aux zones de présence permanente de l'espèce d'après les relevés d'observation entre 2006 et 2013. Les liens, représentant les déplacements potentiels entre les taches, sont seuillés à 2500 m, la distance maximale de dispersion de l'espèce. En bas à droite : zoom sur le périmètre de l'Espace Naturel Sensible où la recherche des meilleurs emplacements pour de nouvelles taches d'habitat est appliquée.

Les courbes (figure 11) montrent une variation similaire des valeurs de PC pour chaque nouvelle tache implémentée par le processus itératif ou suggérée par les experts. Dans les deux cas, la valeur de PC augmente fortement avec les 2 premières taches ajoutées (+55 %) puis tend à se stabiliser. À partir de la 4^{ème} tache ajoutée, la modélisation fournit un taux de variation du PC de 4 points supérieurs à l'approche « experts ».

Les résultats cartographiques permettent d'identifier les zones stratégiques pour l'amélioration de la connectivité. Les parties centrales et à l'est apparaissent comme les plus importantes dans les deux approches. La première tache ajoutée permet, dans les deux cas, de reconnecter les deux principales composantes du réseau et de densifier les connexions entre le nord et le sud, et entre l'est et l'ouest. La deuxième tache ajoutée connecte un plan d'eau isolé au nord-est au reste du réseau. La troisième tache ajoutée par le modèle améliore les connexions entre le sud, le centre et l'ouest, grâce à des liens utilisant les lisières forestières et les passages à faune permettant de traverser la LGV. Les taches n° 4, 6 et 7 suggérées par les experts (en noir sur la figure 11) sont localisées un peu plus au nord mais ont la même fonction que la tache précédente. Deux taches sont ajoutées au nord par les deux approches (n°4 en blanc, n°3 en noir) et permettent de connecter une tache isolée au reste du réseau. Enfin, dans la partie sud, une tache est créée par le modèle contre deux suggérées par les experts. D'après les courbes du taux de variation du PC, ces taches ne semblent pas améliorer la connectivité globale du réseau.

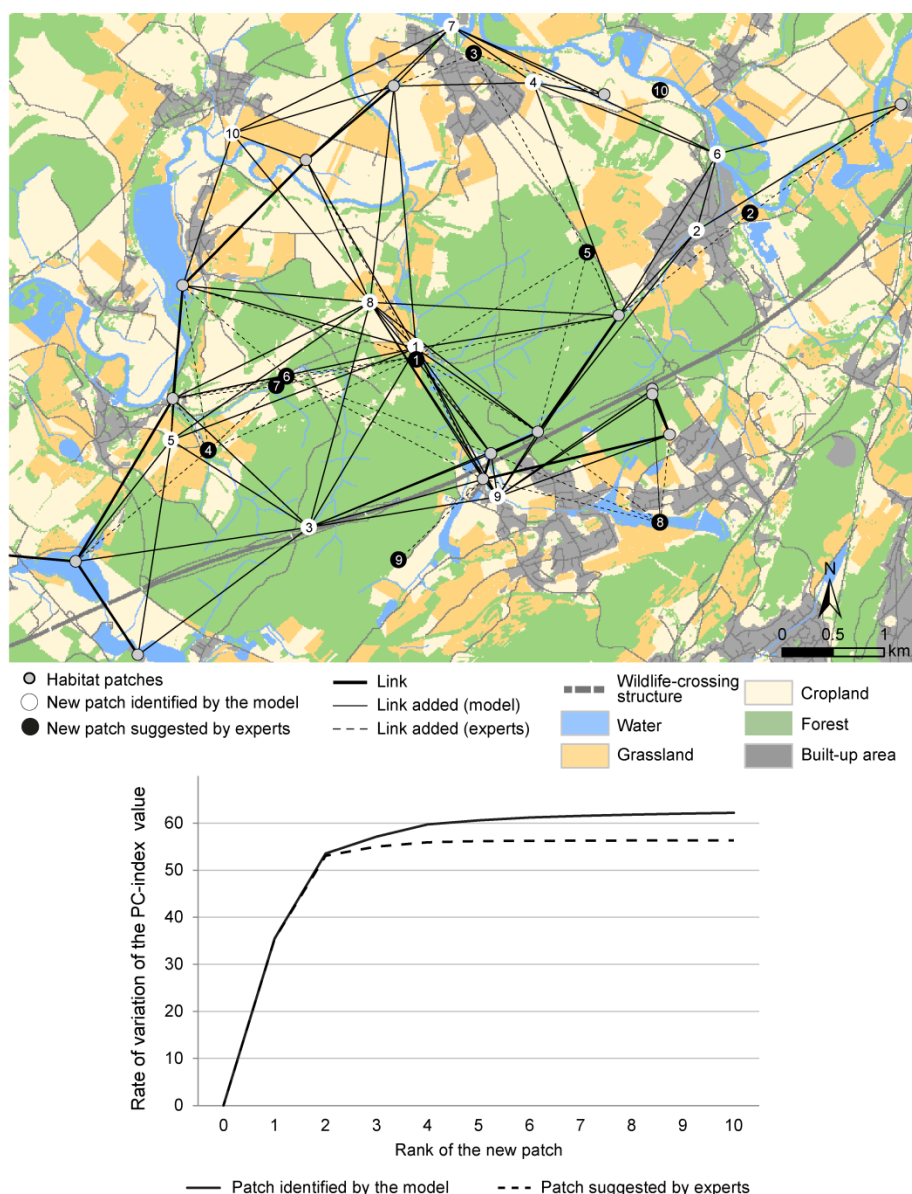


Figure 11. Localisation des nouvelles taches pour maximiser la connectivité sur l'ENS. Les nouvelles taches identifiées par le modèle sont en blanc et leurs liens sont représentés par des traits pleins noirs. Les taches suggérées par les experts sont en noir et leurs liens en traits pointillés noirs. A noter : les taches noires 5, 6 et 7 correspondent à de la restauration d'étangs existants et non à la création de nouveaux étangs. Les chiffres à l'intérieur des cercles indiquent le rang de la nouvelle tache en termes de gain de connectivité. Les courbes montrent le taux de variation de la valeur du PC initial résultant de l'addition de chaque nouvelle tache identifiée par le modèle (trait plein) ou suggérée par des experts (ligne pointillée).

3.1.3. Discussion

La méthode d'ajout de taches proposée par Foltête et al. (2014) va au-delà de la hiérarchisation de sites candidats développée par Garcia-Feced et al. (2011). Le procédé est en effet cumulatif et intègre les changements de topologie dans le graphe induits par l'ajout des taches précédentes, avant de rechercher les suivantes. En outre, ce procédé itératif peut tester tous les emplacements potentiels de manière systématique, ce qui est adapté à la création de petites taches d'habitat dont la localisation n'est pas connue a priori. A l'inverse, il peut également être limité spatialement à des zones candidates (figure 12), pour créer les taches dans des contextes favorables d'un point de vue écologique et/ou foncier.

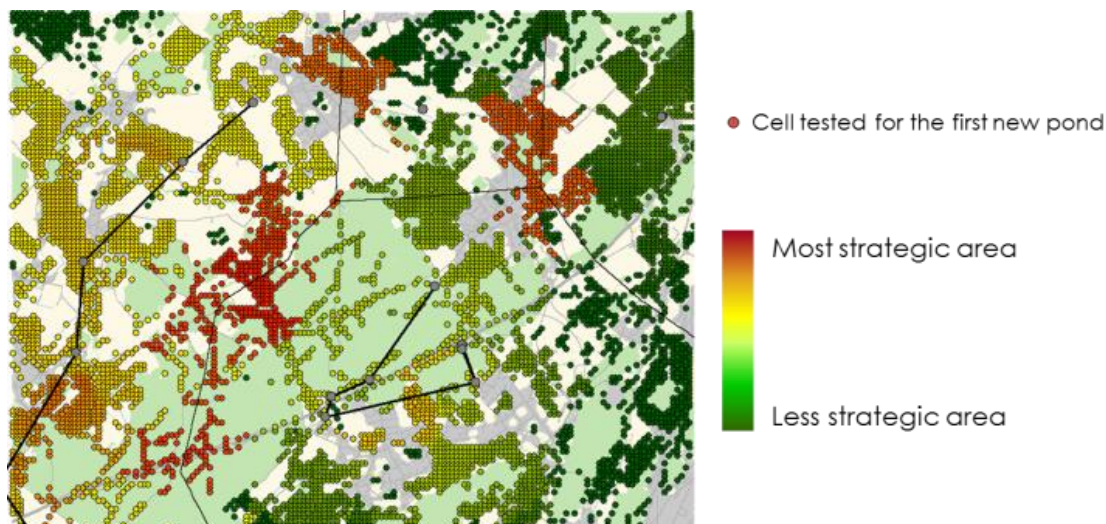


Figure 12. Résultats de la recherche d'un meilleur emplacement pour la création d'une nouvelle mare. La recherche a été restreinte spatialement à un ensemble de zones écologiquement pertinentes. Ce résultat cartographique permet d'identifier les zones stratégiques à l'intérieur desquelles il serait intéressant de créer une nouvelle tache d'habitat pour améliorer la connectivité.

En plus des résultats cartographiques, une courbe représentant le gain en connectivité apporté par chaque ajout de nouvelles taches est générée. Cet outil graphique permet d'identifier le nombre de nouvelles taches à créer pour atteindre un niveau donné de connectivité ou pour détecter un seuil au-delà duquel l'ajout de taches ne permet plus d'augmenter la connectivité.

La méthode proposée permet d'identifier des zones stratégiques (en rouge sur la figure 12) où l'ajout de nouvelles taches d'habitat maximiserait la connectivité. Les zones identifiées par le modèle sont relativement proches de celles identifiées par les experts naturalistes. Les nouvelles mares potentielles conduiraient à une densification des connexions dans la partie centrale de l'ENS et des taches d'habitat le long de la vallée de l'Ognon. La hiérarchisation des 10 emplacements suggérés par les experts montre qu'à partir de la troisième mare ajoutée, la connectivité n'est quasiment plus améliorée. Ce fait doit néanmoins être nuancé, car même si la connectivité globale n'est plus améliorée, la simple augmentation du nombre de mares dans le réseau est, en soi, bénéfique pour la viabilité des populations de rainettes.

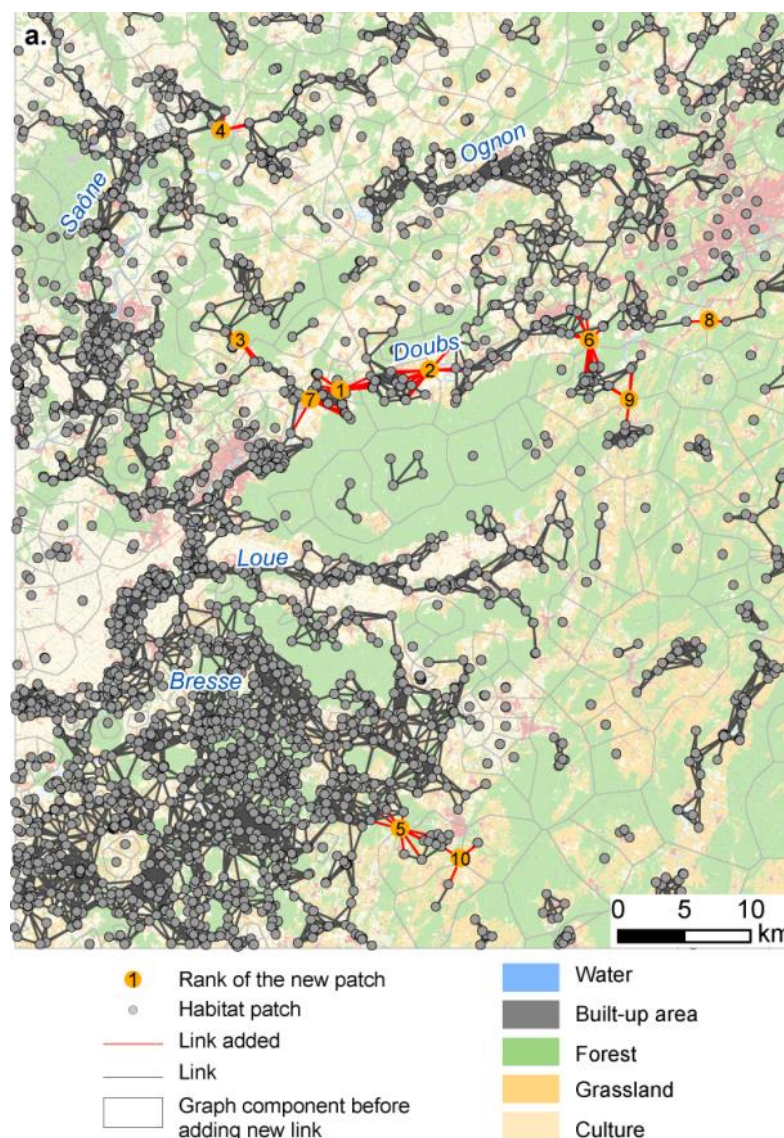
Une fois les zones ciblées, la connaissance du terrain par des naturalistes permet de préciser l'emplacement, compte tenu des facteurs locaux (microtopographie, ombre des arbres, proximité à des cultures, etc.). Elle permet également de questionner la localisation de certaines taches proposées par le modèle, comme par exemple la tache n°10 (en blanc) qui obligerait les individus à traverser la rivière pour rejoindre les autres taches, ou la tache n°2 (en blanc) ajoutée dans une ripisylve en milieu urbain et qui serait plus appropriée dans le milieu prairial à proximité comme suggéré par les experts. Ce genre de résultat, a priori non pertinent, est lié au nécessaire compromis à trouver entre le degré de réalisme de la modélisation, les données à acquérir et les temps de calcul. Une résolution plus fine de la carte d'occupation du sol aurait par exemple permis de dissocier les berges des rivières (favorables) et la rivière elle-même (défavorable), mais au prix d'un allongement considérable des temps de calcul.

Finalement, les deux approches apparaissent complémentaires. La méthode d'ajout de taches permet d'identifier les zones stratégiques d'un réseau pour améliorer la connectivité. Elle renseigne également sur le nombre de taches à créer pour atteindre un niveau de connectivité souhaité. La connaissance locale des experts permet ensuite de préciser l'emplacement exact à l'intérieur de cette zone en intégrant les facteurs locaux.

3.1.4. Analyse de sensibilité des résultats issus du calcul d'ajout de taches en fonction de la taille de la grille d'échantillonnage

La sensibilité des résultats issus du calcul d'ajout de taches a été testée en fonction de la taille de la grille d'échantillonnage dans laquelle les centroïdes des cellules sont testés. L'analyse a été appliquée de manière générique à un réseau de plans d'eau (occupé ou non par la rainette) contenant 2800 nœuds et 7400 liens sur la zone globale de l'étude (figure 13).

Figure 13. Localisation de 10 nouvelles mares potentielles sur une partie de la Franche-Comté. Exceptée la septième mare, toutes les autres permettent de reconnecter des sous-réseaux au réseau principal, formant un grand corridor reliant les Etangs de la Bresse Comtoise et les vallées de la Loue, la Saône et le Doubs. Seule la vallée de l'Ognon reste déconnectée dans sa partie aval en raison d'une forte densité de zones agricoles, considérées comme défavorables aux déplacements des amphibiens.



Treize résolutions de la grille d'échantillonnage entre 100 m et 3000 m ont été testées afin de sélectionner la résolution offrant le meilleur compromis entre la qualité des résultats et les temps de calculs. Les résultats (figure 14) montrent deux groupes de courbes aux comportements différents. Le premier groupe correspond aux résolutions les plus fines entre 100 m et 1250 m. Ces courbes montrent une variation similaire de la valeur de PC en fonction de chaque ajout de nouvelle tache. Les deux premières taches génèrent une augmentation de 10% de la connectivité, alors que les taches suivantes ont un impact moins fort. Les résolutions de 100 m à 750 m produisent des résultats identiques avec un gain de connectivité de 2 points plus élevé que les résolutions de 1000 m et 1250 m à partir de la 5^{ème} tache. Le second groupe correspond aux résolutions les plus grossières entre 1500 m et 3000 m qui fournissent un gain moins important de connectivité, quel que soit le nombre de taches ajoutées. En outre, ces résolutions génèrent une grande variabilité dans les résultats, probablement liée à la

position de la grille sur la carte d'occupation du sol. Par exemple, la résolution de 3000 m fournit une plus forte augmentation de la connectivité que la résolution de 1750 m.

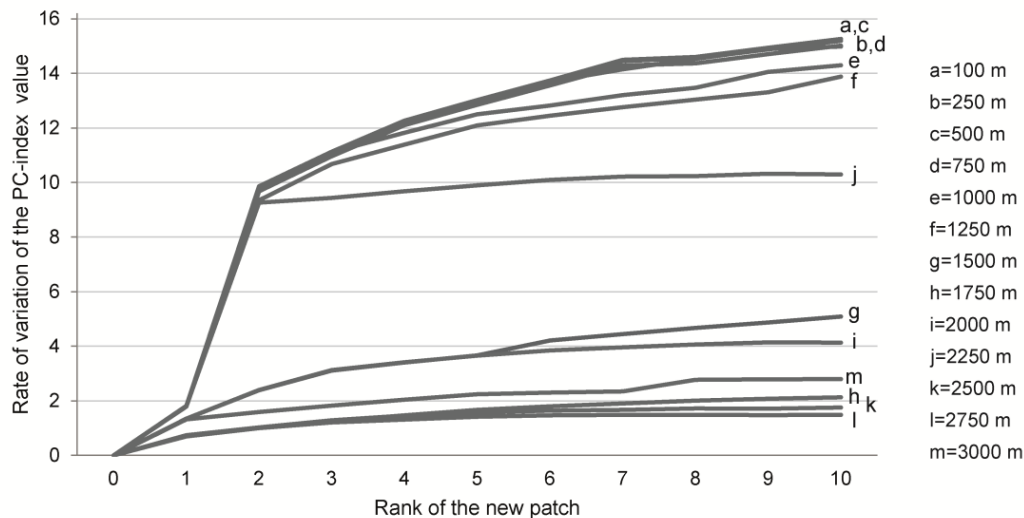


Figure 14. Augmentation de la métrique globale de connectivité (Probability of Connectivity) fournit par l'ajout de 10 nouvelles taches d'habitat en fonction de plusieurs résolutions de grille d'échantillonnage. Les analyses de sensibilité montrent que les résolutions les plus fines (de 100 m à 750 m) fournissent des résultats similaires et une augmentation beaucoup plus forte du PC par rapport aux résolutions plus grossières.

3.1.5. Analyse de sensibilité du modèle de distribution d'espèces en fonction de la résolution spatiale de la carte d'occupation du sol.

Dans le cadre de Graphab1, une étude avait été menée sur l'évaluation de l'impact potentiel de la LGV sur la distribution de la rainette arboricole (*Hyla arborea*) en Franche-Comté (Clauzel et al., 2013). Pour cela, un modèle de distribution avait été réalisé pour vérifier si la présence de l'espèce était en partie liée à la connectivité. La relation entre les données de présence et de pseudo-absence (variable à expliquer) et les différentes valeurs de connectivité calculées à partir du graphe (variables explicatives) a été évaluée par une régression logistique. Les résultats ont montré que deux variables de connectivité, la capacité des taches et l'indice de centralité intermédiaire (BC), étaient corrélées positivement à la présence de rainette et permettaient d'expliquer 44% de sa variance.

Afin d'évaluer la sensibilité de ces résultats, le même modèle de distribution a été réalisé en faisant varier la résolution spatiale de la carte d'occupation du sol (initialement à 10 mètres), utilisée en amont pour modéliser le réseau écologique. Excepté la résolution spatiale de cette carte (figure 15), l'ensemble des paramètres utilisés dans la construction du graphe et le modèle de distribution est strictement identique au projet initial.

Les résultats montrent qu'une dégradation de la résolution spatiale de la carte d'occupation du sol entraîne une perte importante du pouvoir explicatif du modèle. La valeur de R^2 passe ainsi de 0,44 pour une carte à 10 m de résolution à 0,20 pour une résolution à 50 m et 0,11 pour une résolution à 100 m. Le pouvoir explicatif du modèle augmente sensiblement pour les résolutions les plus grossières (0,14 pour 500 m), probablement lié à la simplification extrême du graphe qui ne contient alors que quelques taches d'habitat dans les zones les plus denses en plans d'eau (vallée de l'Ognon) et qui correspondent sur le terrain à la principale zone de présence de l'espèce.

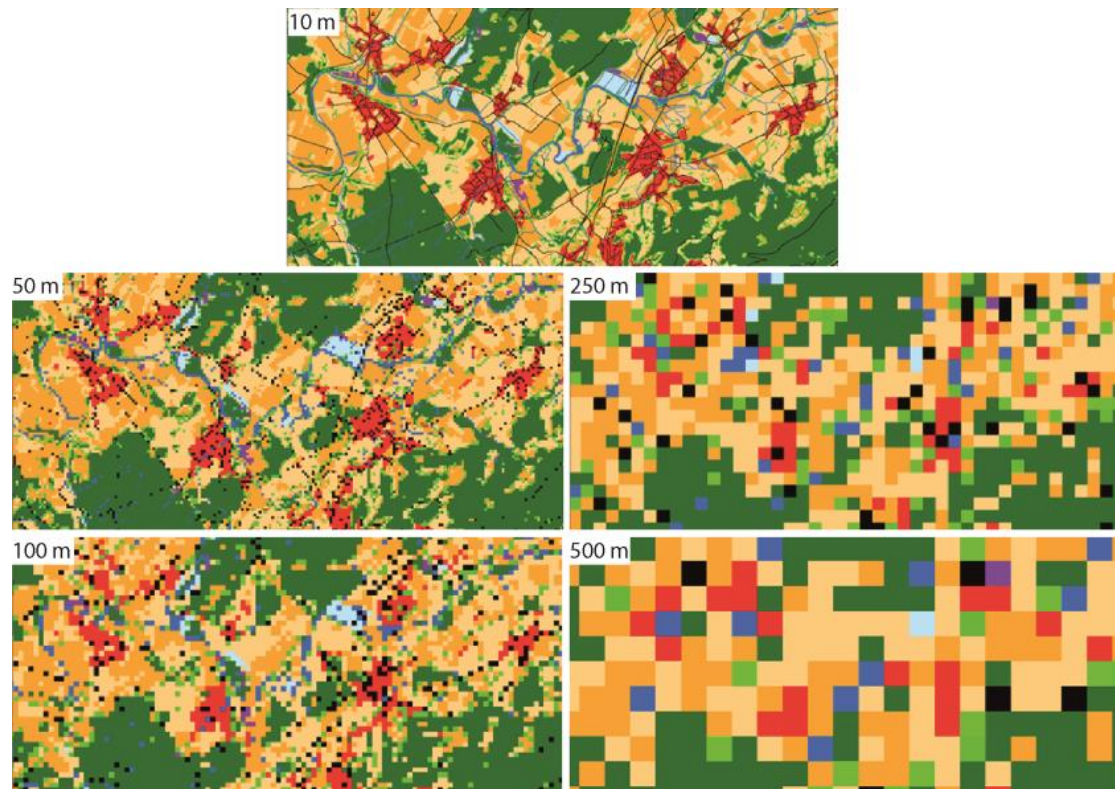


Figure 15. Dégradation de la résolution spatiale de la carte d'occupation du sol, de 10 m à 500 m

Résolution spatiale de la carte (m)	R ²	AIC
10	0.44	123
50	0.20	173
100	0.11	192
250	0.13	189
500	0.14	185

Tableau 5. Résultat du modèle de distribution d'espèce mettant en relation les données de présence et de pseudo-absence de la rainette et les métriques Capacité et BC, en fonction de différentes résolutions spatiales de la carte d'occupation du sol.

Références

- Clauzel C., Bannwarth C., Foltete, J.-C., 2015. Integrating regional-scale connectivity in habitat restoration: An application for amphibian conservation in eastern France. *Journal for Nature Conservation* 23: 98-107.
- Clauzel, C., Girardet X., Foltête, J.-C., 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* 127: 125-134.
- Foltête J.-C., Girardet X., Clauzel C., 2014. A methodological framework for the use of landscape graphs in land-use planning. *Landscape and Urban Planning* 124: 240-250.
- García-Feced C., Saura S., Elena-Rosselló R., 2011. Improving landscape connectivity in forest districts: A two-stage process for prioritizing agricultural patches for reforestation. *Forest Ecology and Management* 261: 154-161.
- Saura S., Pascual-Hortal L., 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 : 91-103.

3.2. Rhinopithèque de Biet et impact de scénarios d'aménagement autoroutier sur la connectivité

3.2.1. Contexte

Grâce aux collaborations avec le laboratoire Chrono-Environnement de l'université de Franche-Comté (Patrick Giraudoux) et le Département de gestion de la faune sauvage et de santé des écosystèmes de l'Université des finances et de l'économie du Yunnan (Dr. Li Li), les méthodes mises en œuvre en France ont pu être transposées en Chine, dans une perspective de conservation d'une espèce endémique menacée : le Rhinopithèque de Biet (*Rhinopithecus bieti*). Ces travaux s'intègrent dans le GDRI *Ecosystem health and environmental disease ecology* (<http://gdri-ehede.univ-fcomte.fr>) piloté par Patrick Giraudoux et le programme Xu Guangqi 2015 du Ministère des Affaires Etrangères (resp. Céline Clauzel).

En 2013 et 2014, deux missions de terrain ont été réalisées grâce aux financements de l'Institut Universitaire de France et l'Université des finances et de l'économie du Yunnan. Ces missions ont permis de :

- mieux connaître l'habitat du Rhinopithèque de Biet par une série de points de contrôle au sol dans son aire de distribution, depuis la frontière du Tibet jusqu'au groupe connu situé le plus au sud, dans la réserve naturelle de Yunlong Tianchi (350 km du nord au sud, figure 15).
- initier des collaborations avec les acteurs locaux (gestionnaires de réserves naturelles, forestiers, etc.) et les scientifiques travaillant sur le sujet (notamment Long Yong Cheng, spécialiste des primates de Chine).
- faire une formation théorique et pratique sur la modélisation des réseaux écologiques via le logiciel Graphab à l'université du Yunnan. Une trentaine d'étudiants ont suivi cette formation d'une journée.

Une troisième mission fin 2015 (financée par le programme Xu Guangqi 2015) permettra de poursuivre les réflexions engagées sur l'impact du changement climatique sur la distribution des forêts sempervirentes et du Rhinopithèque de Biet.

L'étude présentée ci-dessous a été publiée dans la revue *Biological Conservation* :

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

3.2.2. Objectifs

Le Rhinopithèque de Biet est un primate menacé de disparition et endémique du Yunnan, vivant dans les forêts sempervirentes de haute altitude entre 3000 et 4700 m. Sa population compte environ 1500 individus répartis en 15 sous-populations vivant dans des zones forestières fragmentées par l'extension de l'urbanisation et les réseaux de communication (Long et al., 1994 ; 1996, Xiao et al., 2003).

Parmi les infrastructures majeures de transport, l'autoroute G214 qui relie Xining (Qinghai) au Nord à Jinghong (Yunnan) au Sud traverse la zone de distribution du Rhinopithèque de Biet. Dans la préfecture du Deqen (figure 15), une section de 12 km composée de tunnels et de viaducs est actuellement en cours de construction afin d'améliorer l'accessibilité des habitants dans ces zones montagneuses. A terme, le trafic de véhicules, composés notamment de camions nombreux dans cette région, devrait être reporté sur ce nouveau tronçon plus direct. Bien que cet aménagement ne soit pas prévu au départ pour la faune, la déviation du trafic sur des sections enterrées ou aériennes pourrait réduire les nuisances visuelles et sonores, et donc l'effet barrière pour les espèces animales.

L'objectif de l'étude est donc d'évaluer l'impact de cet aménagement autoroutier sur la connectivité des forêts d'altitude, zone habitat du Rhinopithèque. Pour ce faire, trois sous-objectifs ont été identifiés :

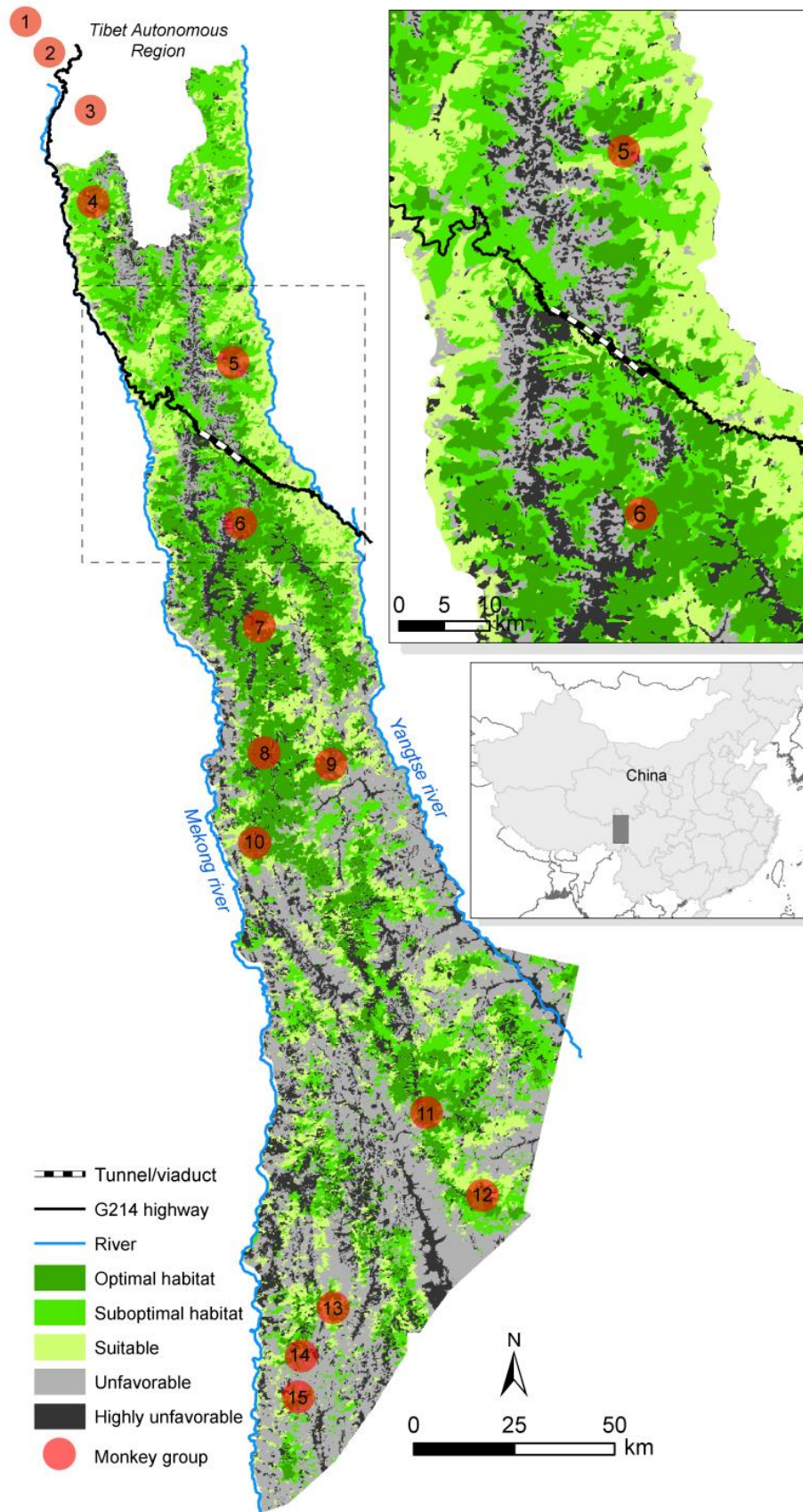


Figure 16. Zone d'étude et localisation des groupes de *Rhinopithecus* dans la province du Yunnan. L'occupation du sol a été classée en 5 catégories en fonction des préférences écologiques de l'espèce. Le rectangle en pointillé est centré sur la zone autour de la section de tunnels/viaducs en construction.

(1) évaluer l'impact de l'autoroute G214 selon son tracé actuel en comparant le degré de connectivité des forêts d'altitude avec et sans la présence de l'infrastructure, en suivant la même méthode développée dans Clauzel et al. (2013) et Girardet et al. (2013). L'hypothèse est que la présence de l'autoroute réduit la connectivité entre les groupes de singe situés de part et d'autre du tracé, voire à l'échelle de la zone entière de distribution de l'espèce.

(2) évaluer l'impact potentiel de la portion de tunnels/viaducs en construction sur la connectivité actuelle. La déviation du trafic vers cette nouvelle route permettrait de réduire les perturbations visuelles et sonores le long de la G214, il est donc probable que ce nouveau tronçon ait un impact positif sur la connectivité actuelle.

(3) comparer deux scénarios de mitigation en fonction de mesures potentielles de reboisement dans la zone concernée. Ces deux scénarios diffèrent sur le type de végétation privilégiée : des espèces favorables aux déplacements de l'espèce pour le premier et des espèces constituant son habitat optimal pour le second. Il est probable que le second scénario conduisant à la création de nouvelles taches d'habitat ait un impact beaucoup plus fort sur la connectivité.

L'analyse a été conduite à deux niveaux. Au niveau régional, les résultats ont permis de quantifier les changements de la connectivité globale induits par la présence de la G214 et de ses aménagements. Une question intéressante était de savoir si la perte de connectivité engendrée par la G214 pouvait être, en partie ou totalement, compensée par la déviation du trafic et/ou les mesures de reboisement. Au niveau local, l'analyse a permis une évaluation plus fine en identifiant les éléments les plus vulnérables du réseau (taches ou corridors) et ceux qui tireraient davantage partie des aménagements futurs.

Dans les deux cas, la connectivité a été appréhendée à plusieurs échelles spatio-temporelles, en lien avec les différents processus écologiques, des déplacements quotidiens pour la recherche de nourriture aux événements de dispersion entre les sous-populations. Cette double analyse a permis de vérifier si l'impact des aménagements autoroutiers sur la connectivité était différent en fonction des échelles des processus écologiques étudiés.

3.2.3. Matériels et méthode

Zone d'étude

La zone d'étude couvre 17 000 km² dans le nord-ouest du Yunnan, s'étirant entre la Région autonome du Tibet au nord et le Yunlong au sud (figure 16). La zone est bordée par deux vallées parallèles : celle du Mékong à l'ouest et celle du Yangtse à l'est. L'altitude varie de 1 300 à 5 400 m. L'occupation du sol diffère fortement entre le nord et le sud. La partie méridionale est plus basse en altitude (2900 m en moyenne) et son paysage est fortement fragmenté en raison de l'urbanisation et de l'agriculture. La partie septentrionale correspond aux montagnes Hengduan où l'altitude est plus élevée (3920 m en moyenne) et le paysage est dominé par les forêts de conifères.

Espèce étudiée

Les populations de Rhinopithèque de Biet sont organisées en 15 groupes sociaux (12 dans le Yunnan et 3 au Tibet), répartis sur 300 km le long des montagnes Yun Lin (Grueter, 2003). L'espèce vit dans les forêts de conifères entre 3000 m et 4500 m. En raison de la difficulté d'accès à ces zones, la distribution du singe n'est pas parfaitement connue et il est possible que d'autres groupes très isolés n'aient pas encore été découverts (Long et al., 1994). La surface totale de son habitat couvre 2500 km², soit 14% de la zone d'étude. L'espace vital des groupes varie entre 10 km² et 100 km² en fonction de la latitude et de la saison. Bien que les groupes préfèrent les larges taches d'habitat, ils sont capables de s'installer dans de petites taches si de l'habitat suboptimal (forêts mixtes ou forêts de feuillus) est présent à proximité pour la nourriture. Ceci est particulièrement le cas dans le sud où l'habitat optimal est très fragmenté.

Le Rhinopithèque de Biet passe une grande partie de son temps quotidien dans les arbres pour se nourrir et se reposer, et seulement 15% à se déplacer. D'après plusieurs campagnes d'observation (Kirkpatrick et al., 1998; Ren et al., 2009 ; 2008), la distance quotidienne de déplacement varie entre 350 m et 2000 m avec une moyenne à 1500 m. Les événements de dispersion sont peu connus mais sont considérés comme hautement probables

puisque les jeunes mâles doivent souvent quitter leur groupe pour en rejoindre un autre. Une analyse hiérarchique sur les distances génétiques (Li et al., 2014) a montré que les groupes de singe étaient structurés en 5 clusters caractérisés par une relative similarité génétique entre les individus (voir figure 19). Pour ses déplacements, le singe préfère utiliser les arbres mais est également capable de traverser des espaces ouverts comme les prairies sur de courtes distances. Ses déplacements se font perpendiculairement à la pente. Pour aller d'une montagne à une autre, les individus préfèrent ainsi contourner le bassin-versant plutôt que traverser la vallée. Depuis les années 1950, l'habitat du singe est en régression de 30% en raison de la déforestation pour l'exploitation du bois et l'agriculture (Xiao et al., 2003). Même si la partie nord de son aire de distribution est moins fragmentée qu'au sud, la question de la viabilité de l'espèce est prégnante en raison de l'augmentation rapide de la densité des populations humaines.

Données d'occupation du sol et pente

L'analyse est basée sur une carte d'occupation du sol issue d'une classification supervisée de 13 images SPOT datant de Novembre 2004 (Zhang et al., 2015). La précision de la classification a été évaluée en comparant les résultats obtenus à des points de contrôle sur le terrain fournis par le Programme *Conservation Information Centre of The Nature Conservancy of China*. A partir de cette carte, rastérisée à une résolution de 50 m, cinq catégories ont été définies en fonction des préférences écologiques du Rhinopithèque de Biet (tableau 6). Le tracé de l'autoroute G214 a été fourni par le *Digital Chart of the World* et numérisée avant d'être intégré à la carte.

Catégories	Occupation du sol	Coût
Habitat optimal	Forêts de conifères	1
Habitat suboptimal	Forêts mixtes	50
Favorable aux déplacements	Forêts de feuillus, prairies, arbustes	60
Défavorable	Forêts de Pin du Yunnan	70
Très défavorable	Zones urbanisées ou agricoles	100

Tableau 6. Catégories d'occupation du sol et coûts associés

Un Modèle Numérique de Terrain (MNT) produit par the *Shuttle Radar Topography Mission* (<http://srtm.csi.cgiar.org>) a été utilisé pour dériver les valeurs de pente qui ont été utilisées, avec l'occupation du sol, pour créer une surface de coûts.

Construction du graphe modélisant le réseau écologique du Rhinopithèque de Biet

Définition des nœuds du graphe

La définition des nœuds du graphe varie en fonction de l'échelle étudiée. Les taches d'habitat optimal ont été définies comme les cœurs des taches de forêts de conifères. Le Rhinopithèque de Biet évite en effet les zones périphériques des forêts plus soumises aux perturbations humaines (Li et al., 2014). Un traitement morphologique d'ouverture (une érosion suivie d'une dilatation) a donc été appliqué aux éléments de la catégorie 1 afin de supprimer les éléments linéaires et les taches trop petites pour contenir un cœur. Les taches issues de ce traitement morphologique sont considérées comme les zones d'habitat optimal où l'individu trouve les ressources nécessaires à sa vie quotidienne, notamment d'un point de vue alimentaire (« *resource patches* », figure 17a).

Un premier graphe modélisant le réseau écologique à l'échelle des déplacements quotidiens est construit en utilisant ces taches comme nœuds du graphe. Les liens sont seuillés à une distance de 1,5 km (équivalent en distance coût), correspondant à la distance moyenne journalière que parcourt un individu pour la recherche de nourriture. Les taches connectées entre elles à une distance inférieure à 1,5 km forment ainsi les composantes du graphe, correspondant à des espaces où les individus sont supposés pouvoir se déplacer à l'échelle quotidienne sans rencontrer de barrières majeures (Blazquez-Cabrera et al., 2014). La qualité d'une tache est définie comme sa superficie.

Un second graphe (figure 17b) est construit en considérant les composantes définies précédemment (ou « métataches » d'après Zetterberg et al., 2010) comme des nœuds, potentiellement connectées entre elles par des mouvements de dispersion entre les populations. La qualité d'une métatache est définie comme la surface d'habitat optimal et suboptimal qu'elle contient.

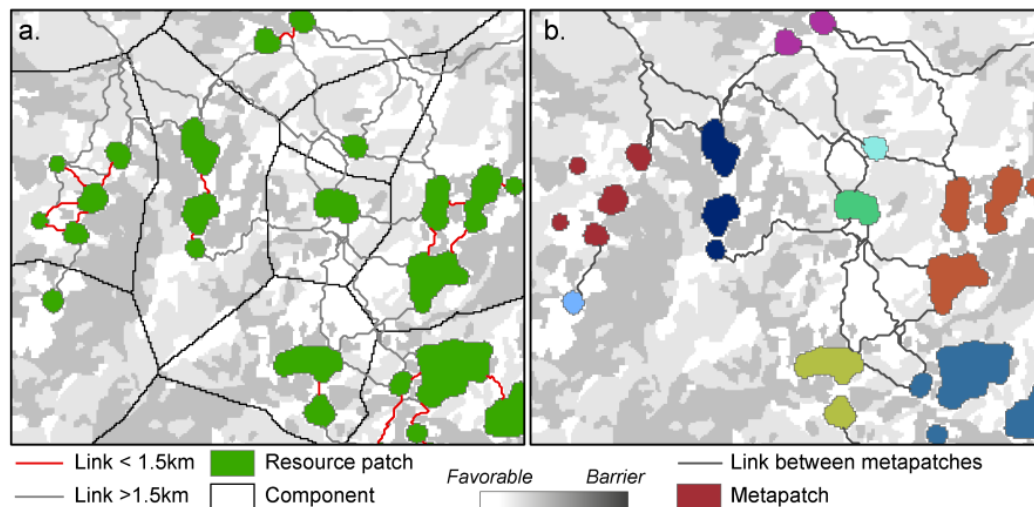


Figure 17. Principe de construction des métataches. A gauche, le graphe représente le réseau écologique d'une espèce donnée à l'échelle des déplacements quotidiens. Les nœuds du graphe sont définis comme les taches de ressources et les liens sont seuillés à la distance quotidienne moyenne. Les taches connectées appartiennent à la même composante. A droite, le graphe représente le réseau de la même espèce à l'échelle de la dispersion. Les nœuds sont définis comme des métataches (chaque couleur indique une métatache différente), correspondant aux composantes du graphe précédent. Les liens sont seuillés à la distance de dispersion (ici, toutes les métataches sont connectées entre elles).

Définition des valeurs de coûts

Compte tenu du comportement de l'espèce, les valeurs de coûts tiennent compte à la fois de l'occupation du sol et de la pente. Les coûts attribués aux différents types d'occupation du sol proviennent d'une étude antérieure (Li et al., 2014), dans laquelle une analyse de sensibilité avait été menée en faisant varier, par incrément de 10, les valeurs de coûts et en comparant les distances coûts obtenues avec les distances génétiques entre les groupes de singe. La combinaison sélectionnée (tableau 6) est celle qui maximisait le R^2 entre les variables, c'est-à-dire qui expliquait le plus les distances génétiques. Un coût de 1 est ainsi attribué à l'habitat optimal, 50 à l'habitat suboptimal, 60 aux éléments favorables aux déplacements, 70 aux éléments défavorables et enfin 100 pour les éléments les plus défavorables comme le bâti.

Pour chaque pixel, ces coûts ont ensuite été multipliés par la valeur de pente exprimée en pourcentage, selon la formule :

$$C_i (\alpha S_i + 1)$$

où C est la valeur de coût de la cellule i , S est la pente à l'intérieur de la cellule i , et α est un coefficient multiplicateur contrôlant le coût supplémentaire de la pente. Le α est déterminé de manière à ce que les plus fortes pentes correspondent à la valeur de coût maximale pour l'occupation du sol, signifiant que les chemins avec de fortes pentes, même s'ils traversent de l'habitat optimal, sont considérés comme difficilement parcourables.

Construction des scénarios prospectifs

Plusieurs scénarios ont été construits afin d'évaluer l'impact de l'autoroute G214 et de ses aménagements actuels ou potentiels sur la connectivité (figure 18) :

- T_0 : l'état « initial » de la connectivité dans la zone d'étude, c'est-à-dire la carte actuelle d'occupation du sol mais sans l'intégration de l'autoroute G214.

- T_1 : l'état « actuel » de la connectivité obtenu par la superposition du tracé de la G214 sur la carte initiale d'occupation du sol (T_0). La G214 est considérée comme une barrière pour les déplacements du Rhinopithèque (coût = 50 000) en raison du trafic et de la faible densité des éléments favorables à proximité.

Entre ces deux scénarios, l'absence ou la présence de l'autoroute est l'unique changement afin d'évaluer spécifiquement son impact.

Trois scénarios théoriques de mitigation ont ensuite été construits en fonction de la déviation du trafic et des mesures potentielles de reboisement.

- S_1 : T_1 + le tronçon de la G214 parallèle à la portion de tunnels/viaducs en construction n'est plus considéré comme une barrière, mais seulement comme très défavorable (coût=100) en raison du report partiel du trafic de l'autoroute vers les tronçons enterrés ou aériens.
- S_2 : S_1 + la zone autour de la portion en construction est reboisée avec des essences végétales favorables aux déplacements du Rhinopithèque (coût=60). Les zones candidates au reboisement (environ 23 km²) ont été définies comme les pixels des catégories défavorables situés entre 3000 m et 4500 m, qui correspond à l'altitude où vit l'espèce.
- S_3 : S_1 + la zone autour de la portion en construction est reboisée avec des essences forestières formant l'habitat optimal du Rhinopithèque (coût=1). Les zones candidates sont les mêmes que celles définies en S_2 mais en appliquant un traitement morphologique d'ouverture (érosion-dilatation) pour ne garder que les cœurs de forêt, selon la même procédure que pour la définition des taches d'habitat. Cette opération conduit à une plus petite surface de reboisement (8 km²).

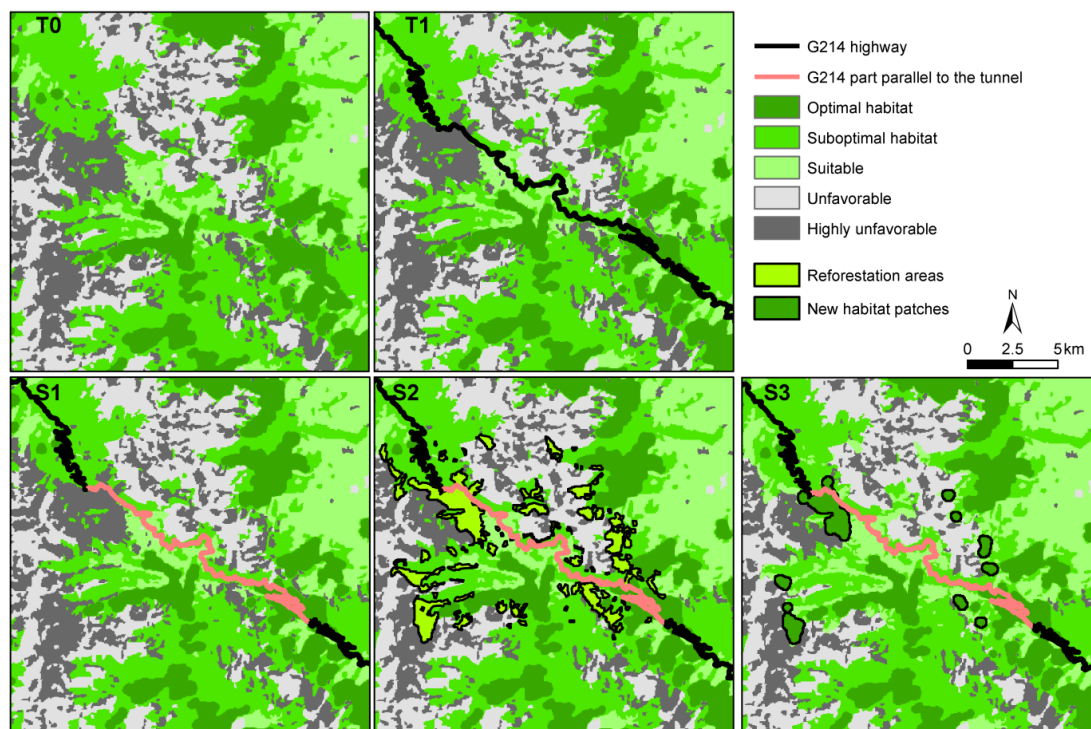


Figure 18. Changement dans la carte d'occupation du sol en fonction des différents scénarios. Les images sont centrées sur le tronçon en construction.

Ces 3 scénarios sont comparés à T_1 afin d'évaluer leur contribution à la connectivité actuelle.

Pour chacun de ces scénarios théoriques, la carte d'occupation du sol est modifiée en intégrant les changements et un nouveau graphe est construit en utilisant à chaque fois les mêmes paramètres pour la définition des nœuds et des liens.

Niveaux d'analyse et métriques de connectivité

Pour chaque graphe, des métriques de connectivité sont calculées puis comparées en calculant leur taux de variation. Ces taux de variation fournissent une évaluation de l'impact des différents scénarios sur la connectivité régionale et locale.

La connectivité régionale est évaluée par une métrique globale, calculée pour l'ensemble du graphe : le PC Index (*Probability of Connectivity*) développé par Saura and Pascual-Hortal (2007). Cette analyse permet d'évaluer les changements sur la connectivité globale de la zone d'étude. La comparaison des scénarios de mitigation avec la situation actuelle permet de voir si les aménagements pourront potentiellement compenser, en partie ou totalement, l'impact de l'autoroute. Dans la plupart des études, le PC est paramétré en fonction de la distance moyenne ou maximale de dispersion de l'espèce étudiée (Saura and Pascual-Hortal, 2007). Or, les événements de dispersion pour le Rhinopithèque de Biet sont peu connus. Différentes distances variant par incrément de 5 km ont donc été testées pour étudier la sensibilité des résultats au paramètre de distance. En plus du PC, d'autres métriques globales ont été calculées pour chaque scénario : la surface totale d'habitat en km² (THA), le nombre de métataches (MN), le nombre de liens (LN), et le coût moyen des liens (MLL).

La connectivité locale est, elle, évaluée par une métrique locale dérivée du PC : le PC_{flux} (Foltête et al., 2014), correspondant à la contribution de chaque tache au PC global. Cette analyse fournit une évaluation plus fine en identifiant les taches et les corridors les plus impactés par les changements de connectivité.

3.2.4. Résultats

Réseau écologique du Rhinopithèque de Biet

Le graphe modélisant le réseau écologique de l'espèce à l'échelle des déplacements quotidiens (figure 19a) contient 667 nœuds, dont la taille varie de 0,0025 à 258 km² (3,7 km² en moyenne), et 226 composantes. La plus large composante (4140 km²) correspond au massif « Baima Snow Mountain », qui regroupe 66% de l'habitat optimal de la zone d'étude. Cette zone abrite la principale population de singe avec 5 groupes et approximativement 1155 individus. La deuxième plus large composante est la « Laojun Mountain » (930 km², 28 nœuds) dans le sud-est où 230 individus vivent en 2 groupes (Li et al., 2009). Le reste du réseau est beaucoup plus fragmenté en raison des zones urbanisées (notamment au sud) ou des altitudes trop élevées (au nord).

Le second graphe, modélisant le réseau à l'échelle de la dispersion, contient 226 métataches et 50 composantes (figure 19b). Les liens du graphe ont été seuillés à une distance de 4,5 km, un seuillage qui produit un degré de fragmentation cohérent avec les clusters génétiques identifiés dans l'étude de Li et al. (2014). A cette échelle, les deux massifs montagneux restent déconnectés en raison de la faible densité de nœuds et de liens entre les deux.

Analyse de la connectivité régionale

L'évaluation de l'impact de la G214 et de ses aménagements est centrée sur la zone encadrant le tronçon en cours de construction (figure 16, insert). Pour chaque scénario (T₀ à S₃), un graphe est construit et le PC index est calculé à différentes distances.

L'analyse diachronique des valeurs de PC entre l'état initial (T₀) et l'état actuel (T₁) montre que la G214 a un faible impact (-3,3%) sur la connectivité locale (Figure 20), mais qui augmente graduellement avec la distance (jusqu'à -21,5% pour 31.5 km). Les 3 scénarios de mitigation améliorent la connectivité actuelle et ce gain augmente avec la distance. Le premier scénario de mitigation (S₁), incluant un transfert partiel du trafic, fournit un gain de connectivité entre +2,5% pour la plus courte distance et +26% pour la plus grande. Les deux scénarios de reboisement ont un impact différencié selon le type de végétation. Le scénario S₂ avec des essences favorables

aux déplacements est relativement proche du scénario précédent. En revanche, le scénario S_3 fournit la plus forte augmentation de la connectivité, de +15% +36%.

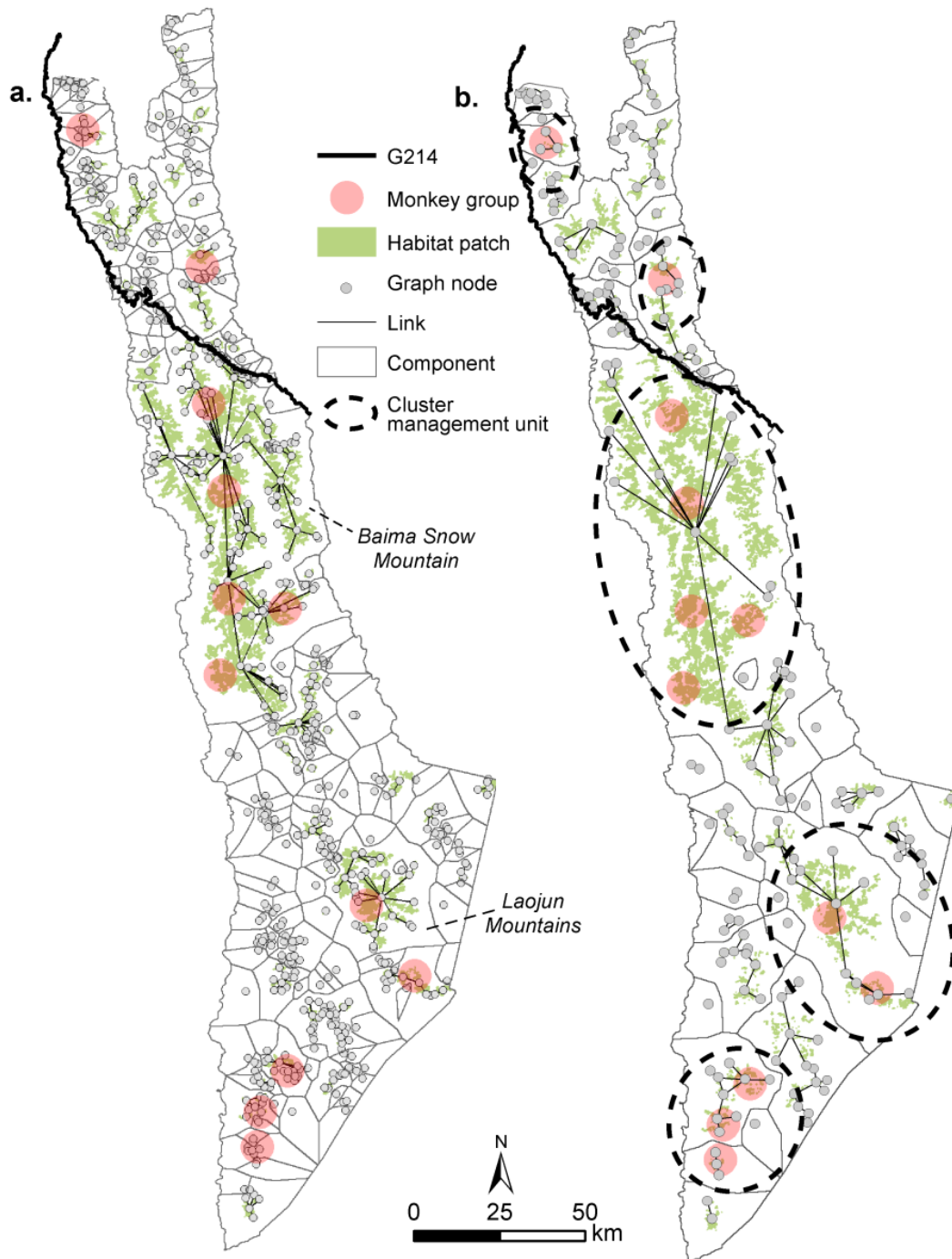


Figure 19. Réseau écologique actuel (T_1 state) du Rhinopithèque de Biet à l'échelle (a) des déplacements quotidiens et (b) des événements de dispersion. Les clusters génétiquement homogènes (cluster management unit) ont été obtenus par une analyse hiérarchique des distances génétiques dans Li et al. (2014).

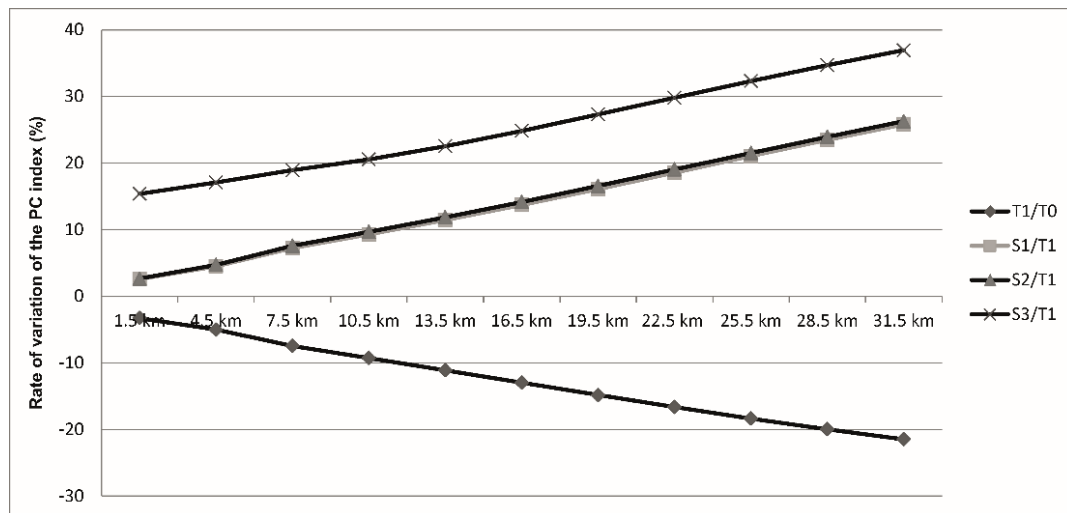


Figure 20. Taux de variation de la Probabilité de Connectivité (PC) entre les scénarios en fonction du paramètre de distance. La courbe T_1/T_0 montre l'impact de la G214 sur la connectivité initiale. Les autres courbes montrent l'impact des scénarios de mitigation sur la connectivité actuelle.

Une analyse plus détaillée des changements en termes de connectivité a été menée pour la distance de 4,5 km, considérée comme la plus représentative des phénomènes de dispersion d'après les analyses génétiques menées dans Li et al. (2014). Les résultats (tableau 7) montrent que l'autoroute engendre une réduction de -5% de la connectivité régionale, alors que la perte d'habitat n'est que de -0,1%. La G214 entraîne une fragmentation du réseau avec plus de métataches (+19%) et une augmentation légère du coût moyen des liens (+1,6%). Le tronçon de tunnels/viaducs et/ou le reboisement avec des essences favorables à l'espèce permettraient d'améliorer la connectivité actuelle de +4,5%. La création de 10 nouvelles taches d'habitat dans le scénario S_3 fournirait une plus forte augmentation de la connectivité (+17%) avec une surface d'habitat supplémentaire minimale (+0,72%). Cette augmentation de la connectivité est due à la fois à la création de nouvelles taches d'habitat mais aussi aux nouvelles connexions potentielles avec les taches existantes. Ce scénario est le seul qui permet d'atteindre une valeur de PC plus forte que celle de T_0 , signifiant qu'il améliore la connectivité initiale en dépit de la présence de l'autoroute.

Scénario	PC ^a	THA ^b	MN ^c	LN ^d	MLL ^e
T0	2.21E-09	1217.46	42	40	23264
T1	2.10E-09	1216.16	50	43	23633
T_1/T_0	-5,01%	-0,11%	+19,05%	+7,50%	+1,59%
S1	2.19E-09	1216.16	49	43	23633
S_1/T_1	+4,51%	0%	-2%	0%	0%
S2	2,20E-09	1216,16	49	43	23601
S_2/T_1	+4,72%	0%	-2%	0%	-0,14%
S3	2,46E-09	1224,93	49	44	23189
S_3/T_1	+17,08%	+0,72%	-2%	+2,33%	-1,88%

^a Le PC a été paramétré à une distance de 4,5 km.

^b THA: surface totale d'habitat en km²

^c MN: nombre de métataches

^d LN: nombre de liens

^e MLL: coût moyen des liens exprimé en coût cumulé

Tableau 7. Résultats de l'analyse diachronique appliquée à l'échelle régionale. La table contient à la fois les valeurs de connectivité pour chaque scénario (T_0 , T_1 , S_1 , S_2 , and S_3) et leur taux de variation comparé à la situation initiale (T_1/T_0) ou actuelle (S_1/T_1 ; S_2/T_1 ; S_3/T_1).

Analyse de la connectivité locale

L'analyse de la connectivité locale fournit une évaluation plus fine de l'impact en identifiant les éléments les plus impactés selon les scénarios à l'échelle de la dispersion.

La construction de la G214 (T_1/T_0) conduit à une réduction de la connectivité locale dans toutes les métataches autour de l'autoroute. La diminution des valeurs de PC_{flux} est en moyenne de -20% avec des maximums à -95% (tableau 8). Les métataches les plus impactées (au-delà de -50%) sont les plus proches de l'autoroute, notamment sur le versant nord où l'habitat est déjà plus fragmenté (figure 21). Certaines métataches, situées à plus de 30 km au nord de l'autoroute, enregistrent également une diminution de leur connectivité (environ -16%). Cette réduction de la connectivité s'explique par la disparition des liens traversant par l'infrastructure, devenus trop coûteux pour être utilisables par l'espèce. Les métataches situées de chaque côté de l'autoroute sont ainsi totalement déconnectées.

Scénarios comparés	T1/T0	S1/T1	S2/T1	S3/T1
Nombre de métataches	42	42	42	42
Minimum	-95,63	0,00	0,00	0,01
Maximum	0,00	2179,75	2182,49	2287,57
1 ^{er} quartile	-24,08	0,01	0,01	0,04
Médiane	-5,43	1,45	1,49	7,33
3 ^{ème} quartile	-0,67	6,76	33,35	226,33
Moyenne	-20,45	164,46	168,73	248,77
Variance	910,69	274077,63	274306,77	322100,91
Ecart-type	30,18	523,52	523,74	567,54

Tableau 8. Statistiques descriptives des taux de variation des valeurs de PC_{flux} entre les différents scénarios pour chaque métatache autour de la G214.

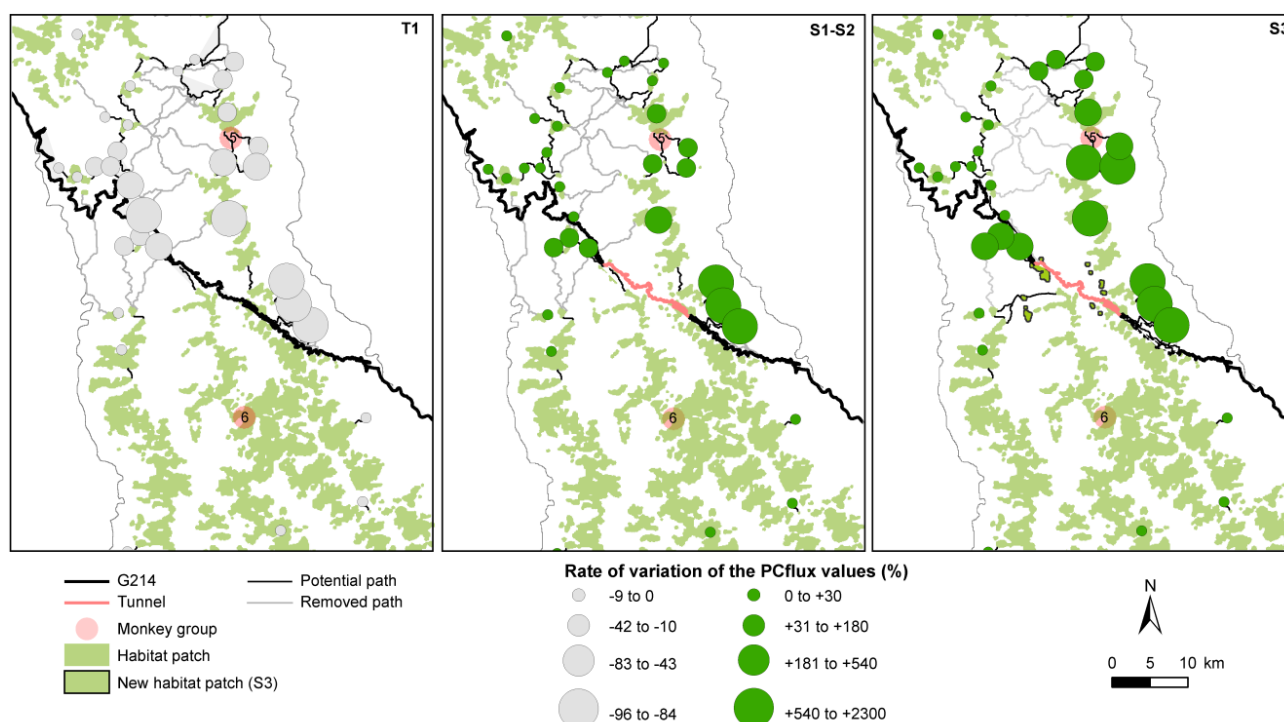


Figure 21. Localisation des métataches et des corridors impactés par l'autoroute (T_1/T_0) et par les mesures potentielles de reboisement (S_3/T_0). Les changements de connectivité sont évalués par le taux de variation des valeurs de PC_{flux} pour les métataches et le coût moyen des liens

Les scénarios S_1 et S_2 fournissent la même augmentation des valeurs de PC_{flux} pour les métataches impactées par l'autoroute, compensant en partie son impact négatif (figure 21). La diminution moyenne des valeurs est d'environ +165% (tableau 8) et atteint jusqu'à +2100% pour 3 métataches. Cette forte augmentation s'explique par le fait que le tronçon de tunnels/viaducs conduit à reconnecter l'extrémité nord de la métatache principale (Baima Snow Mountain). Les 3 petites métataches qui étaient complètement isolées en T_1 se retrouvent fusionnées à cette métatache, dont la valeur de connectivité est particulièrement importante. Malgré leur faible superficie, les petites métataches sont cruciales de par leur position intermédiaire entre deux groupes de singe (G5 et G6). Le scénario S_3 fournit une augmentation moyenne des valeurs de PC_{flux} +248% avec des valeurs dépassant +500% pour 6 métataches grâce à leur reconnexion avec la principale métatache, rendue possible par la création de nouvelles taches intermédiaires. Sur les 10 nouvelles taches d'habitat créées par le scénario S_3 , celles situées à l'est se trouvent fusionnées à la grande métatache et contribuent ainsi à augmenter sa connectivité locale. Les autres taches localisées plus à l'ouest jouent le rôle de « *stepping-stones* » et améliorent les connexions entre la partie centrale et la partie ouest.

3.2.5. Discussion

Cette analyse a proposé une approche intégrée pour évaluer l'impact de plusieurs aménagements autoroutiers sur la connectivité des forêts de conifères pour le Rhinopithèque de Biet. Elle permet d'améliorer la connaissance dans le domaine de l'évaluation de l'impact environnemental et de la conservation d'espèces.

Evaluation de l'impact des scénarios d'aménagement sur la connectivité

L'approche basée sur la modélisation pourrait être utile dans les études d'évaluation de l'impact environnemental en aménagement, domaine où Geneletti (2006) et Gontier et al. (2006) ont noté un manque d'outils prédictifs, quantitatifs et spatialement explicites à l'échelle régionale.

Les résultats de l'analyse diachronique entre les situations initiale (T_0) et actuelle (T_1) apparaissent cohérents avec les études précédentes (Clauzel et al., 2013; Forman and Alexander, 1998; Fu et al., 2010; Girardet et al., 2013; Liu et al., 2014) qui ont souligné l'importance d'intégrer l'effet barrière d'une infrastructure, notamment à l'échelle régionale, en plus de la perte directe d'habitat dans les évaluations d'impact. La perte de connectivité engendrée par l'autoroute atteint en effet -21 % alors que la perte en surface d'habitat n'est que de -0,1%.

La comparaison des trois scénarios montre que les changements de connectivité sont assez différents. Les 2 premiers scénarios permettent théoriquement de compenser une partie de l'impact de la G214. Malgré les mesures de reboisement supplémentaire, le scénario S_2 n'apporte pas un gain supplémentaire par rapport à S_1 . Cela s'explique probablement par le type de végétation (simplement favorable aux déplacements) qui n'entraîne qu'une réduction du coût de certains liens, ce qui a peu d'impact sur la connectivité régionale. A l'inverse, le troisième scénario avec la création de nouvelles taches d'habitat augmente fortement la connectivité aux différentes échelles. Ceci est davantage lié à l'amélioration des connexions entre les métataches qu'à la superficie d'habitat supplémentaire qui est finalement assez faible (8 km²). Si ces petites taches ne peuvent probablement pas être considérées comme des zones d'habitat permanent, elles ont un intérêt écologique comme taches intermédiaires facilitant les déplacements longue-distance (Saura et al., 2013). Malgré l'intérêt de ce scénario, le reboisement avec des essences forestières d'habitat optimal semble peu réalisable à court terme, l'espèce vivant dans des anciennes forêts primaires. Plusieurs décennies seraient probablement nécessaires pour que les arbres replantés soient suffisamment développés pour former un habitat optimal. Ceci souligne l'importance d'une gestion forestière adaptée aux stratégies de conservation de l'espèce, c'est-à-dire qui préviendrait en amont la perte de son habitat.

Pour les trois scénarios, le trafic sur les tronçons souterrains et aériens est supposé ne pas engendrer de perturbation dans l'environnement immédiat pour le Rhinopithèque. En pratique, il est probable que le viaduc génère un certain impact sur les capacités de déplacement de l'espèce en raison notamment du bruit occasionné (Coffin, 2007; Forman and Alexander, 1998). Néanmoins, cet effet reste encore peu connu et nécessite des recherches complémentaires sur le comportement des animaux.

Implications pour la conservation de l'espèce

Le réseau écologique du Rhinopithèque a été modélisé à deux échelles spatio-temporelles, correspondant à deux types de processus écologiques : les déplacements quotidiens pour la recherche de nourriture et les événements de dispersion. La définition fonctionnelle des taches d'habitat est différente entre ces deux échelles de manière à être cohérente avec les processus : « taches de ressource » pour le graphe des déplacements quotidiens et « métataches » pour le graphe de dispersion, comme suggéré dans Zetterberg et al. (2010). Cette distinction permet de mener une analyse intégrée qui évalue l'impact des aménagements autoroutiers sur des niveaux emboîtés de connectivité.

Les résultats montrent que l'autoroute a peu d'impact sur les déplacements quotidiens, en raison d'un degré de fragmentation déjà assez fort dans la zone. À l'inverse, l'autoroute a plus d'impact sur les déplacements longs et conduit à un isolement des deux groupes de Rhinopithèque du nord avec les autres groupes vivant dans le massif *Baima Snow Mountain*. Ce fait semble confirmé par des analyses génétiques (Li et al., 2014; Liu et al., 2007) qui ont montré que les groupes 4 et 5 étaient génétiquement proches des groupes centraux tout en formant des groupes séparés, suggérant que l'isolement serait récent (Li et al., 2014).

En termes de stratégies de conservation, la modélisation du réseau écologique du Rhinopithèque montre plusieurs faits intéressants. Premièrement, le massif *Baima Snow Mountain* et, à un degré moindre, le massif *Laojun*, apparaissent comme des unités fonctionnelles pour les processus écologiques du Rhinopithèque. Ces deux zones sont d'ailleurs des réserves naturelles (*Baima Snow Mountain Nature Reserve* et *Laojunshan National Park*) et sont moins sujettes aux perturbations anthropiques et à la fragmentation. À l'échelle de la dispersion, les deux massifs restent néanmoins déconnectés en raison de la faible densité des taches intermédiaires. Ces *stepping-stones* sont cruciales pour faciliter les dispersions à longue-distance mais aussi le déplacement des aires de distribution en réponse au changement climatique (Saura et al., 2013). Une étude précédente simulant les changements de couverture forestière dans le Yunnan consécutifs à l'augmentation des températures (Wong et al., 2013) a d'ailleurs montré que certaines populations de Rhinopithèque devront probablement remonter vers le Nord. Par conséquent, des mesures de restauration pourraient être localisées dans cette zone déjà fragile afin de créer de nouvelles taches d'habitat et/ou améliorer la qualité des corridors entre les taches, comme proposé par Li et al. (2014). Les groupes de Rhinopithèque au sud (G.13-15) apparaissent par contre totalement isolés. La question de leur viabilité à long terme et l'efficacité - voire l'intérêt - d'éventuelles mesures de protection peut donc se poser. Enfin, une attention particulière doit également être portée sur le nord de la zone de distribution de l'espèce, impactée par la G214 et qui constitue pourtant un lien entre les groupes de la réserve *Baima Snow Mountain* et les groupes tibétains. L'analyse aurait d'ailleurs été plus complète en incluant la Région Autonome du Tibet (écartée par manque de données), où trois groupes de Rhinopithèque sont présents. Cela aurait permis de modéliser le réseau de l'espèce dans sa zone entière de distribution et fournir ainsi une évaluation plus complète de l'impact de l'autoroute. La G214 traverse en effet une seconde fois la zone de distribution dans la région du Tibet, causant probablement un second effet-barrière pour ces groupes. Dans une perspective de conservation de l'espèce, cela souligne l'importance des études régionales réalisées au-delà des limites administratives, échelle encore peu utilisée dans le cas des primates (Arroyo-Rodríguez and Fahrig, 2014).

Références

- Arroyo-Rodríguez V., Fahrig L., 2014. Why is a landscape perspective important in studies of primates? *American Journal of Primatology* 901–909.
- Blazquez-Cabrera S., Bodin Ö., Saura S., 2014. Indicators of the impacts of habitat loss on connectivity and related conservation priorities: Do they change when habitat patches are defined at different scales? *Ecological Indicators* 45: 704–716.
- Clauzel C., Girardet X., Foltête J.-C., 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* 127: 125–134.
- Foltête J.-C., Girardet X., Clauzel C., 2014. A methodological framework for the use of landscape graphs in land-use planning. *Landscape and Urban Planning* 124: 240–250.
- Forman R.T.T., Alexander L.E., 1998. Roads and Their Major Ecological Effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207–C2.

- Fu W., Liu S., Degloria S.D., Dong S., Beazley R., 2010. Characterizing the “fragmentation–barrier” effect of road networks on landscape connectivity: A case study in Xishuangbanna, Southwest China. *Landscape and Urban Planning* 95: 122–129.
- Girardet X., Foltête J.-C., Clauzel C., 2013. Designing a graph-based approach to landscape ecological assessment of linear infrastructures. *Environmental Impact Assessment Review* 42: 10–17.
- Kirkpatrick R.C., Long Y.C., Zhong T., Xiao L., 1998. Social Organization and Range Use in the Yunnan Snub-Nosed Monkey *Rhinopithecus bieti*. *International Journal of Primatology* 19: 13–51.
- Li L., Xue Y., Wu G., Li D., Giraudoux P., 2014. Potential habitat corridors and restoration areas for the black-and-white snub-nosed monkey *Rhinopithecus bieti* in Yunnan, China. *Oryx FirstView*, 1–8.
- Li L., Yu S., Ren B., Li M., Wu R., Long Y., 2009. A study on the carrying capacity of the available habitat for the *Rhinopithecus bieti* population at Mt. Laojun in Yunnan, China. *Environmental Science and Pollution Research* 16: 474–478. 8
- Liu S., Dong Y., Deng L., Liu Q., Zhao H., Dong S., 2014. Forest fragmentation and landscape connectivity change associated with road network extension and city expansion: A case study in the Lancang River Valley. *Ecological Indicators* 36: 160–168.
- Liu Z., Ren B., Wei F., Long Y., Hao Y., Li M., 2007. Phylogeography and population structure of the Yunnan snub-nosed monkey (*Rhinopithecus bieti*) inferred from mitochondrial control region DNA sequence analysis. *Molecular Ecology* 16: 3334–3349.
- Long Y., Tai Z., Li X., 1995. Study on geographical distribution and population of the Yunnan snub-nosed monkey. *Zoological Research* 17: 437–441.
- Ren B., Li M., Long Y., Grüter C.C., Wei F., 2008. Measuring Daily Ranging Distances of *Rhinopithecus bieti* via a Global Positioning System Collar at Jinsichang, China: A Methodological Consideration. *International Journal of Primatology* 29: 783–794.
- Ren B., Li M., Long Y., Wei F., 2009. Influence of day length, ambient temperature, and seasonality on daily travel distance in the Yunnan snub-nosed monkey at Jinsichang, Yunnan, China. *American Journal of Primatology* 71: 233–241.
- Saura S., Bodin Ö., Fortin M.-J., 2013. Stepping stones are crucial for species’ long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology* 171–182.
- Saura S., Pascual-Hortal L., 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: 91–103.
- Wong M.H.G., Li, R. Xu M., Long Y., 2013. An integrative approach to assessing the potential impacts of climate change on the Yunnan snub-nosed monkey. *Biological Conservation* 158: 401–409.
- Xiao W., Ding W., Cui L.-W., Zhou R.-L., Zhao Q.-K., 2003. Habitat Degradation of *Rhinopithecus bieti* in Yunnan, China. *International Journal of Primatology* 24: 389–398.
- Zetterberg A., Mörtberg U.M., Balfors B., 2010. Making graph theory operational for landscape ecological assessments, planning, and design. *Landscape and Urban Planning* 95: 181–191.
- Zhang Y., Li L., Wu G., Zhou Y., Qin S., Wang X., 2015. Analysis of landscape connectivity of the Yunnan snub-nosed monkeys (*Rhinopithecus bieti*) based on habitat patches. *Acta Ecologica Sinica* (in chinese).

4. Aide à la décision pour la gestion des infrastructures de transport

Dans cette partie, les méthodes permettant de modéliser les réseaux écologiques sont utilisées pour fournir une aide à la décision pour la gestion des infrastructures de transport. Dans cette perspective, les analyses ne sont pas centrées sur des modèles biologiques précis, mais s'appliquent à des groupes d'espèces ayant des caractères génériques. Deux terrains d'étude font l'objet d'un appui à la localisation de passages à faune, vus comme des mesures d'atténuation des effets de barrière. Le premier est à nouveau la LGV Rhin-Rhône, où la question centrale est la combinatoire de plusieurs passages à faune le long de l'infrastructure (section 4.1.). Le deuxième terrain est l'autoroute A41 dans la Grésivaudan (Isère), où la question est davantage centrée sur la dimension multi-espèce des passages à faune (section 4.2.). Enfin, une approche consiste à comparer les impacts potentiels d'une série de fuseaux d'infrastructures, en prenant comme exemple les différents tracés de la branche Sud de la LGV Rhin-Rhône (section 4.3.).

4.1. Appui à la localisation de passages à faune sur la LGV Rhin-Rhône

4.1.1. Objectifs

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.

L'objectif de cette étude 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).

4.1.2. Matériel et méthodes

Terrain d'étude et données

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.

Une carte d'occupation du sol a été construite à partir de plusieurs sources de données (tableau 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.

(Adriaensen et al., 2003; Rothley, 2005). Finalement, une carte regroupant 10 classes d'occupation du sol a été obtenue (tableau 9).

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

Tableau 9. 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.

Définition des profils d'espèces

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). A 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

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 représente théoriquement l'état initial du réseau écologique avant la construction de l'infrastructure (figure 22a).

Identification de la localisation optimale des passages à faune potentiels

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. A ce stade, le niveau global de connectivité est évalué (figure 22b et 22c).

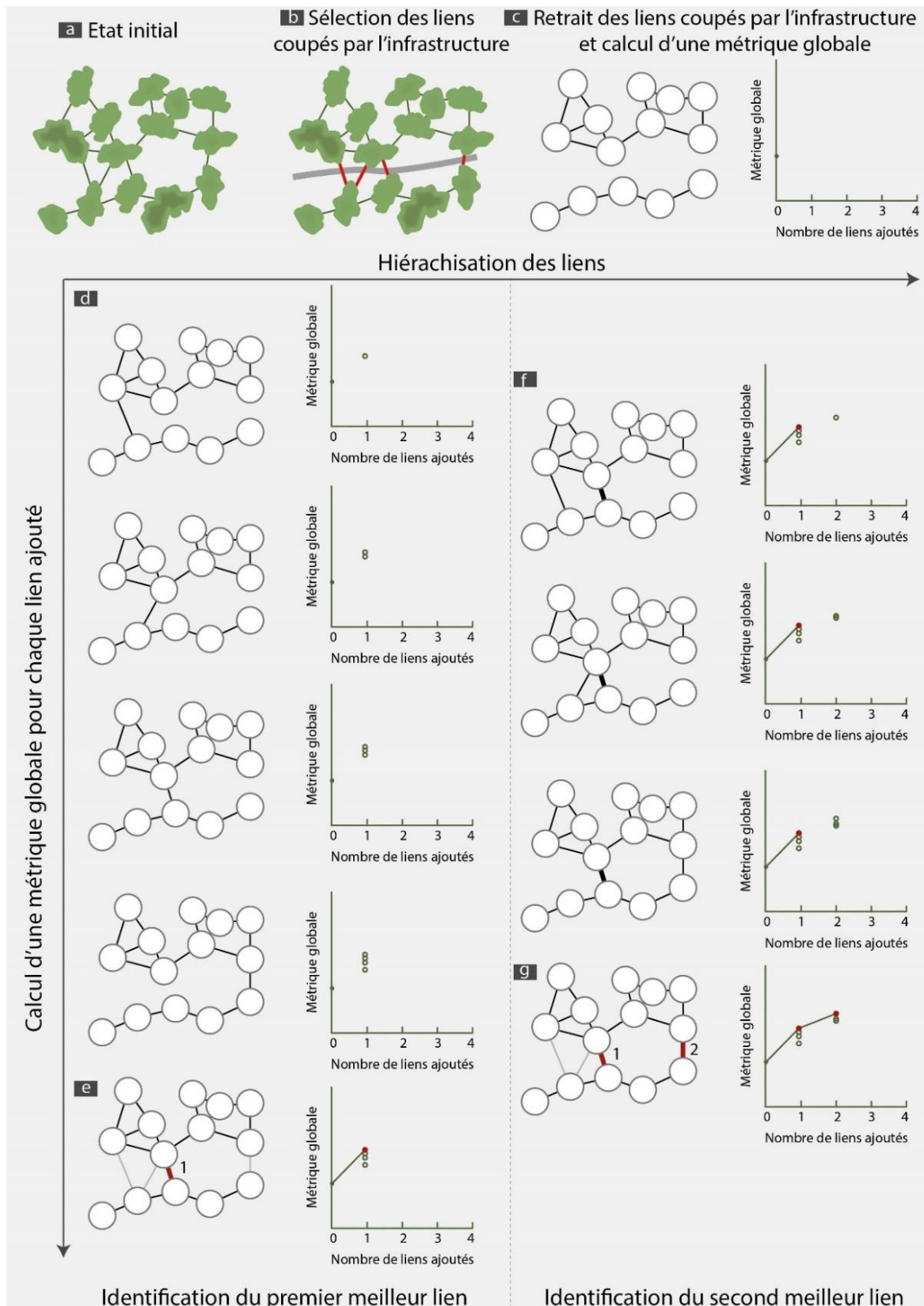


Figure 22. Test itératif de chaque lien candidat pour la localisation de passages à faune. Parmi les liens coupés par une infrastructure (a et b), l'analyse identifie tout d'abord le premier lien à ajouter dans le graphe paysager pour maximiser une métrique de connectivité calculée à l'échelle du graphe entier (d et e). Dans un second temps, elle identifie ensuite itérativement les meilleurs liens suivants à ajouter au graphe paysager (f et g).

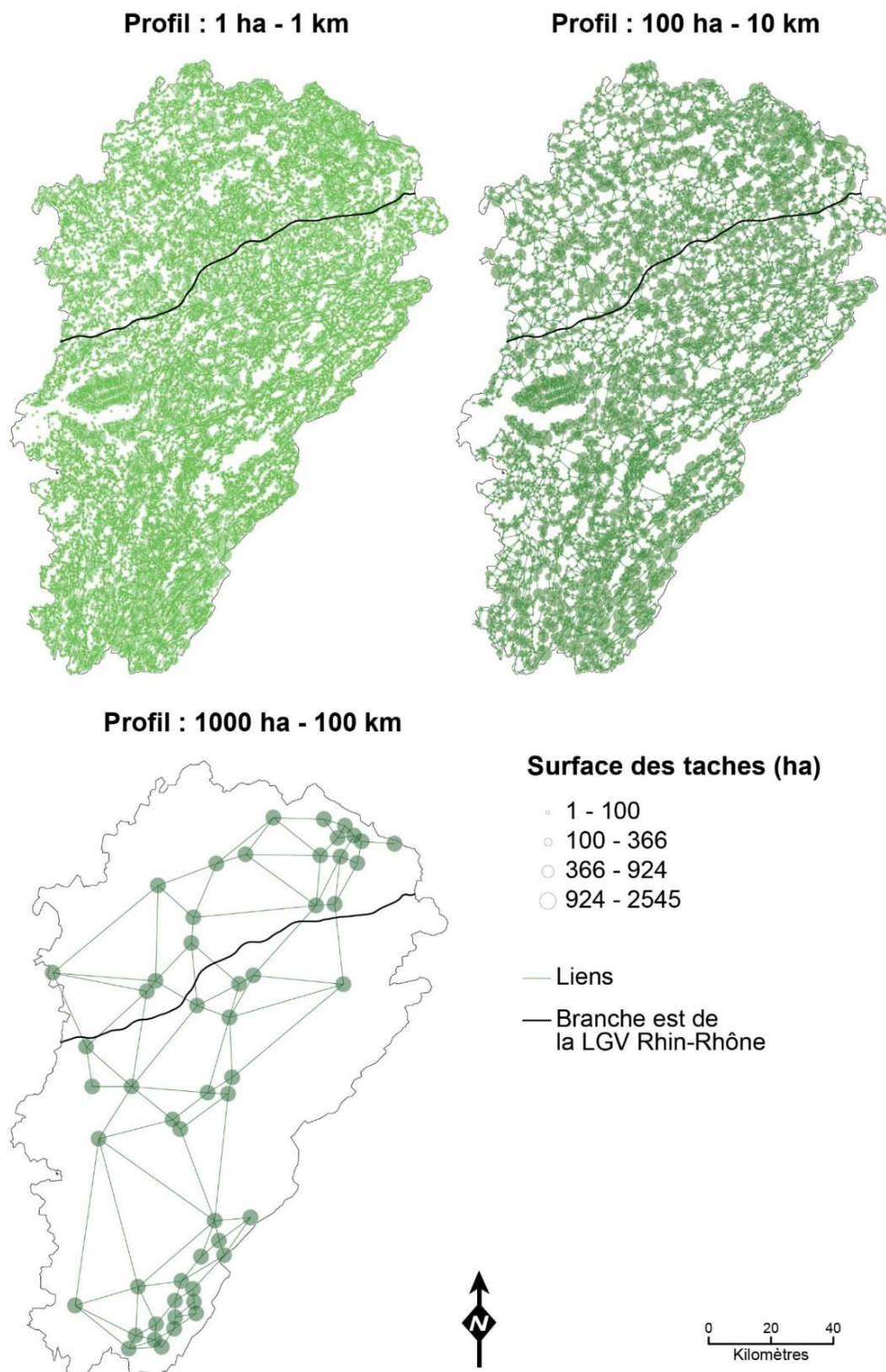


Figure 23. Représentation topologique des graphes paysagers des trois profils d'espèces forestières en Franche-Comté.

Ensuite, un processus itératif va être répété autant de fois que de passages à faune à créer. A 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 22d et 22e).

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 22f et 22g).

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 :

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

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 :

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

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}).

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

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

4.1.3. Résultats

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 23). Pour chaque graphe, tous les liens sont testés et les 10 meilleurs (ou 8 pour le profil 3) sont conservés.

Identification des liens les plus performants

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 24). 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 25).

Comparaison entre passages issus de la modélisation et passages existants

La localisation des 9 liens sélectionnés le long de la LGV fait ressortir deux zones stratégiques pour les trois profils d'espèces (figure 26).

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.

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.

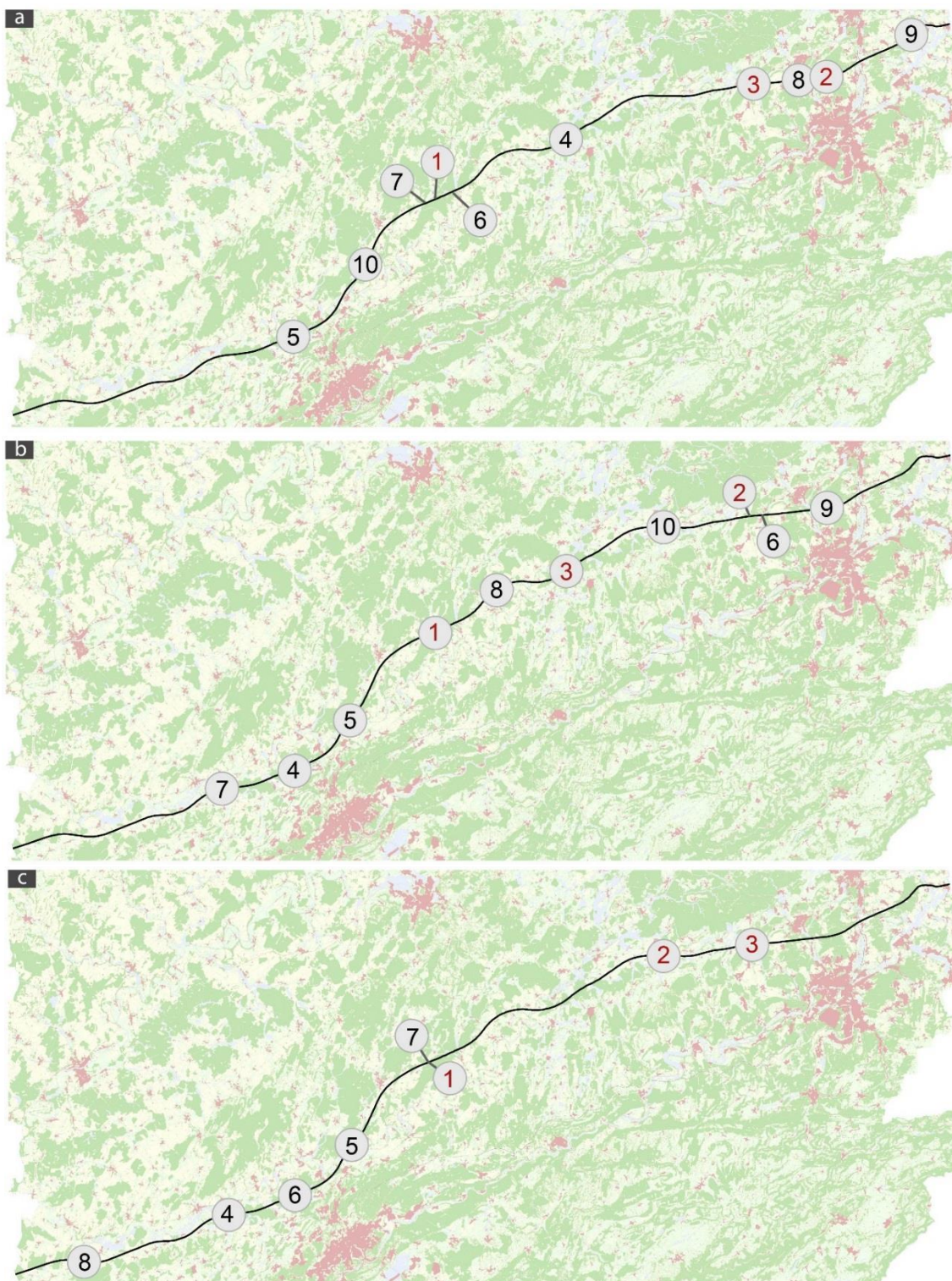


Figure 24. Localisation des 10 meilleurs liens à ajouter aux graphes paysagers des 3 profils d'espèces. (a) profil 1 ha-1 km ; (b) profil 100 ha-10 km ; (c) profil 1 000 ha-100 km.

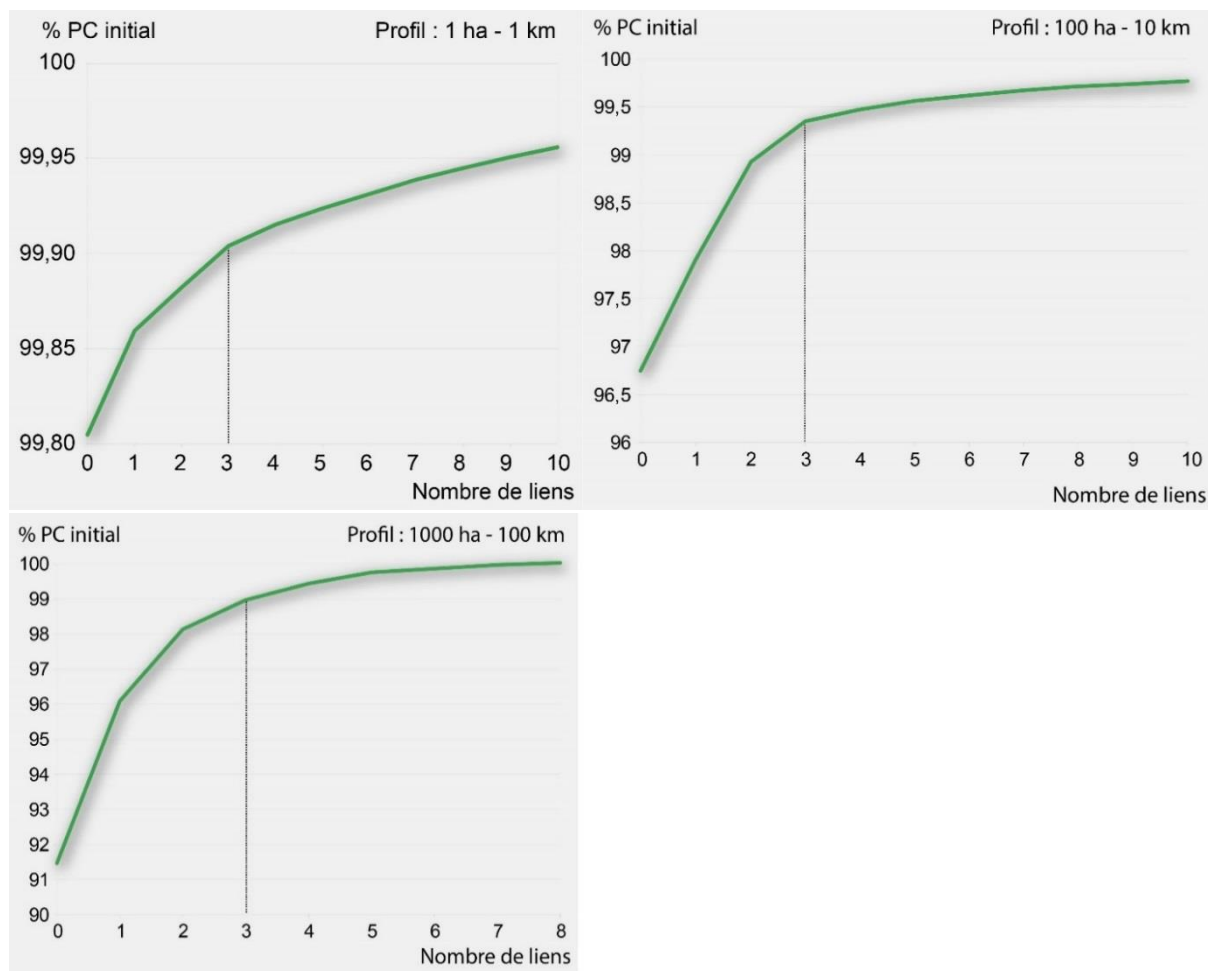
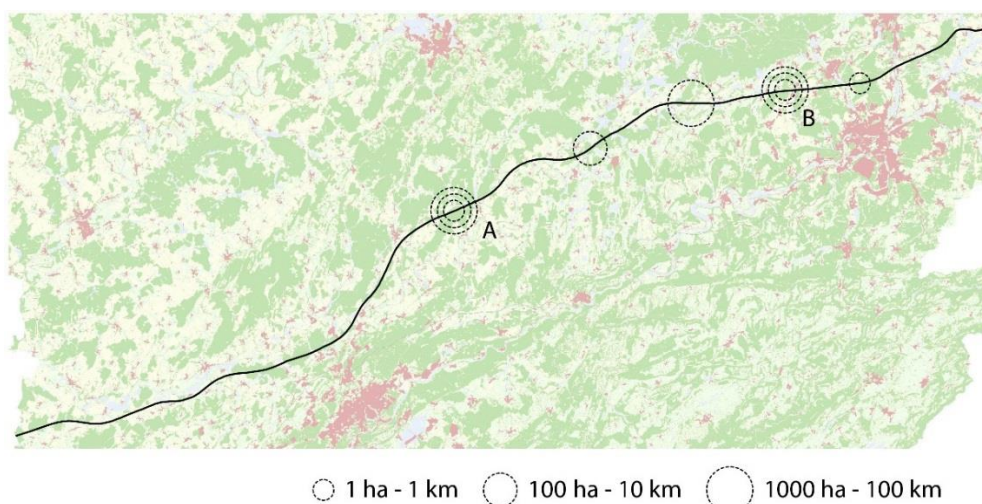


Figure 25. Contribution à la connectivité globale du graphe paysager de chaque lien ajouté pour les 3 profils d'espèces.

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.



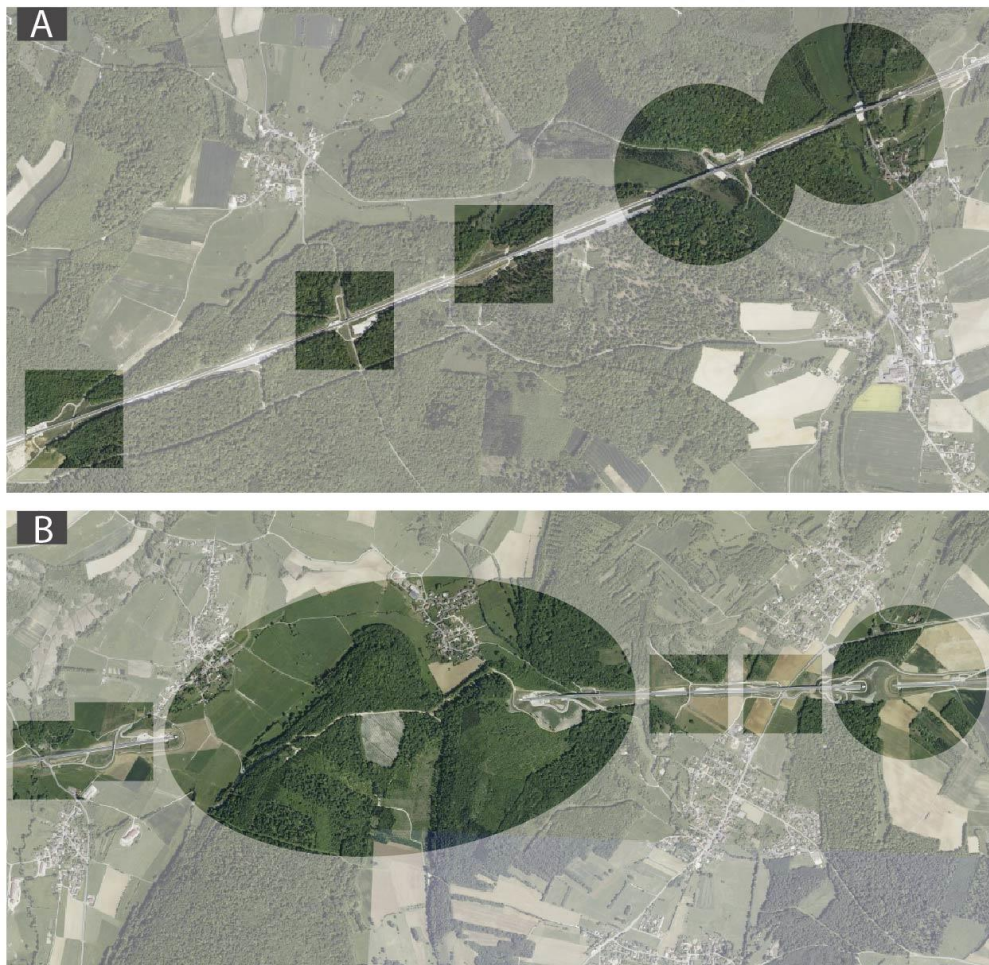


Figure 26. Localisation des 3 passages à faune potentiels pour chaque profil d'espèces forestières et confrontation des localisations A et B avec les aménagements existants. La mise en évidence des passages non spécifiques est rectiligne, les passages spécifiques sont représentés par des ellipses.

4.1.4. Discussion

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 dus 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.

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'aménagement 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.

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.

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.

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).

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 efficaces (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

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).

Références

- Adriaensen, F., Chardon J.P., De Blust G., Swinnen E., Villalba S., Gulinck H., Matthysen E., 2003, The application of "least-cost" modelling as a functional landscape model, *Landscape and Urban Planning*, 64, 4, pp. 233-247.
- Carsignol, J., 1993, Passages pour la grande faune: guide technique. Paris, France : SETRA - Service d'études techniques des routes et autoroutes.
- Downs, J.A., Horner M.W., 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.
- Girardet, X., 2013, Paysage & infrastructures de transport: modélisation des impacts des infrastructures sur les réseaux écologiques, Thèse de doctorat en Géographie, Université de Franche-Comté, Besançon.
- Girardet, X., Conruyt-Rogee G. et Foltête J.-C., 2015, Does regional landscape connectivity influence the location of roe deer roadkill hotspots?, *European Journal of Wildlife Research*, 61 (5), pp.731-742
- Gurrutxaga, M., Rubio L., Saura S., 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.
- Loro, M., Arce R.M., Ortega E., Martín B., 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., Ortega E., Arce R.M., Geneletti D., 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.
- McRae, B.H., Hall S., Beier P., Theobald D.M., 2012, Where to restore ecological connectivity? Detecting barriers and quantifying restoration benefits, *PloS one*, 7, 12, pp. e52604.
- Minor, E.S., Lookingbill T.R., 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.
- Saura, S., Pascual-Hortal L., 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., Epps C.W., Brashares J.S., 2011, Placing linkages among fragmented habitats: do least-cost models reflect how animals use landscapes?, *Journal of Applied Ecology*, 48, 3, pp. 668-678.
- Theobald, D.M., Reed S.E., Kenyon Fields et Michael 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.
- Weber, T.C., Allen W.L., 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.

4.2. Localisation de passages à faune sur l'autoroute A41-A48 dans le Grésivaudan

4.2.1. Contexte et objectifs

La vallée de l'Isère située au nord de l'agglomération de Grenoble, appelée Grésivaudan, est au cœur d'enjeux écologiques importants. Cette vallée d'environ 70 km de long sépare trois massifs montagneux, Grande Chartreuse, Vercors et Belledonne, au potentiel écologique relativement préservé. Le long de l'Isère, des milieux alluviaux maintiennent une biodiversité remarquable, alors que le reste de la vallée est soumis à une très forte pression anthropique, en raison notamment de l'étalement de l'agglomération grenobloise. Plusieurs infrastructures de transport traversent cette vallée, notamment les autoroutes A41 et A48. Dans ce contexte s'est mis en place le projet « Couloirs de vie » (2008-2014), financé par plusieurs partenaires et piloté par le Conseil Général de l'Isère. Ce projet vise à protéger et améliorer les connexions biologiques, et a permis de réunir un ensemble important de données décrivant l'occupation du sol à échelle fine, les infrastructures de transport et leurs aménagements, les enjeux de biodiversité (relevés d'espèces, pièges photographiques, relevés de collision faune-véhicules). L'analyse de ces données a conduit à proposer des actions concrètes de protection et d'amélioration des passages permettant les déplacements des espèces.

La participation de l'équipe du projet Graphab à une étude portant sur la connectivité dans le Grésivaudan a été soutenue par la Région de Franche-Comté, qui a financé un contrat post-doctoral de 9 mois (Anne Mimet). L'objectif de ce travail était de mobiliser des méthodes d'analyse spatiale, notamment les graphes paysagers, pour étudier deux scénarios :

- **Scénario d'autoroute franchissable.** Sous l'hypothèse que les ouvrages permettant de traverser l'autoroute (viaducs, ponts, tunnels) constituent des points de franchissement potentiels pour la faune, il s'agit de les hiérarchiser en fonction de leur apport en termes de connectivité fonctionnelle. Cette analyse peut s'appliquer de manière générale à une autoroute déjà construite, où l'objectif est d'améliorer la perméabilité de passages existants par des aménagements adaptés ;

- **Scénario d'autoroute infranchissable.** Sous l'hypothèse que l'autoroute est quasi imperméable malgré la présence d'ouvrages non dédiés à la faune, il s'agit d'identifier les localisations les plus pertinentes pour des points de franchissement potentiels. Ce cas se réfère plus globalement à une situation où l'analyse est effectuée avant la construction d'une autoroute, afin de sélectionner les meilleurs emplacements pour de futurs passages à faune.

L'analyse a été menée pour différents groupes d'espèce aux caractéristiques biologiques et au type d'habitat variés. L'objectif est d'identifier un ensemble de propositions pour améliorer la connectivité générale de la zone d'étude et qui puisse bénéficier à l'ensemble de la faune régionale.

4.2.2. Matériel et méthodes

La méthode mise en place reprend des éléments déjà rencontrés dans les autres chantiers du projet, de façon adaptée aux spécificités locales. La méthode comporte cinq étapes successives : (1) définition des groupes d'espèces qui seront pris en compte, (2) cartographie de l'occupation du sol, (3) construction des graphes paysagers qui serviront à modéliser le réseau écologique de chaque groupe d'espèce, (4) hiérarchisation des passages à faune potentiels en fonction du gain de connectivité qu'ils sont susceptibles d'apporter, (5) intégration des résultats pour un diagnostic multi-espèces.

Définition des groupes d'espèces virtuelles

La mise en œuvre des graphes paysagers peut être réalisée en prenant comme référence une espèce précise et en appuyant éventuellement la construction par des données de terrain. Toutefois, le niveau de qualité des données de terrain à acquérir pour une seule espèce (via un protocole d'acquisition systématique sur toute la zone) n'est pas facilement compatible avec l'approche multi-espèces requise pour l'analyse présente. Nous avons donc opté pour une modélisation uniquement fondée sur la biologie des espèces, en focalisant notre diagnostic sur les mammifères. A partir de la liste des 87 espèces de mammifères vivant dans la région (Grillo, 1997), des groupes d'espèces virtuelles ont été définis selon une série de critères :

- **taille** : nous avons sélectionné les espèces terrestres de plus d'un kilogramme (pour un individu adulte femelle), car de nombreux enjeux de préservation sont tournés sur les moyens et gros mammifères.

- **habitat** : seules les espèces spécialistes d'un ou deux types d'habitat maximum ont été sélectionnées, ce qui exclut les espèces généralistes. Les préférences d'habitat de chaque espèce ont été identifiées d'après les connaissances biologiques générales (<http://www.iucnredlist.org>).

- **perturbations anthropiques** : les espèces vivant dans des milieux hautement anthropisés (parcs, jardins) ont été exclues.

- **précision des données cartographiques** : les espèces vivant dans les zones humides, pour lesquelles notre cartographie n'est pas assez précise, ont été écartées.

Habitat	Espèces virtuelles						Espèces réelles			
	Désignation	Cod e	P (kg)	DQ (km)	DD (km)	MinA (ha)	Exemple	P (kg)	DQ (km)	DD (km)
Forêt	Petit carnivore	A	1,2	1,1	4	3 435	<i>Martes martes</i>	1,2	1,1	4,0
	Grand carnivore	B	17,8	5,3	45	26 000	<i>Lynx lynx</i>	17,8	5,3	45
Forêt feuillus	Carnivore moyen	C	4,1	2,3	12	8 628	<i>Felis silvestris</i>	4,1	2,3	12
Forêt et milieux ouverts	Grand herbivore	D	85	3	14,6	1 460	<i>Capreolus capreolus</i>	24,6	2,4	8,2
							<i>Cervus nippon</i>	28,6	2,5	8,9
							<i>Sus scrofa</i>	85	3,3	16
							<i>Cervus elafus</i>	204	4,2	25,6
	Grand carnivore	E	10,5	3,9	28	17 500	<i>Meles meles</i>	10,5	3,9	28
Milieux ouverts et prairies	Petit herbivore	F	1,5	1,1	1,8	85	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	1,1	1,0	1,5
							<i>Lepus capensis</i>	1,9	1,2	2
Milieux ouverts de montagne	Petit herbivore	G	4,2	1,5	3,2	154	<i>Marmotta marmotta</i>	4,2	1,5	3,2
	Grand herbivore	H	45	2,5	9,2	890	<i>Capra ibex</i>	44	2,8	11,2
							<i>Ovis ammon musamon</i>	64	3	13,7

Tableau 10. Groupes d'espèces virtuelles pour 5 grands types d'habitat. DQ : distance quotidienne moyenne ; DD : distance de dispersion moyenne ; MinA : taille minimale d'habitat.

Cette procédure a permis de retenir 14 espèces tributaires de 5 grands types d'habitat. Ces 14 espèces ont ensuite été regroupées en fonction de leurs caractéristiques biologiques (masse corporelle, régime alimentaire : soit herbivore/omnivore, soit carnivore) et de leurs capacités de dispersion. Chaque groupe constitue une espèce virtuelle définie par les caractéristiques moyennes des espèces réelles du groupe et notée par une lettre de A à H (tableau 10).

Constitution des cartes d'occupation du sol

Une cartographie précise de l'occupation du sol de la vallée du Grésivaudan et de la cluse de Voreppe a été réalisée par le bureau d'étude Ecosphère dans le cadre du projet « Couloirs de Vie ». Cependant, l'étendue de cette carte, limitée au fond de vallée et incluant seulement les bas de pente des trois massifs, ne convenait pas pour l'étude de la connectivité pour des espèces inféodées aux milieux forestiers et ouverts naturels. En effet, ces milieux, et donc l'habitat de ces espèces, sont essentiellement localisés dans les massifs montagneux de Belledonne, Grande Chartreuse et Vercors. En revanche, la cartographie proposée par le bureau d'étude Ecosphère est bien adaptée à l'étude des conséquences de l'autoroute sur la connectivité des espèces inféodées aux zones humides, car le réseau de zones humides se concentre essentiellement dans le fond alluvial.

Une nouvelle carte de l'occupation du sol a donc été réalisée par le laboratoire ThéMA (Damien Roy) par compilation, hiérarchisation et traitement de données provenant de différentes sources :

- la BD Topo (IGN, 2013) renseigne sur la localisation et la densité du bâti, le type de forêts (feuillus ou résineux), les routes et voies ferrées ainsi que le réseau hydrographique.
- le registre parcellaire graphique (RPG, 2013) renseigne sur la localisation et le type des espaces agricoles (ici séparés en cultures, prairies, vignes et vergers).
- la base de données Corine Land Cover 2006 est utilisée en complément, pour renseigner les zones non concernées par les deux bases de données précédentes, notamment la localisation des zones en pierriers et en roches nues.

Au total 12 types d'occupation du sol ont été obtenus et rassemblés dans un fichier raster à une résolution de 10 m (figure 27). L'habitat spécifique de chaque d'espèce est ensuite défini en combinant cette carte générique et d'autres données (voir section suivante).

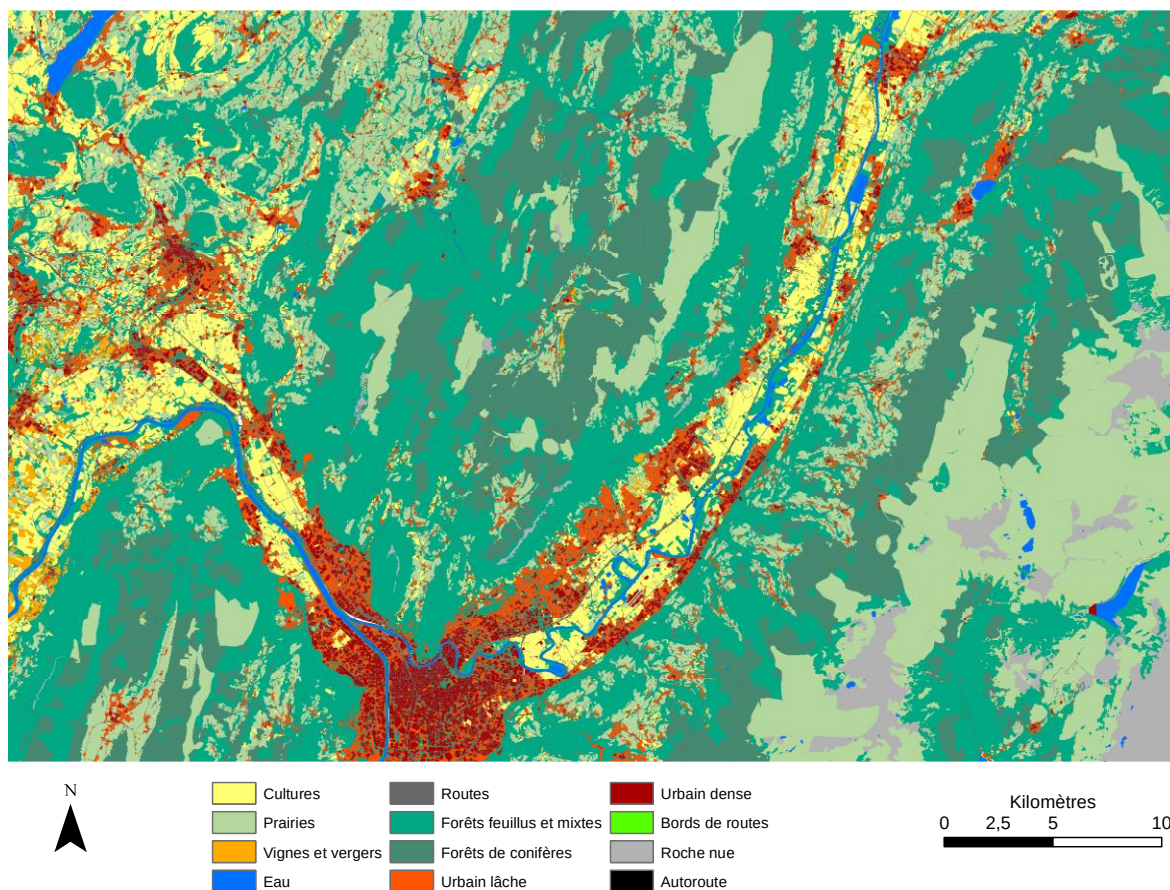


Figure 27. Carte d'occupation du sol de la zone d'étude

La carte générique d'occupation du sol a donné lieu à la création des cartes spécifiques pour représenter trois situations différentes (figure 28) :

- **carte sans autoroute** : les autoroutes actuelles sont considérées comme de simples routes. Cette carte sert de référence pour évaluer l'impact de l'autoroute sur la connectivité globale.
- **carte du scénario franchissable** : l'autoroute est traversée par différentes structures routières (viaducs, ponts, tunnels) qui peuvent occasionnellement être utilisés par les animaux. L'objectif ici est de hiérarchiser ces passages existants afin d'identifier ceux qui amélioreraient le plus la connectivité s'ils faisaient l'objet d'un réaménagement.
- **carte du scénario autoroute infranchissable** : l'autoroute est considérée comme infranchissable en tout point. L'objectif est ici de tester un échantillon régulier de points pour identifier le ou les meilleurs emplacements pour la création de nouveaux passages à faune.



Autoroute franchissable : un pont est représenté par des pixels dont la résistance au déplacement est inférieure à celle de l'autoroute.



Autoroute infranchissable : les pixels représentant l'autoroute (résistance quasi infinie) ont priorité sur les passages routiers.

Figure 28. Détail cartographique sur la représentation de l'autoroute selon les deux scénarios testés

Construction des graphes

Définition générique des taches d'habitat et des liens

La définition des taches d'habitat tient compte à la fois de l'occupation du sol, de l'altitude et de l'éloignement aux sources de perturbation. Ainsi pour toutes les espèces virtuelles, les taches d'habitats ont été définies en érodant les taches initiales pour supprimer les zones potentiellement perturbées, situées :

- à moins 100 m des routes ;
- à moins de 200 m des autoroutes ;
- à moins de 200 m des zones urbanisées de plus de 1000 m².

Les taches d'habitat sont également situées à moins de 2000 m d'altitude, sauf pour les espèces de montagne où l'habitat est à l'inverse situé exclusivement à plus de 1000 m d'altitude. Ces seuils ont été fixés après analyse de la bibliographie sur les espèces réelles composant les espèces virtuelles (www.iucnredlist.org/). Un exemple d'érosion des taches est donné dans la figure 29.

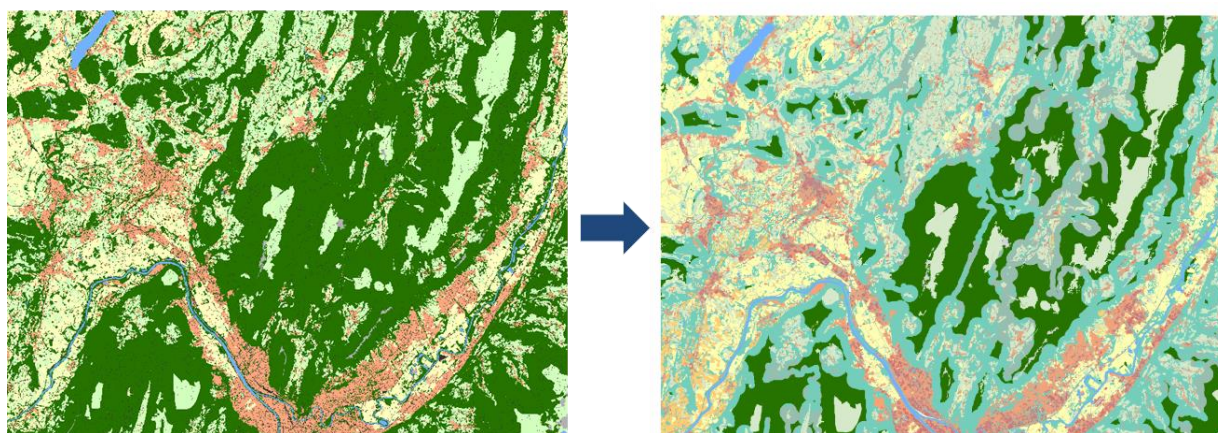


Figure 29. Exemple de rognage des taches d'habitat (en vert foncé) en fonction de la distance aux perturbations pour le groupe « grands herbivores forêts et milieux ouverts ».

Les taches d'habitat sont connectées par des liens, représentant les déplacements potentiels des espèces à travers la matrice paysagère. Ces liens sont considérés comme symétriques et sont calculés en distance-coût afin de prendre en compte l'hétérogénéité de la matrice. Chaque pixel de la carte d'occupation du sol a ainsi été assigné d'une valeur de coût en fonction de sa résistance aux déplacements pour les espèces considérées. Ce degré de résistance tient compte à la fois du type d'occupation du sol (plus ou moins favorable selon les espèces) et de la pente.

La hiérarchisation des types d'occupation du sol en fonction de leur résistance aux déplacements s'appuie sur les connaissances écologiques des espèces issues de la littérature. Quatre valeurs de coût ont ainsi été attribuées à l'occupation du sol (tableau 11) : 1 pour l'habitat, 10 pour les éléments favorables aux déplacements, 100 pour les éléments neutres et 1000 pour les éléments les plus défavorables comme les routes ou les zones densément urbanisées. L'autoroute qui est considérée comme une barrière absolue a un coût très important considéré comme quasi infini. Dans les zones proches des sources de perturbation, les coûts des éléments favorables ont été augmentés de 100% de façon à favoriser les cheminements à l'écart de ces zones.

L'importance de la topographie sur le déplacement des espèces a été prise en compte en pondérant ces coûts par la pente selon la formule (de la même façon que dans l'étude sur le rhinopithèque de Biet) :

$$C_i (\propto S_i + 1)$$

où C_i est le coût d'occupation du sol du pixel i , S est la pente locale du pixel i et α est un coefficient multiplicateur pour contrôler le rôle de la pente par rapport à l'occupation du sol dans le calcul. La valeur de α a été déterminée

de façon à ce qu'une pente de 50° soit aussi difficile à parcourir que les éléments les plus défavorables. Cette valeur a néanmoins été réduite (coefficient de 10 au lieu de 20) pour les espèces montagnardes, moins impactées par la pente dans leurs déplacements (Snyder and Carello, 2008).

Classe d'occupation du sol	Type d'habitat des groupes d'espèces virtuelles				
	Forêt	Feuillus	Mixte	Ouvert	Montagne
Forêt de feuillus et mixte	1	1	1	100	10
Forêt de conifères	1	10	1	100	10
Prairie	100	100	10	1	1
Culture	100	100	10	1	100
Vigne et verger	100	100	10	100	10
Eau	1000	1000	1000	1000	1000
Roche nue	1000	1000	1000	1000	10
Bord de route	1000	1000	1000	1000	1000
Urbain lâche	100	100	100	100	100
Urbain dense	1000	1000	1000	1000	1000
Route	1000	1000	1000	1000	1000
Autoroute	infini	infini	infini	infini	infini

Tableau 11. Coûts attribués aux différents types d'occupation du sol selon le type d'habitat des groupes d'espèces virtuelles (avant pondération par la pente).

Intégration des différentes échelles spatio-temporelles

Selon l'échelle considérée, la définition fonctionnelle des taches d'habitat est différente (Theobald, 2006). Afin de mettre en cohérence la modélisation des réseaux écologiques avec les échelles spatiales et temporelles des processus écologiques, Zetterberg et al. (2010) ont introduit le concept de « métatache ».

A l'échelle des individus, une tache d'habitat est définie comme la zone d'habitat optimal où l'individu trouve les ressources nécessaire à sa vie quotidienne, notamment d'un point de vue alimentaire. Les taches d'habitat potentiellement connectées par des déplacements quotidiens forment son domaine vital ou *home range*. Les individus d'une même espèce qui partagent ce domaine vital appartiennent à une même population. A l'échelle des populations, une métatache est donc constituée par ce domaine vital, c'est-à-dire l'ensemble des taches d'habitat connectées ainsi que la matrice paysagère au sein de laquelle s'effectuent les déplacements. Pour être considérée comme « viable », une métatache doit être suffisamment large pour satisfaire les besoins d'une population composée de plusieurs dizaines ou centaines d'individus.

Nous proposons ici d'intégrer cet emboîtement d'échelle dans la modélisation en construisant des graphes seulement à partir des zones d'habitat suffisamment larges et/ou connectées pour supporter une population viable. En raison des différentes capacités de déplacement des espèces considérées, la méthode utilisée pour atteindre cet objectif a dû être adaptée.

Pour les espèces à faible capacité de déplacement (toutes les espèces, sauf les moyens et grands carnivores), la surface d'habitat nécessaire pour une population viable est largement plus petite que la surface totale d'habitat de la zone d'étude (environ 20 fois). La zone d'étude contient plusieurs domaines vitaux et donc plusieurs populations. Pour une espèce virtuelle donnée, un premier graphe est construit pour représenter le réseau à l'échelle des individus et de leurs déplacements quotidiens. Les nœuds du graphe sont constitués par les taches d'habitat et les liens sont seuillés à la moitié de la distance moyenne quotidienne, correspondant à un aller-retour dans la journée. Les taches connectées entre elles forment des composantes (ou sous-graphes) à l'intérieur desquelles l'espèce peut se déplacer sans rencontrer de barrières importantes. A partir de ce graphe, ne sont retenues que les métataches viables, correspondant aux composantes dont la superficie d'habitat est supérieure à l'espace vital nécessaire. Un second graphe est ensuite construit en considérant ces métataches viables comme

des nœuds, potentiellement connectées entre elles par des mouvements de dispersion entre des populations viables. Un exemple de cette structure emboîtée est donné dans la figure 30.

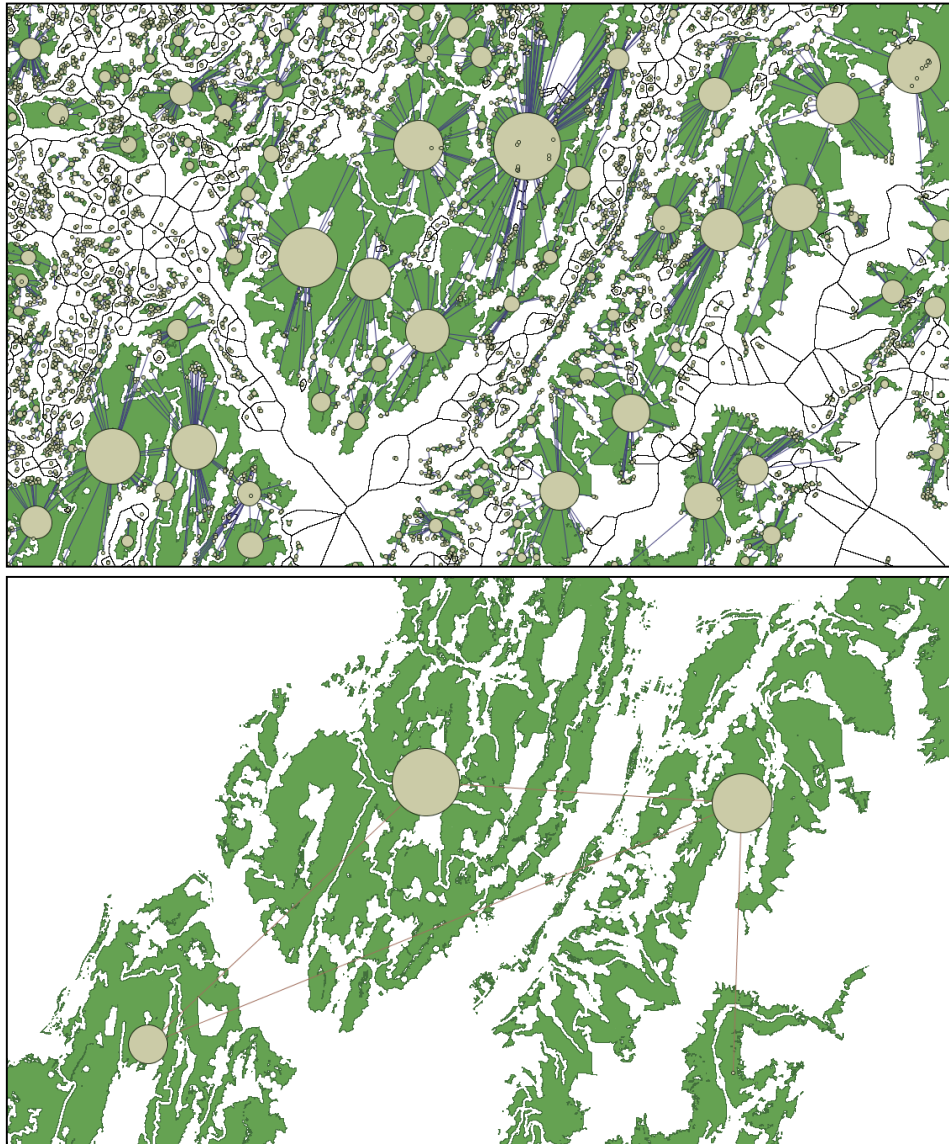


Figure 30. Graphes modélisant le réseau écologique du groupe « petits mammifères forestiers » à l'échelle des déplacements quotidiens (en haut) et des événements de dispersion (en bas). Les taches d'habitat (en vert) qui appartenaient à des métataches non viables ne figurent pas parmi les taches du second graphe mais interviennent dans la matrice paysagère comme des éléments favorables aux déplacements.

Pour les espèces à grande capacité de déplacement (moyens et grands carnivores), la surface d'habitat nécessaire pour une population viable est seulement deux fois plus petite que la surface totale d'habitat de la zone d'étude. La zone d'étude exclu en effet une grande partie de l'habitat des méta-taches (situé à l'extérieur, en bordure de la zone d'étude). Cela rend impossible le calcul du premier graphe permettant de définir les méta-taches viables. En revanche, un calcul a montré que la quantité d'habitat forestier présent dans chacun des trois grands massifs est suffisante pour abriter des populations viables de ces espèces. Pour ces espèces, il suffit ainsi de rechercher les liens de dispersion s'établissant entre les massifs. En conséquence, seul le réseau écologique à l'échelle de la dispersion est modélisé pour ces espèces, en considérant toutes les taches d'habitat comme des nœuds dans le graphe. Un exemple est montré dans la figure 31.

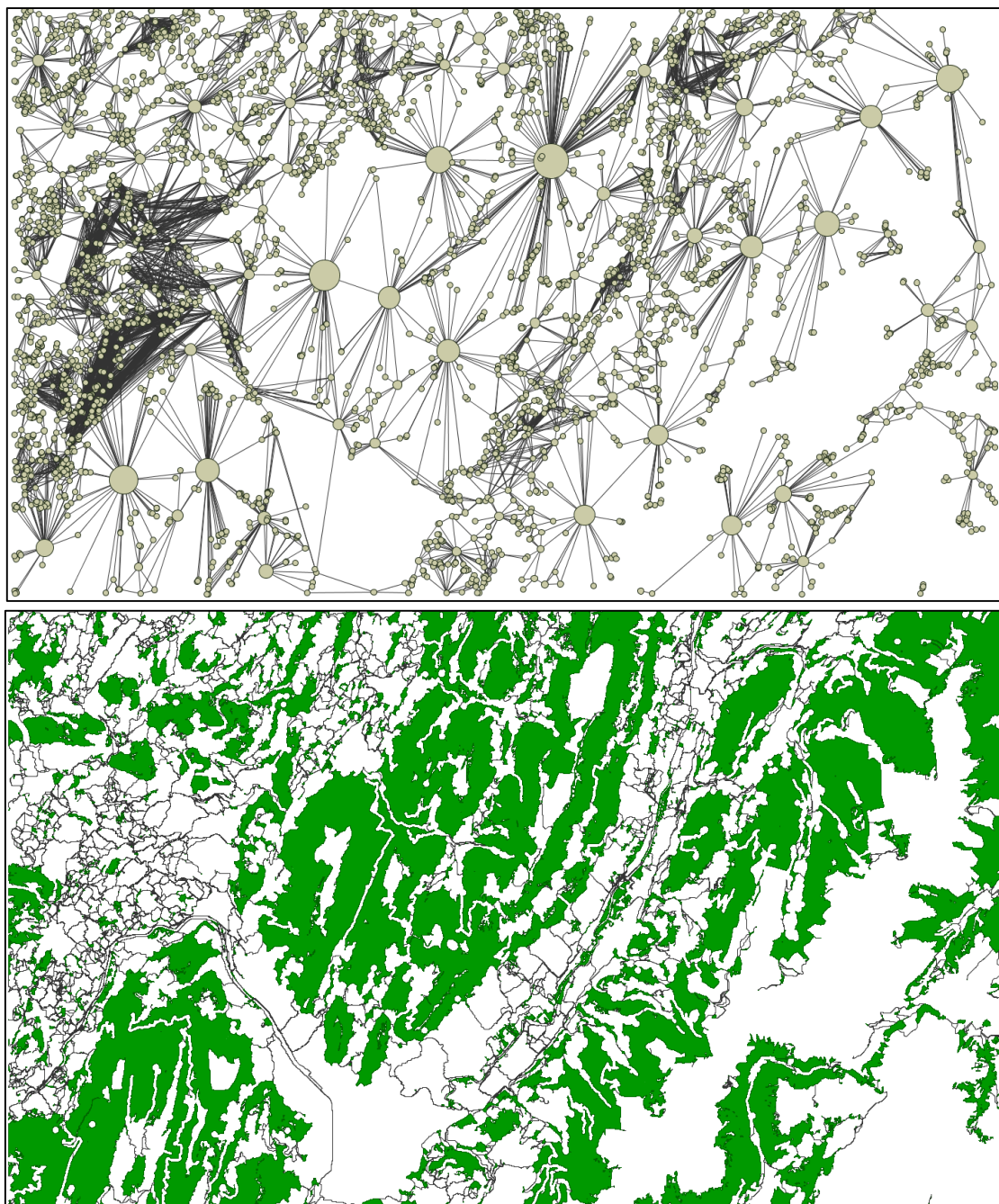


Figure 31. Graphes modélisant le réseau écologique du groupe « grands mammifères forestiers » à l'échelle de la dispersion, en vue topologique (en haut) et réaliste (en bas).

Méthode de hiérarchisation des passages à faune potentiels

A partir des graphes précédemment construits, l'objectif est de trouver les meilleurs emplacements pour les passages potentiels afin d'améliorer la connectivité en considérant successivement le scénario d'autoroute franchissable et le scénario d'autoroute infranchissable. Dans les deux cas, la méthode de hiérarchisation est similaire et seul le nombre de points testés change.

La méthode utilisée reprend le principe général du protocole suivi pour les passages à faune le long de la LGV Rhin-Rhône, c'est-à-dire (1) calculer une métrique de niveau global quantifiant la connectivité initiale de l'ensemble du réseau, puis (2) évaluer la contribution potentielle d'un passage sur le tracé de l'autoroute en calculant l'augmentation de la métrique globale induite par ce nouvel élément. La comparaison du gain de connectivité apporté par chaque ajout permet d'identifier la meilleure localisation pour l'aménagement ou la création d'un

passage à faune. Pour l'ensemble de ces calculs, la connectivité est quantifiée par la métrique PC et l'apport de chaque passage est caractérisé par le gain noté g .

La différence avec le protocole appliqué en Franche-Comté se situe au niveau des éléments testés pour localiser des passages à faune. Le long de la LGV Rhin-Rhône, l'analyse s'est focalisée sur les liens du graphe initial qui ont été coupés par l'infrastructure. Dans le cas présent, pour étendre la recherche à n'importe quel lieu le long du tracé, chaque élément testé a donné lieu à la mise en place d'une pseudo-tache modifiant la topologie du graphe. Pour le scénario d'autoroute franchissable, 100 emplacements ont été testés, représentant les points de franchissement actuels (viaducs, ponts, tunnels) potentiellement utilisés par les espèces. Pour le scénario d'autoroute infranchissable, 643 emplacements régulièrement espacés de 200 mètres le long de l'autoroute ont été testés.

Intégration des résultats pour un diagnostic multi-espèces

Le protocole décrit précédemment conduit à calculer le gain de connectivité g_{ki} de chaque élément testé k et pour chaque groupe d'espèce i . Une étape de synthèse est donc nécessaire pour identifier les meilleures localisations de passage dans une approche multi-espèces. Deux stratégies sont possibles pour réaliser cette synthèse :

- les groupes d'espèces sont mis en rangs par un ensemble d'experts en fonction de l'enjeu qu'ils représentent dans la région, ce qui conduit à leur attribuer des poids relatifs. Cependant, on ne peut pas sommer directement les valeurs de g_{ki} pondérées par ces poids, car une telle somme présente l'inconvénient de mélanger des ordres de grandeur différents. En effet, comme la métrique PC dépend en partie de la surface totale de l'habitat, les espèces dont l'habitat est très étendu obtiennent des valeurs plus fortes que les espèces tributaires d'habitat moins étendus. Pour que les poids attribués par les experts puissent jouer sur le résultat, il faut transformer les séries de valeurs de g_{ki} en variables centrées-réduites.
- les valeurs de g_{ki} sont soumises à une analyse statistique multivariée et la définition des axes factoriels représente une autre forme de pondération des espèces. En utilisant l'analyse en composantes principales (ACP), le problème des ordres de grandeur différents ne se pose plus car les facteurs résultent directement de la combinaison des variables centrées-réduites. Il est aussi possible de faire intervenir une pondération a priori dans l'ACP, pour refléter des priorités proposées par des experts.

Dans l'étude présente, nous avons privilégié la stratégie par analyse statistique, en appliquant une analyse en composantes principales aux tableaux des valeurs de g_{ki} . En résultat de ces analyses, les éléments testés comme des passages potentiels se positionnent sur des coordonnées factorielles qui résument leur intérêt vis-à-vis des espèces concernées par ces axes factoriels.

4.2.3. Résultats

Impact de l'autoroute sur la connectivité régionale

La connectivité régionale a été quantifiée par la métrique globale PC index dans la situation sans autoroute (pour disposer d'une référence) et suivant les deux scénarios testés (tableau 12). La comparaison des valeurs obtenues montre que la connectivité diminue logiquement avec le niveau de traversabilité de l'autoroute, de -9,6% en moyenne pour le scénario autoroute franchissable, à -30% pour le scénario autoroute infranchissable. Pour chacune des deux situations, la perte de connectivité est très variable selon les groupes d'espèces, allant par exemple de -1,4% à -49,7% pour le scénario d'autoroute infranchissable. La probabilité de connectivité est fortement dépendante de la quantité d'habitat mais la force de cette dépendance diminue avec la traversabilité de l'autoroute : sans autoroute : $r^2 = 0,96$; autoroute franchissable : $r^2 = 0,84$; autoroute infranchissable : $r^2 = 0,78$. La diminution de cette dépendance révèle l'importance de l'autoroute dans la structuration du réseau. Enfin, la perte de connectivité est également corrélée à la quantité d'habitat de la zone d'étude ($r^2 = 0,52$), signifiant ainsi que l'impact de l'autoroute est plus fort pour les espèces vivant dans les milieux les plus courants.

Milieu	Groupe d'espèce	Code	Pas d'autoroute	Scénario autoroute franchissable		Scénario autoroute infranchissable	
			PC	PC	Perte de connectivité (%)	PC	Perte de connectivité (%)
Forêt	Petit carnivore	A	0,0800	0,0566	29,2	0,0423	47,1
	Grand carnivore	B	0,1210	0,1171	3,2	0,0651	46,2
Forêt feuillus	Carnivore moyen	C	0,0391	0,0367	6,1	0,0206	47,3
Forêt et milieux ouverts	Grand herbivore	D	0,1275	0,1042	18,3	0,0642	49,7
	Grand carnivore	E	0,1182	0,1105	6,5	0,0930	21,3
Milieux ouverts et prairies	Petit herbivore	F	0,0018	0,0016	11,8	0,0014	20,2
Milieux ouverts de montagne	Petit herbivore	G	0,0146	0,0145	0,6	0,0144	1,4
	Grand herbivore	H	0,0160	0,0158	1,3	0,0147	7,8

Tableau 12. Variation de la métrique PC entre les 3 situations (sans autoroute, autoroute franchissable, autoroute infranchissable) et pour les 8 groupes d'espèces virtuelles.

Résultat de la hiérarchisation des passages

Scénario d'autoroute franchissable

Les 100 points de passage ont successivement été testés pour les 8 groupes d'espèces. Leur intérêt a été mesuré par l'indicateur g décrit précédemment. Dans un premier temps, nous avons comparé les valeurs maximales de g pour chaque groupe, qui expriment le gain apporté par le point de passage qui contribue à la plus forte augmentation du niveau de connectivité. Ce gain maximal varie fortement selon les espèces, de 0,004 % pour le groupe G (petits herbivores de montagne) à 9,9 % pour le groupe A (petits carnivores forestiers). La figure 32 montre qu'on peut distinguer deux ensembles : les groupes d'espèces A, B, C, D et E pour lesquels le réaménagement de certains points de passages fait augmenter significativement la connectivité fonctionnelle ; les groupes F, G et H dont la connectivité reste toujours faible, l'apport du meilleur passage restant inférieur à 1 %. Ces trois derniers groupes se situent dans la partie gauche du graphe, représentant une connectivité initiale faible. L'apport des passages testés (plus précisément d'un passage considéré comme « optimal ») ne semble donc valable que pour les espèces dont l'habitat est déjà bien connecté, qui sont dans le cas présent les espèces tributaires du milieu forestier.

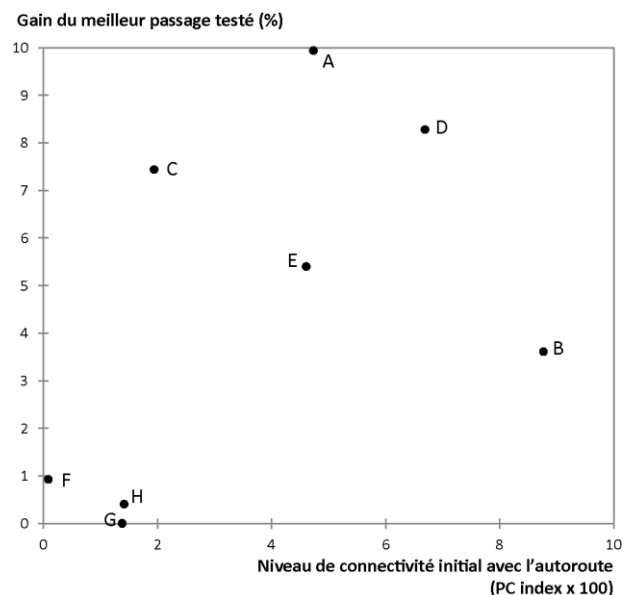


Figure 32. Lien entre gain maximal des passages à aménager et niveau de connectivité initial de chaque groupe d'espèce.

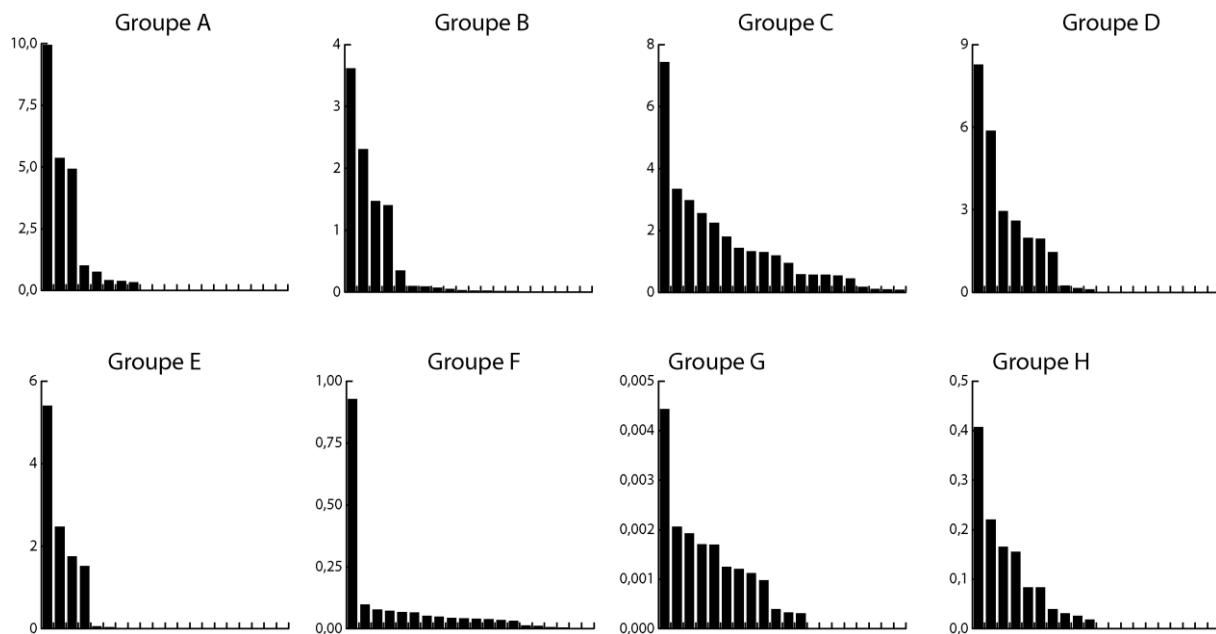


Figure 33. Hiérarchie des gains de connectivité G pour les 20 meilleurs points de passage potentiels. Les points figurent en abscisse, les valeurs de G en ordonnée.

La figure 33 montre la hiérarchie des gains de connectivité pour les 20 premiers points parmi les 100 qui ont été testés, pour les 8 groupes d'espèces. En dehors des différences de gain moyen, visibles par la graduation spécifique de chaque axe des ordonnées, on peut noter qu'un nombre très limité de points (représentés par les premières barres de chaque graphe) offre un gain de connectivité significatif. Cela signifie que pour chaque groupe, une hiérarchie très simple s'établit entre (1) les points de passages les plus pertinents, (2) une série limitée de points à plus faible contribution, et (3) le reste n'apportant qu'une contribution négligeable ou nulle à la connectivité.

On peut aisément faire le lien entre le premier groupe de points apportant un gain significatif selon la figure 33 et leur localisation le long de l'autoroute. A titre d'exemple, la figure 34 montre la distribution spatiale des valeurs de g pour le groupe d'espèces A (petits carnivores forestiers). Les trois passages les plus favorables, bien identifiables sur la figure 35, sont situés dans la même zone à mi-chemin entre Grenoble et Pontcharra, dans la section comprise entre La Terrasse et Le Touvet. Le même principe appliqué au groupe C (petits carnivores de milieu forestier feuillus) (figure 10) montre que pour ces espèces, les passages intéressants pour la fonctionnalité de cet habitat se situent dans certaines fenêtres ciblées le long de l'infrastructure, notamment vers la ville de Voreppe.

La recherche des points offrant un gain de connectivité multi-espèce et maximal a été réalisée suivant deux approches. En première approximation, nous avons attribué une note de 1 aux points les plus intéressants pour chaque groupe d'espèces et 0 pour tous les autres points. La somme obtenue par chaque point renseigne sur le nombre de groupes d'espèces qu'il est susceptible de favoriser (tableau 13).

A partir des 100 points testés, cette simple somme aboutit à sélectionner 8 points multi-espèces, si on met de côté les 2 points qui ne favorisent qu'un seul groupe. Un seul point de passage (identifiant 81) est favorable à 5 groupes d'espèces. Parmi les points favorables à 3 groupes d'espèces, deux ensembles sont à distinguer : les points 73 et 74 privilégient les groupes A, D et E, alors que les points 20, 26 et 39 privilégient les groupes B, C et D. Les groupes F, G et H ne sont pas facilement compatible avec les autres, il apparaît donc assez peu pertinent de les intégrer pour sélectionner les points de passages les plus intéressants.

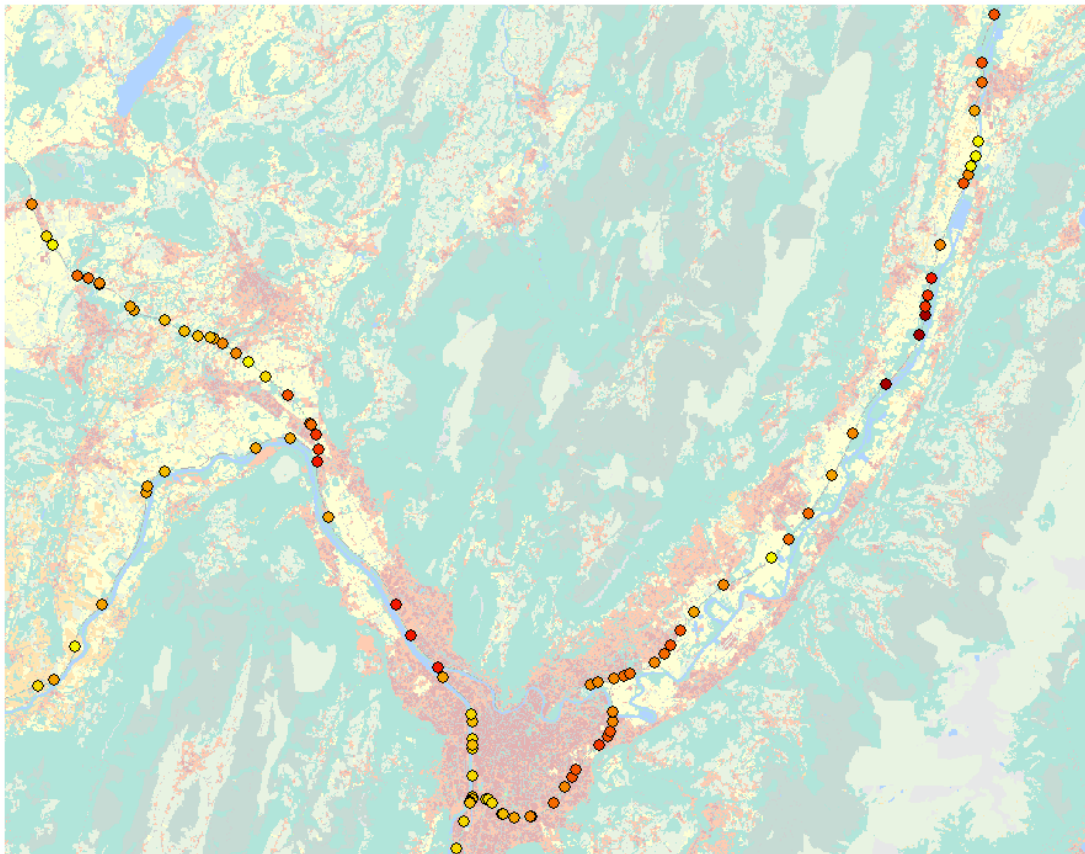


Figure 34. Scénario autoroute franchissable, gain de connectivité pour le groupe A (petit carnivore forestier). Du jaune au marron foncé, la contribution des points de passage à la connectivité est croissante.

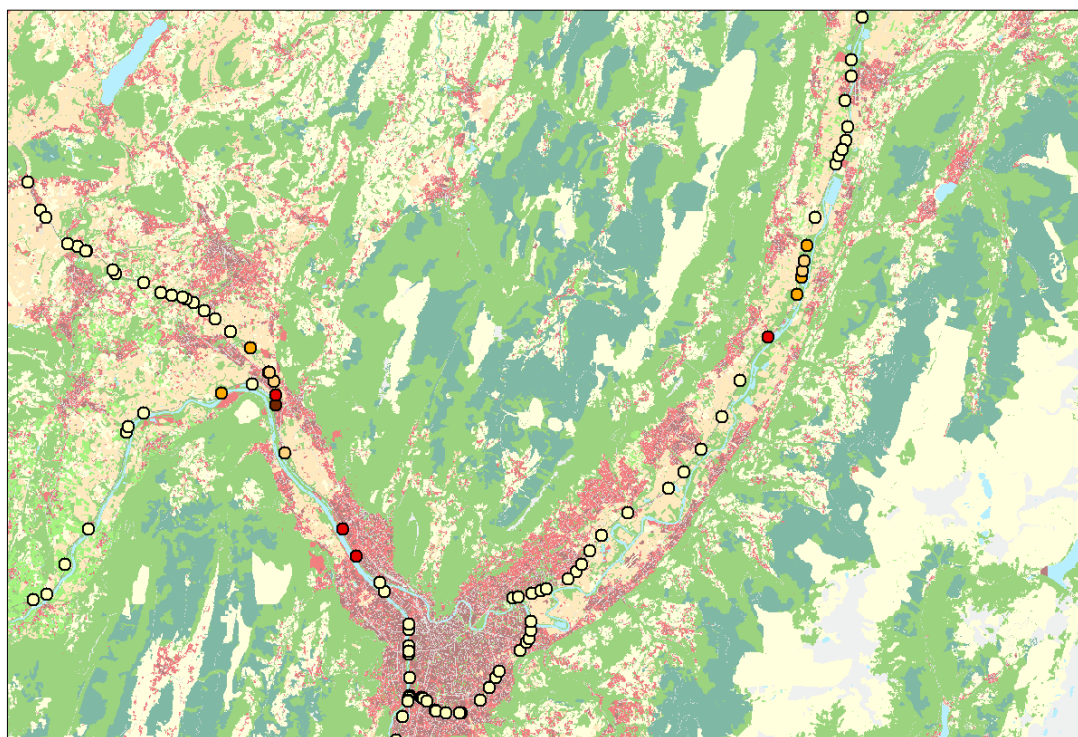


Figure 35. Scénario autoroute franchissable, gain de connectivité pour le groupe C (petit carnivore de milieu forestier feuillu). Du beige au marron foncé, la contribution des points de passage à la connectivité est croissante.

ID du point de passage	Groupe d'espèces								Nombre d'espèces
	A	B	C	D	E	F	G	H	
81	1	1	1	1	1	0	0	0	5
39	0	1	1	1	0	0	0	0	3
74	1	0	0	1	1	0	0	0	3
73	1	0	0	1	1	0	0	0	3
20	0	1	1	1	0	0	0	0	3
26	0	1	1	1	0	0	0	0	3
88	0	0	0	0	0	0	1	1	2
78	0	0	0	1	1	0	0	0	2
98	0	0	0	0	0	1	0	0	1
83	0	0	1	0	0	0	0	0	1

Tableau 13. Points de passage apportant un gain significatif

Une autre approche du même problème a été fondée sur l'analyse en composantes principales (figure 36). Cette analyse regroupe les séries de valeurs de g selon leurs affinités statistiques. Un premier axe factoriel se dégage nettement pour fédérer les groupes d'espèces A, B, C, D et E. Il oriente vers la sélection du point de passage 81, et propose ensuite 6 autres points (20, 26, 73, 74 et 78). Le deuxième axe factoriel rassemble les groupes G et H, et propose le point de passage 88 comme le plus pertinent pour ces groupes. Enfin, le groupe F n'est pas intégré dans un des deux premiers facteurs, ce qui rend compte de sa spécificité par rapport à tous les autres groupes.

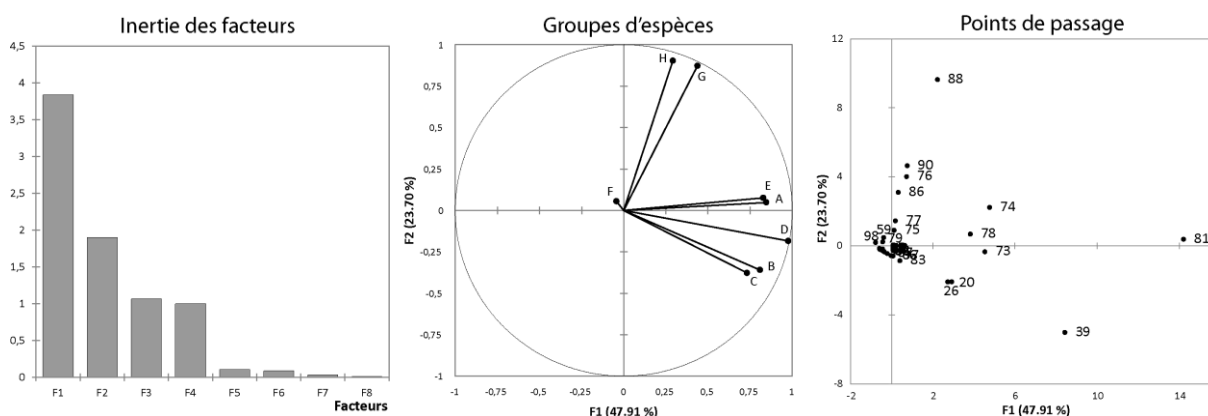


Figure 36. Analyse en Composantes Principales appliquée aux gains de connectivité des points de passage potentiels pour les groupes d'espèces.

Les résultats obtenus à partir de l'ACP ont de nombreux points communs avec la première approche consistant à sélectionner visuellement les points de passage apportant un gain plus significatif par rapport aux autres. L'ACP permet toutefois de synthétiser la totalité de l'information initiale, sans simplification intermédiaire.

Il en ressort de ces analyses quelques conclusions simples :

- un ensemble cohérent de 5 groupes d'espèces tributaires du milieu forestier se dégage. Pour cet ensemble, un nombre limité de points de passages représente un bon compromis pour tous les groupes, et un passage spécifique (ID 81, pont permettant de relier La Terrasse et Tencin) est clairement identifié (figures 37 et 38). Les autres possibilités de passage se font nécessairement au détriment de l'un ou l'autre des groupes d'espèces. Parmi ceux-ci, le point 39 a la spécificité de se localiser dans le Cluse de Voreppe, entre les massifs de la Chartreuse et du Vercors (figures 39 et 40). Toutefois, il ne favorise que les groupes B, C et D et se situe dans une zone d'activité importante, à proximité de la ville de Voreppe.
- 2 groupes d'espèces ne sont pas compatibles avec l'ensemble précédent mais ont des affinités. Il s'agit des espèces dites de montagne (G et H), pour lesquelles le gain de connectivité à attendre de passages aménagés

n'est pas très important. Il est de plus à noter que la probabilité que des individus de ces espèces (marmottes, bouquetins par exemple) traversent le Grésivaudan est très faible. Si on considère qu'une telle probabilité n'est pas nulle, l'analyse oriente vers un point de passage optimal pour ces deux groupes : ID 88, entre Crolles et Froges.

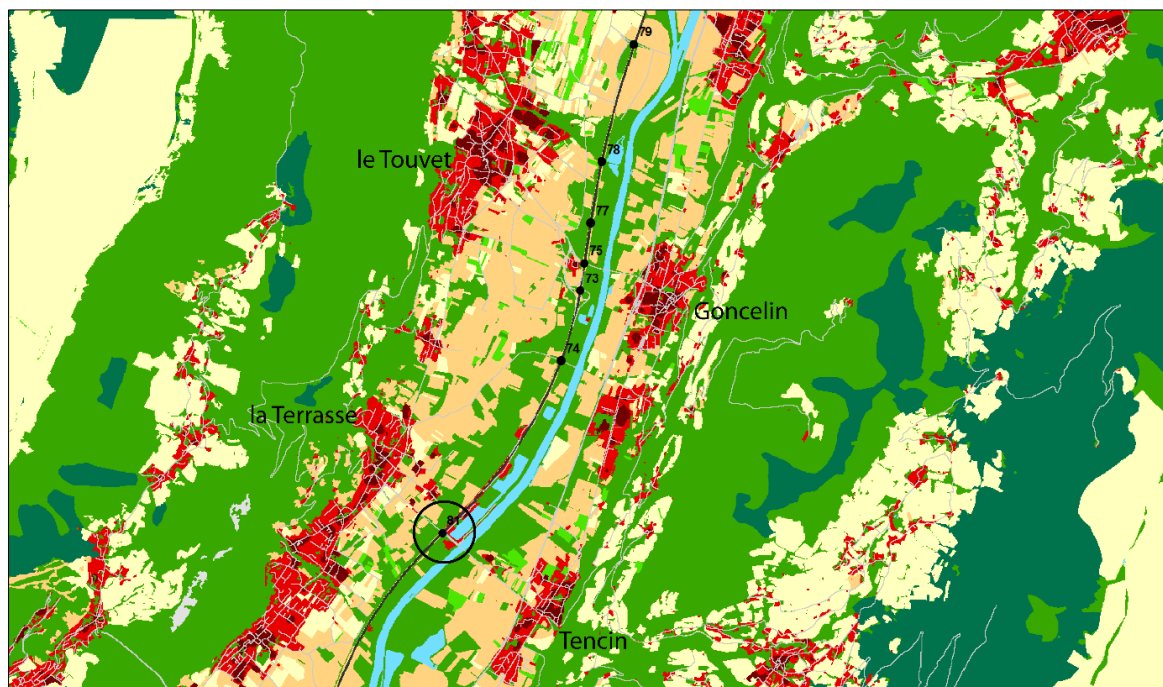


Figure 37. Zone du Grésivaudan favorable au réaménagement de passages existants pour les groupes d'espèces forestières. Le point 81 (au centre du cercle) a été identifié comme le plus pertinent.



Figure 38. Photographie aérienne au-dessus du point de passage 81.

- 1 groupe d'espèce tributaire des milieux ouverts (F) est totalement à l'écart des autres, et la recherche d'une meilleure fonctionnalité de cet habitat n'est pas compatible avec les autres groupes.

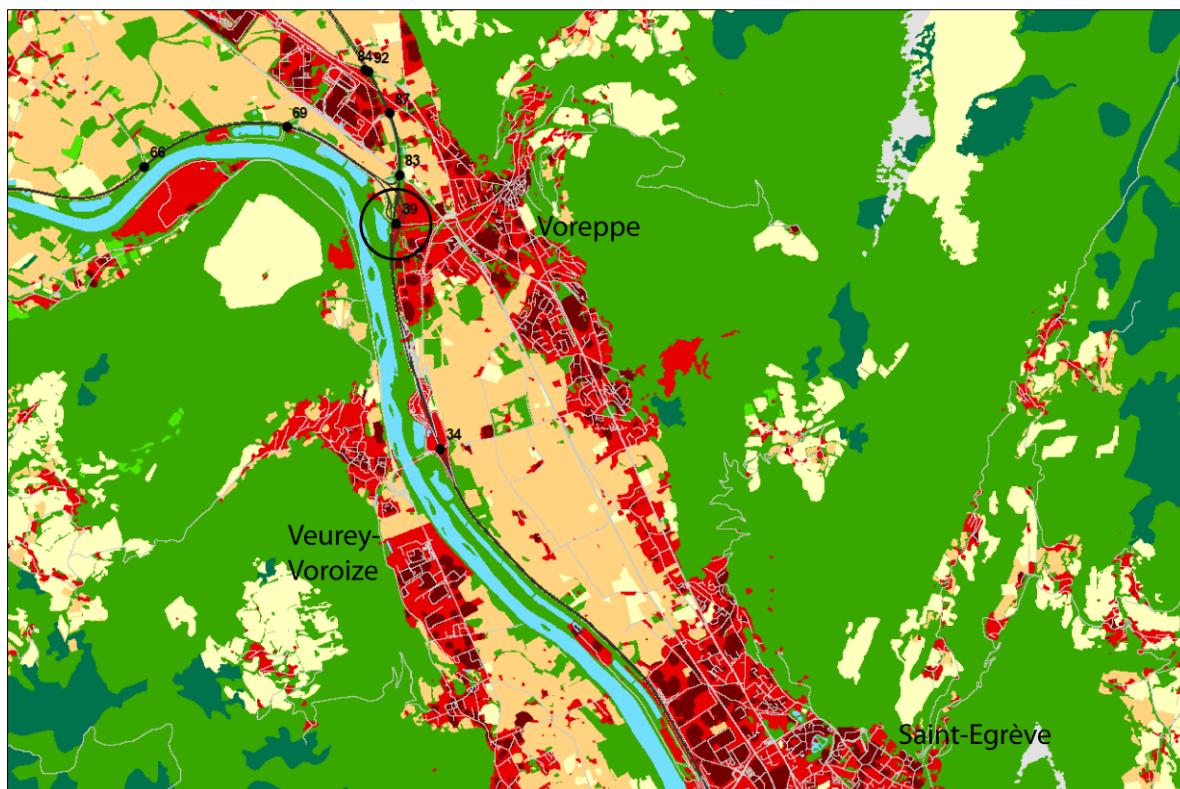


Figure 39. Zone de la Cluse de Voreppe favorable au réaménagement de passages existants pour 3 groupes d'espèces forestières (B, C et D). Le point 39 (au centre du cercle) a été identifié comme relativement pertinent.

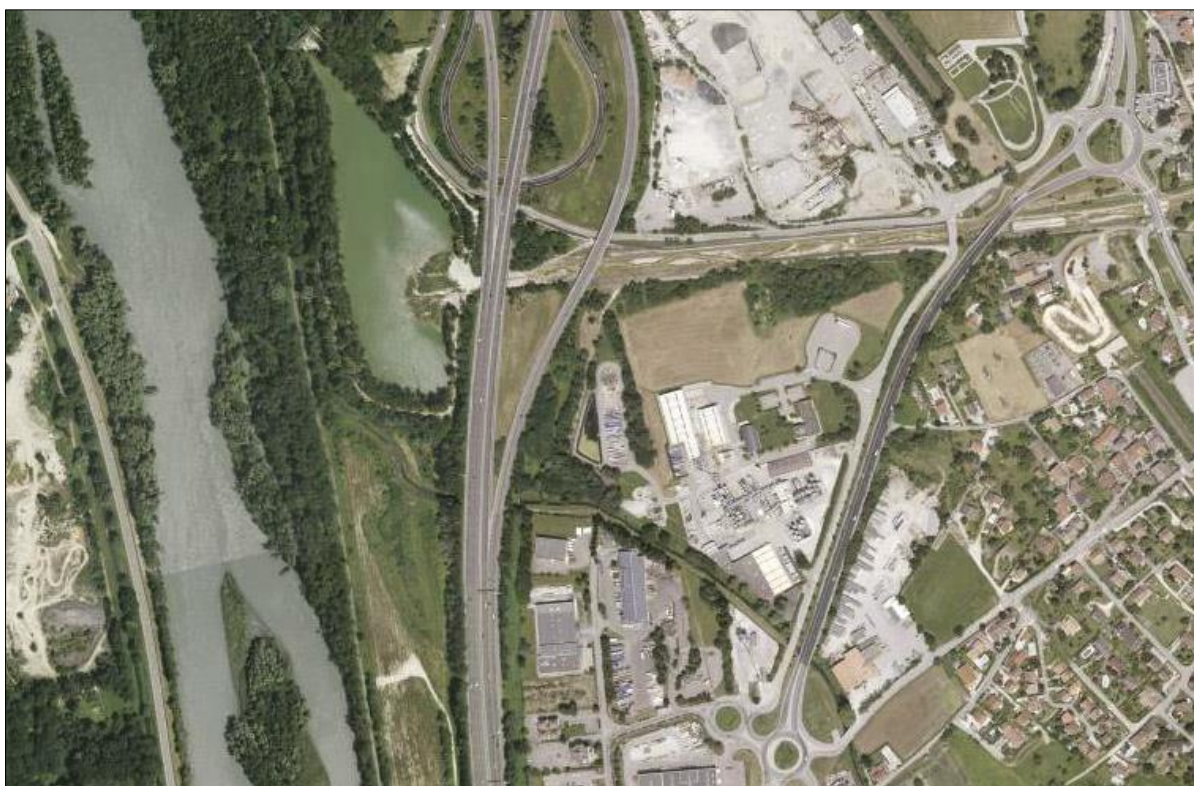


Figure 40. Photographie aérienne au-dessus du point 39, au-dessous d'un passage surélevé de l'autoroute, mais situé dans une zone de forte activité anthropique.

Scénario d'autoroute infranchissable

Les mêmes analyses sont effectuées suivant le scénario où l'autoroute est considérée comme une infrastructure a priori infranchissable. Le principe est le même, cependant toutes les sections de 200 m sont successivement testées comme des passages à faune potentiels. La figure 41 montre le gain de connectivité maximal attendu pour les 8 groupes d'espèces. Les valeurs de gain sont beaucoup plus élevées que pour le scénario d'autoroute franchissable. Ceci s'explique par l'apport très important que représente un passage à faune si on considère l'autoroute comme une barrière absolue en situation initiale. Malgré cette différence, on retrouve ici des groupes d'espèces qui se distinguent en fonction de leur connectivité initiale. A partir d'un certain niveau de connectivité initial ($PC > 0,003$), certains passages à faune potentiels apportent un gain très significatif pour les groupes forestiers (A, B, D, E) ; en revanche, quand la connectivité initiale est faible, l'apport des passages les plus pertinents reste lui-même faible, voire quasi-nul (groupes F, G, et H). Ces groupes concernent les milieux ouverts et les habitats ouverts de montagne. Le groupe C (carnivores en forêts de feuillus) est particulier, avec un apport significatif en dépit d'une connectivité initiale assez faible.

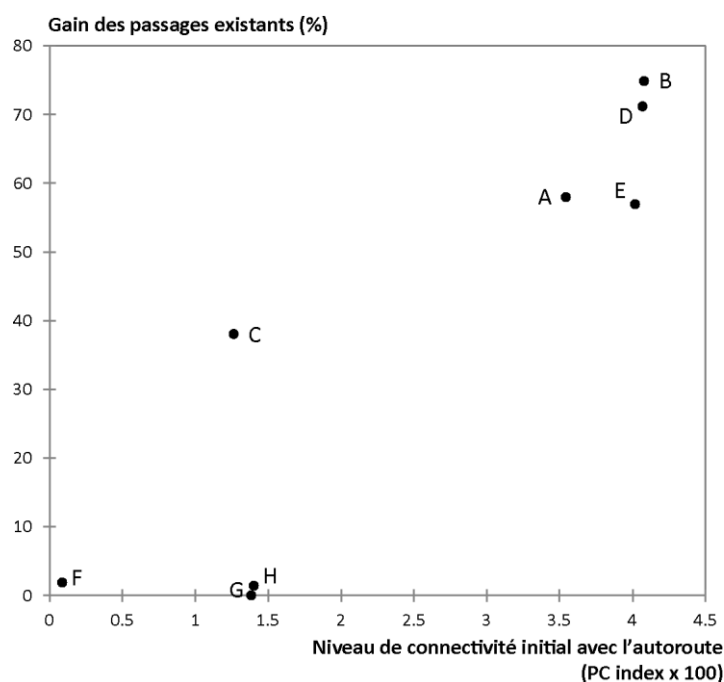


Figure 41. Lien entre gain maximal des passages à aménager et niveau de connectivité initial de chaque groupe d'espèce.

En prenant l'exemple du groupe d'espèces A (petit carnivore forestier), la figure 42 illustre la distribution spatiale des gains de connectivité le long du tracé de l'autoroute. Ces gains sont nuls dans la partie ouest de la zone, à l'extérieur du massif alpin, et à proximité directe de l'agglomération grenobloise. En revanche, ils sont maximaux dans la portion centrale du Grésivaudan, entre Crolles et le Touvet.

La même cartographie pour le groupe B (grands carnivores forestiers) aboutit à une distribution spatiale assez ressemblante (figure 43). Les tronçons considérés comme favorables s'étendent sur une portion plus importante de l'autoroute, à proximité de Crolles au sud et de Pontcharra au nord.

Les autres cartes du même type sont présentées en annexe. Il s'agit maintenant de réaliser la synthèse de ces différentes valeurs de gain de connectivité.

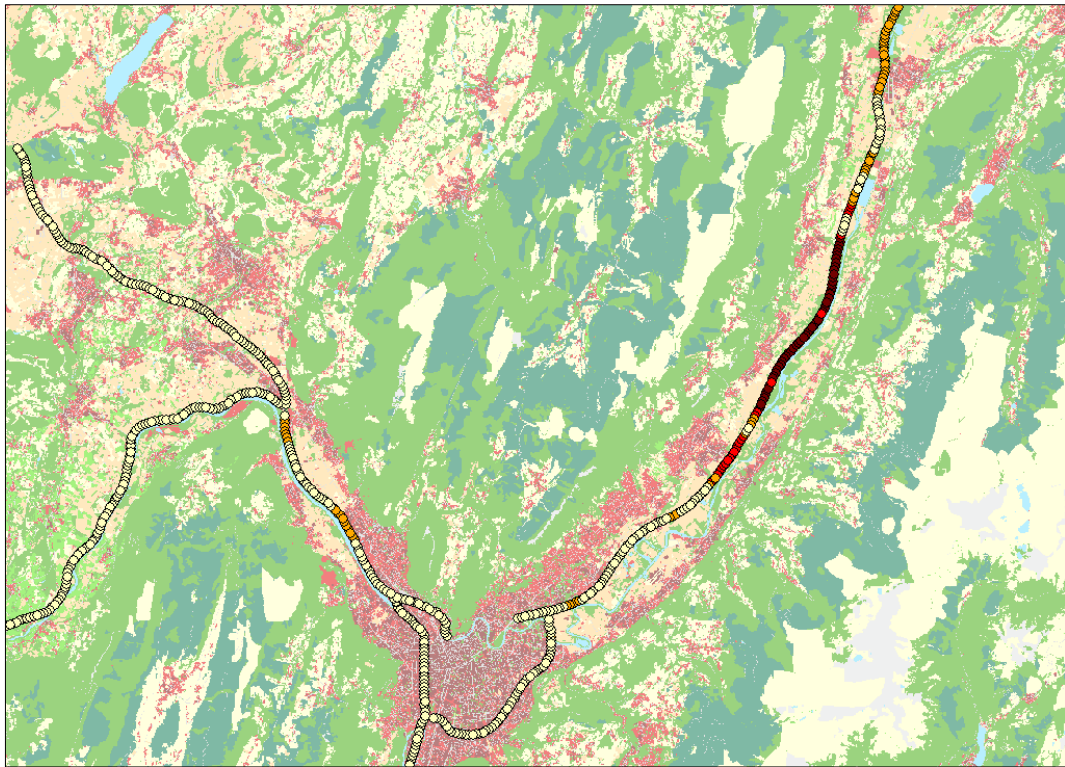


Figure 42. Scénario autoroute infranchissable, gain de connectivité pour le groupe A (petit carnivore forestier). Du beige au marron foncé, la contribution des points de passage à la connectivité est croissante.

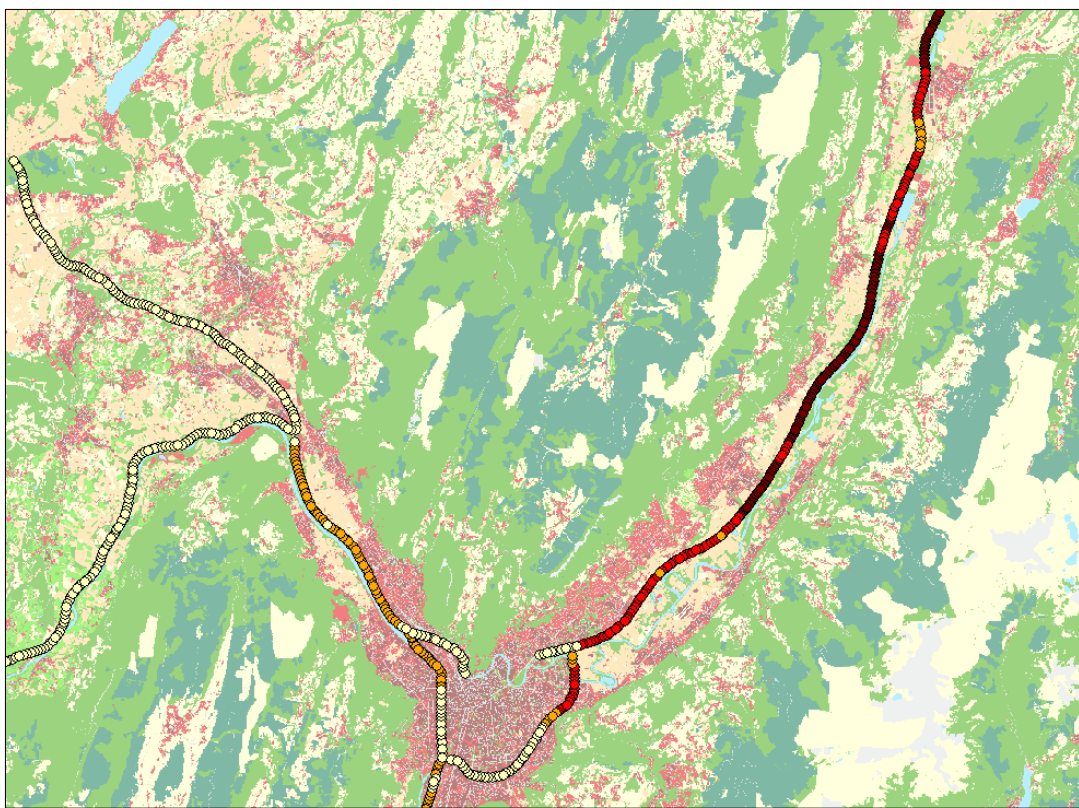


Figure 43. Scénario autoroute infranchissable, gain de connectivité pour le groupe B (grand mammifères de milieux forestiers et ouverts). Du beige au marron foncé, la contribution des points de passage à la connectivité est croissante.

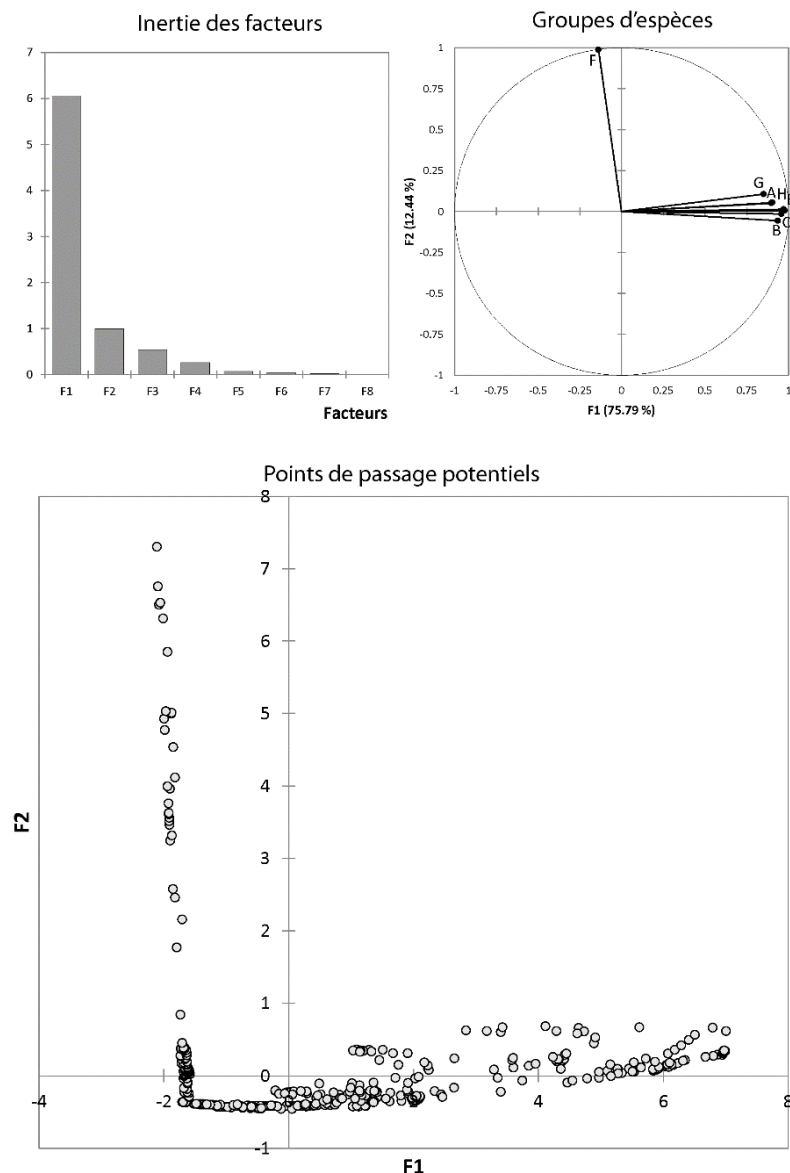


Figure 44. Analyse en Composantes Principales des gains de connectivité pour le scénario d'autoroute infranchissable.

L'Analyse en Composantes Principales appliquée aux gains de connectivité montre une structure très simple (figure 44). Le facteur 1 qui exprime la plus grande partie de l'information (75 %) fédère tous les groupes d'espèces hormis le groupe F, qui se place de façon orthogonale. Cette structure suggère que la construction de passages à faune peut prendre un intérêt potentiel pour tous les groupes concernés à la fois, en dehors du groupe « petits herbivores de milieu ouvert ». Toutefois, il a été montré précédemment que l'apport de connectivité vis-à-vis des groupes montagnards G et H était a priori marginal, ce qui corrobore la faible probabilité supposée que ces espèces traversent la vallée (en revanche, cette probabilité est déterminante sur le plan génétique). L'analyse suggère ici que la prise en compte de ces groupes n'a pas d'impact fort sur les résultats, mais que les lieux intéressants pour la reconnexion des autres groupes pourraient éventuellement servir à ces espèces montagnardes.

En laissant de côté le groupe F, la hiérarchisation des tronçons peut se focaliser sur ceux qui obtiennent les plus grandes valeurs sur le facteur 1. La figure 45 montre cette hiérarchie pour tous les tronçons dont la coordonnée factorielle est supérieure à 4. Le graphe suggère qu'un nombre restreint de tronçons (moins de 10, coordonnée factorielle supérieure à 6,9) s'avère spécifiquement pertinent pour la mise en place d'un passage à faune multi-espèces. Un seuil est également visible vers la coordonnée de 6,0, permettant de définir une classe intermédiaire

de tronçons très favorables. Les tronçons de coordonnée inférieure à 6,0 sont arbitrairement considérés comme moins favorables.

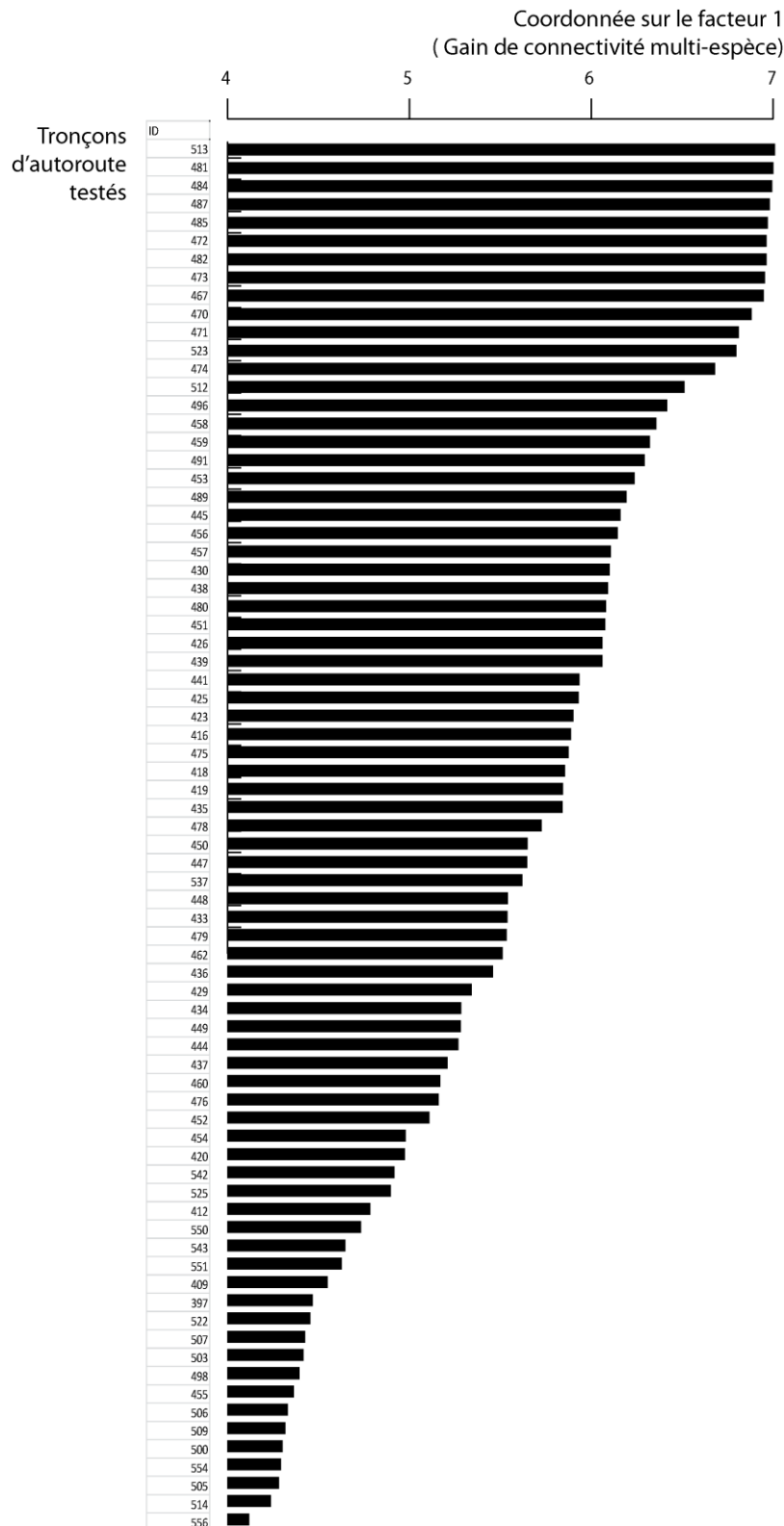


Figure 45. Hiérarchie des tronçons d'autoroute en fonction de leur coordonnée sur le premier facteur. Ce facteur représente la contribution à la connectivité multi-espèces (excepté pour le groupe F, petits herbivores de milieux ouverts).

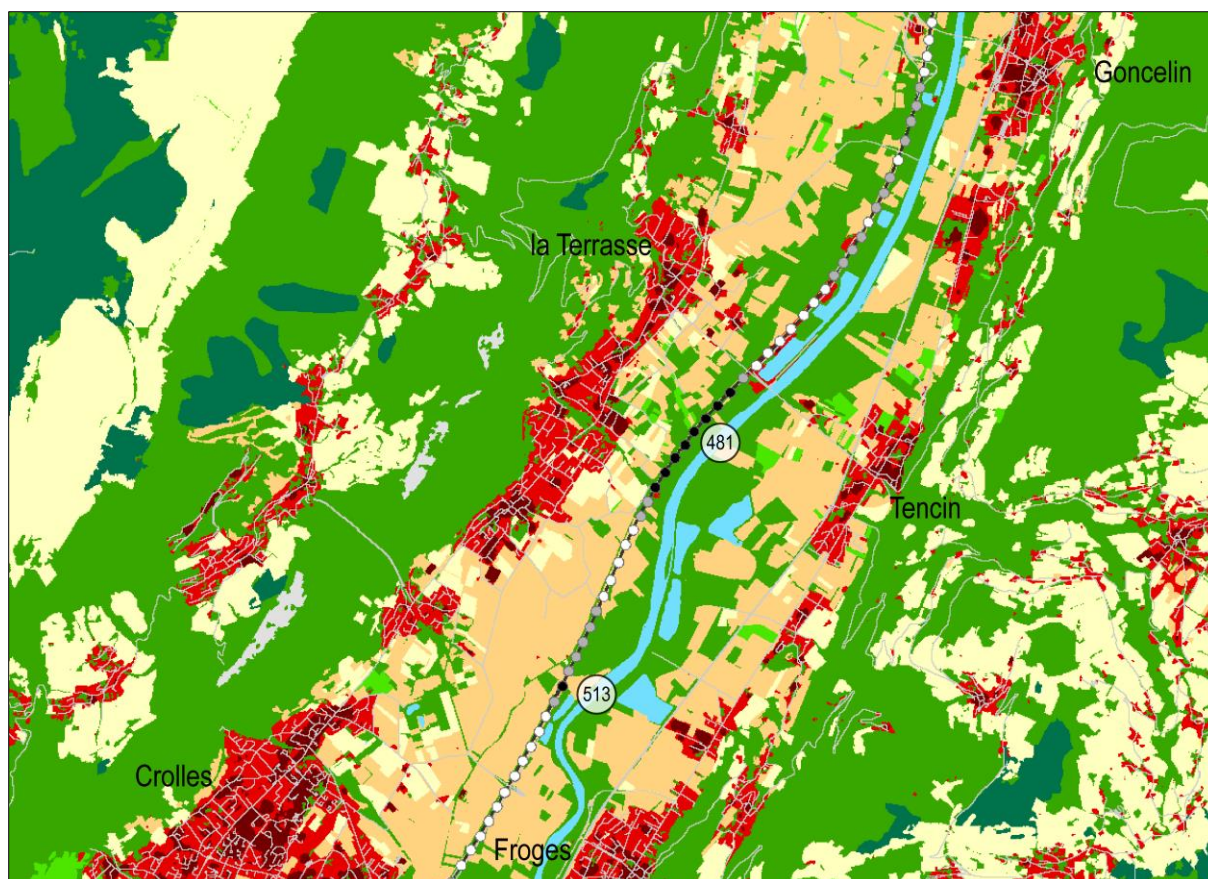


Figure 46. Zone optimale pour l'implantation de passages à faune. Tronçons en noir : localisation optimale ($F1 > 6,9$) ; tronçons en gris : localisations très favorables ($6,9 > F1 > 6,0$) ; tronçons en blanc : localisation moins favorables ($F1 < 6,0$).

Une seule zone concentre tous les tronçons optimaux et très favorables (figure 46). Il s'agit de la section comprise entre Crolles et le Touvet. Autour du tronçon 481 et sur une longueur d'environ 1500 m, on retrouve ici le passage déjà identifié lors de l'analyse du scénario d'autoroute franchissable. La densité de la ripisylve autour de l'Isère explique probablement l'intérêt de cette zone pour la reconnexion entre les massifs de Chartreuse et de Belledonne, malgré la proximité avec les zones bâties de la commune de la Terrasse. Un peu plus au sud, le tronçon 513 obtient la coordonnée factorielle maximale, mais dans un contexte un peu différent : le passage est plus étroitement encadré par des parcelles de culture et en même temps plus à l'écart des zones bâties.

Aucun tronçon qualifié ici de très favorable n'apparaît dans la Cluse de Voreppe. Ceci s'explique d'une part par la forte densité urbaine de cette zone, contraignante pour les déplacements de la faune. Ceci est aussi le résultat d'un biais lié au cadrage géographique de la zone d'étude. En effet, la zone analysée « encadre » assez largement le Grésivaudan, mais n'englobe pas certains massifs au potentiel faunistique important. Seule l'extrémité du nord Vercors est intégrée, alors que ce massif présente vers le sud une très forte continuité forestière. Les calculs effectués pour modéliser la connectivité fonctionnelle se fondent sur une combinaison entre le poids des zones de ressources (cœurs ou réservoirs de biodiversité dans la littérature des trames vertes et bleues) et les coûts de déplacement entre ces zones. Si le Vercors avait été pris en compte plus intégralement, les liens traversant la Cluse de Voreppe auraient pris une importance accrue pour les espèces forestières, et il est probable que des sections favorables à la reconnexion y auraient été identifiées.

Pour donner quelques éléments sur les possibilités de reconnexion dans la Cluse de Voreppe, nous avons cependant étudié la hiérarchie des gains de connectivité multi-espèce (c'est-à-dire les coordonnées factorielles issues de l'ACP) au sein du sous-ensemble de tronçons localisés dans cette partie de la vallée. Il en ressort que

les 4 tronçons qui se détachent en termes de pertinence sont situés à proximité de Voreppe, dans la zone déjà identifiée à l'issue de l'analyse du scénario d'autoroute franchissable. Un tel résultat suggère que la reconnexion entre massifs de la Chartreuse et du Vercors est fortement contrainte par la densité humaine de la zone, et qu'un simple passage à faune au-dessus de l'autoroute ne sera probablement pas suffisant pour rétablir une connectivité fonctionnelle.

4.2.4. Conclusions et perspectives

Les analyses proposées dans cette étude ont permis d'examiner le problème de la reconnexion écologique dans le Grésivaudan à partir de deux scénarios : (1) l'autoroute reste relativement perméable grâce aux ponts et tunnels des routes qui croisent cette infrastructure, et l'aménagement de certains de ces passages pourrait apporter un gain de connectivité ; (2) l'autoroute est une barrière qu'il faut rendre perméable à l'aide de passages à faune spécifiques. Ces deux scénarios ont été investis par le biais d'une approche multi-espèce appliquée aux mammifères, et d'une modélisation multi-échelle du réseau écologique de ces espèces.

Globalement, les résultats diffèrent peu entre les deux scénarios. Une même zone du Grésivaudan, entre Crolles et le Touvet, s'avère favorable à l'aménagement ou au réaménagement d'ouvrages destinés à faciliter la traversée de la vallée. Les gains attendus sont significatifs pour les espèces forestières, mais négligeables pour les autres (milieux ouverts et milieux ouverts de montagne).

Il serait intéressant d'étendre cette analyse à des groupes d'espèces tributaires d'autres types d'habitats (milieux humides, pelouses sèches par exemple), mais cela suppose de surmonter plusieurs difficultés : définition de groupes aux exigences comparables et attribution de traits de vie « moyens », cartographie à haute résolution spatiale de certains habitats non pris en compte dans la carte d'occupation du sol actuelle.

Par ailleurs, une question non abordée ici est celle de la combinaison de plusieurs aménagements. Dans l'étude présente, toutes les analyses ont été faites en imaginant la mise en place d'un site unique, et en identifiant celui qui occasionnerait une connectivité optimale. Si plusieurs sites peuvent être aménagés, une logique cumulative pourrait être mise en place, comme dans Foltête et al. (2014) et Clauzel et al. (2015), pour déterminer la meilleure combinaison possible. A cet égard, il est probable que suite à l'identification du passage optimal entre massif de la Chartreuse et chaîne de Belledonne, la Cluse de Voreppe soit le lieu du second point de passage dans la hiérarchie à l'issue de la modélisation.

Références

- Clauzel C., Bannwarth C., Foltête J.-C., 2015. Integrating regional-scale connectivity in habitat renovation: an application for amphibian conservation in eastern France. *Journal for Nature Conservation* 23: 98-107.
- Foltête J.-C., Girardet X., Clauzel C., 2014. A methodological framework for the use of landscape graphs in land-use planning. *Landscape and Urban Planning* 124: 140-150.
- Grillo X. (coord.) 1997 - Atlas des mammifères sauvages de Rhône-Alpes. - Frapna, Lyon : 304 pp.
- Snyder G.K., Carello C.A., 2008. Body mass and the energy efficiency of locomotion: Lessons from incline running. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 150: 144-150
- Theobald, D.M., 2006. Exploring the functional connectivity of landscapes using landscape networks. In Crooks K.R., Sanjayan M. (dir.) *Connectivity Conservation*, Cambridge University Press.
- Zetterberg A., Mörtberg U.M., Balfors B., 2010. Making graph theory operational for landscape ecological assessments, planning, and design. *Landscape and Urban Planning* 95: 181-191.

4.3. Etude sur les fuseaux de la branche sud de la LGV Rhin-Rhône

4.3.1. Contexte et objectif

La LGV reliant Dole à Lyon fait partie de l'étoile ferroviaire à trois branches, programmée par RFF dans le cadre de la LGV Rhin-Rhône. Ce projet a récemment été abandonné, mais il avait été soumis à concertation publique et proposait neuf fuseaux de passages dans la plaine de la Bresse (figure 47). Chaque fuseau est composé de deux

tronçons principaux, un tronçon nord et un tronçon sud, se rejoignant au sud-est de Louhans. Chaque tronçon se décline en trois alternatives, un passage à l'ouest, un au centre et un dernier à l'est. Les tronçons situés à l'est ont la particularité de doubler les autoroutes A39 au nord de Bourg-en-Bresse et A40 au sud. Si au nord, tous les fuseaux relient la branche est de la LGV Rhin-Rhône au Nord de Dole, dans la partie sud les fuseaux ouest et centre rejoignent la LGV sud-est, et le fuseau est se connecte au futur contournement ferroviaire de l'agglomération lyonnaise.

L'objectif de cette étude est de comparer toutes les possibilités de tracé de cette infrastructure, sous l'angle de leurs impacts sur la connectivité des habitats à l'échelle régionale, par le biais d'une approche par groupes d'espèces.

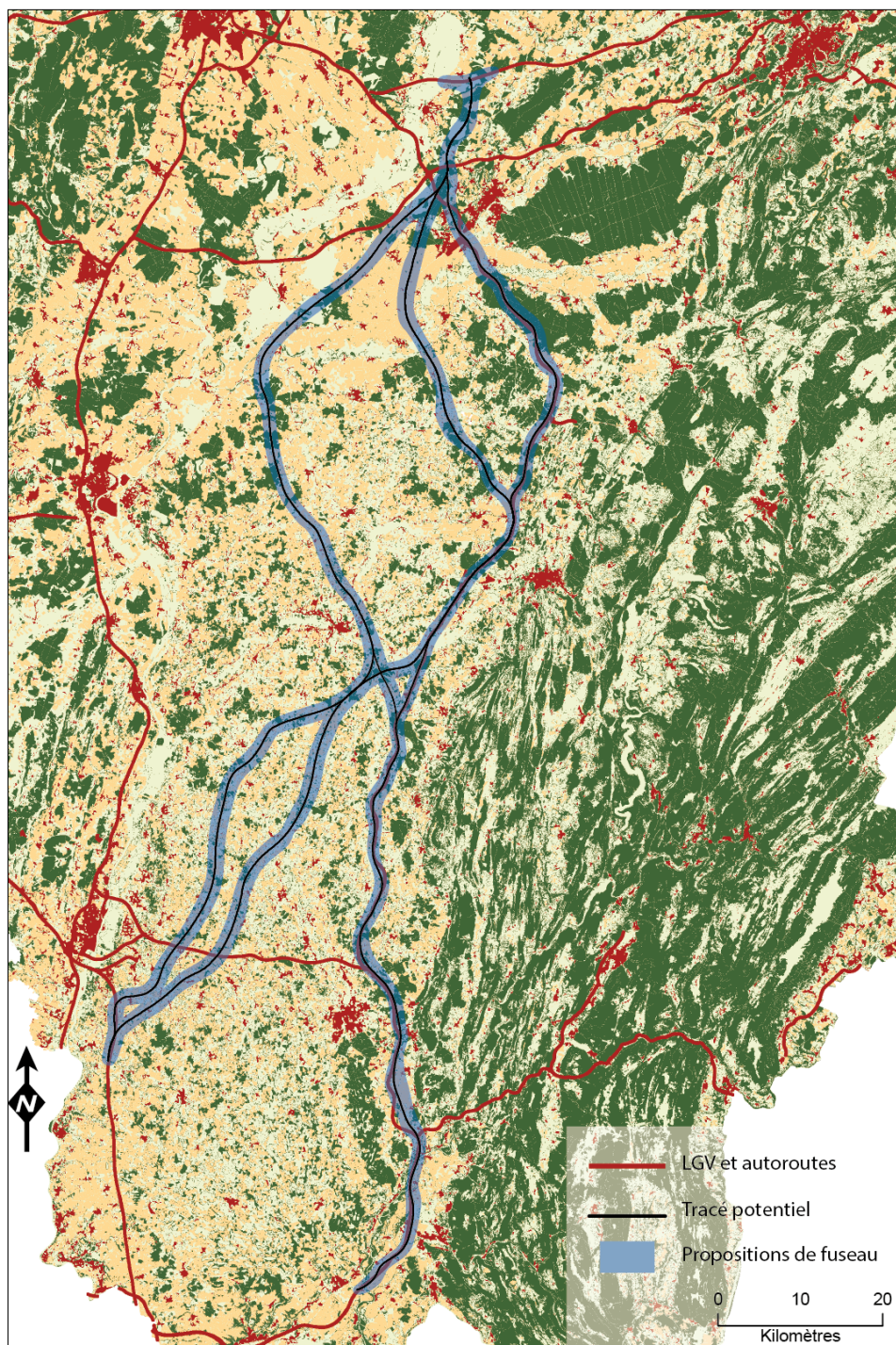


Figure 47. Fuseaux et tracés de la branche sud de la LGV Rhin-Rhône

4.3.2. Méthodes et résultats

Un tracé a été défini pour chaque fuseau. Chaque tracé est identifié par sa localisation au nord (O- ; C- ; E-) puis au sud (-O ; -C ; -E). À titre d'exemple, le tracé ouest-centre est désigné par les lettres OC. La zone d'étude établie couvre l'ensemble de la vallée de la Saône à l'ouest, de Dijon à Villefranche-sur-Saône. À l'est, elle comprend la partie sud de l'arc jurassien de Besançon à Ambérieu. La totalité du département de l'Ain est intégrée dans l'analyse. La caractéristique principale de la zone d'étude est la présence à l'est du massif forestier du Jura et du Revermont, à l'ouest des coteaux boisés du Mâconnais et des forêts des Hautes Côtes au sud-ouest de Dijon. Le centre de la zone d'étude correspond à la plaine de la Bresse dont le paysage est fortement marqué par le bocage très présent et un milieu boisé très fragmenté.

Trois graphes ont été construits en fonction des trois profils d'espèces forestières décrites précédemment (figure 49). Les valeurs de résistance attribuées à chaque catégorie de la carte d'occupation du sol sont les mêmes que dans l'analyse portant sur les passages à faune le long de la branche est de la LGV (section 4.1.). Afin de considérer toutes les grandes infrastructures de transport existantes infranchissables, tous les liens croisant ces infrastructures sont retirés des trois graphes.

Un graphe par profil et par scénario est construit à partir d'une carte d'occupation du sol qui lui est propre. En plus des trois graphes initiaux, 27 graphes paysagers sont donc construits. Pour chacun des graphes, tous les liens coupés par un tracé sont supprimés. Pour hiérarchiser l'ensemble des scénarios, un indicateur unique est nécessaire. Ici, la métrique PC, caractérisant la connectivité à l'échelle du graphe entier, est calculée pour chacun des deux profils qui présentent potentiellement un impact (profils 1 et 2), et pour chacun des scénarios, dont l'état initial.

Le taux de variation de la métrique de connectivité est ensuite calculé pour chaque scénario et pour chaque profil en fonction de sa valeur à l'état initial. Ces taux de variation sont représentés sous la forme d'un nuage de points en fonction des deux profils d'espèces analysés (figure 48). Le nombre de taches et de liens étant plus important pour le profil 1 que pour le profil 2, l'impact des différents tracés est globalement plus important pour le profil 1 que pour le profil 2.

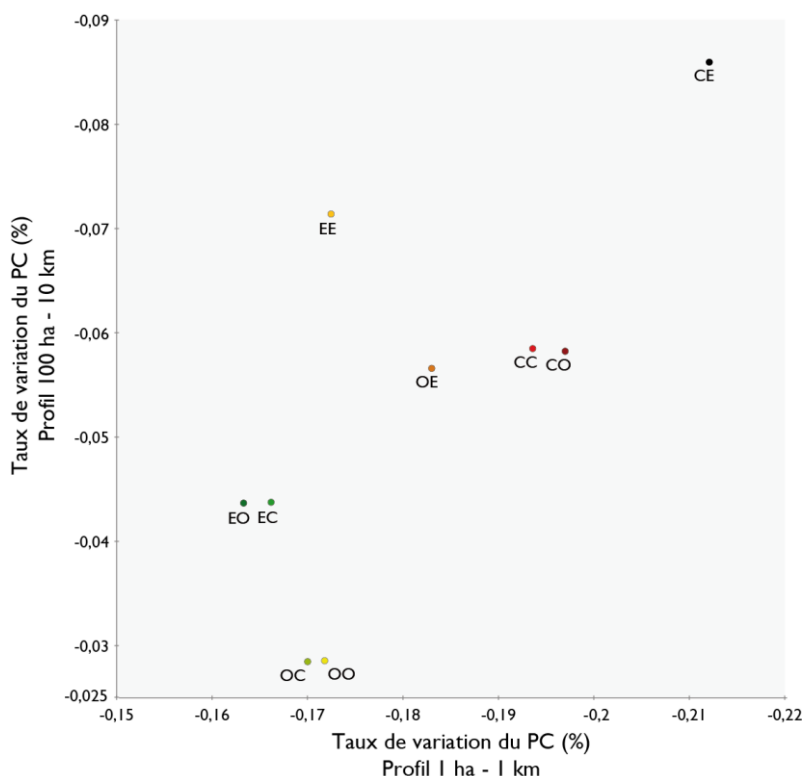


Figure 48. Comparaison des impacts potentiels des tracés pour deux profils d'espèces

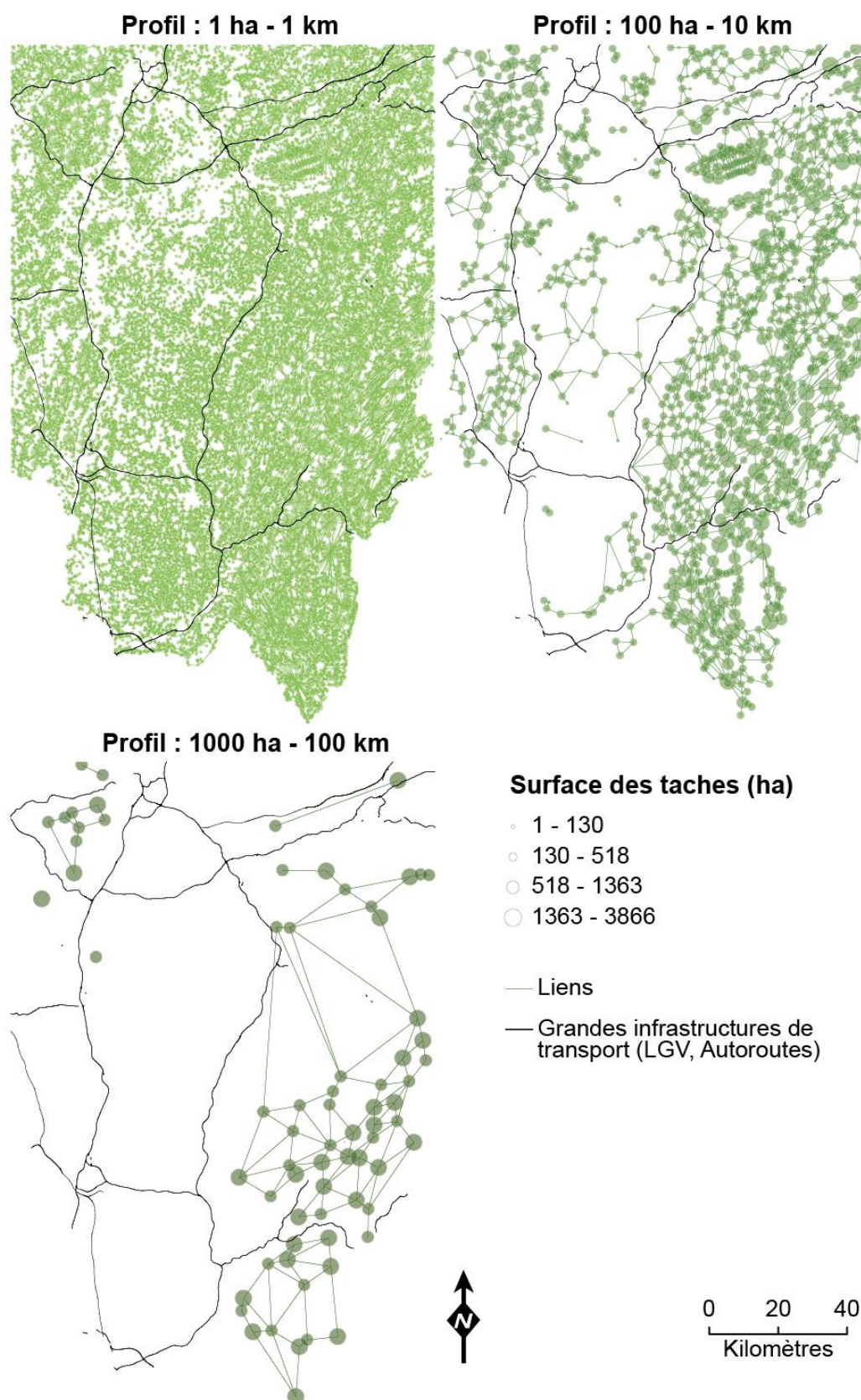


Figure 49. Graphes de l'habitat forestier pour les trois profils d'espèce autour de la branche sud de la LGV Rhin-Rhône

En calculant la distance mathématique entre la connectivité de chaque scénario à celle de l'état initial, il est possible de hiérarchiser chaque tracé en fonction de son impact sur l'ensemble du graphe pour les trois profils d'espèces

(figure 50). Le tracé le moins impactant est le tracé est-ouest, alors que le tracé centre-est est le scénario présentant l'impact le plus important. Globalement, les tracés caractérisés par leur tronçon sud localisé à l'ouest et au centre présentent des impacts similaires. Les tracés caractérisés par leur tronçon nord localisé au centre ont le plus de conséquences sur la connectivité du graphe, ceci peut s'expliquer par la présence d'un isthme dans le graphe du profil 2 pour lequel le retrait isole deux ensembles importants de taches.

Le scénario est-est, qui double les autoroutes A39 et A40, est le scénario privilégié dans le projet de RFF. Ici, ce scénario est le cinquième scénario le plus impactant. Les tracés dont les tronçons nord sont localisés à l'est font partie des tracés ayant le moins d'effet sur la connectivité. En revanche les tracés, dont les tronçons sud sont situés à l'est présentent les impacts les plus importants. Le doublement total des autoroutes dans cette partie de la zone d'étude n'est donc pas recommandé d'après les critères considérés dans cette analyse. Seul le tronçon nord offre la possibilité d'être doublé. Ici, le jumelage n'est pas systématiquement une réponse à l'atténuation des impacts d'une future infrastructure sur la connectivité de l'habitat forestier.

4.3.3. Conclusion

L'étude menée sur la branche sud de la LGV Rhin-Rhône nous a permis d'illustrer l'application des méthodes utilisées jusqu'ici pour localiser des points précis (passage à faune, aménagement d'une mare par exemple) à un contexte où la question est plus générale : comment comparer les impacts potentiels de fuseaux d'infrastructures ? Comme le terrain d'étude comporte initialement l'autoroute A39, qui suit globalement le même axe que la branche sud de la LGV, le débat sur le jumelage des infrastructures apparaît en filigrane des résultats obtenus. Ceux-ci montrent que le doublement total d'une infrastructure de transport ne permet pas toujours de limiter l'impact sur les réseaux écologiques.

Ainsi, intégrer les réseaux écologiques dans le processus décisionnel pour évaluer chaque scénario de passage permettrait d'atténuer, en amont de la construction, les impacts d'une infrastructure à venir. Il resterait toutefois à généraliser l'analyse en intégrant plusieurs types d'habitats dans la même démarche. Dans le cas présent, la question du réseau d'étangs serait ainsi à aborder parallèlement à celle des milieux forestiers.

Références

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

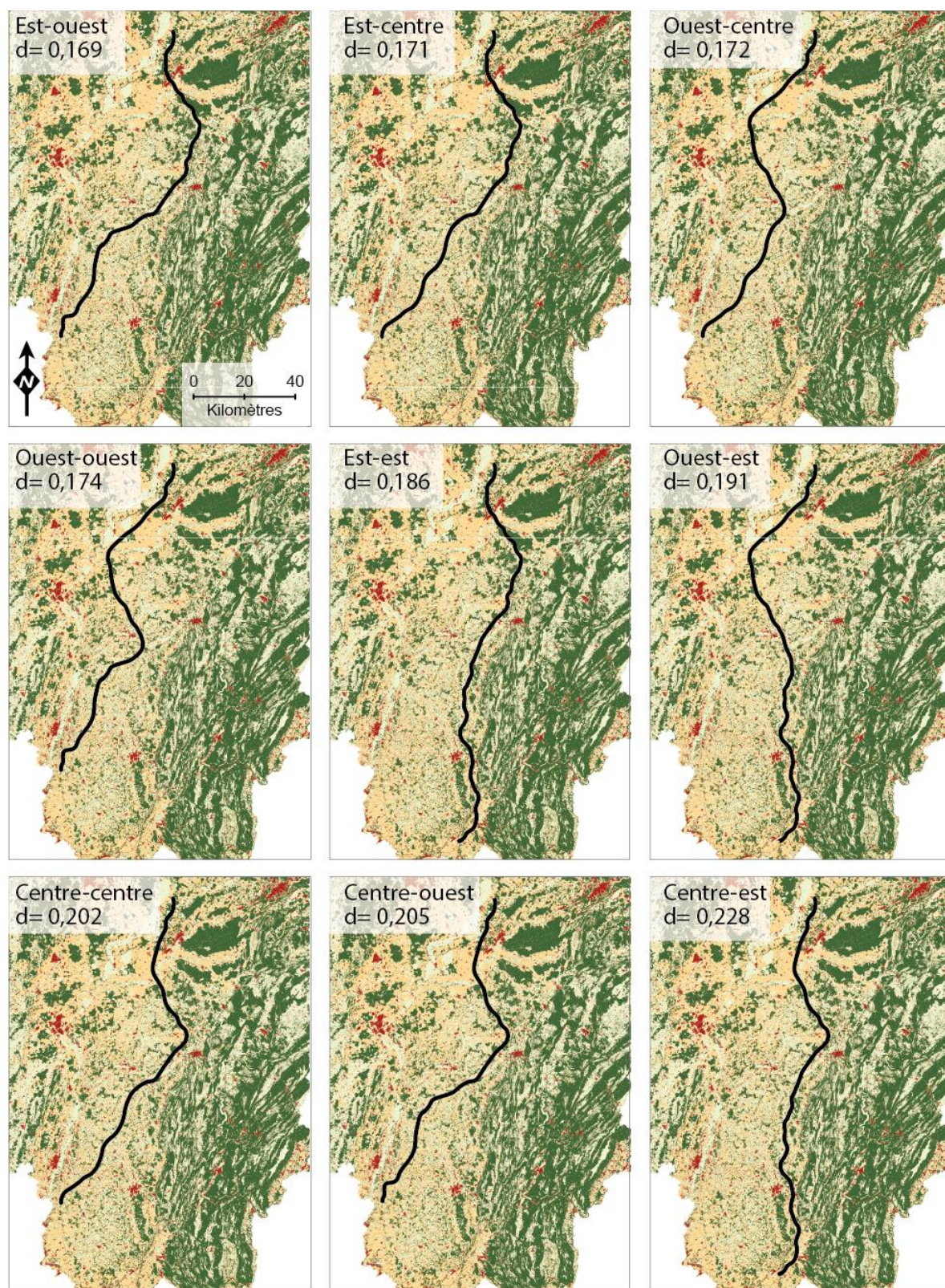


Figure 50. Distance entre la connectivité de l'habitat forestier à l'état initial et après la mise en place de chaque tracé potentiel de la branche est de la LGV Rhin-Rhône

5. Développement d'un outil spécifique : le logiciel Graphab

Dès l'amorce du projet Graphab1 en 2009, la question du développement d'un logiciel s'est posée, puisque de nombreuses applications envisagées n'étaient pas faciles à réaliser à partir des outils existants, que ce soient les Systèmes d'Information Géographique (ArcGIS, QGIS) ou les logiciels spécialisés (JMatrixNet, Conefor Sensinode). Un prototype avait été initialement développé par J.C. Foltête en amont du projet Graphab1. L'équipe a ensuite conçu Graphab dont le développement a été totalement assuré par G. Vuidel. Cette partie propose de faire le point sur ce logiciel et son utilisation.

5.1. Mise en place de Graphab

Graphab a été conçu comme un outil dédié à la modélisation des réseaux écologiques. Il est donc à vocation plus large que seulement focalisé sur le problème des infrastructures de transport. Face aux autres outils existants, Graphab a l'avantage de proposer une architecture intégrée, comme une sorte de SIG spécialisé, combinant à la fois la construction des graphes (que d'autres font dans des SIG généralistes) et les calculs de connectivité (présents dans certains logiciels spécialisés). Le fait d'articuler ces deux grandes familles de fonctions est avantageux pour une approche exploratoire, nécessitant de nombreux aller et retour des données d'entrée aux résultats finaux. Ici l'intégration supprime le problème des conversions des formats de fichiers et donne une certaine souplesse à la démarche d'analyse (figure 51).

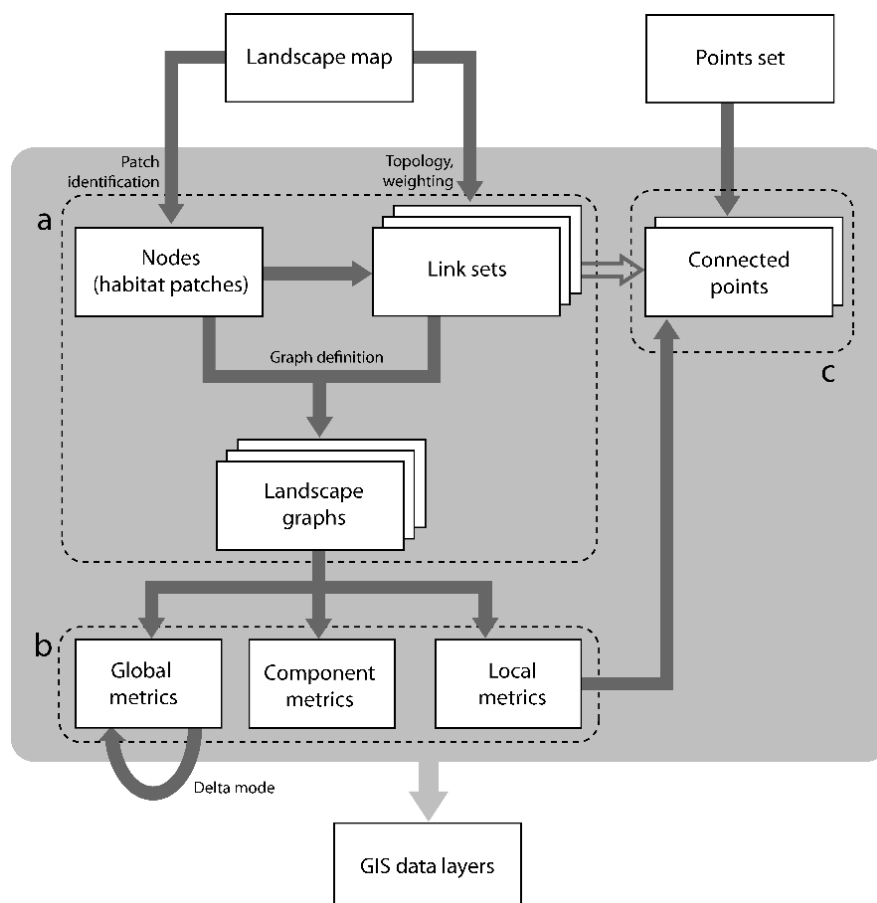


Figure 51. Organigramme des principales fonctions de Graphab 1.0

Un autre avantage du développement d'un logiciel spécifique est la possibilité d'y ajouter des fonctions au gré des avancées de la recherche. Au cours du projet Graphab2, l'équipe a eu par exemple besoin de mettre en place des protocoles de recherche automatisée de localisations « optimales », répondant à des questions d'aménagement

explicites. De la même façon, la théorie des circuits électriques, qui offre une alternative pertinente au calcul des distances de moindre coût, a été intégrée à plusieurs niveaux. Toutes ces nouvelles fonctions sont donc venues enrichir progressivement les possibilités de l'outil.

Enfin de nombreuses fonctions coûteuses en temps de calcul ont fait l'objet d'une parallélisation informatique, pour tirer profit des configurations multi-cœurs offertes par les serveurs de calcul. Dans le même esprit, l'outil permet de réaliser des calculs en série, par le biais d'un langage de commande que l'utilisateur peut facilement apprendre via un manuel rédigé par G. Vuidel.

Pour mettre en valeur le logiciel, la première démarche suivie par l'équipe a été de lui donner une existence au sein de la communauté scientifique. C'est pourquoi un article anglophone a été spécialement écrit pour présenter Graphab, son positionnement au sein des outils existants, ses grandes fonctions et ses capacités suivant plusieurs configurations informatiques :

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

Un article assez proche mais nettement plus épuré a été publié ensuite en langue française :

Foltête J.C., Clauzel C., Girardet X., Tournant P., Vuidel G., 2012. La modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers. *Revue Internationale de Géomatique* 4 : 641-658.

Parallèlement, un site a été mis en place pour permettre le téléchargement du logiciel, fournir une documentation sur son usage et présenter les travaux réalisés à partir de cet outil (figure 52). De façon ponctuelle, l'équipe a aussi accueilli plusieurs chercheurs, souvent des doctorants, souhaitant se former à l'usage de Graphab.

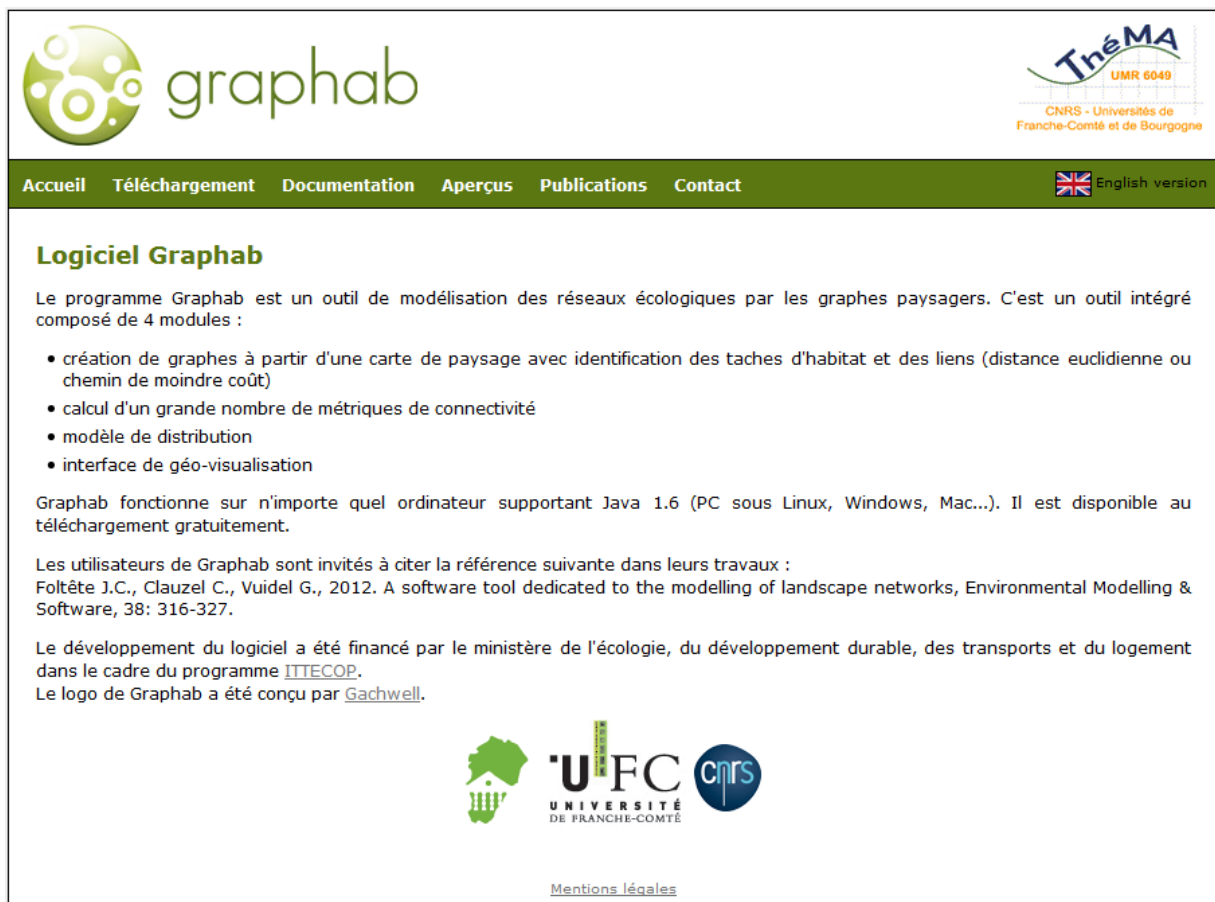


Figure 52. Interface du site de téléchargement de Graphab

5.2. Graphab, un outil utilisé en écologie du paysage et biologie de la conservation

L'entrée « Contact » du site du logiciel a permis à l'équipe de communiquer avec ses usagers. De nombreux échanges ont eu lieu, permettant de corriger des erreurs et d'améliorer l'ergonomie de l'outil. Certains de ces échanges ont été des encouragements très motivants, comme ce message datant de 2013, de la part de John Kupfer, co-éditeur scientifique de la revue *Landscape Ecology* :

Dear Dr. Foltete,

We are using Graphab in a project that examines connectivity of floodplain wetlands, and I have a question that I hope you can answer. For one part of the analyses, we are running the program in batch mode to examine changes in metric values as a function of varying the threshold distance. The program produces useful graphs of metric vs. threshold values, but we need to create our own graphs that incorporate and display other values along with the output. Is there a way to export the actual data? Also, it seems that Graphab cannot reopen a project file in the platform of Java Runtime Environment 1.7. This not a big deal for us because we can leave Java 1.6 on a machine that we dedicate for this purpose – it's just something that one of my PhD students brought to my attention so I thought I'd pass it along to you. Finally, I'd like to express my thanks for your work in creating Graphab. The timing was interesting for me because I had just published a piece calling for a 'Fragstats' of graph metrics when your work started to come out. I've attached that paper, in case you might be interested. Best,

John

John Kupfer, Ph.D.
Professor, Director of Undergraduate Studies
Dept. of Geography
Univ. of South Carolina
221 Calcott Hall
Columbia, SC 29208

Actuellement, les statistiques de téléchargement permettent de comptabiliser environ 1 000 utilisateurs répartis dans le monde entier (figure 53). Notons que le nombre de téléchargements est nettement plus important (environ 1 400) mais certains utilisateurs répètent plusieurs fois de suite l'opération. La fréquence de téléchargement augmente sensiblement depuis 3 ans.

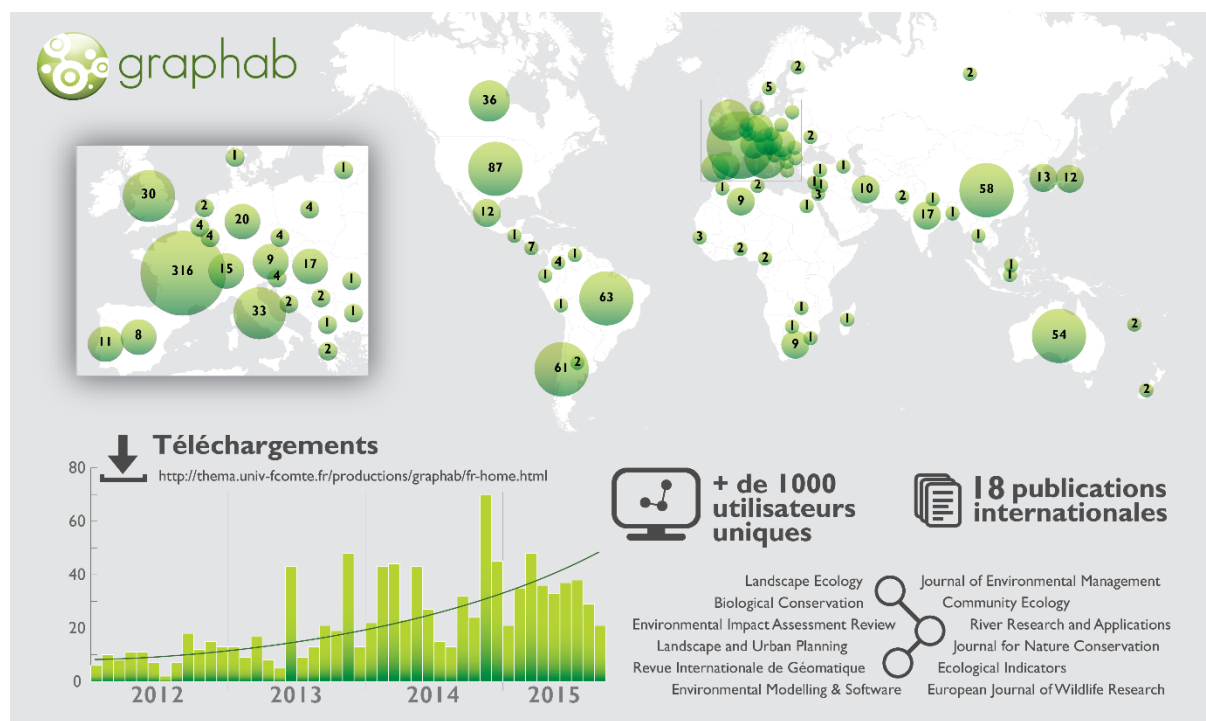


Figure 53. Téléchargements du logiciel Graphab (situation au 15 septembre 2015)

L'équipe du projet Graphab2 a naturellement fait l'usage du logiciel dans ses propres travaux, à savoir une douzaine d'articles internationaux, deux thèses soutenues et deux thèses en cours. Mais depuis 2014 apparaissent des publications produites par d'autres équipes, dont les travaux s'appuient également sur cet outil :

Villemey A., Van Halder I., Ouin A., Barbaro L., Chenot J., Tessier P., Calatayud F., Martin H., Roche P., Archaux F., 2015. [Mosaic of grasslands and woodlands is more effective than habitat connectivity to conserve butterflies in French farmland](#) Biological Conservation, 191: 206-215.

Lechner A.M., Doerr V., Harris R., Doerr E., Lefroy E., 2015. [A framework for incorporating fine-scale dispersal behaviour into biodiversity conservation planning](#) Landscape and Urban Planning, 141:11-23.

Lechner A.M., Harris R.M.B., Doerr V., Doe E., Drielsma M., Lefroy E.C., 2015. [From static connectivity modelling to scenario-based planning at local and regional scales](#), Journal for Nature Conservation, in press.

Lechner A.M., Brown G., Raymond C.M., 2015. [Modeling the impact of future development and public conservation orientation on landscape connectivity for conservation planning](#) Landscape Ecology 30: 699-713.

Gil-Tena A., Nabucet J., Mony C., Abadie J., Saura S., Butet A., Burel F., Ernault A., 2014. [Woodland bird response to landscape connectivity in an agriculture-dominated landscape: a functional community approach](#) Community Ecology 15: 256-268.

Kupfer J.A., Meitzen K.M., Gao P., 2014. [Flooding and surface connectivity of taxodium-nyssa stands in a southern floodplain forest ecosystem](#) River Research and Applications.

Serret H., Raymond R., Foltête J.C., Clergeau P., Simon L., Machon N., 2014. [Potential contributions of green spaces at business sites to the ecological network in an urban agglomeration: The case of the Ile-de-France region, France](#) Landscape and Urban Planning 131: 27-35.

Lechner A., Lefroy E.C., 2014. [General approach to planning connectivity from local scales to regional \(GAP CLoSR\): combining multi-criteria analysis and connectivity science to enhance conservation outcomes at the regional scale in the Lower Hunter](#) University of Tasmania, Hobart, Tasmania.

5.3. Perspectives

Actuellement, de nouvelles fonctions ont été implémentées dans la version en développement du logiciel, et testées dans le cadre des recherches menées dans le projet Graphab2 (ainsi que dans d'autres recherches contractuelles). Elles ne sont pas encore présentes dans la version téléchargeable Graphab 1.2. Une importante mise à jour est donc prévue à la fin de l'année 2015, qui verra la diffusion de la version Graphab 2.0.

Par ailleurs, l'équipe a été fortement sollicitée, surtout au niveau français, par des chargés d'étude de collectivités territoriales, d'associations naturalistes et de bureaux d'étude spécialisés en diagnostic environnemental. Des contacts sont d'ores et déjà établis avec Ecosphère (agence de Lyon) et avec ARP-Astrance (Paris), mais bien d'autres sollicitations se font sentir. Les questions posées par les Trames Vertes et Bleues, qui dépassent le cadre de l'appel ITTECOP, conduisent à s'interroger sur la pertinence et la place que peut occuper l'approche modélisatrice dans la mise en place des politiques visant à protéger ou restaurer les continuités écologiques. Actuellement, l'équipe réfléchit donc à l'articulation possible entre les graphes paysagers et les besoins d'identification et de gestion des Trames Vertes et Bleues. Parallèlement, elle projette d'organiser des sessions de formation à destination de tous les acteurs concernés : collectivités territoriales, services de l'Etat, structures privées.

6. Discussion, conclusion et perspectives

Les projets Graphab1 (2009-2011) et Graphab2 (2012-2015) se sont enchaînés pour répondre à une question principale : tester l'intérêt de méthodes de modélisation spatiale pour évaluer, réduire ou compenser les impacts des grandes infrastructures terrestres sur les réseaux d'habitat de la faune sauvage. Au bout de 6 ans de travaux, l'équipe scientifique débouche sur un certain nombre de résultats et d'expériences sur lesquels nous pouvons revenir un instant.

6.1. Le graphe paysager : un outil opérationnel ?

Le postulat méthodologique sur lequel l'équipe a amorcé ses recherches était la pertinence des graphes paysagers pour évaluer l'impact écologique des infrastructures de transport, et pour proposer des études prospectives

répondant à la question : où agir sur le terrain, pour améliorer ou restaurer les connexions biologiques ? Ce postulat s'appuyait sur la comparaison des méthodes dédiées à l'analyse de la connectivité paysagère réalisée par Calabrese et Fagan (2004). Nous n'avons pas mis en place d'étude comparative, ni examiné précisément la littérature récente pour évaluer l'intérêt de nouvelles approches méthodologiques, mais les applications conduites depuis 6 ans ont confirmé l'intérêt, la souplesse et l'efficacité des graphes paysagers. Des liens significatifs entre les résultats de la modélisation et des données empiriques confortent ce postulat :

- corrélation entre distances génétiques du petit rhinolophe et structure de graphe (section 2.3.).
- corrélation entre métrique de connectivité et présence de rainette arboricole (section 3.1.5.).
- identification de nouvelles mares proche des expertises de terrain dans l'Espace Naturel Sensible de la vallée de l'Ognon (section 3.1.2.).
- identification de passages à faune proche des expertises de terrain le long de la LGV Rhin-Rhône (section 4.1.3.).

Par ailleurs, la forte augmentation du nombre de publications qui utilisent les graphes paysagers depuis environ 5 ans est aussi un révélateur de leur intérêt, même si le monde scientifique peut être sujet à des effets de mode. Les graphes paysagers s'avèrent donc un outil réellement opérationnel, ne serait-ce que par la simplicité des données d'entrées et par la facilité de construire des requêtes en réponses à des questions pratiques.

Orientés vers l'aide à la décision, les graphes paysagers n'ont pas pour vocation de reproduire les processus écologiques. Des modèles existent pour cela, mais ils n'ont pas les mêmes qualités d'opérationnalité. L'usage des graphes paysagers doit donc se faire en assumant les limites de cette approche. Celle-ci utilise les structures paysagères comme des proxys de certains processus biologiques, de façon très simple : la surface d'une tache (ou la capacité de façon plus générale) comme proxy du potentiel démographique, la distance-coût comme un proxy de la probabilité de dispersion. En ce sens, de tels outils sont davantage tournés vers l'action que vers l'apport de connaissance en biologie ou écologie.

6.2. Un graphe... ou des graphes ?

La mise en place du logiciel Graphab s'est faite dans la perspective d'explorer soigneusement toutes les variantes de construction possibles, suivant des choix de topologie, de scénarios de perméabilité paysagère, de calculs de telle ou telle métrique. Au final, les nombreuses analyses réalisées ont permis d'identifier des protocoles donnant des résultats satisfaisants, mais nous ne pouvons pas définir a priori un protocole unique pouvant s'adapter à tous les cas de figure. A titre d'exemple, le choix d'une topologie planaire est logique pour analyser un graphe de grande taille, puisque les temps de calculs seront plus réduits. Toutefois, des approches visant à recréer de nouvelles taches virtuellement, comme dans l'étude menée sur le réseau de la rainette arboricole (section 3.1.), exigent une topologie complète et non planaire. De la même façon, les métriques de connectivité les plus usuelles (PC index, BC index) sont basées sur le parcours du graphe selon une logique de plus court chemin, mais l'analyse de génétique paysagère réalisée pour les gîtes de petit rhinolophe a montré ici que la théorie des circuits appliquée au graphe paysager apportait un gain explicatif non négligeable.

Au final, la mise en œuvre des graphes paysagers est donc à « géométrie variable » selon le contexte et les exigences d'un plus ou moins grand réalisme écologique. Ceci renvoie à la prudence avec laquelle tout outil de modélisation doit être utilisé : au-delà d'une certaine simplicité ergonomique, Graphab ne saurait être utilisé sans une connaissance minimale des liens entre écologie du paysage et information géographique. La question de la formation est donc cruciale pour un usage pertinent de l'outil.

6.3. Sensibilité des résultats à la qualité des données d'entrée

Plusieurs analyses de sensibilité ont été menées pour tester le rôle de la qualité des données sur les résultats obtenus. Cette démarche a été limitée aux études sur le petit rhinolophe et sur la rainette arboricole, faute d'un protocole suffisamment abouti pour explorer cette sensibilité sur les autres questions. Dans les deux cas traités,

les calculs effectués sur les graphes ont été comparés à une référence venant du terrain : distances génétiques pour le petit rhinolophe (section 2.3.), point de présence pour la rainette arboricole (section 3.1.5.). Les résultats sont assez comparables : ils montrent que la dégradation de la résolution spatiale (i.e. le degré de précision des cartes utilisées en entrée) fait rapidement diminuer les liens statistiques entre modèle et données empiriques. La plupart des analyses ont été réalisées à une résolution de 10 m (dans les limites des possibilités de calcul « raisonnables » à partir de centres de calculs universitaires), et la résolution de 20 m semble être une limite à partir de laquelle la qualité de la modélisation se dégrade. En arrière-plan de la question de la précision apparaît le problème du coût de calcul : l'utilisateur n'ayant pas accès à des moyens informatiques conséquents sera rapidement confronté à des blocages s'il souhaite conserver un haut niveau de précision tout en investissant de grands terrains d'étude.

Toutefois, il est difficile de conclure de façon catégorique, puisque d'une part une carte d'occupation du sol peut inclure des classes représentées de façon symbolique et non de façon réaliste par rapport à leur emprise au sol (cours d'eau, infrastructures de transport), et d'autre part certains contextes paysagers ne nécessitent peut être pas une précision telle que celle utilisée ici. Il reste néanmoins que la prise en compte des infrastructures de transport, même de façon symbolique, ne peut pas se faire sérieusement avec un grain spatial supérieur à 50 m.

6.4. Espèces réelles vs génériques

La question des choix d'espèce faisait déjà partie de la discussion finale du projet Graphab1. A la suite des analyses menées dans le projet Graphab2, l'équipe appréhende cette question de façon plus claire. Les réflexions engagées à ce sujet aboutissent au double constat suivant :

- les approches par espèces génériques sont nécessaires pour les démarches d'aide à la décision appliquées à un certain compartiment de biodiversité. Se focaliser sur une espèce unique revient à faire perdre au modèle son aptitude à être généralisé. Les capacités et les comportements des espèces étant très variés, il est important de représenter cette diversité par des profils génériques. A ce sujet, l'analyse menée dans le Grésivaudan (section 4.2.) a permis de travailler sur 8 profils représentant les mammifères terrestres. Le traitement statistique des résultats de ces profils ne pose pas de problème spécifique, si bien que des analyses plus généralistes (par exemple dans le cadre des Trames Vertes et Bleues) pourraient se baser sur un plus grand nombre de profils. La difficulté réside alors dans la « paramétrisation » de ces profils par certains traits fonctionnels. Les synthèses présentes dans la littérature ainsi que les documents produits par le Service du Patrimoine Naturel (Muséum National d'Histoire Naturelle) sont à cet égard très utiles.
- les approches sur des espèces cibles ont parallèlement l'avantage de permettre une forme de calibrage des modèles. Elles sont donc utiles, éventuellement pour apporter de nouvelles connaissances sur ces espèces, mais surtout pour évaluer la capacité des graphes paysagers à représenter avec pertinence les processus écologiques. Dans cette logique, les liens identifiés ici entre structure génétique et graphes paysagers sont prometteurs, cependant au prix d'une acquisition très lourde de données de terrain.

7. Productions et communications de l'équipe scientifique

7.1. Publications

Articles dans des revues scientifiques

Girardet X., Foltête J.-C., Clauzel C., Vuidel G., 2016. Restauration de la connectivité écologique : proposition méthodologique pour une localisation optimisée des passages à faune. *Vertigo*, article soumis.

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

Clauzel C., Bannwarth C., Foltête J.-C., 2015. Integrating regional-scale connectivity in habitat renovation: an application for amphibian conservation in eastern France. *Journal for Nature Conservation*, 23: 98-107.

Clauzel C., Girardet X., Foltête J.-C., 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*, 127: 125-134.

Foltête J.-C., Clauzel C., Girardet X., Tournant P., Vuidel G., 2012. La modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers. *Revue internationale de géomatique*, 22(4): 641-658.

Foltête J.-C., Clauzel C., Vuidel G., Tournant P., 2012. Integrating graph-based connectivity metrics into species distribution models. *Landscape Ecology*, 27(4): 557-569.

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

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

Foltête J.-C., Giraudoux P., 2012. A graph-based approach to investigating the influence of the landscape on population spread processes. *Ecological Indicators*, 18: 684-692.

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

Girardet X., Conruyt-Rogee G., Foltête J.-C., 2015. Does the regional landscape network influence the location of roadkill hotspots? *European Journal of Wildlife Research*, 61: 731-742.

Serret H., Raymond R., Foltête J.-C., Clergeau P., Simon L., Machon N., 2014. Potential contributions of green spaces at business sites to the ecological network in an urban agglomeration. *Landscape and Urban Planning*, 131: 27-35.

Tournant P., Afonso E., Roué S., Giraudoux P., Foltête J.-C., 2013. Evaluating the effect of habitat connectivity on the distribution of the lesser horseshoe bat using landscape graphs. *Biological Conservation*, 164: 39-49.

Chapitre d'ouvrage

Foltête J.-C., Girardet X., Clauzel C., Tournant P., Vuidel G., Bannwarth C., Roué S., Afonso E., Giraudoux P., 2013. Estimer l'impact des grandes infrastructures de transport sur la distribution des espèces : proposition et test d'un protocole méthodologique, in Luginbühl Y. (dir.), *Infrastructures de transport terrestres, écosystèmes et paysages, des liaisons dangereuses ? La documentation française*, Paris, 201-218.

7.2. Communications orales

Colloques

Clauzel C., 2014. Identifying the optimal locations for new habitat creation in ecological compensation. *IENE 2014 International Conference on Ecology and Transportation*. Malmö, Suède, 16-19 septembre 2014.

Foltête J.-C., Clauzel C., Girardet X., Tournant P., Vuidel G., 2012. Modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers. *Séminaire du GDR MAGIS (GP «Suivi des milieux»)*. « *Approches méthodologiques en géomatique pour la cartographie de la Trame Verte et Bleue (TVB)* ». Paris, 24 janvier 2012.

Foltête J.-C., 2013. Mesurer le degré de résilience d'un réseau écologique. *6èmes journées françaises de l'Ecologie du Paysage*. Rennes, 11-13 juin 2013.

Girardet X., Foltête J.-C., 2011. Quantifier la fragmentation du paysage par le réseau routier. *Dixièmes Rencontres de Théo Quant*. Besançon, 23-25 février 2011.

Girardet X., 2013. Mesures compensatoires et réseau écologique : proposition méthodologique pour une localisation optimisée des passages à faune. *6èmes journées françaises de l'Ecologie du Paysage*. Rennes, 11-13 juin 2013.

Girardet X., 2014. Integrating landscape connectivity analysis into the decision making process of linear infrastructure track location. *IENE 2014 International Conference on Ecology and Transportation*. Malmö, Suède, 16-19 septembre 2014.

Serret H., Raymond R., Clergeau P., Simon L., Foltête J.-C., Machon N., 2013. Les espaces verts d'entreprise en Île-de-France : une contribution aux connectivités urbaines ? *6èmes journées françaises de l'Ecologie du Paysage*. Rennes, 11-14 juin 2013.

Tournant P., Afonso E., Roué S., Giraudoux P., Foltête J.-C., 2011. Assessing habitat connectivity of the lesser horseshoe bat using graph theory to explain its distribution. *VIIth European Congress of Mammalogy*. Paris, 19-23 juillet 2011.

Tournant P., Afonso E., Roué S., Giraudoux P., Foltête J.-C., 2011. Caractérisation de la connectivité des habitats du petit rhinolophe en Franche-Comté. *Dixièmes Rencontres de Théo Quant*. Besançon, 23-25 février 2011.

Conférence invitée

Clauzel C., Foltête J.-C., 2015. Evaluate and mitigate the impacts of transport infrastructures on ecological networks. *International Transport Forum OECD*, Paris, 30 mars 2015.

Posters scientifiques

Afonso E., Tournant P., Scheifler R., Raoul F., Giraudoux P., 2011. Spatial variability of biological and chemical contaminants in nurseries of lesser horseshoe bat : preliminary results in Franche-Comté (Eastern France). *The 60th Annual International Conference of the Wildlife Disease Association*. Québec, Canada, 14-19 août 2011.

Clauzel C., Foltête J.-C., 2013. Graphab 2: Graphes paysagers pour évaluer et atténuer l'impact des grandes infrastructures de transport sur les espèces. *Colloque ITTECOP (Infrastructures de transports terrestres, écosystèmes et paysages)*. Nice, 26-27 septembre 2013.

Foltête J.-C., Clauzel C., Roy D., 2014. Dynamiques des paysages et potentiel écologique de Franche-Comté: cartographie diachronique de l'occupation du sol à haute résolution spatiale. *Premiers résultats de l'enquête sur l'écosystème régional, menée dans le cadre de l'Observatoire des dynamiques industrielles et territoriales (ODIT)*. Besançon, 6 juin 2014.

Girardet X., 2012. Protocole d'évaluation de l'impact d'une infrastructure linéaire de transport sur les réseaux écologiques : approche diachronique sur une espèce virtuelle. *Séminaire du GDR MAGIS «Approches méthodologiques en géomatique pour la cartographie de la Trame Verte et Bleue (TVB)»*. Paris, 24 janvier 2012.

Tournant P., Afonso E., Roué S., Giraudoux P., Foltête J.-C., 2010. Caractérisation de la connectivité des habitats et distribution du petit rhinolophe en Franche-Comté. *Ecologie 2010*. Montpellier, 2-4 septembre 2010.

Tournant P., Afonso E., Roué S., Giraudoux P., Foltête J.-C., 2011. Caractérisation de la structure génétique spatiale des populations de petits rhinolophes en Franche-Comté. *5èmes Rencontres Chiroptères Grand Est*. Lorentzen, 26-27 mars 2011.

Tournant P., Girardet X., Foltête J.-C., 2010. La connectivité du paysage. *La recherche en Franche-Comté. 84ème foire comtoise*. Besançon, 8-16 mai 2010.

Séminaires

Clauzel C., Foltête J.-C., 2010. Graphab 1: Graphes paysagers et évaluation de l'impact de la ligne à grande vitesse Rhin-Rhône sur la connectivité spatiale des habitats: conséquences sur les distributions d'espèces. *Journées ITTECOP (Infrastructures de transports terrestres, écosystèmes et paysages)*. Montpellier, 4-5 octobre 2010.

Clauzel C., Foltête J.-C., 2012. Graphab 2: Graphes paysagers pour évaluer et atténuer l'impact des grandes infrastructures de transport sur les espèces. *Journées ITTECOP (Infrastructures de transports terrestres, écosystèmes et paysages)*. La Défense, 2-3 octobre 2012.

Clauzel C., Foltête J.-C., 2013. A methodological framework for the use of landscape graphs in land planning. *Séminaire Yunnan university of finance and Economics*. Kunming, Chine, 9 juillet 2013.

Clauzel C., Tournant P., 2012. Impact de la LGV Rhin-Rhône sur la distribution de deux espèces: Rainette arboricole et Petit Rhinolophe. *Séminaire «Ecologie spatiale et infrastructures linéaires»*, Université Lyon 1. Villeurbanne, 6 janvier 2012.

Foltête J.-C., 2014. Modélisation des réseaux écologiques pour la gestion de l'espace : intérêt opérationnel des graphes paysagers. *Journée Scientifique Pluridisciplinaire Traitements Statistiques des Données Spatiales*. Dijon, 26 septembre 2014.

Girardet X., Clauzel C., 2014. Using landscape graphs to evaluate and mitigate the impacts of major transport infrastructure on species. *ITTECOP seminar and Transportation Research Arena*. Paris, 15 avril 2014.

Girardet X., 2014. Paysage et infrastructures de transport : modélisation des impacts des infrastructures sur les réseaux écologiques. *7^{ème} colloque interdoctoral, écoles doctorales LETS-LISIT*. Besançon, 18-19 juin 2014.

Tournant P., Afonso E., Roué S., Giraudoux P., Foltête J.-C., 2011. La fragmentation du paysage peut-elle expliquer le déclin du petit rhinolophe ? Utilisation de la théorie des graphes pour caractériser la connectivité de ses habitats. *XVII^{ème} Forum des Jeunes chercheurs*. Besançon, 16-17 juin 2011.

Tournant P., Afonso E., Roué S., Giraudoux P., Foltête J.-C., 2012. Caractérisation de la structure génétique des colonies de reproduction du petit rhinolophe en Franche-Comté. *XVIII^{ème} Forum des Jeunes chercheurs*. Besançon, 6-7 septembre 2012.

7.3. Thèses

Girardet X., 2013. *Paysage & Infrastructures de transport : Modélisation des impacts des infrastructures sur les réseaux écologiques*. Thèse de doctorat en géographie. Université de Franche-Comté. Besançon. 261 p.

Tournant P., 2013. *Impact du paysage sur la distribution spatiale et génétique des colonies de petits rhinolophes*. Thèse de doctorat en écologie. Université de Franche-Comté. Besançon. 214 p.

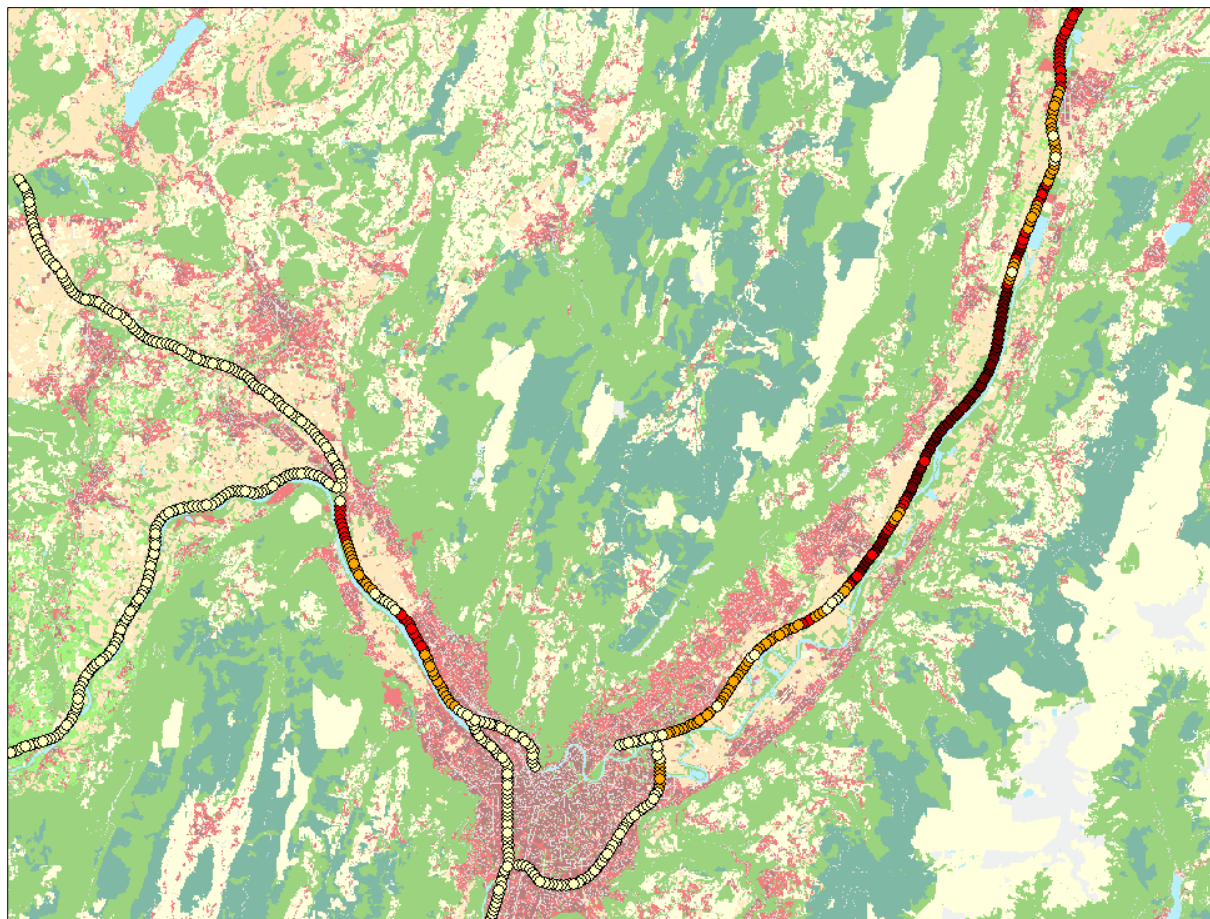
Table des figures

Figure 1. Photographies de l'un des sites échantillonné en juillet 2010, d'une colonie de petits rhinolophes.....	12
Figure 2. Gîtes de maternité de petit rhinolophe échantillonnés a) en 2010 et b) en 2011, en Franche-Comté. .	13
Figure 3. Graphe issu du scénario de coût 6..	17
Figure 4. Trajectoire des gîtes dans un espace de représentation de la structure génétique.....	18
Figure 5. Impact de la LGV Rhin-Rhône estimé pour 20 gîtes de maternité du petit rhinolophe	19
Figure 6. Impact estimé de la LGV Rhin-Rhône sur la distance génétique moyenne des gîtes de petit rhinolophe	20
Figure 7. Graphes de l'habitat du petit rhinolophe en fonction de la résolution spatiale.....	21
Figure 8. Tests de Mantel en fonction de la résolution spatiale	22
Figure 9. Localisation de la zone d'étude et de l'espace naturel sensible (ENS) dans l'Est de la France.....	24
Figure 10. Graphe modélisant le réseau écologique « réel » de la rainette arboricole.	26
Figure 11. Localisation des nouvelles taches pour maximiser la connectivité sur l'ENS.	27
Figure 12. Résultats de la recherche d'un meilleur emplacement pour la création d'une nouvelle mare.	28
Figure 13. Localisation de 10 nouvelles mares potentielles sur une partie de la Franche-Comté.	29
Figure 14. Augmentation de la métrique globale de connectivité.	30
Figure 15. Dégradation de la résolution spatiale de la carte d'occupation du sol, de 10 m à 500 m	31
Figure 16. Zone d'étude et localisation des groupes de Rhinopithèque dans la province du Yunnan..	33
Figure 17. Principe de construction des métataches..	36
Figure 18. Changement dans la carte d'occupation du sol en fonction des différents scenarios.	37
Figure 19. Réseau écologique actuel (T_1 state) du Rhinopithèque de Biet.....	39
Figure 20. Taux de variation de la Probabilité de Connectivité (PC) entre les scénarios.....	40
Figure 21. Localisation des métataches et des corridors impactés par l'autoroute	41
Figure 22. Test itératif de chaque lien candidat pour la localisation de passages à faune.....	47
Figure 23. Représentation topologique des graphes paysagers des trois profils d'espèces forestières en Franche-Comté.....	48
Figure 24. Localisation des 10 meilleurs liens à ajouter aux graphes paysagers des 3 profils d'espèces.	50
Figure 25. Contribution à la connectivité globale du graphe paysager de chaque lien ajouté pour les 3 profils d'espèces.....	51
Figure 26. Localisation des 3 passages à faune potentiels pour chaque profil d'espèces forestières.....	52
Figure 27. Carte d'occupation du sol de la zone d'étude	57
Figure 28. Détail cartographique sur la représentation de l'autoroute selon les deux scénarios testés	57
Figure 29. Exemple de rognage des taches d'habitat.	58
Figure 30. Graphes modélisant le réseau écologique du groupe « petits mammifères forestiers »	60
Figure 31. Graphes modélisant le réseau écologique du groupe « grands mammifères forestiers ».	61
Figure 32. Lien entre gain maximal des passages à aménager et niveau de connectivité initial de chaque groupe d'espèce.	63
Figure 33. Hiérarchie des gains de connectivité G pour les 20 meilleurs points de passage potentiels.	64
Figure 34. Scénario autoroute franchissable, gain de connectivité pour le groupe A (petit carnivore forestier).	65
Figure 35. Scénario autoroute franchissable, gain de connectivité pour le groupe C (petit carnivore de milieu forestier).....	65
Figure 36. Analyse en Composantes Principales appliquée aux gains de connectivité des points de passage potentiels	66
Figure 37. Zone du Grésivaudan favorable au réaménagement de passages existants.....	67
Figure 38. Photographie aérienne au-dessus du point de passage 81.....	67
Figure 39. Zone de la Cluse de Voreppe favorable au réaménagement de passages existants.....	68
Figure 40. Photographie aérienne au-dessus du point 39	68

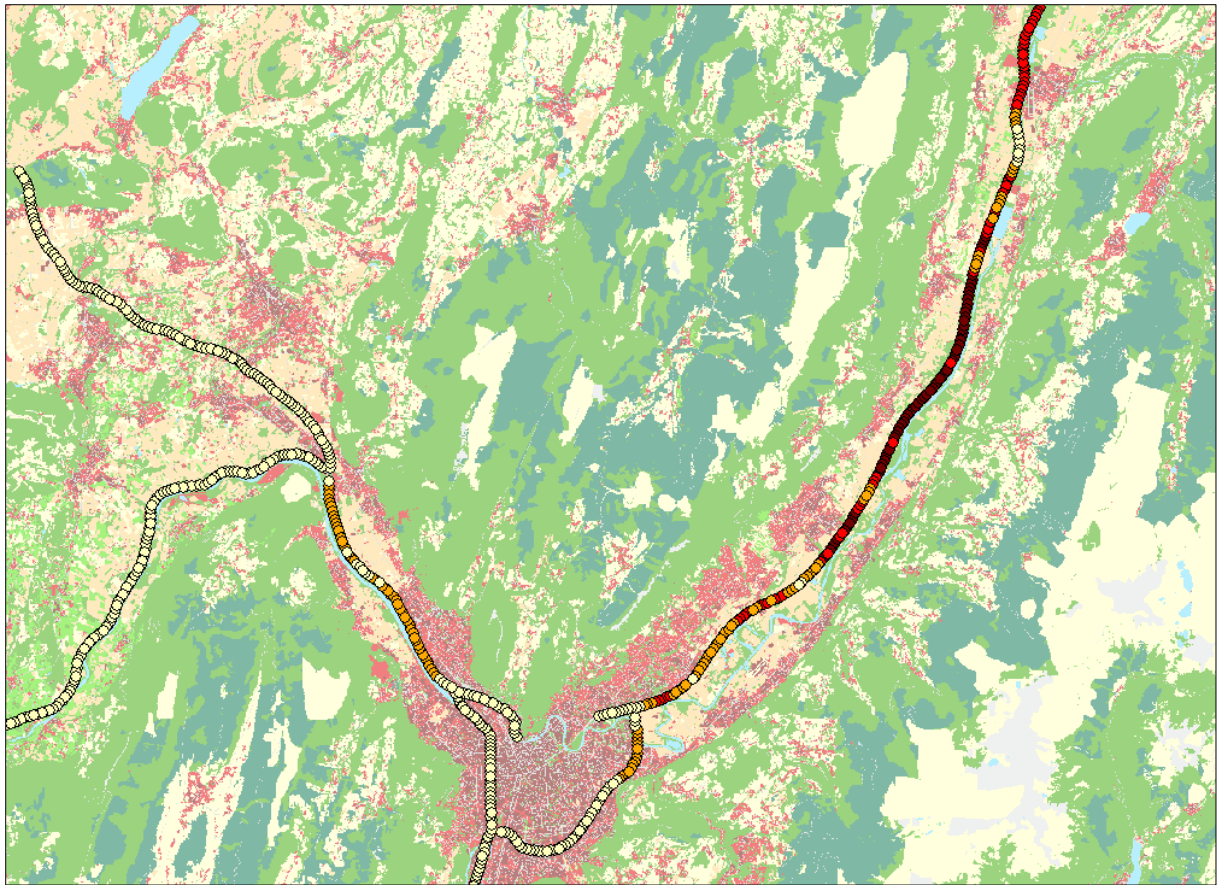
Figure 41. Lien entre gain maximal des passages à aménager et niveau de connectivité initial.	69
Figure 42. Scénario autoroute infranchissable, gain de connectivité pour le groupe A	70
Figure 43. Scénario autoroute infranchissable, gain de connectivité pour le groupe B.	70
Figure 44. Analyse en Composantes Principales des gains de connectivité pour le scénario d'autoroute infranchissable.	71
Figure 45. Hiérarchie des tronçons d'autoroute en fonction de leur coordonnée sur le premier facteur.	72
Figure 46. Zone optimale pour l'implantation de passages à faune.	73
Figure 47. Fuseaux et tracés de la branche sud de la LGV Rhin-Rhône.....	75
Figure 48. Comparaison des impacts potentiels des tracés pour deux profils d'espèces.....	76
Figure 49. Graphes de l'habitat forestier pour les trois profils d'espèce autour de la branche sud de la LGV Rhin-Rhône	77
Figure 50. Distance entre la connectivité de l'habitat forestier à l'état initial et après la mise en place de chaque tracé potentiel de la branche est de la LGV Rhin-Rhône	79
Figure 51. Organigramme des principales fonctions de Graphab 1.0.....	80
Figure 52. Interface du site de téléchargement de Graphab	81
Figure 53. Téléchargements du logiciel Graphab (situation au 15 septembre 2015)	82
Annexe 1. Scénario autoroute infranchissable, gain de connectivité pour le groupe C.....	91
Annexe 2. Scénario autoroute infranchissable, gain de connectivité pour le groupe D.....	92
Annexe 3. Scénario autoroute infranchissable, gain de connectivité pour le groupe E..	93
Annexe 4. Scénario autoroute infranchissable, gain de connectivité pour le groupe F	94
Annexe 5. Scénario autoroute infranchissable, gain de connectivité pour le groupe G.....	95
Annexe 6. Scénario autoroute infranchissable, gain de connectivité pour le groupe H.....	96

Annexes

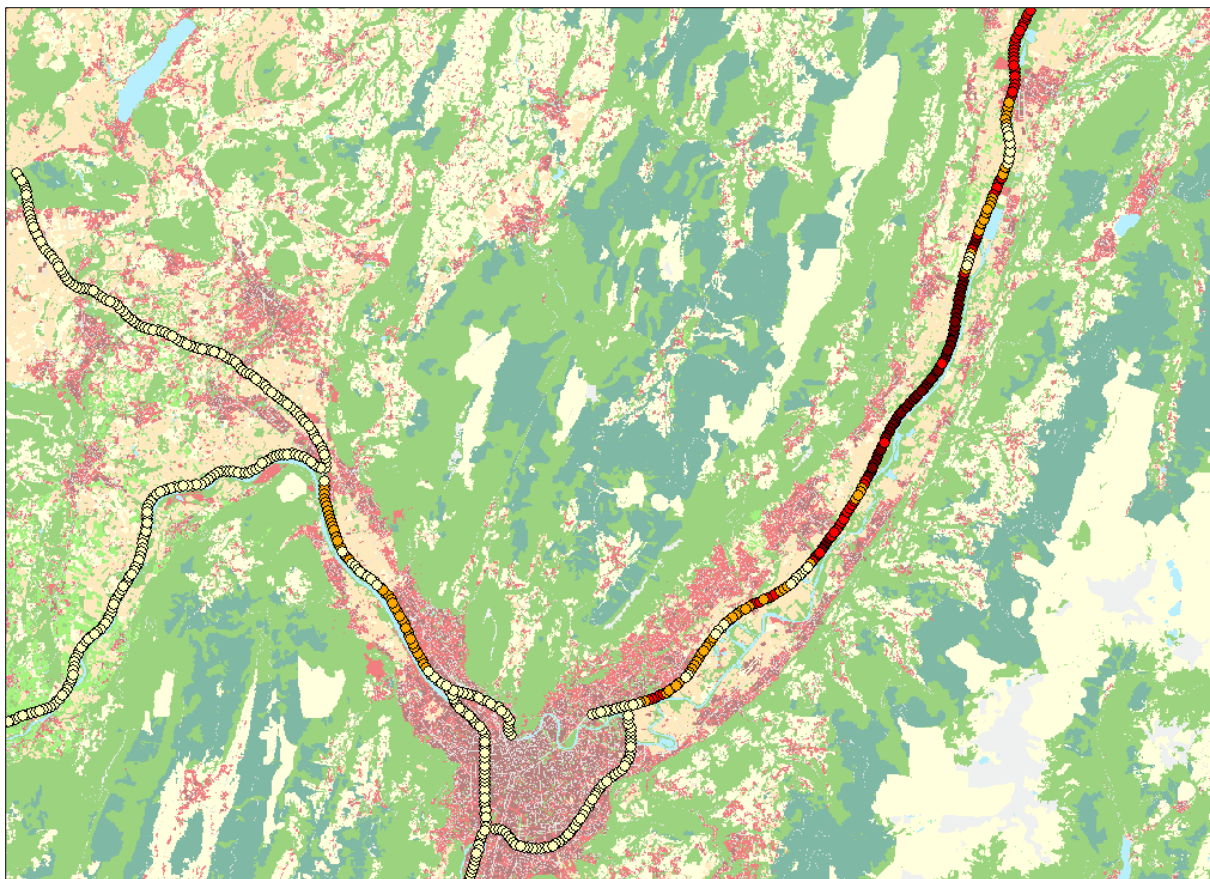
Ces annexes viennent en complément de l'étude menée dans la vallée du Grésivaudan, présentée dans la partie 4.2. Il s'agit des cartes montrant la distribution du gain de connectivité en fonction des tronçons des autoroutes A41 et A48, pour différents groupes d'espèces.



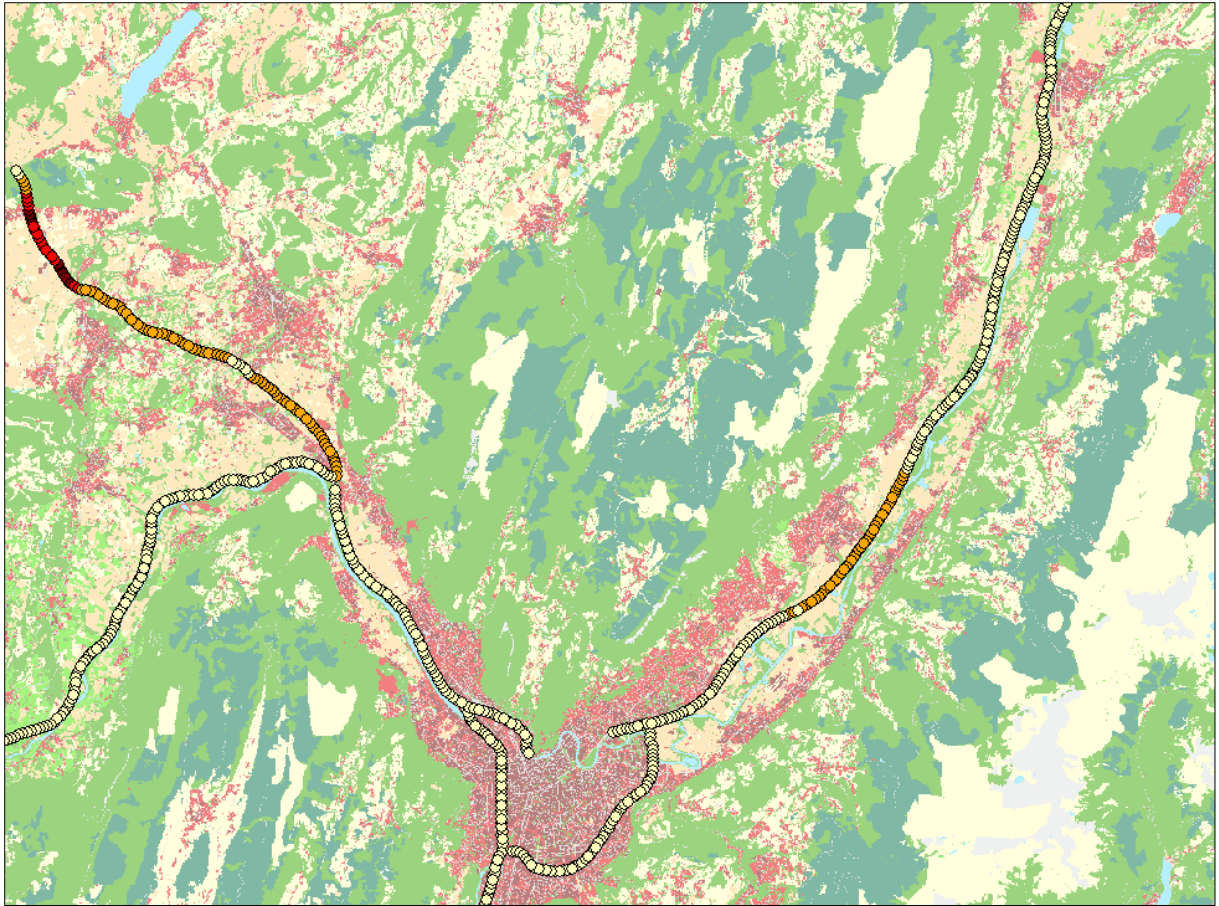
Annexe 1. Scénario autoroute infranchissable, gain de connectivité pour le groupe C (carnivore de milieu forestier feuillus). Du beige au marron foncé, la contribution des points de passage à la connectivité est croissante.



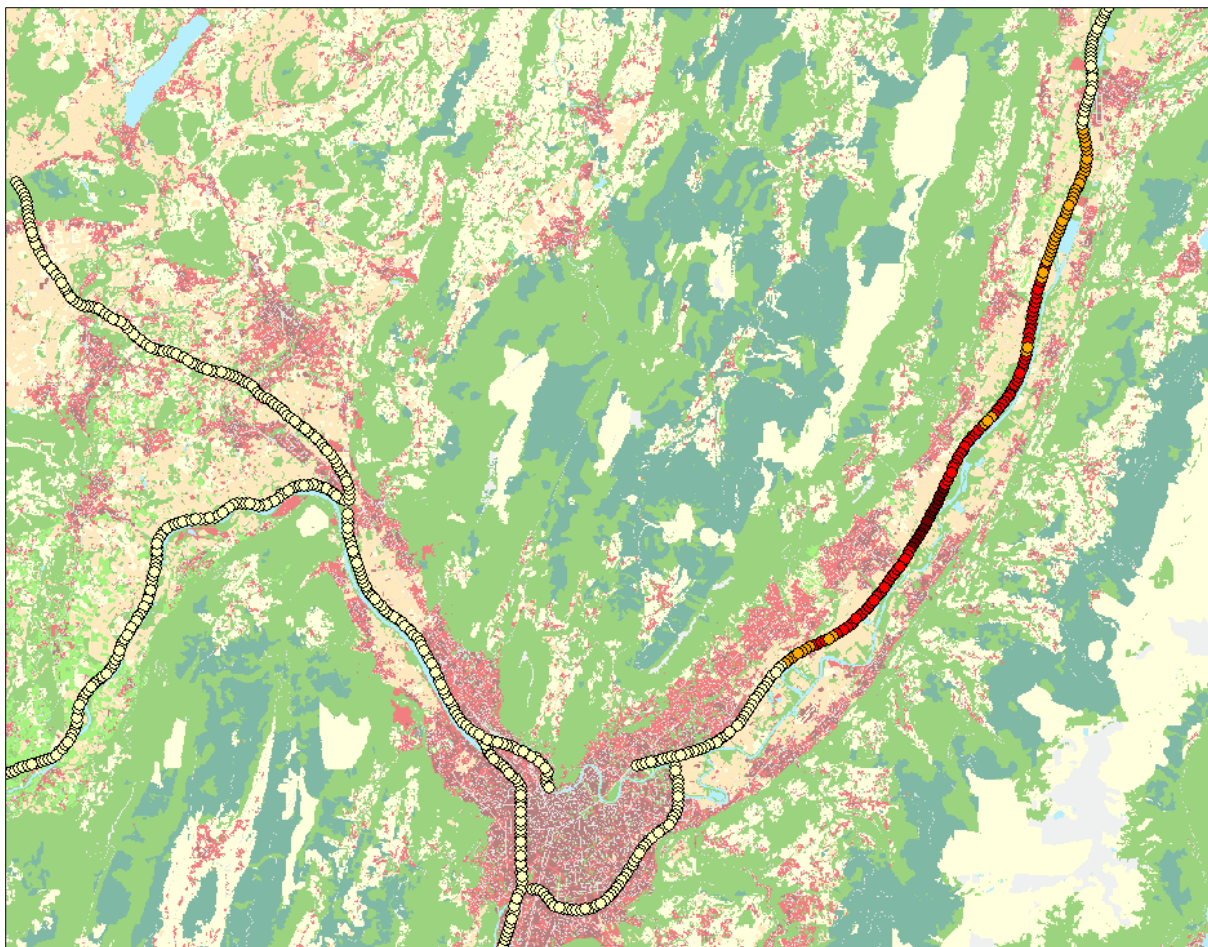
Annexe 2. Scénario autoroute infranchissable, gain de connectivité pour le groupe D (grand herbivore de milieu forestier et ouvert). Du beige au marron foncé, la contribution des points de passage à la connectivité est croissante.



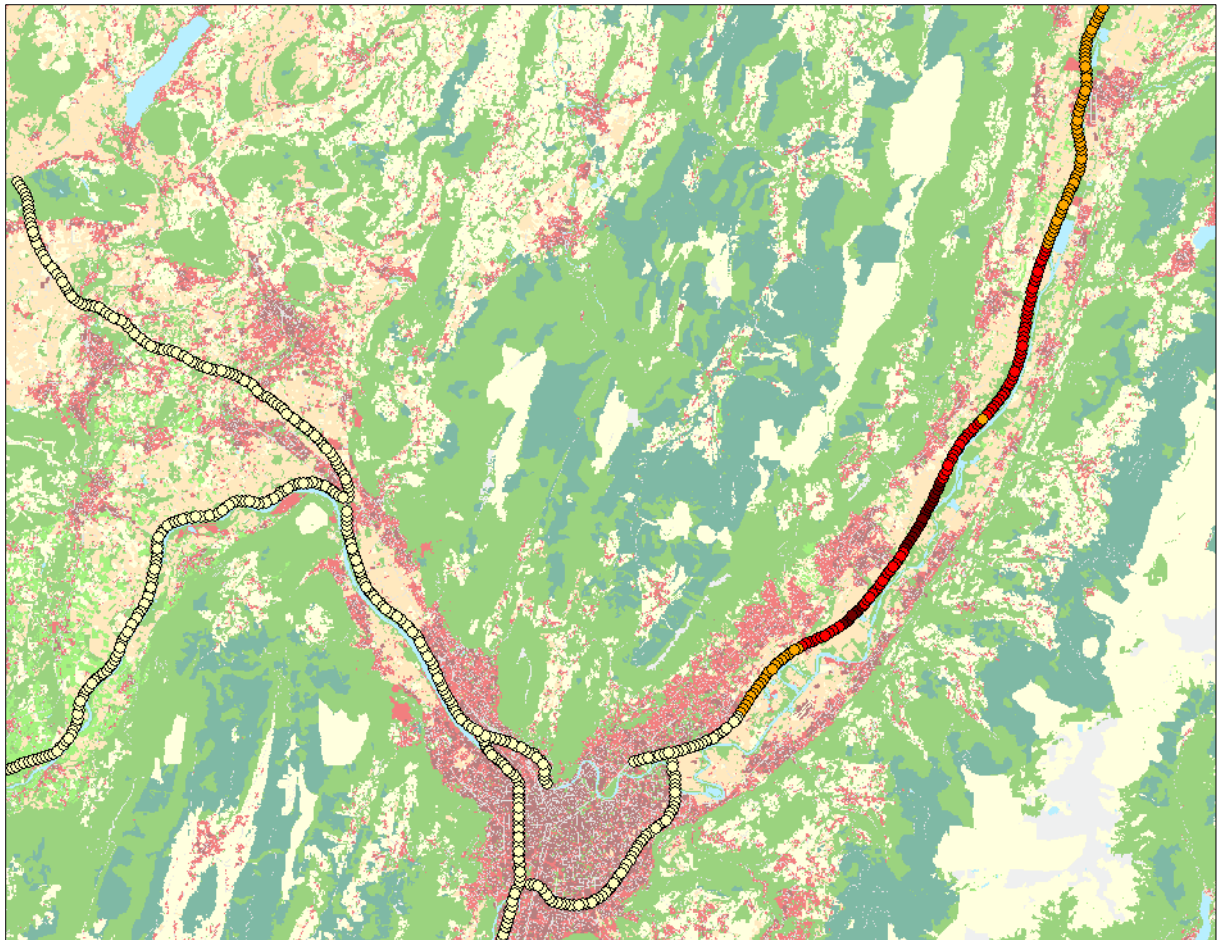
Annexe 3. Scénario autoroute infranchissable, gain de connectivité pour le groupe E (grand carnivore de milieu forestier et ouvert). Du beige au marron foncé, la contribution des points de passage à la connectivité est croissante.



Annexe 4. Scénario autoroute infranchissable, gain de connectivité pour le groupe F (herbivore de milieu ouvert). Du beige au marron foncé, la contribution des points de passage à la connectivité est croissante.



Annexe 5. Scénario autoroute infranchissable, gain de connectivité pour le groupe G (petit herbivore de milieu ouvert montagnard). Du beige au marron foncé, la contribution des points de passage à la connectivité est croissante.



Annexe 6. Scénario autoroute infranchissable, gain de connectivité pour le groupe H (grand herbivore de milieu ouvert montagnard). Du beige au marron foncé, la contribution des points de passage à la connectivité est croissante.