
Les espaces peu fragmentés se situent au nord du département de la Haute-Saône, et sur les deux premiers plateaux du massif jurassien. Si ces espaces ont une forte dominante forestière, ce constat s'explique aussi par un système agricole extensif, une faible densité d'espaces bâtis et un maillage faible d'infrastructures de transport.

Les infrastructures de transport contribuent à la fragmentation de l'espace. Cependant, dans le cas franc-comtois, les principales infrastructures (autoroute A36 et LGV Rhin-Rhône) possèdent un tracé parallèle aux vallées de l'Ognon et du Doubs. Leur présence accentue alors la fragmentation de ces espaces déjà fortement urbanisés. Dans le calcul de la taille effective de la maille, seule leur emprise spatiale, ou surface au sol, est prise en compte, c'est-à-dire leur effet fragmentant. Or toutes les infrastructures n'ont pas le même impact. L'effet barrière est propre à chaque type d'infrastructure selon leur fréquentation (trafic routier ou ferroviaire), selon la vitesse pratiquée ou encore en fonction de leurs aménagements (grillages, glissières de sécurité, terre-plein central).

1.2.2. Les infrastructures de transport en Franche-Comté

Les voies de chemin de fer

L'essentiel du réseau ferroviaire fonctionnel du Doubs et du Jura est électrifié, autorisant une vitesse sur ces axes de l'ordre de 160 à 200 km/h pour les plus rapides. Seulement deux lignes en Franche-Comté sont composées de deux voies, la ligne Dole-Montbéliard et la ligne Belfort-Langres. La saturation du réseau ferroviaire de la ligne Dole-Montbéliard, et la nécessité d'une liaison nord/sud européenne ont conduit au développement du ferroviaire à grande vitesse traversant la région Franche-Comté (Figure 5.6).

Le projet de la ligne à grande vitesse Rhin-Rhône a pour objectif de relier le nord et le sud de l'Europe occidentale. Ce projet est composé de trois branches. La branche est, inaugurée en décembre 2011, est la seule LGV française à ne pas relier directement Paris. Les deux autres branches, la branche ouest prolongeant la ligne actuelle jusqu'à Dijon et la branche sud reliant Dole au Contournement Est Lyonnais, sont encore à l'état de projet.

La branche est est longue de 138 km et traverse la région Franche-Comté d'ouest en est d'Auxonne (21) à Petit-Croix (90) suivant les deux principales vallées de la région, la vallée du Doubs et la vallée de l'Ognon. La vitesse commerciale de cette ligne est de 260 km/h en moyenne, le maximum est de 320 km/h, par conséquent et comme sur l'ensemble du réseau de LGV, l'ensemble de la ligne est protégé par des grillages pour limiter les actes de vandalisme et éviter les collisions avec la faune.

Du fait du très fort taux de boisement de la région et afin de limiter la soumission à la vue de la ligne, 40 % du tracé se situe en milieu boisé. Des mesures ont donc été prises avec les acteurs locaux (élus, associations naturalistes et fédérations de chasse) pour atténuer l'effet barrière de la LGV sur la faune. Trente-sept passages pour la grande faune ont été réalisés. Ces passages comptent à la fois des passages spécifiques, des passages mixtes, ou des ouvrages hydrauliques.

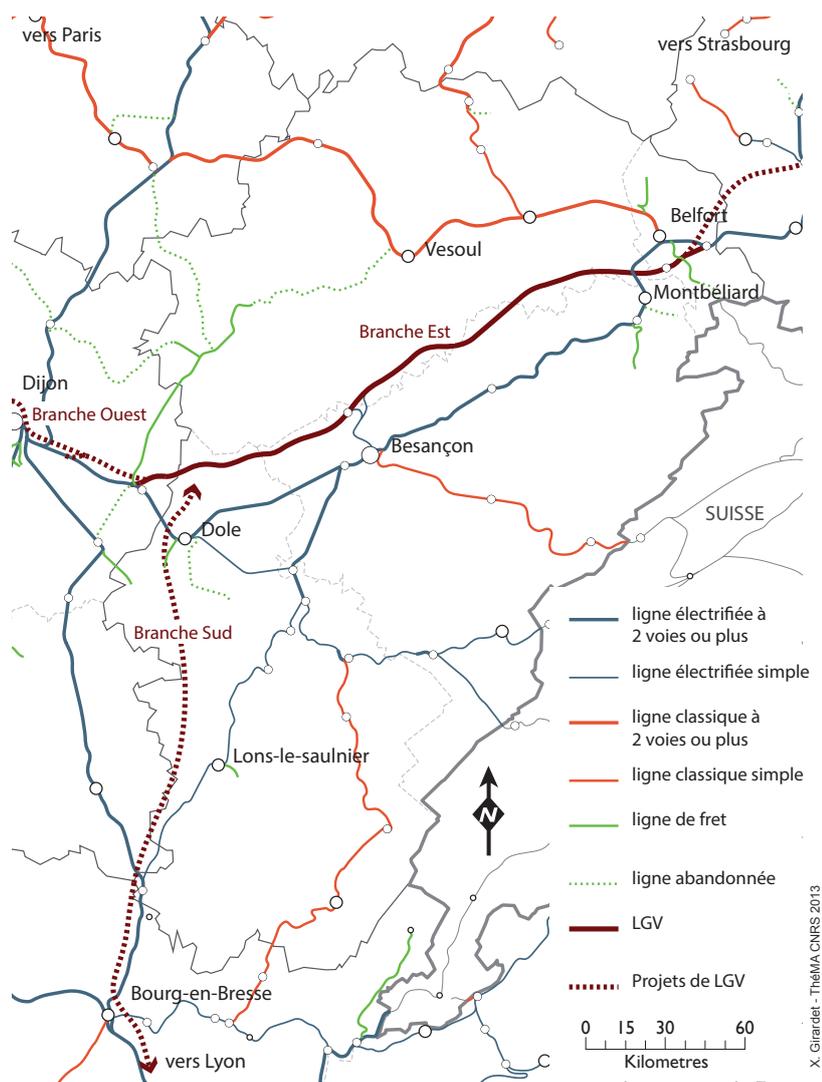


Figure 5.6 • Les voies de chemin de fer en Franche-Comté. Source : RFF

Les infrastructures routières

Le réseau routier en France se compose de trois catégories administratives dont la gestion est partagée entre les départements, les Directions Interdépartementales des Routes (DIR) et les sociétés d'autoroutes (Figure 5.7). Les départements gèrent l'essentiel du réseau de départementales qui sont à la charge des Directions Départementales des Territoires (DDT).

La Franche-Comté compte deux autoroutes sur son territoire. Elles sont gérées par la Société des Autoroutes Paris-Rhin-Rhône (SAPRR). L'autoroute A36 traverse la région d'ouest en est, sur 237 km, de Beaune (21) à Mulhouse (68) et dessert les villes de Dole, Besançon, Montbéliard et Belfort. Sa construction fut entamée dans les années 60 entre Montbéliard et Mulhouse et la totalité de l'infrastructure fut inaugurée en 1981. L'autoroute A39, inaugurée en 1992, parcourt, du nord au sud, le sud-est de la région sur 145 km, de Dijon (21) à Bourg-en-Bresse (01) et dessert les villes de Dole, Lons-le-Saulnier et Louhans.

Les routes nationales de Franche-Comté sont gérées par la DIR est. Le réseau de la DIR est s'étend sur tout le nord-est de la France et compte 1650 km de routes nationales et d'autoroutes non concédées. En Franche-Comté, le réseau de la DIR est représenté 490 km de routes.

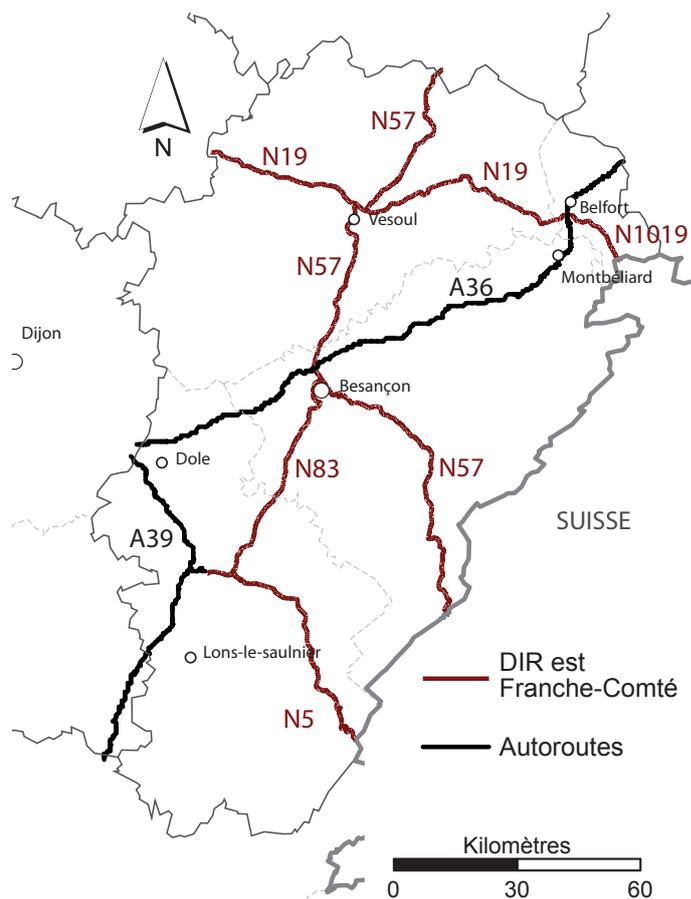


Figure 5.7 • Réseau routier primaire en Franche-Comté.
Source : DIR est

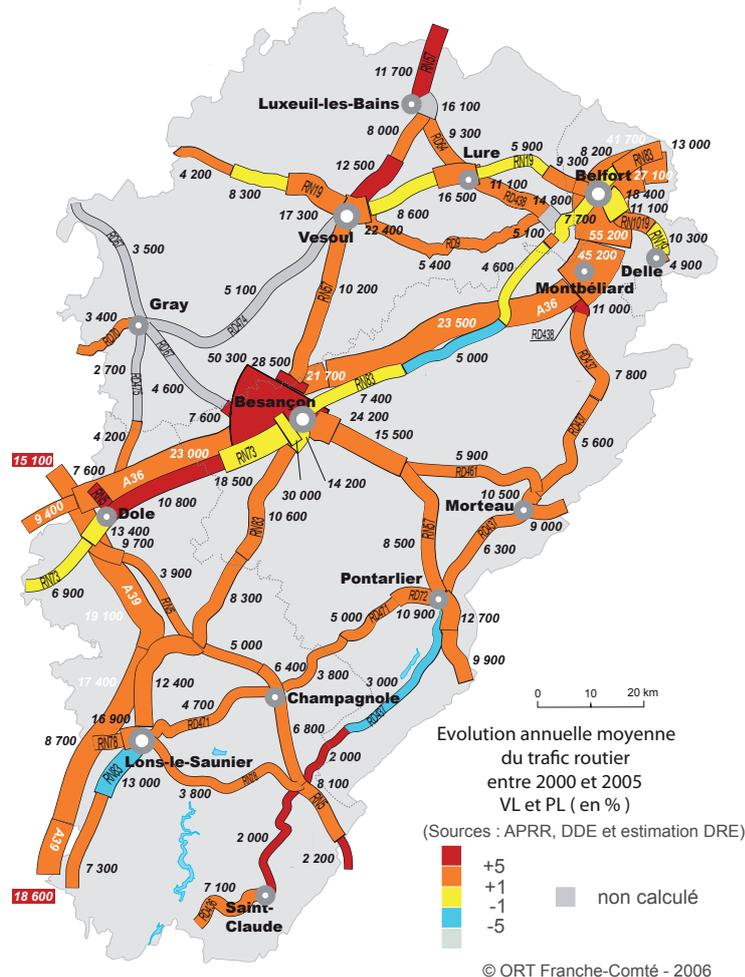


Figure 5.8 • Evolution annuelle moyenne du trafic routier en Franche-Comté entre 2000 et 2005. Source : Observatoire Régional du Transport en Franche-Comté (2006)

En termes de fréquentation, le trafic routier en Franche-Comté a augmenté entre 2000 et 2005, d'environ 1 à 5% par année. Les deux autoroutes franc-comtoises accueillent entre 17 000 et 55 000 véhicules par jour. Le réseau de routes nationales accueille entre 5 000 et 30 000 véhicules par jour (Figure 5.8).

Le plan de développement durable engagé dans la lignée du Grenelle de l'environnement.

Le *Plan de Développement du Développement Durable* (P3D) est une action menée par les DIR de France, et est engagée dans la lignée du Grenelle de l'environnement en 2009. À travers le P3D, la DIR s'engage à intégrer les principaux axes du développement durable dans ces actions en cherchant le meilleur compromis entre les sphères économiques, sociales et environnementales.

Une trentaine d'actions prennent part au P3D dont des actions de sensibilisation, de management, d'ingénierie et d'éco-responsabilité, de gestion des déchets et de gestion l'éclairage public. Le plan prévoit également une gestion des « dépendances vertes et bleues » en relation avec la mise en place de la trame verte et bleue.

Une des actions proposées dans le P3D est directement liée à la problématique de maintien des processus écologiques au sein du paysage. L'action 4.2 découle des recommandations du Grenelle de l'environnement et de la prise de conscience de la DIR sur le caractère fragmentant et de l'effet barrière que peut engendrer son réseau. Cette action vise à mieux connaître les espaces de passage potentiels de la faune le long du réseau. L'un des témoins de passage de la faune sur certains tronçons du réseau de la DIR est la présence de collisions entre la faune et les véhicules. Selon le P3D, le relevé systématique de la localisation des cadavres est dans ce cadre un outil à l'identification des espaces préférentiels de déplacement de la faune. L'objectif de l'action est alors de proposer des aménagements, limitant cet impact en favorisant le passage des espèces, lors de la construction de nouvelles infrastructures ou lors de la modification d'infrastructures existantes.

CONCLUSION

La région Franche-Comté est une région administrative française dont les paysages présentent une certaine unité en comptant une des plus importantes surfaces de forêt en France. Ces paysages caractéristiques des massifs de moyenne montagne et des plateaux karstiques accueillent une faune et une flore importante. Ils font partie des quelques espaces en France à accueillir une espèce emblématique : le lynx. Cette diversité des paysages et la position centrale de la région en Europe de l'ouest, lui confèrent un rôle non négligeable dans la continuité écologique entre les différents massifs montagneux européens.

2. DONNÉES

Les travaux en écologie du paysage s'appuient le plus souvent sur une carte d'occupation du sol dont l'objectif est de permettre l'analyse de la composition et la configuration du paysage. En amont de la construction d'un graphe paysager, une carte d'occupation du sol au format raster permet l'identification des taches d'habitat. Le calcul des chemins de moindre coût entre ces taches est fondé sur des valeurs de résistance attribuées à chaque pixel de l'image. Plusieurs sources de données sont nécessaires au travail de recherche. Ces données sont mises à disposition par l'institut géographique national (IGN) et les collectivités locales (DREAL, DIR est).

2.1. LE PAYSAGE ET LES INFRASTRUCTURES LINÉAIRES DE TRANSPORT

2.1.1. L'occupation du sol et la topographie

Les bases de données cartographiques

Les cartes utilisées dans ce travail sont issues de plusieurs sources renseignant l'occupation du sol en Franche-Comté (Tableau 5.1).

La première source de données cartographiques est la BD TOPO[®] produite à l'échelle nationale par l'IGN. La BD TOPO[®] est une base de données accessible à la majorité des collectivités territoriales et des laboratoires de recherche. Elle offre une précision métrique des éléments cartographiés. La dernière mise à jour utilisée date de 2009.

La BD TOPO[®] ne contient pas de données sur les espaces agricoles. La seconde source de donnée permettant de pallier ce manque est le Registre Parcellaire Graphique (RPG). Administré par l'Agence de Services et de Paiements (ASP), il identifie la nature des parcelles agricoles qui font l'objet de déclarations de subventions à l'Union Européenne. Le RPG est mis à jour annuellement. Deux grandes classes sont formées à partir de la version de 2010, une première classe regroupant l'ensemble des cultures, et une seconde classe regroupant les prairies. Les parcelles non renseignées dans la base de données ont été attribuées à la classe prairie. Ces parcelles ne faisant pas l'objet de demande de subventions, nous pensons qu'aucune pratique agricole n'est liée à ces parcelles. Les parcelles de vignes et de vergers sont conservées individuellement.

Les inventaires complémentaires

Pour compléter les bases de données cartographiques existantes, des inventaires des zones d'intérêts sont réalisés. La base de donnée « zones humides », disponible sur l'application *Carmen* de la DREAL Franche-Comté, est issue d'un relevé de terrain sur l'ensemble de la région des zones humides, comme les tourbières, les mares et les cultures humides. Pour compléter le recensement des parcelles agricoles, notamment des particuliers, les vignes et les vergers sont cartographiés par photo-interprétations (Tableau 5.1).

Description	Origines des données	
Surfaces bâties et espaces associés	IGN BD TOPO®	
Autoroute	IGN BD TOPO®	
LGV	IGN BD TOPO®	
Route Primaire	IGN BD TOPO®	
Route Secondaire	IGN BD TOPO®	
Sentiers	IGN BD TOPO®	
Voies ferrées	IGN BD TOPO®	
Cultures	RPG	
Prairies	RPG	
Vergers	RPG	Photo-interprétation
Vignes	RPG	Photo-interprétation
Foret	IGN BD TOPO®	
Forêt humide	BD Zone humide DREAL	
Petit réseau hydrographique	IGN BD TOPO®	
Plan d'eau	IGN BD TOPO®	BD Zone humide DREAL
Surface en eau	IGN BD TOPO®	
Zone humide	BD Zone humide DREAL	

Tableau 5.1 • Catégories paysagères et données originales mobilisées pour la constitution des cartes d'occupation du sol.

L'assemblage de la carte de paysage

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 ou les sentiers.

Les catégories du paysage sont hiérarchisées pour permettre leur assemblage en fonction d'un ordre de superposition défini par l'objectif de l'étude. Si une classe d'occupation du sol est la plus importante dans la modélisation des chemins de moindre coût soit en facilitant, soit en résistant aux déplacements, cette classe doit se situer au premier plan sur l'image. La carte d'occupation du sol ainsi assemblée ne constitue donc plus une représentation du paysage visible mais un modèle spécifique du paysage perçu par une espèce ou groupe d'espèce.

Lors de la constitution de l'image, une attention particulière doit être portée aux éléments linéaires du paysage dont la présence doit influencer les déplacements dans le modèle désiré. Dans le cas d'une infrastructure linéaire de transport, les discontinuités, produites artificiellement

Catégories d'occupation du sol	Classes MSPA
Intérieur de forêt	Cœur (<i>Core</i>)
Lisière de Forêt	Lisière (<i>Edge</i>) Perforation (<i>Perforation</i>)
Haie, arbre isolé	Pont (<i>Bridge</i>) Dendrite (<i>Branch</i>) Boucle (<i>Loop</i>) Îlot (<i>Islet</i>)

Tableau 5.2 • Classes constituées suite au traitement morphologique sur les forêts.

par la conversion du format vectoriel au format raster des données, doivent être comblées (Adriaensen *et al.* 2003; Rothley 2005). Des pixels supplémentaires sont ajoutés à l'image le long des infrastructures afin de permettre le calcul des chemins de moindre coût en prenant en compte les huit pixels avoisinant chaque pixel de l'image.

Les traitements morphologiques

La catégorie « surfaces bâties et espaces associés » est issue d'un traitement morphologique. La couche « bâtie » de la BD TOPO® qui figure chaque bâtiment, est convertie au format raster. À partir de chaque pixel représentant une partie d'un élément bâti, la succession d'une dilation des pixels puis d'une érosion à 50 mètres (5 pixels) permet d'identifier les espaces intermédiaires. Ces espaces associés au bâti permettent de cartographier des taches de bâti plutôt que des semis de pixels en habitat groupé. Ce traitement offre cependant la possibilité de conserver le caractère dispersé de certaines formes d'habitat, de même que les bâtiments isolés.

À partir de la couche végétation de la BD TOPO®, les haies, les lisières de forêt et l'intérieur des taches forestières sont dissociés à l'aide d'une analyse morphologique des structures spatiales (*Morphological Spatial Pattern Analysis, MSPA*) (Vogt *et al.* 2007). Le traitement distingue les ensembles de pixels relativement compacts et homogènes, aux ensembles de pixels plus linéaires. Les classes produites par le traitement morphologique sont regroupées et affectées aux trois catégories d'occupation du sol désirées (Tableau 5.2).

La topographie

Afin d'analyser l'influence de la topographie de la région sur la présence de certaines espèces ou sur l'occurrence des collisions, des variables topographiques sont dérivées du Modèle Numérique de Terrain (MNT) de la région Franche-Comté. Le MNT a une résolution de 25 mètres.

2.1.2. Les caractéristiques des infrastructures de transport

Les propriétés du réseau routier sont issues des attributs de la BD TOPO® et du Système d'Information Géographique (SIG) de la DIR est. La BD TOPO® renseigne chaque tronçon de route sur la nature de la route, la largeur de la chaussée, et la position de la route par rapport au niveau du sol (pont, au sol, ou tunnel). Pour chaque tronçon de route, la sinuosité de chaque tronçon est calculée comme suit :

$$s_{AB} = \frac{dr_{AB}}{de_{AB}}$$

5.1

avec s_{AB} la sinuosité du tronçon AB , dr_{AB} la distance réseau du tronçon AB , et de_{AB} la distance euclidienne entre les points A et B .

Le SIG de la DIR est renseigne chaque point routier sur les propriétés de la route. Sa mise en place datant de 2010, tous les attributs ne sont pas encore renseignés. L'information principale conservée pour ce travail est la présence de grillages le long du réseau de la DIR est.

Le tracé de la branche est de la LGV Rhin-Rhône est renseigné dans la BD TOPO®.

CONCLUSION

La collecte de données nécessaires à tout travail de recherche est une étape clé qui conditionne la portée de la recherche. Cependant, l'intérêt de la méthode des graphes paysage réside entre autres dans la simplicité et la disponibilité des données nécessaires à la construction du graphe. En effet, une fois les connaissances liées à la biologie de l'espèce acquises et les éléments nécessaires aux déplacements de l'espèce identifiés, les données concernant l'occupation du sol d'une région sont aisément accessibles. Des données complémentaires peuvent être associées aux données existantes en réalisant des inventaires de terrain. Seules les données inhérentes aux espèces peuvent présenter une difficulté d'acquisition, notamment lorsque ces dernières concernent une zone d'étude régionale.

CONCLUSION DU CHAPITRE 5

Ce chapitre nous a permis de présenter le terrain d'étude sur lequel s'appuie le travail de recherche. Située entre les massifs des Vosges, de la forêt Noire et des Alpes, la région Franche-Comté joue un rôle d'espace pivot entre le nord et le sud de l'Europe. Cette caractéristique géographique a contribué à mettre en avant les problématiques des continuités écologiques très tôt dans les actions de protection et de gestion des espaces naturels.

De plus, ces préoccupations sont confortées par une pression anthropique importante sur certains axes de communications. En effet, reliant les axes rhodanien et rhénan, un axe majeur de communication, situé le long des vallées du Doubs et de l'Ognon, accueille un trafic important et se voit attribuer à la fois une route nationale, une autoroute, une voie de chemin de fer et une ligne à grande vitesse. Ce cumul des différents modes de transport à longue distance participe à la fragmentation du paysage franc-comtois. Ce constat étant

à la fois partagé par les collectivités locales, les associations naturalistes et les gestionnaires d'infrastructures, des actions sont mises en œuvre pour limiter l'effet des infrastructures de transport sur la connectivité du paysage franc-comtois.

L'échelle régionale de la recherche est une des conditions à la démonstration de l'intérêt de la méthode des graphes paysagers. Comme nous avons pu le voir, les données concernant la cartographie d'occupation du sol, nécessaires à la construction du graphe, restent relativement simples à acquérir. Cependant une recherche portant sur un espace aussi vaste qu'une région française avec une résolution métrique des données d'occupation du sol présente néanmoins certaines difficultés. La principale concerne les capacités informatiques lors de la construction du graphe. La carte d'occupation du sol, au format raster, dont le nombre de cellules peut atteindre plusieurs millions dans le cas d'une image à 10 mètres de résolution, nécessite une capacité de gestion informatique importante.

CONCLUSION DE LA DEUXIÈME PARTIE

Suite à la présentation, dans la première partie, du contexte de recherche et de l'énoncé de la problématique de la thèse, la deuxième partie a été consacrée aux méthodes et au terrain d'étude. Il nous paraissait important, dans cette partie, de ne pas anticiper sur la description méthodologique des applications réalisées, mais plutôt d'établir le cadre méthodologique global du travail de recherche. Elle traduit donc fortement les deux points d'articulation de la question de recherche relatifs à la méthode des graphes paysagers, et à l'approche régionale.

Le travail de thèse vise à démontrer l'intérêt des graphes paysagers dans l'analyse des impacts des infrastructures à une échelle régionale. La méthode des graphes paysagers est une application de la théorie des graphes pour l'analyse de la connectivité des structures paysagères. Elle permet de modéliser les réseaux écologiques en identifiant les taches d'habitat d'une espèce par des nœuds et les relations entre ces taches par des liens. Plusieurs métriques de connectivité peuvent être calculées sur un graphe, elles sont directement issues de la théorie mathématique des graphes ou adaptées pour refléter les dynamiques au sein des réseaux écologiques.

La Franche-Comté offre un cadre privilégié à l'analyse des impacts des infrastructures de transport sur la connectivité du paysage. En effet, la problématique de la connectivité du paysage franc-comtois n'est pas uniquement régionale. Du fait de sa position frontalière et de son rôle de pivot entre les différents massifs périphériques, la région Franche-Comté joue un rôle d'importance européenne dans le maintien des processus écologiques. Par ailleurs, la construction récente de la ligne à grande vitesse Rhin-Rhône est un objet d'étude privilégié dans ce travail. En effet, cette infrastructure traverse la région d'est en ouest et ses effets potentiels sur les réseaux écologiques viennent s'ajouter à ceux des infrastructures déjà existantes (A39 et A36).

Après avoir présenté le cadre méthodologique de la thèse dans cette deuxième partie, nous nous dirigeons donc vers la partie suivante, consacrée aux différentes propositions méthodologiques et aux résultats obtenus. La troisième partie sera l'occasion de reprendre les hypothèses émises précédemment, et de mobiliser la méthode des graphes paysagers, à travers diverses propositions méthodologiques, pour vérifier ces hypothèses. Les applications sont menées en Franche-Comté et sont relatives au réseau de routes nationales de la DIR est, et à la LGV Rhin-Rhône.

TROISIÈME PARTIE

Dualité du réseau d'infrastructures
et des réseaux écologiques :
essais de modélisation

INTRODUCTION

Selon la littérature scientifique, la modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers constitue, un modèle pertinent dans le cadre des programmes de conservation. Sa mise en œuvre semble relativement souple en comparaison d'autres méthodes fondées sur des modèles individu-centré. Cependant, peu de travaux ont actuellement mobilisé ce type de modélisation pour analyser les effets des infrastructures de transport sur la connectivité des réseaux écologiques. Ce champ de recherche présente pourtant un intérêt pour les gestionnaires d'infrastructures qui ont l'obligation légale de réaliser une étude d'impact pour chaque projet d'infrastructure linéaire de transport. Cette problématique est d'autant plus importante à aborder qu'il a été souligné dans les directives européennes, relatives aux études d'impact, qu'il existait un manque de méthodes quantitatives et prédictives pour évaluer les conséquences de la fragmentation et de l'effet barrière des projets.

Dans ce contexte, il semble nécessaire de chercher à explorer différents impacts des infrastructures sur les réseaux écologiques et de proposer des méthodes adaptées à intégrer dans les études d'impact. Cette partie traite de l'utilisation des graphes paysagers dans l'analyse des impacts des infrastructures, et dans la proposition d'aménagement pour atténuer ces impacts. Le premier type d'impact exploré concerne les collisions entre les véhicules et la faune. Si les déplacements d'une espèce sont guidés par les éléments paysagers constituant son réseau écologique, ce réseau influence-t-il la localisation des collisions de cette espèce ? Si tel est le cas, les graphes paysagers constituent-ils une méthode pertinente pour modéliser les déplacements potentiels des espèces ?

Le second type d'impact étudié porte sur la distribution spatiale d'une espèce, dont la présence est dépendante du niveau de connectivité de son réseau écologique. Dans le cadre de l'évaluation de l'impact d'une infrastructure à venir, peut-on localiser et quantifier le degré de perturbation potentiel d'une infrastructure de transport sur la distribution d'une espèce ? Quels indicateurs directement exploitables dans le domaine opérationnel peuvent être proposés ?

En nous appuyant sur les résultats relatifs aux deux premières analyses, nous proposons ensuite deux approches méthodologiques pour limiter ou atténuer les impacts des infrastructures de transport. Les différents tests proposés ont pour objectif d'illustrer les potentialités des graphes paysagers dans la hiérarchisation de scénarios d'aménagement et dans la localisation de mesures d'atténuation comme les passages à faune.

IMPLICATION DE LA CONNECTIVITÉ DU PAYSAGE DANS LA LOCALISATION DES COLLISIONS

Avec l'augmentation du trafic routier, les collisions entre les véhicules et les grands mammifères sont de plus en plus fréquentes. Ceci peut conduire à des accidents corporels graves et des dommages matériels aux véhicules, représentant un coût non négligeable pour les assurances (Bruinderink et Hazebroek 1996; Putnam 1997). Ces collisions figurent parmi les impacts les plus visibles des infrastructures de transport. Elles se produisent lorsqu'une espèce cherche à traverser les voies. Nous avons pu voir qu'il existait plusieurs facteurs favorables à ces collisions. Ces facteurs sont liés aux propriétés de l'infrastructure (trafic, largeur de la voie, absence de grillages) ou à son contexte paysager (part de chaque type d'occupation du sol). Les études mettent en relation ces facteurs locaux avec la localisation des collisions pour tenter d'expliquer le phénomène. Cependant, peu d'analyses ont été menées afin de rendre compte de l'influence de la connectivité du paysage dans ces localisations. En s'appuyant sur le réseau écologique du chevreuil, modélisé à l'échelle régionale, l'objectif de ce chapitre est d'évaluer l'influence de la connectivité du paysage dans la localisation des collisions de cette espèce.

1. LES COLLISIONS EN FRANCHE-COMTÉ

La DIR Est constitue une base de données localisant les collisions le long de son réseau dans le cadre de son plan de développement durable. En Franche-Comté les relevés sont effectués depuis janvier 2010. Une première approche, centrée sur les collisions du chevreuil, du renard et du blaireau, nous permet de tirer quelques enseignements sur ce phénomène. Nous exploitons dans cette première section que les deux premières années de relevés de la DIR est. Pour certaines espèces, dont le chevreuil, ces deux années nous ont permis d'utiliser un nombre suffisant d'individus pour réaliser les différentes analyses présentées par la suite. Évidemment, un nombre plus important d'individus renforcerait la pertinence des résultats statistiques. Cependant, dans le cadre de la thèse, il n'était pas possible d'obtenir des relevés sur plusieurs années, c'est pourquoi une troisième année de relevés (2012) nous permettra de contourner cette limite et de valider les résultats obtenus.

1.1. DESCRIPTION DES DONNÉES

1.1.1. Périodicité du phénomène

Sur l'ensemble de la période 2010-2011, les patrouilleurs de la DIR est ont relevés 168 collisions de renard, 67 collisions de chevreuil et 104 collisions de blaireau le long de leur réseau. Ces trois espèces sont les plus représentées dans la base de données *collisions*. À partir de ces données, il est possible de lier périodicité des collisions et cycle de vie des espèces. En effet, deux saisons de forte mortalité routière peuvent être distinguées. La première saison,

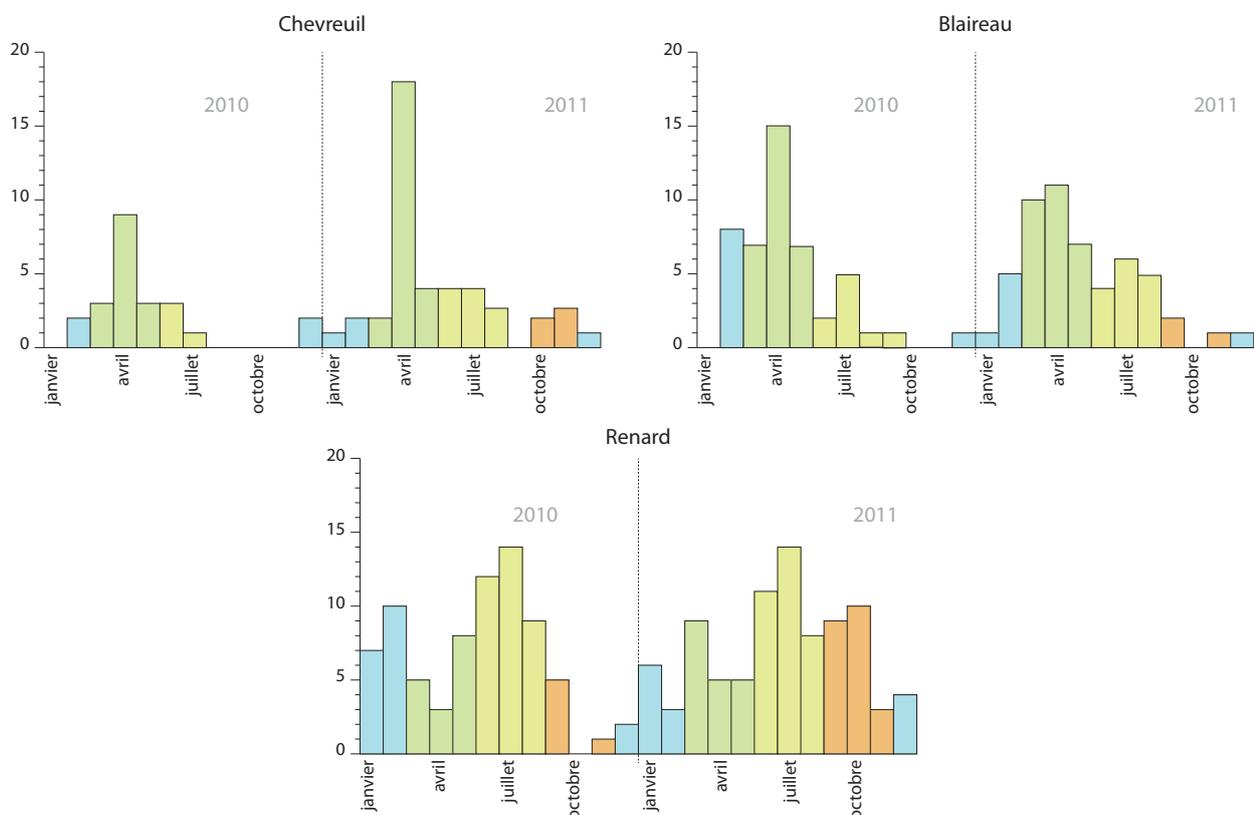


Figure 6.1 • Distributions mensuelles des collisions du chevreuil, renard, blaireau.

l'été, concerne essentiellement le renard. On observe un nombre de collisions important sur les deux années lors des mois de juin et juillet. La seconde saison est le printemps, et concerne le chevreuil et le blaireau. Les mois de mars, avril et mai sont, pour ces deux espèces, les plus meurtriers (Figure 6.1).

Pour les trois espèces observées, ces différentes périodes correspondent à la phase de dispersion des jeunes individus. L'été correspond pour le renard au sevrage des jeunes (Grilo *et al.* 2009) et le printemps correspond à la dispersion juvénile du blaireau et du chevreuil. Le phénomène de collision n'est donc pas un phénomène aléatoire et reflète une dépendance saisonnière liée aux flux de déplacements de chaque espèce.

1.1.2. Organisation spatiale

Agrégation spatiale

L'agrégation temporelle des collisions traduit un lien direct avec la concentration des déplacements de la faune lors de ces périodes. Cependant, les collisions ne sont pas obligatoirement agrégées spatialement. Leur répartition est dépendante du lien entre les déplacements de chaque espèce et les structures spatiales qui guident leurs déplacements. Si une agrégation spatiale des points de collision est identifiée, il peut alors exister un lien entre la localisation de ces points et le paysage à proximité de l'infrastructure.

La méthode de Ripley est utilisée pour décrire l'organisation spatiale d'un semi de points (Ripley 1976). La fonction K de Ripley compare la distribution spatiale d'un phénomène (valeurs observées) avec la distribution spatiale d'un semi de point aléatoire (valeurs attendues en cas d'absence d'organisation). Elle offre l'avantage d'identifier le type de structure spatiale d'un ensemble de points (agrégation, dispersion) à travers plusieurs échelles d'observations. Cette méthode est généralement mise en œuvre dans un espace à deux dimensions (une surface) (Figure 6.2). À chaque échelle d'observation r , le nombre de points compris dans le voisinage r de chaque point de la zone est comptabilisé. Cette somme est pondérée par la surface de la zone (A) et le nombre de points de la zone (n), tel que :

$$K(t)_{(obs)} = \frac{A}{n^2} \sum_{i=1}^n \sum_{j \neq i}^n I(r_{ij})$$

6.1

avec $I(r_{ij})$ une fonction indicatrice égale à 1 si la distance entre les points est inférieure à r et égale à 0 cette distance est supérieure à r .

Le résultat se présente sous la forme d'un graphique (Figure 6.3) sur lequel sont représentées la courbe des valeurs observées, la courbe des valeurs attendues et un intervalle de confiance de 95% identifié à l'aide d'une simulation de Monte-Carlo d'un nombre égal de points. Ainsi, les valeurs observées supérieures à l'intervalle de confiance représentent une distribution en agrégat des points dans la zone, et les valeurs inférieures à l'intervalle de confiance représentent une distribution régulière. L'enveloppe de confiance renseigne sur le caractère significatif de la structure observée ($p < 0,05$).

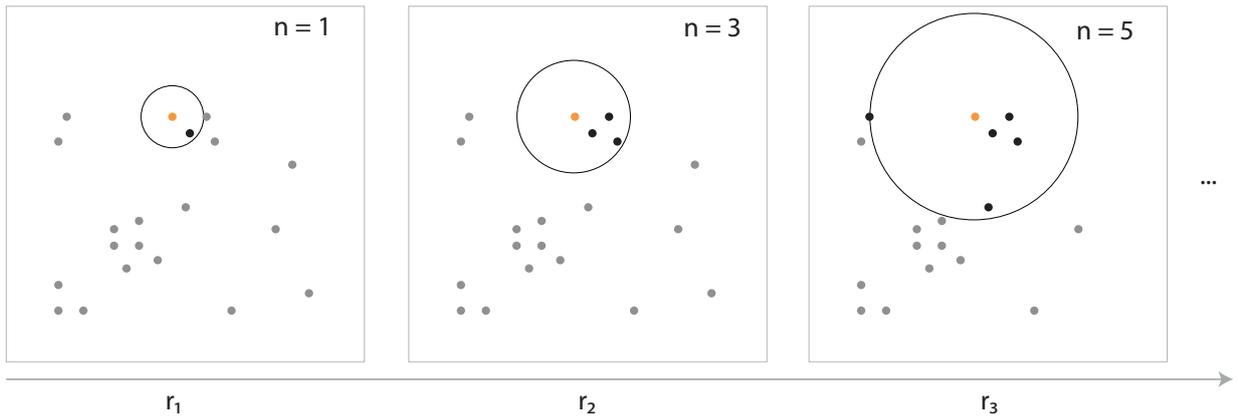


Figure 6.2 • Somme des voisins d'un point donné dans une fenêtre d'observation croissante dans un espace à deux dimensions.

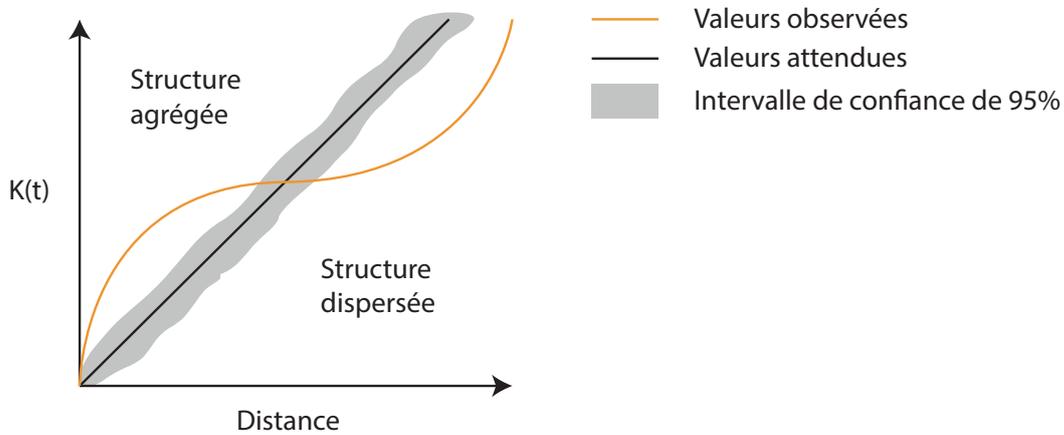


Figure 6.3 • Exemple schématique du résultat graphique de la méthode de Ripley.

Dans le cas d'événements répartis le long d'une entité linéaire, comme les collisions, une adaptation de la fonction K à un réseau est nécessaire. Cette fonction, (*network global K-function*), permet de caractériser la distribution spatiale d'un semi de point dans un espace à une dimension (une ligne) (Okabe et Yamada 2001) (Figure 6.4) tel que :

$$K(t)_{(obs)} = \frac{L}{n(n-1)} \sum_{i=1}^n \sum_{j \neq i}^n I(d_{ij}) \quad \underline{\underline{6.2}}$$

avec L la longueur totale du réseau étudié, n le nombre total de points le long du réseau, et $I(d_{ij})$ la même fonction indicatrice présente dans l'équation 6.1 avec d_{ij} la plus courte distance le long du réseau entre les points i et j .

Pour caractériser la structure spatiale des collisions de chaque espèce sur le réseau de la DIR est, la fonction $K(t)$ adaptée à un réseau est calculée avec une distance incrémentielle de 500 m. Pour comparer la distribution des points observés à une distribution aléatoire, 1 000 simulations de points aléatoires sont réalisées le long du réseau routier. Les résultats sont représentés suivant une transformation linéaire (L) de $K(t)$ en réalisant la différence entre les

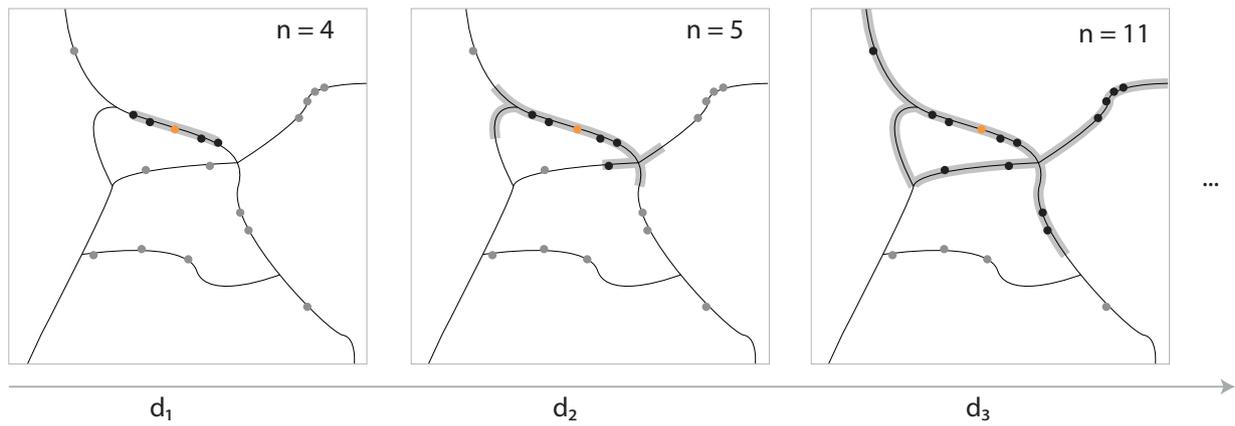


Figure 6.4 • Somme des voisins d'un point donné dans une fenêtre d'observation croissante le long d'un réseau.

valeurs observées et les valeurs attendues de $K(t)$ (Clevenger *et al.* 2003; Ramp *et al.* 2005). Dans ce graphique, les valeurs positives correspondent à une distribution en agrégat et les valeurs négatives à une distribution dispersée à tendance régulière des collisions. En fonction du comportement de la courbe obtenue, les plus fortes variations positives renseignent sur l'échelle d'agrégation des points localisés le long du réseau.

La transformation L de la fonction K adaptée à un réseau ne montre pas d'agrégation significative des collisions du renard, l'ensemble des valeurs observées est situé sous le seuil de confiance de 95%. La localisation des collisions du renard présente donc un caractère fortement aléatoire. En revanche, le graphique montre une agrégation significative des collisions du chevreuil à une distance inférieure à 22 km ($p < 0,05$) (Figure 6.5). À l'échelle régionale (22-

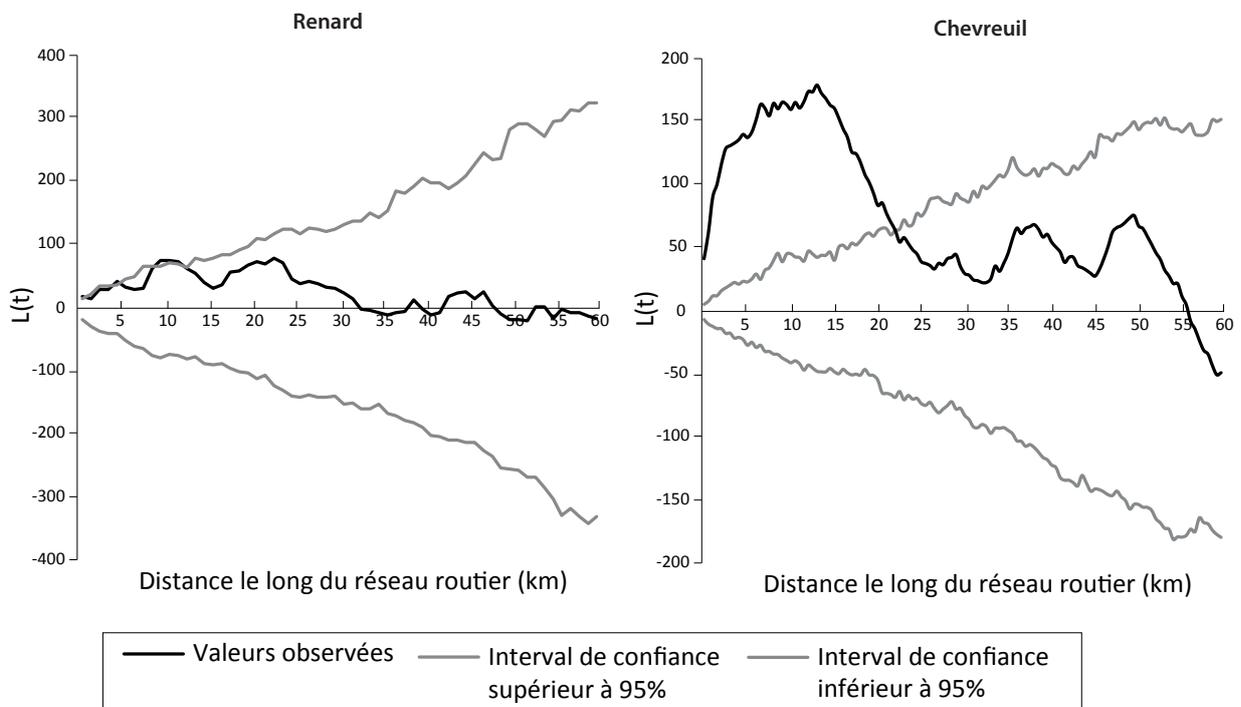


Figure 6.5 • Transformations linéaires des fonctions K du renard et du chevreuil.

60 km), les collisions ne sont pas agrégées significativement ($p > 0,05$). À l'échelle locale, la forte variation positive des valeurs observées suggère une agrégation importante des collisions entre 500 m et 1 500 m.

Composition du paysage

Pour explorer le rôle du paysage dans la localisation des collisions, la part de chaque mode d'occupation du sol est calculée dans un voisinage isotrope de 500 m autour de chaque collision (Figure 6.6). L'analyse s'appuie sur une carte paysagère de 10 m de résolution couvrant l'ensemble de la région Franche-Comté. Dix classes composent cette cartographie : forêt ; lisière ; haie ; prairie ; culture ; eau ; zone humide ; route ; voie ferrée et zone bâtie.

Les paysages décrits dans un rayon de 500 m autour de chaque collision du renard, du blaireau et du chevreuil, semblent relativement similaires. Ils présentent tous une part importante de forêt et de prairie. Les zones humides et surfaces en eau sont faiblement représentées et les collisions de ces trois espèces se localisent à distance des espaces artificialisés. Ici la forêt et la prairie semblent jouer un rôle important dans les déplacements de ces trois espèces. Cependant, nous avons pu voir que, contrairement au renard, les localisations des collisions du chevreuil n'étaient pas réparties aléatoirement le long du réseau de la DIR est. Il semblerait donc que l'occupation du sol et d'autres facteurs interviennent dans les collisions du chevreuil.

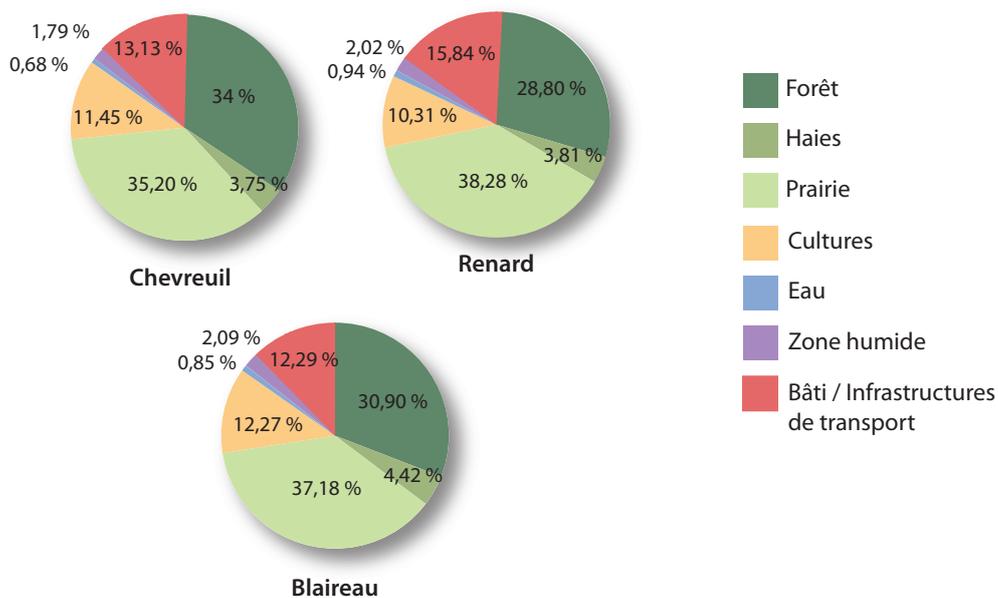


Figure 6.6 • Parts moyennes des différents modes d'occupation du sol dans un voisinage isotrope de 500 m autour des points de collision du chevreuil, renard, et du blaireau.

1.2. LE CAS DU CHEVREUIL

1.2.1. Choix du modèle biologique

Le nombre de chevreuils s'est accru depuis la seconde moitié du XX^{ème} siècle, par conséquent l'espèce a été classée par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) comme une espèce très répandue et dont la conservation est une préoccupation mineure. Cependant, l'augmentation du nombre d'individus conduit à une augmentation du nombre de collisions avec les véhicules.

Le chevreuil est étroitement associé à la forêt mais utilise également une grande variété de ressources et peut être présente dans les prairies, les cultures et en lisière de forêt. Le chevreuil évite le plus souvent les espaces aux abords des villes et des villages ainsi que les routes. Du fait de sa grande capacité d'adaptation aux paysages fragmentés, peu d'informations générales sur ses capacités de dispersion sont disponibles. Cependant, Coulon *et al.* (2004) ont montré que la configuration des structures paysagères influence les flux d'individus. De plus, Coulon *et al.* (2008) ont montré que les éléments paysagers favorables aux déplacements du chevreuil peuvent diminuer l'effet barrière d'une route et augmenter les collisions avec des véhicules.

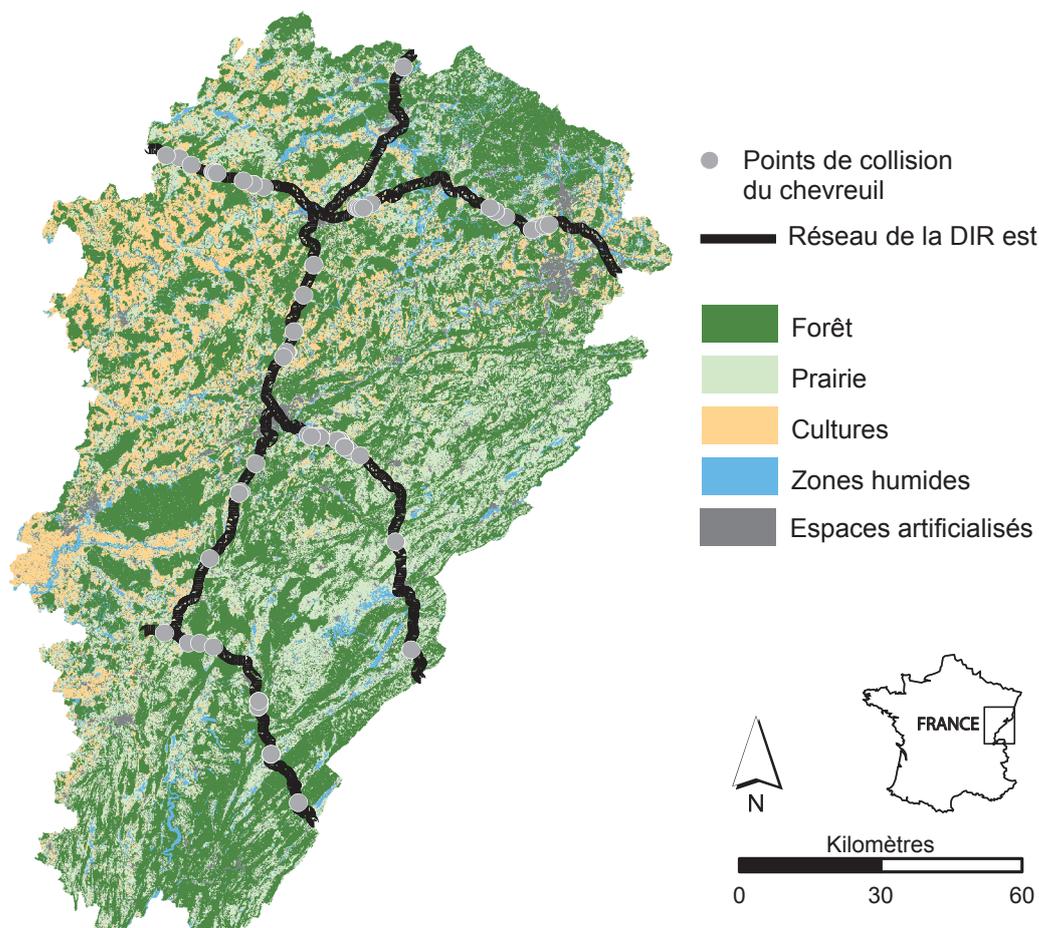


Figure 6.7 • Zone d'étude et points de collision du chevreuil pour la période 2010-2011.

Par conséquent, il semblerait que la composition du paysage à l'échelle locale, et sa configuration à l'échelle régionale influencent directement les mouvements du chevreuil et donc la localisation des collisions de cette espèce. Dans ce chapitre, nous cherchons à montrer l'influence de la connectivité du paysage dans la localisation des collisions du chevreuil sur le réseau de la DIR est. En s'appuyant dans un premier temps sur les collisions relevées entre janvier 2010 et décembre 2011 (Figure 6.7), nos objectifs sont (1) d'expliquer la localisation de tronçons accidentogènes en fonction de la composition du paysage et des propriétés la route et (2) d'évaluer la contribution de métriques de connectivité dans l'explication de ces localisations.

1.2.2. Définition des *hotspot*

Dans un premier temps, le réseau de la DIR est divisé en tronçons réguliers de 500 m de long. Le choix de cette résolution est motivé par le besoin d'une échelle en accord avec de futurs aménagements pour limiter les collisions. Les tronçons accidentogènes (*hotspots*) sont ensuite définis en estimant la densité de collision le long du réseau (*kernel density estimation*). Du fait du caractère ponctuel du phénomène, l'estimation d'une densité sur l'ensemble du réseau nous permet de lisser les données pour chaque tronçon, considérant qu'une collision reste probable lorsqu'une autre est située à proximité. Les densités sont estimées à l'aide d'une fonction mobile dont la largeur de la bande d'observation est égale à la distance à laquelle les collisions sont agrégées.

Dans le cas du chevreuil, la bande d'observation est de 1 500 m. Les valeurs de densité sont ensuite attribuées à chaque tronçon du réseau d'une longueur de 500 m. Les tronçons sont classés *sans risque* lorsque la densité est nulle, et *accidentogène* lorsque la densité est supérieure à 0. Sur les 866 tronçons de 500 m définis, 244 sont identifiés comme des tronçons accidentogènes, et 622 sont identifiés sans risque (Figure 6.8).

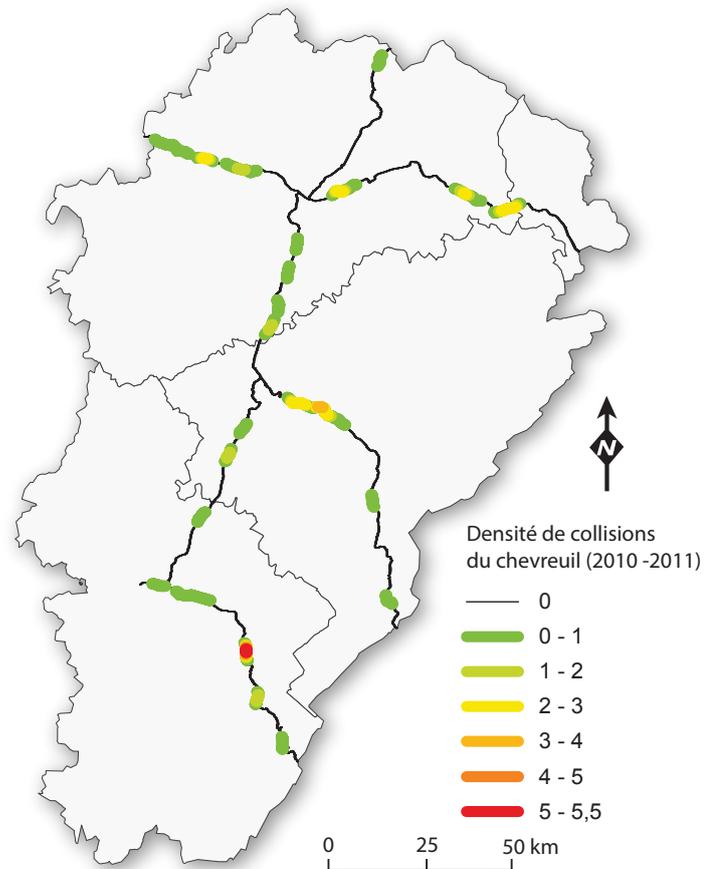


Figure 6.8 • Localisation des tronçons accidentogènes et de leur densité de collision respective pour le chevreuil.

1.2.3. Les caractéristiques locales des tronçons routiers

Afin d'expliquer la présence de tronçons accidentogènes le long du réseau de la DIR est, chaque tronçon est caractérisé par des variables locales. En se référant aux analyses revues par Malo *et al.* (2004), les caractéristiques locales des tronçons routiers sont définies à partir de trois groupes de variables (1) des variables de composition du paysage, (2) des variables de propriétés de la route, et (3) des variables topographiques.

L'analyse de la composition du paysage se fonde sur la carte d'occupation du sol décrite précédemment. Six modes d'occupation du sol sont choisis pour décrire cette composition aux abords des tronçons de route : la forêt, les haies, la prairie, les cultures, les zones humides et les surfaces bâties. La proportion de la surface de chaque mode est calculée dans un voisinage isotrope croissant (500 m, 750 m, et 1 000 m) autour de chaque tronçon.

Les propriétés de chaque tronçon de route sont décrites à travers la largeur de la route, le nombre de voies, la distance à un lieu de passage potentiel (tunnel, pont, chemin forestier), et la sinuosité de chaque tronçon.

La topographie de l'environnement de chaque tronçon est caractérisée par l'altitude moyenne du tronçon de route, et sa position topographique. Comme la composition du paysage, l'indice de position topographique est calculé dans un voisinage isotrope croissant, de 500 m, 750 m et 1 000 m. Il reflète la position relative de la route en fonction de son environnement topographique (en creux, en bosse ou au plat) (Tagil et Jenness 2008).

Dans un premier temps, un test t de Student ($p < 0,05$) est réalisé pour comparer les moyennes de chaque variable locale entre les tronçons accidentogènes et les tronçons sans risque. Seules les variables paysagères dans un voisinage de 1 000 m et l'indice de position topographique dans un voisinage de 500 m sont significatifs. Ce test montre également que toutes les propriétés de la route sont significatives (Tableau 6.1). L'ensemble de ces variables est retenu par la suite pour expliquer la localisation des tronçons accidentogènes à travers un modèle de régression logistique intégrant des métriques de connectivité du paysage.

La colinéarité entre les différentes variables explicatives est ensuite évaluée à l'aide d'une matrice de corrélation de Spearman (Figure 6.9). Les variables très corrélées entre elles ($r > |0,8|$) sont testées individuellement, et une variable par paire est sélectionnée en choisissant la variable qui minimise la valeur de l'AIC (*Akaike Information Criterion*) dans une régression logistique binaire (Burnham et Anderson 2002). Les variables ainsi retenues pour les propriétés de la route sont la largeur de la route, la distance à un lieu de passage potentiel et la sinuosité du tronçon. Les variables paysagères retenues sont la proportion de forêt, de prairie, de culture, de surface bâtie et de zone humide. Pour la topographie, seul l'indice de position topographique dans un voisinage de 500 m est retenu.

Variables	Tronçons accidentogènes				Tronçons sans risque				t	P
	Min.	Max	\bar{x}	Ecart-type	Min.	Max	\bar{x}	Ecart-type		
Propriétés de la route										
Largeur	7,00	14,00	9,34	3,10	3,00	20,00	8,30	2,73	-4,84	<0,0001
Nombre de voies	2,00	4,00	2,66	0,89	1,00	5,00	2,40	0,78	-4,210	< 0,0001
Sinuosité	1,00	1,31	1,01	0,03	1,00	4,22	1,04	0,19	1,97	0,049
Distance à un point de franchissement	0,00	10450,13	2113,02	2389,19	0,00	12648,51	1078,49	1602,87	-7,37	<0,0001
Topographie										
Altitude	229,00	1039,00	437,59	191,60	229,00	1156,00	432,556	483,290	-0,158	0,875
Indice de position topographique (500 m)	-104,31	27,99	-4,02	15,07	-75,31	26,99	-6,31	14,49	-2,07	0,039
Indice de position topographique (750 m)	-134,29	36,05	-6,19	20,44	-122,45	47,04	-25,61	401,00	-0,756	0,450
Indice de position topographique (1 000 m)	-153,81	41,49	-8,13	24,69	-138,56	49,13	-28,58	401,10	-0,796	0,426
Paysage										
Forêt (500 m)	0,000	0,972	0,420	0,266	0,000	0,919	0,271	0,240	-7,942	< 0,0001
Haies (500 m)	0,001	0,119	0,036	0,024	0,000	0,151	0,039	0,024	1,271	0,204
Prairie (500 m)	0,004	0,745	0,309	0,182	0,008	0,909	0,370	0,187	4,317	< 0,0001
Culture (500 m)	0,000	0,765	0,106	0,150	0,000	0,655	0,071	0,107	-3,928	< 0,0001
Espaces artificialisés (500 m)	0,000	0,374	0,042	0,065	0,000	0,959	0,132	0,188	7,266	< 0,0001
Zones humides (500 m)	0,000	0,797	0,029	0,084	0,000	0,682	0,055	0,088	3,919	< 0,0001
Forêt (750 m)	0,001	0,972	0,439	0,237	0,000	0,929	0,290	0,230	-8,513	< 0,0001
Haies (750 m)	0,001	0,116	0,036	0,022	0,001	0,144	0,038	0,022	1,385	0,166
Prairie (750 m)	0,003	0,680	0,302	0,160	0,007	0,869	0,359	0,169	4,571	< 0,0001
Culture (750 m)	0,000	0,665	0,100	0,128	0,000	0,483	0,071	0,096	-3,698	0,0002
Espaces artificialisés (750 m)	0,000	0,356	0,045	0,061	0,000	0,922	0,131	0,176	7,408	< 0,0001
Zones humides (750 m)	0,000	0,721	0,029	0,078	0,000	0,495	0,055	0,079	4,316	< 0,0001
Forêt (1 000 m)	0,03	0,98	0,45	0,22	0,00	0,93	0,31	0,22	-8,84	<0,0001
Haies (1 000 m)	0,00	0,10	0,03	0,02	0,00	0,14	0,04	0,02	1,73	0,084
Prairie (1 000 m)	0,00	0,65	0,30	0,15	0,01	0,85	0,35	0,16	4,61	< 0,0001
Culture (1 000 m)	0,00	0,54	0,10	0,11	0,00	0,45	0,07	0,09	-3,79	<0,0001
Espaces artificialisés (1 000 m)	0,00	0,33	0,05	0,06	0,00	0,90	0,13	0,17	7,55	<0,0001
Zones humides (1 000 m)	0,00	0,66	0,03	0,07	0,00	0,51	0,05	0,08	4,53	<0,0001

Tableau 6.1 • Comparaison des moyennes des variables choisies et test t de Student.

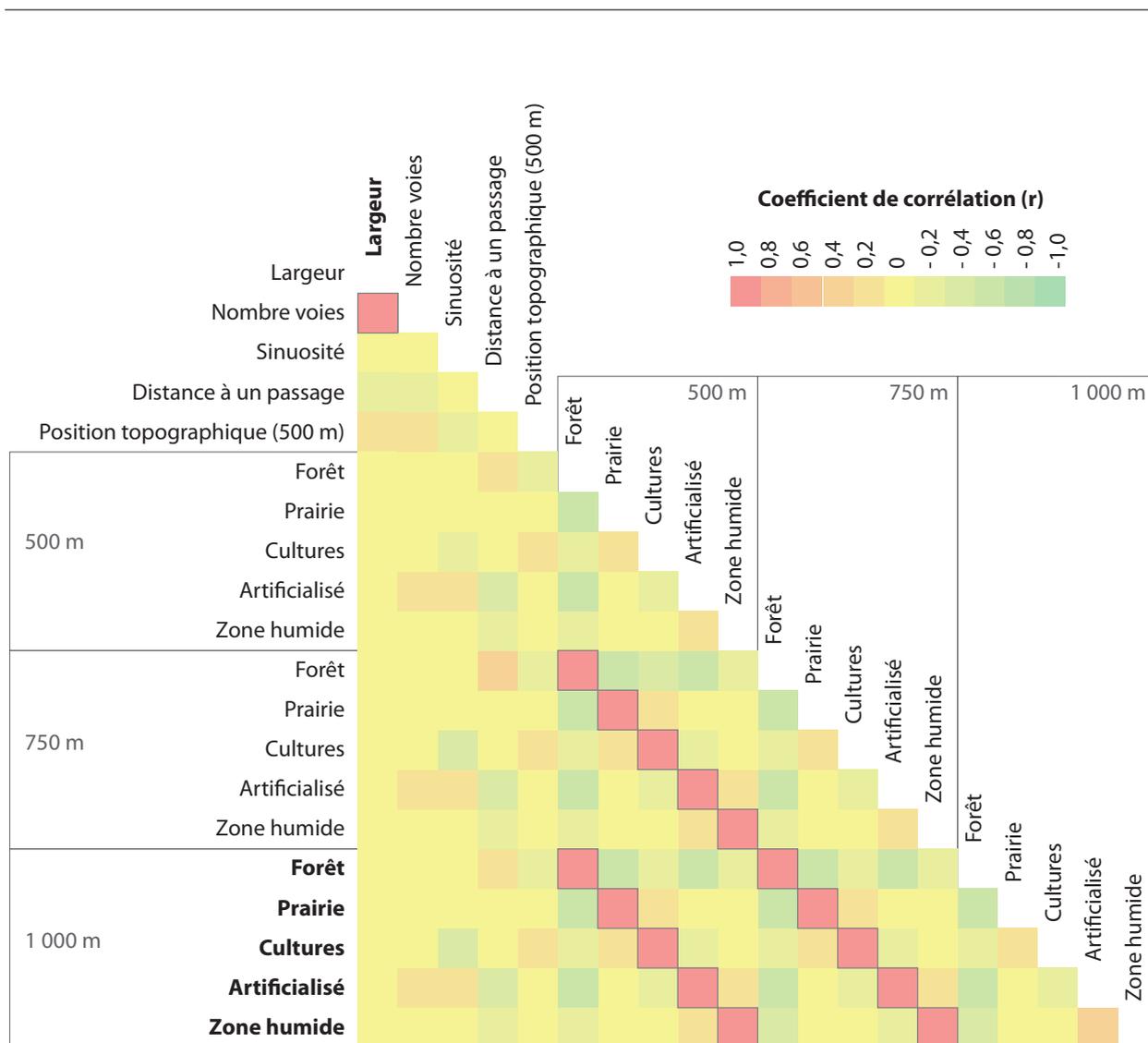


Figure 6.9 • Matrice de corrélation entre les variables significatives. Les paires dont la corrélation $r > 0,8$ sont délimitées dans la matrice. Les variables retenues pour le modèle sont figurées en gras.

CONCLUSION

Les premières analyses menées à partir des relevés 2010-2011 des collisions, nous ont permis d'établir un lien entre la présence de collisions et les activités saisonnières du chevreuil, du renard et du blaireau. Plus particulièrement les déplacements des jeunes individus sont un des facteurs les plus importants dans la survenue des collisions de ces espèces. De la même manière, le caractère agrégé des localisations des dépouilles du chevreuil permet d'identifier des tronçons du réseau plus accidentogène que d'autres. Ainsi, la localisation de ces *hotspots* autorise la recherche de déterminants spatiaux à leur présence. Dans le cas du chevreuil, la composition du paysage aux abords des tronçons routiers est un facteur déterminant. Cependant, si les mouvements du chevreuil dans le paysage sont influencés par la structure de son réseau écologique, le contexte paysager local peut ne pas être le seul facteur influençant les collisions de cette espèce. Une autre catégorie de variables, comme la connectivité du paysage, doit dans ce cas être prise en compte.

2. LA CONNECTIVITÉ À L'ÉCHELLE RÉGIONALE INFLUENCE-T-ELLE LA LOCALISATION DES COLLISIONS ?

L'objectif de cette partie est de rechercher une influence potentielle de la connectivité du paysage sur la localisation des collisions. En se fondant sur la méthode des graphes paysagers, trois métriques de connectivité sont mises en relation avec les localisations des tronçons accidentogènes définis précédemment. Pour refléter au mieux les déplacements potentiels de la faune en dehors des taches d'habitat, l'analyse présentée est focalisée sur les liens des graphes. Couplées à des variables locales décrivant les propriétés de la route, du paysage et de la topographie environnante, l'apport de chaque métrique de connectivité dans l'explication des localisations des tronçons accidentogènes est évalué.

2.1. MODÉLISATION DU RÉSEAU ÉCOLOGIQUE RÉGIONAL DU CHEVREUIL

2.1.1. Construction des graphes paysagers

Définition des nœuds

À partir de la carte paysagère décrite précédemment, les taches d'habitat du chevreuil sont définies à partir de la classe forêt. Seules les taches supérieures ou égales à 1 ha sont conservées. Les taches inférieures à 1 ha sont attribuées à une classe supplémentaire, et sont définies comme des éléments favorables aux déplacements.

La capacité a_j de chaque tache j , correspond à la métrique (R) décrite précédemment. Elle reflète la capacité pour une tache à émettre des individus indépendamment du graphe. Ici, la capacité correspond à la surface de forêt, de haies et de prairies dans un périmètre de 800 m autour des taches. Cette distance correspond à celle utilisée dans Hewison *et al.* (2001) pour le calcul d'une proportion de forêt en tout point de l'espace afin d'identifier les espaces favorables à l'espèce.

Définition des liens

Les liens du graphe sont les éléments les plus importants dans cette analyse. Ils contribuent à modéliser les parcours potentiels du chevreuil entre les taches de forêt de part et d'autre du réseau routier. Pour construire un modèle écologiquement pertinent, la distance effective entre les taches d'habitat est prise en compte. La résistance des taches de forêt est paramétrée à 1, correspondant à la surface du paysage ayant la résistance la plus faible. Une valeur de résistance spécifique est ensuite attribuée à chaque classe de la carte paysagère en fonction de la relative difficulté de franchissement pour le chevreuil (Tableau 6.2). Ces valeurs de résistance sont fondées sur les dires d'expert à l'origine des valeurs utilisées pour modéliser les réseaux écologiques d'espèces forestières dans Gurrutxaga *et al.* (2011). Chaque lien du graphe est alors caractérisé par un attribut de distance correspondant au cumul des valeurs de résistance rencontrées lors du calcul de son chemin de moindre coût entre les taches qu'il joint.

Trois graphes sont construits pour représenter plusieurs distances de dispersion du chevreuil (Coulon *et al.* 2004; Jepsen et Topping 2004) et évaluer leur influence sur la pertinence du modèle. Pour réduire les temps de calcul dus au nombre important de taches d'habitat dans la

Classe	Occupation du sol	Valeurs de résistance
1	Forêt	1
2	Lisière de forêt	1
3	Haies	1
4	Prairie	30
5	Culture	60
6	Zones humides et surfaces en eau	100
7	Routes secondaires (départementales)	100
8	Voies ferrées	100
9	Routes nationales	300
10	Autoroutes et routes grillagées	1 000
11	Bâti, espaces artificialisés	1 000

Tableau 6.2 • Valeurs de résistance attribuées aux classes de la carte paysagère.

zone d'étude, et au nombre potentiellement élevé de liens traversant le réseau routier, les trois graphes construits sont des graphes planaires définis dans un espace euclidien. Le seuillage du graphe est effectué en fonction de la distance coût cumulée de chaque lien. Pour convertir les distances euclidiennes de dispersion (m) en distance coût cumulée (uc), une régression linéaire est appliquée à tous les liens. Les distances de 500 m, 1 500 m, et 3 000 m sont converties respectivement en 761 uc, 2 381 uc, et 4 811 uc.

Description des graphes

Le graphe planaire non seuillé servant de base à la définition des trois graphes utilisés dans l'étude est composé de 14 409 taches d'une surface de 1 ha à 2 547,79 ha avec une surface moyenne de 42,21 ha, et compte 25 318 liens. Les trois graphes seuillés à 500 m, 1 500 m et 3 000 m comptent respectivement 21 419, 24 120, et 25 041 liens. Les liens croisant le réseau de la DIR est sont au nombre de 212 pour le graphe seuillé à 500 m, 320 pour le graphe à 1 500 m et 342 pour le graphe à 3 000 m.

2.1.2. Les métriques de connectivité

Pour caractériser les déplacements potentiels du chevreuil entre les taches de forêt, l'analyse de la connectivité est centrée sur les liens de chaque graphe plutôt que sur les taches d'habitat. Pour chacun des trois graphes, trois métriques de connectivité sont calculées, le PC (*Probability of Connectivity*), le BC (*Betweenness Centrality*) et le CF (*Current Flow*). Dans le cas du PC et du BC, la probabilité de succès de dispersion (p) est de 0,05 à chaque distance de dispersion maximale utilisée pour seuiller les trois graphes. Afin d'explorer le rôle de la capacité des taches

d'habitat dans le modèle, chaque métrique est calculée deux fois, en intégrant puis en excluant tour à tour la capacité.

Importance de chaque lien pour la connectivité globale

Pour caractériser la contribution de chaque lien dans la connectivité globale de chaque graphe, le taux de variation de la métrique PC (dPC) avant et après le retrait de chaque lien croisant le réseau routier est calculé (Bodin et Saura 2010; Saura et Pascual-Hortal 2007). Ce calcul permet de hiérarchiser chaque lien traversant le réseau routier en fonction de son importance dans le réseau. Ici, l'hypothèse retenue est qu'il existerait une relation entre l'importance d'un lien dans le réseau et la fréquentation potentielle de ce lien par l'espèce considérée.

Mesure du flux potentiel dans chaque lien

Pour quantifier l'interaction entre toutes les paires de tache dans le réseau et le rôle de chaque lien dans la répartition des flux potentiels d'individus (Carroll *et al.* 2012), deux métriques de centralité sont calculées, le BC (Foltête *et al.* 2012) et la quantité de courant (*Current Flow*) (McRae *et al.* 2008), appelée *Current Flow BC* par Carroll *et al.* (2012). Le BC compte le nombre de parcours de moindre coût traversant chaque lien pour tous les parcours possibles dans le graphe. La métrique est pondérée par les capacités de la tache d'origine et de destination, et par la probabilité de dispersion entre ces deux taches.

Le CF est fondé sur les principes des circuits électriques (McRae *et al.* 2008) et est généralement appliqué à chaque cellule d'une grille raster. Cependant, la carte paysagère utilisée dans cette étude concerne une étendue spatiale très importante avec une résolution spatiale élevée et contient plus de 276 millions de cellules. En appliquant les principes des circuits au graphe paysager, il est possible d'intégrer la capacité de chaque tache dans le calcul de la métrique. Ainsi, chaque tache peut émettre une quantité de flux proportionnelle à sa capacité. Cette approche permet également de limiter les temps de calcul par rapport à une application à tous les pixels de la carte paysagère.

Comme nous l'avons abordé dans le chapitre 4, en réalisant l'analogie entre un graphe paysager et un circuit électrique, des générateurs de courant sont connectés à chaque nœud. Chaque lien du graphe agit comme une résistance dont la valeur est fonction de sa résistance au déplacement. Le flux, soit le courant dans un circuit électrique, peut être mesuré pour chaque nœud, ou pour chaque lien du graphe. Il représente le flux potentiel d'individus (marcheurs aléatoires) à travers ces éléments. Ici, le flux est mesuré en reliant chaque tache à un générateur et en forçant le courant à se diriger vers une tache cible. Itérativement, l'opération est renouvelée pour toutes les taches du graphe. La quantité de courant est ensuite additionnée pour chaque tache et chaque lien que le flux a traversé.

2.2. INTÉGRATION DE LA CONNECTIVITÉ DANS L'EXPLICATION DES COLLISIONS

2.2.1. Du graphe aux tronçons routiers

Modélisation des corridors

Les liens de chaque graphe sont définis à partir d'un chemin unique de moindre coût entre les taches d'habitat. Par conséquent l'intersection entre un lien et le réseau routier est figurée par un point unique (Figure 6.11b). Pour prendre en compte la probabilité de traversée d'un individu sur le linéaire d'un tronçon de route et non pas uniquement à un seul point le long du tronçon, des corridors de moindre coût sont calculés pour chaque lien traversant le réseau routier.

Les corridors de moindre coût produisent une surface de moindre coût plutôt qu'un chemin unique entre les taches d'habitat (McRae et Kavanagh 2011; Pinto et Keitt 2009; Urban *et al.* 2009). Pour chaque lien traversant le réseau de la DIR est, les deux taches qu'il relie sont sélectionnées. Pour chaque tache sélectionnée, une image raster est produite, attribuant à chacune des cellules la valeur de sa distance de moindre coût à la tache. Les deux images correspondantes aux deux taches sont ensuite sommées formant une surface de moindre coût entre deux taches adjacentes. L'image obtenue est discrétisée en deux classes en fonction de la distance de dispersion de l'espèce, permettant d'isoler le corridor de moindre coût entre deux taches (Figure 6.10). Le réseau routier peut dans ce cas entrer en intersection avec chaque corridor de moindre coût, permettant d'identifier les tronçons inclus dans chaque corridor (Figure 6.11b).

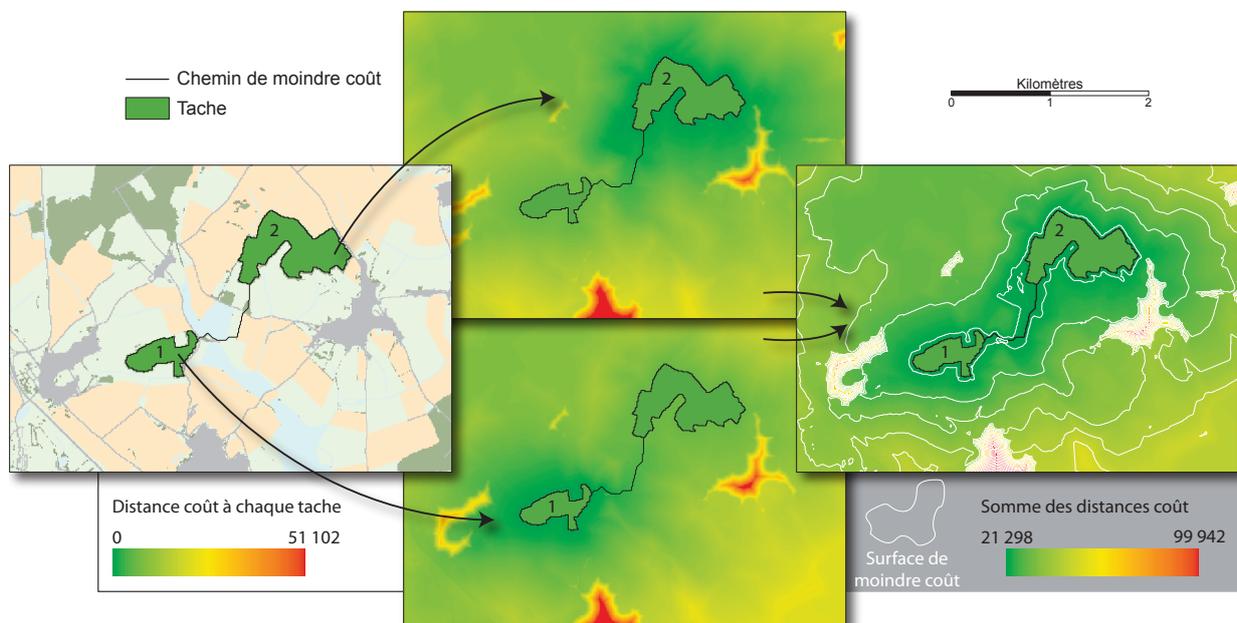


Figure 6.10 • Principe de construction d'un corridor de moindre coût.

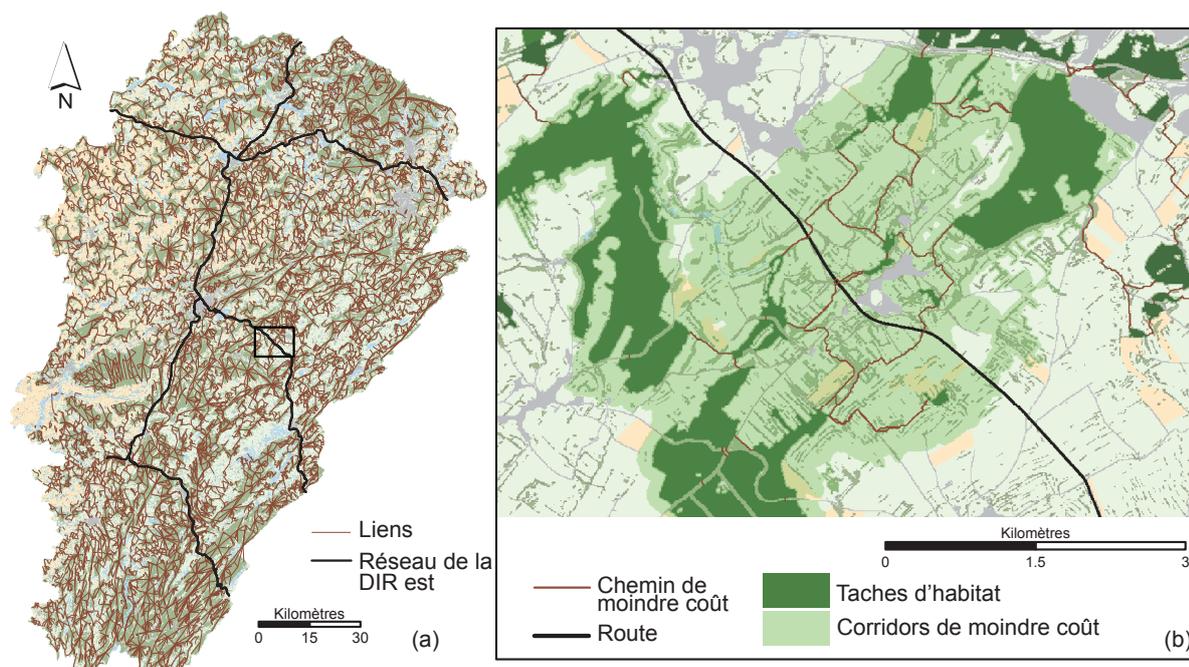


Figure 6.11 • Graphe paysager (a) et exemple de corridor de moindre coût (b).

Attribution des valeurs de connectivité aux tronçons

Les valeurs de connectivité de chaque lien sont ensuite attribuées à chaque corridor de moindre coût correspondant. Pour assurer une répartition correcte des valeurs des métriques de connectivité telles que le *Betweenness Centrality* et le *Current Flow* aux tronçons routiers, les valeurs des métriques de connectivité sont allouées proportionnellement en fonction de la longueur du tronçon compris dans le corridor (Figure 6.12b). Si plusieurs corridors se superposent, les valeurs sont sommées (Figure 6.12c). Comme le dPC ne représente pas une quantité de flux potentiels dans le graphe, mais l'importance du lien pour l'ensemble de la connectivité, seule la valeur maximale est assignée aux tronçons de route lorsque plusieurs corridors se superposent. Les valeurs de dPC sont dupliquées si plusieurs tronçons sont compris dans un même corridor.

2.2.2. Exploration des données

Comment expliquer la présence de tronçons accidentogènes ?

Pour identifier les variables de connectivité significatives susceptibles d'être intégrées dans le modèle, un test t de Student ($p < 0,05$) est réalisé, comparant les moyennes des valeurs des métriques de connectivité attribuées aux tronçons accidentogènes et aux tronçons sans risques (Tableau 6.3). Les valeurs de CF subissent une transformation logarithmique pour minimiser l'écart entre le nombre important de valeurs faibles, et le nombre limité de valeurs très élevées. La majorité des variables de connectivité sont significatives, seules les métriques dPC ($\beta=1$) et BC ($\beta=1$) ne sont pas significatives.

Pour évaluer l'influence de la composition du paysage, des propriétés de la route, et des métriques de connectivité sur la probabilité qu'un tronçon de route soit « à risque », une

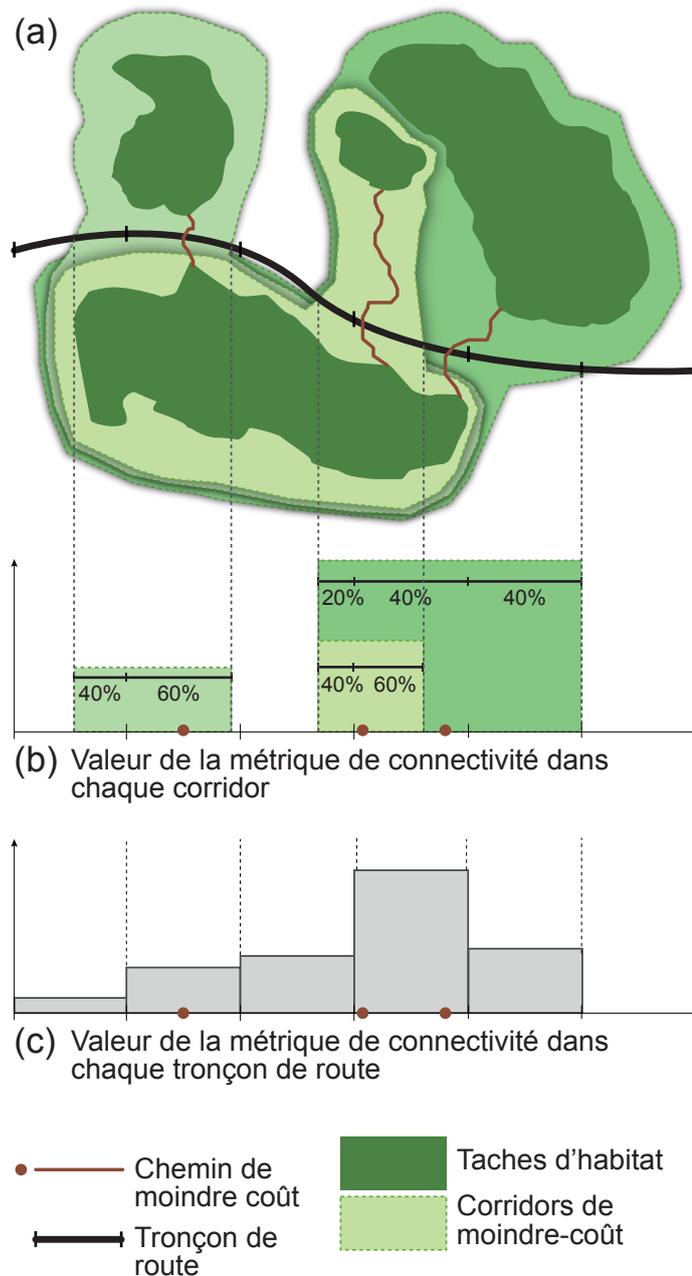


Figure 6.12 • Attribution des valeurs de connectivité aux corridors.

régression logistique binaire est réalisée entre toutes ces variables. Pour chaque distance de dispersion, chaque métrique de connectivité est testée avec les autres variables parmi toutes les combinaisons possibles d'association de variables. Ainsi deux métriques de connectivité ne peuvent intervenir dans le même modèle (Tableau 6.4).

Le meilleur modèle obtenu est le modèle qui minimise la valeur d'AIC corrigée (AICc). Neuf modèles testés incluent une métrique de connectivité. Parmi ces 9 modèles, 7 intègrent la largeur de la route, la sinuosité, la distance à un lieu de passage, la proportion de forêt, de prairie et de culture (groupe de variables A). Seuls deux modèles intègrent, en plus du groupe A, l'indice de position topographique (groupe de variables B).

Variables	Tronçons accidentogènes				Tronçons sans risque				t	P
	Min.	Max	\bar{x}	Ecart-type	Min.	Max	\bar{x}	Ecart-type		
Métriques de connectivité										
Distance de dispersion : 500 m										
dPC ($\beta=0$)	0	0,01	0	0	0	0,02	0	0	-3,35	0,001
dPC ($\beta=1$)	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	-1,329	0,184
BC ($\beta=0$)	0	7,52	0,64	1	0	7,97	0,38	0,9	-3,76	<0,001
BC ($\beta=1$)	0,00	1,15E+10	7,71E+08	1,53E+09	0,00	2,69E+10	5,32E+08	1,98E+09	-1,697	0,090
Log ₁₀ CF ($\beta=0$)	0,00	6,10	2,57	2,48	-0,39	6,59	1,57	2,32	-5,609	<0,0001
Log ₁₀ CF ($\beta=1$)	0,00	10,69	4,95	4,65	0,00	11,18	3,04	4,37	-5,700	<0,0001
Distance de dispersion : 1 500 m										
dPC ($\beta=0$)	0	0,09	0,02	0,02	0	0,1	0,01	0,02	-4,674	<0,0001
dPC ($\beta=1$)	0	0,09	0,02	0,03	0	0,14	0,01	0,03	-2,206	0,028
BC ($\beta=0$)	0	82,19	29,28	26,62	0	143,94	17,89	27,27	-5,57	<0,0001
BC ($\beta=1$)	0	1,69E+11	3,37E+10	4,6E+10	0	4E+11	2,5E+10	5,6E+10	-2,127	0,034
Log ₁₀ CF ($\beta=0$)	0,00	5,67	4,47	1,76	0,00	5,93	3,41	2,36	-6,348	<0,0001
Log ₁₀ CF ($\beta=1$)	0,00	10,21	8,28	3,21	0,00	10,48	6,42	4,38	-6,040	<0,0001
Distance de dispersion : 3 000 m										
dPC ($\beta=0$)	0	0,16	0,05	0,05	0	0,21	0,03	0,05	-5,15	<0,0001
dPC ($\beta=1$)	0	0,21	0,05	0,07	0	0,22	0,03	0,06	-3,89	<0,001
BC ($\beta=0$)	0	782,7	253,93	195,75	0	770,07	170,59	198,08	-5,59	<0,0001
BC ($\beta=1$)	0	1,6E+12	2,9E+11	3,8E+11	0	1,7E+12	2,1E+11	3,6E+11	-2,93	0,003
Log ₁₀ CF ($\beta=0$)	0,00	13,76	12,56	2,25	0,00	14,02	10,40	4,87	-6,638	<0,0001
Log ₁₀ CF ($\beta=1$)	0,00	23,95	22,42	3,91	0,00	24,24	18,77	8,67	-6,329	<0,0001

Tableau 6.3 • Comparaison des moyennes des variables de connectivité choisies et test t de Student.

Groupe de variables	Indice de connectivité	Comparaison entre chaque distance de dispersion						Comparaison entre tous les modèles		
		K	D	AIC	AICc	$\Delta AICc$	ω_i	$\Delta AICc$	ω_i	AUC
1 500 m (2 381 uc)										
B	dPC ($\beta=0$)	8	829,71	849,71	849,87	7,12	0,01	23,96	0,00	0,79
B	BCs ($\beta=0$)	8	829,77	849,77	849,94	7,19	0,01	24,02	0,00	0,79
A	LogCF ($\beta=0$)	7	824,62	842,62	842,75	0,00	0,53	16,83	0,00	0,80
A	LogCF ($\beta=1$)	7	825,05	843,05	843,18	0,43	0,42	17,26	0,00	0,80
3 000 m (4 811 uc)										
B	dPC ($\beta=0$)	8	823,52	843,52	843,69	17,77	0,00	17,77	0,00	0,79
B	dPC ($\beta=1$)	8	824,93	844,93	845,09	19,18	0,00	19,18	0,00	0,79
B	BCs ($\beta=0$)	8	826,93	846,93	847,10	21,18	0,00	21,18	0,00	0,79
A	LogCF ($\beta=0$)	7	858,00	825,79	825,92	0,00	0,53	0,00	0,53	0,81
A	LogCF ($\beta=1$)	7	808,06	826,06	826,19	0,27	0,47	0,27	0,47	0,81

Tableau 6.4 • Comparaison des performances des modèles pour lesquels une métrique de connectivité est intégrée. Avec K le nombre de variables, D la vraisemblance, et ω_i le poids de l'AIC.

À chaque distance de dispersion, chaque modèle est classé en fonction de la perte relative d'information ($\Delta AICc$) et du poids du modèle (ω_i). L'aire sous la courbe ROC (AUC) est utilisée pour évaluer la pertinence du modèle. Les valeurs d'AUC se répartissent de 0,5 (aléatoire) à 1 (discrimination parfaite du modèle). Les valeurs supérieures à 0,7 symbolisent un modèle compétent (Fielding et Bell 1997). Tous les modèles retenus présentent une AUC comprise entre 0,79 et 0,81. Seules les métriques de connectivité calculées pour des distances de dispersion de 1 500 m et 3 000 m sont retenues par la sélection du modèle. Pour l'ensemble des modèles testés, l'intégration de la capacité des taches n'intervient pas dans la sélection d'un modèle plus performant, la valeur d'AICc entre chaque modèle est dans ce cas inférieure à 2.

Dans chacune des deux distances de dispersion retenues, la métrique CF est la variable la plus performante vis-à-vis des métriques dPC et BC. En comparant tous les modèles entre eux, le meilleur modèle ($AICc = 825,92$) fait intervenir le groupe de variables A ainsi que la métrique CF ne prenant pas en compte la capacité des taches. En comparant ce modèle avec le même modèle sans la métrique de connectivité, c'est-à-dire seulement avec le groupe de variables A, le score de l'AICc est 850,81. La différence du critère d'information AICc entre ces deux modèles est donc de 24,89. On peut donc en conclure que la métrique CF contribue fortement à accroître le pouvoir explicatif du modèle retenu (Tableau 6.5).

Variables	Coefficient standardisé	Ecart-type	Khi ² de Wald	p-value
Part de forêt (1 000 m)	0,431	0,106	16,408	< 0,0001
Part de culture (1 000 m)	0,334	0,060	31,395	< 0,0001
Largeur de la route	0,359	0,051	49,836	< 0,0001
LogCF ($\beta=0$)	0,474	0,106	19,844	< 0,0001
Distance à un point de franchissement	0,333	0,051	42,192	< 0,0001
Part de prairie (1 000 m)	0,172	0,091	3,592	0,058
Sinuosité	-0,333	0,236	1,987	0,159

Tableau 6.5 • Meilleur modèle identifié.

Définition de tronçons potentiellement à risque

Dans l'optique de trouver le meilleur compromis entre la sensibilité (taux de vrai positif) et la spécificité (taux de vrai négatif) du modèle, et de limiter les coûts financiers qu'un aménagement pour limiter les collisions peut produire dans le cas d'une mauvaise classification d'un tronçon comme *tronçon à risque*, une valeur de seuillage de la probabilité est établie dans le meilleur modèle tous les 5 % et le nombre de vrais positifs (VP), vrais négatifs (VN), faux positifs (FP) et de faux négatifs (FN) est enregistré. Un coût de pondération de 1 est ensuite

attribué aux VP et VN, 50 aux FN, et 100 aux FP. Pour chaque valeur de seuillage, les coûts sont ainsi sommés et représentés dans un graphique. La meilleure valeur de seuillage de la probabilité est déterminée lorsque le coût est le plus faible. Ici, la valeur de seuillage de la probabilité qui minimise les coûts de mauvaise classification est de 0,3. Cette valeur présente également le meilleur compromis entre la spécificité et la sensibilité du modèle. Elle compte 177 VP, 464 VN, 67 FP et 158 FN dans la réalisation du modèle et produit un coût total de 15 241 (Figure 6.13).

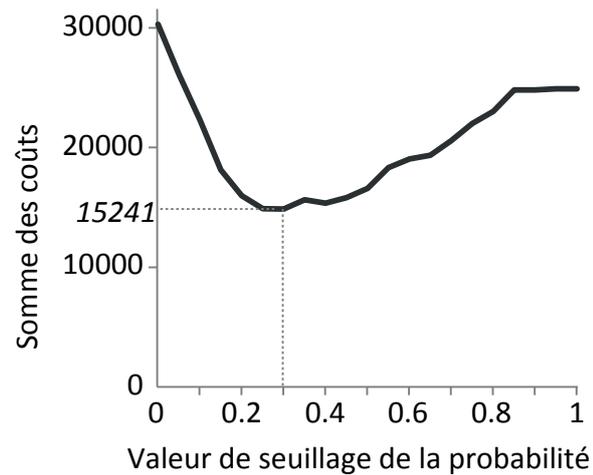


Figure 6.13 • Choix de la valeur de seuillage de la probabilité du modèle en fonction de la somme des coûts de ce modèle.

Un nouveau jeu de données de collisions du chevreuil (Figure 6.14), relevées de janvier 2012 à décembre 2012, est mobilisé

pour valider le modèle obtenu, et vérifier la pertinence de la valeur de seuillage. En considérant le meilleur modèle, les tronçons dont la valeur de probabilité est inférieure à 0,3 sont définis comme « sans risque », et les tronçons dont la valeur est supérieure à 0,3 comme « à risque ». Le taux de nouvelles collisions se produisant dans les tronçons définis comme des zones à risque est calculé et confronté à la répartition de 1 000 ensembles de 31 points aléatoirement distribués sur le réseau. Vingt-quatre collisions parmi les 31 relevées en 2012 sont présentes dans un tronçon défini à risque, soit un taux de bonne classification des nouvelles données de 68%. L'ensemble des jeux de points aléatoires donne une probabilité d'obtenir le même résultat de 0,001%.

CONCLUSION

Cette étude nous a permis de montrer que les collisions du chevreuil n'étaient pas distribuées aléatoirement le long du réseau de la DIR est en Franche-Comté. Leur localisation est influencée par le contexte paysager local et par la connectivité du réseau écologique modélisé à l'échelle régionale. La composition du paysage à proximité de la route, les propriétés des tronçons et une métrique de connectivité issue d'un graphe paysager nous permettent (1) d'expliquer la localisation des tronçons accidentogènes et (2) de définir des tronçons potentiellement à risque. Ici, l'espèce étudiée est une espèce largement répandue en Franche-Comté et dans le reste de l'Europe. Le chevreuil étant très fortement lié à la forêt, le paysage franc-comtois lui offre une grande capacité de mouvement. Pour tester l'intérêt de la méthode, une autre étude devrait être réalisée sur les collisions d'une espèce inféodée à un type d'habitat dans un paysage très fragmenté. De plus, dans une optique de conservation, l'intégration de la connectivité du paysage dans l'analyse des collisions peut être un apport conséquent à l'évaluation des dynamiques spatiales et régionales d'une espèce menacée par ces collisions comme le lynx.

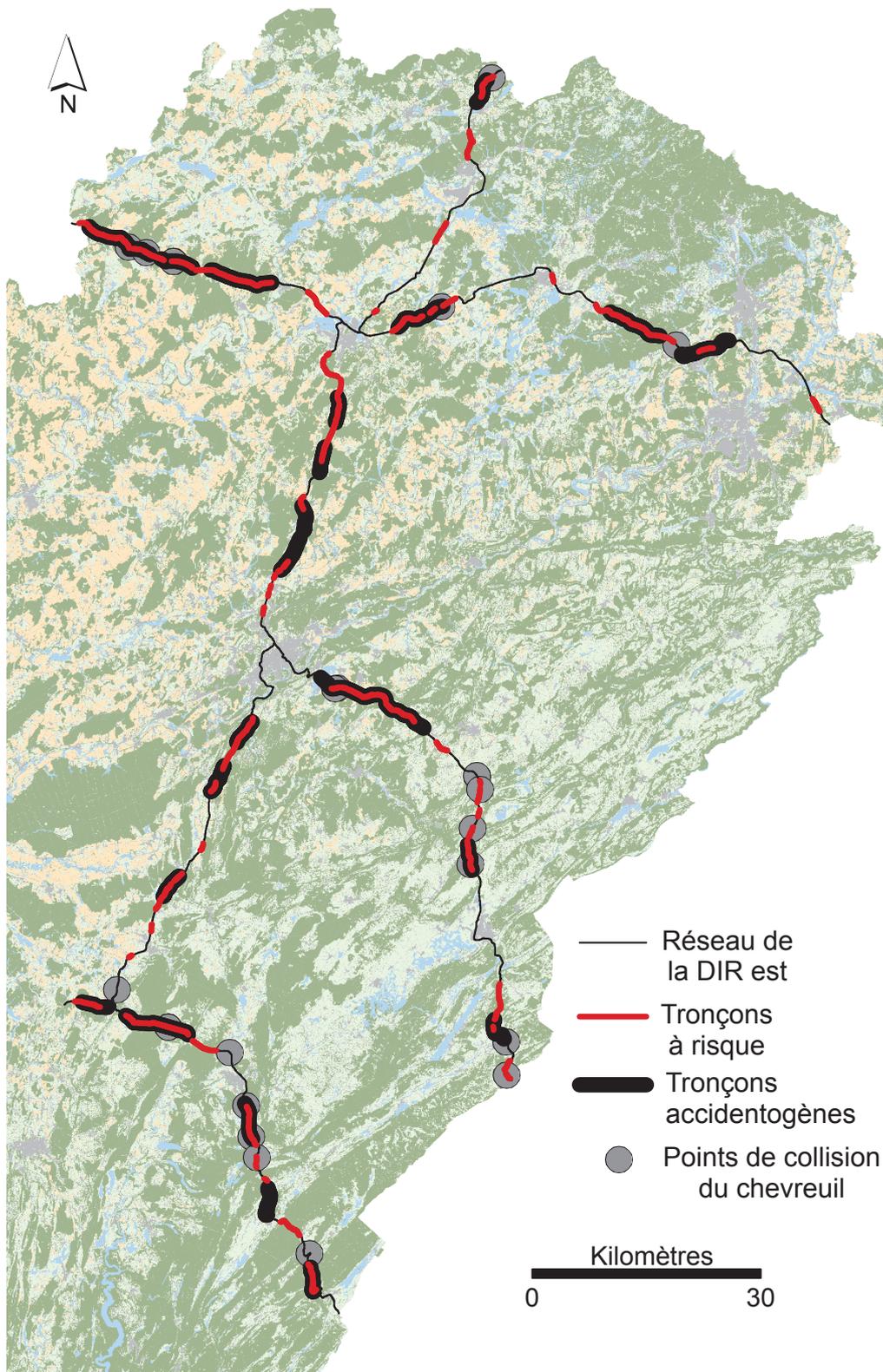


Figure 6.14 • Localisation des tronçons accidentogènes, des tronçons à risques, et des points de collision du chevreuil pour l'année 2012. Les tronçon accidentogènes sont définis à partir des données 2010 et 2011, les tronçons à risque sont définis par le modèle réalisé.

CONCLUSION DU CHAPITRE 6

Dans ce chapitre, nous démontrons comment le paysage influence la localisation des collisions du chevreuil. Si des variables locales, comme la proportion de forêt dans un rayon de 500 m, participent au modèle réalisé, l'originalité de l'approche réside dans l'intégration de variables de connectivité dans l'explication des localisations des tronçons accidentogènes. Ces variables sont issues d'un graphe paysager modélisant le réseau écologique du chevreuil à l'échelle de la région Franche-Comté. Les résultats ont montré un apport conséquent d'une de ces variables pour l'explication de ces données. Dans ce contexte, la structure du réseau écologique du chevreuil intervient donc dans la localisation des collisions de l'espèce. Par conséquent, le modèle de ce réseau représente de manière pertinente les déplacements potentiels du chevreuil. Ces données de collision nous permettent donc de valider la construction du graphe paysager du chevreuil en Franche-Comté. Ainsi, ce graphe peut servir de base pour quantifier les flux potentiels d'individus dans les liens coupés par une future infrastructure. Cette approche offre alors l'avantage de pouvoir localiser les liens les plus importants à la connectivité régionale et d'aménager des passages spécifiques pour cette espèce.

ÉVALUATION PAYSAGÈRE, DES IMPACTS D'UNE INFRASTRUCTURE LINÉAIRE

Une infrastructure linéaire de transport aménagée pour empêcher toute traversée des voies, à l'image d'une ligne à grande vitesse, bloque totalement les déplacements de la faune de part et d'autre de son emprise. Si l'infrastructure coupe le réseau écologique d'une espèce, elle induit deux types d'impacts, (1) elle fragmente les taches d'habitat qu'elle traverse, et (2) elle provoque un effet barrière limitant les déplacements de la faune. Dans le cas d'une espèce dont la présence est dépendante d'un certain niveau de connectivité de son réseau écologique, la coupure des éléments constituant ce réseau par une infrastructure de transport peut avoir un impact significatif sur la distribution de l'espèce. Par conséquent, la distribution spatiale d'une espèce peut être réduite de manière importante après la construction d'une infrastructure. Ce point est rarement pris en compte dans les études d'impact. L'intégration de la connectivité du paysage peut alors aider à définir une distance d'impact à prendre en compte dans ces études. L'objectif de ce chapitre est de proposer un cadre méthodologique, fondé sur les graphes paysagers, pour évaluer l'impact d'une infrastructure linéaire de transport sur la distribution potentielle d'une espèce à l'échelle régionale.

1. UNE APPROCHE PRÉDICTIVE

Pour répondre au besoin d'approches prédictives et quantitatives, l'analyse des impacts d'une infrastructure linéaire de transport, proposée ici, se fonde sur deux entrées méthodologiques. La première est liée à la comparaison de deux graphes issus de la modélisation d'un réseau écologique avant et après la construction d'une infrastructure de transport. La seconde entrée méthodologique se fonde sur le caractère empirique et prédictif des modèles de distribution d'espèce. Cette méthode, couplée à des métriques de connectivité issues des graphes paysagers, permet de localiser et de quantifier la présence potentielle d'une espèce en fonction de l'état de la connectivité de son réseau écologique.

1.1. DE L'ANALYSE DIACHRONIQUE

1.1.1. Comparaison de deux graphes paysagers

La modélisation des réseaux écologiques est très présente dans la bibliographie traitant des graphes paysagers. Cependant, il existe un manque de méthodes pour la comparaison des graphes paysagers entre eux (Dale et Fortin 2010). La comparaison des deux états d'un graphe, avant et après une modification de sa structure, offre un cadre pertinent à l'analyse des effets d'une infrastructure de transport sur la connectivité du paysage. En modélisant le réseau écologique d'une espèce avant et après la construction d'une infrastructure, une analyse diachronique aide à évaluer (1) la perte directe d'habitat due à la fragmentation induite par l'infrastructure et (2) l'impact de l'infrastructure sur la connectivité globale du paysage dû à son effet barrière.

Dans ce contexte, l'intérêt de l'analyse diachronique réside dans le fait de pouvoir évaluer l'impact d'un changement spécifique d'occupation du sol. Par conséquent, dans le cadre d'une étude prédictive des impacts d'une infrastructure linéaire de transport, seuls deux effets sont évalués, la fragmentation et l'effet barrière. Dans un réseau écologique, la fragmentation des taches d'habitat se traduit par une diminution de la surface totale des taches et par une augmentation potentielle du nombre de taches en fonction du type de fragmentation (Figure 7.1a). Dans le graphe correspondant, ces modifications entraînent une diminution de l'attribut de surface de chaque nœud (Figure 7.1b), pouvant aller jusqu'au retrait des nœuds, et par un dédoublement de certains nœuds (Figure 7.1c).

L'effet barrière d'une infrastructure est identifiable dans un réseau écologique lorsque les déplacements potentiels entre certaines taches sont bloqués par l'infrastructure. Ainsi, l'attribut de distance effective (distance coût) des liens du graphe traversant l'infrastructure, augmente en fonction de la valeur de résistance de l'infrastructure (Figure 7.1d). Si l'attribut de distance effective des liens (i.e. le coût de déplacement qu'il représente) traversant l'infrastructure est supérieur à la distance maximale que peut parcourir un individu, ces liens sont retirés du graphe (Figure 7.1e).

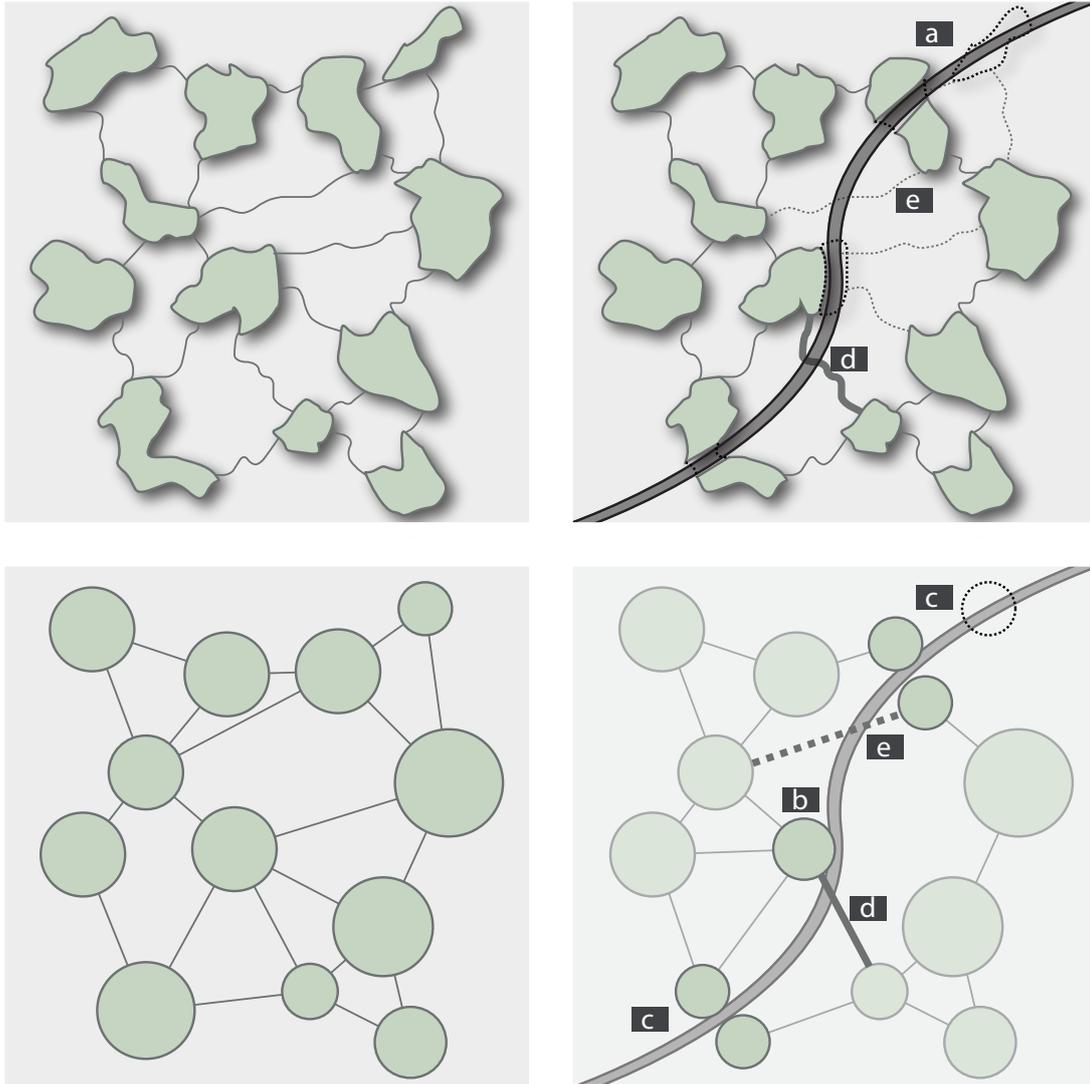


Figure 7.1 • Modifications potentielles engendrées par une infrastructure linéaire de transport sur un graphe paysager. L'infrastructure peut avoir plusieurs impacts sur les taches, elle peut les couper (a), ou les rogner (d), ceci se traduit respectivement dans le graphe par un dédoublement (c), et par une diminution de la taille du noeud (b). Parallèlement, une infrastructure peut supprimer un lien (e) ou augmenter la distance coût entre deux taches (d).

1.1.2. Prérequis à la construction des graphes

Le seuillage du graphe

Notons que le choix du type de distance est important dans ce genre d'approches. Dans un premier cas, si une infrastructure est perméable pour une espèce donnée, la distance coût reflète la relative difficulté de la traversée. En effet, lorsqu'un lien traverse une infrastructure, son attribut de distance coût augmente, alors que sa longueur (distance euclidienne) reste la même. Dans un second cas, si l'infrastructure est totalement imperméable, la solution plus aisée

est de retirer tous les liens traversant l'infrastructure quelle que soit la distance prise en compte. Cependant, si une infrastructure n'isole pas deux taches de part et d'autre de son emprise, mais coupe simplement un lien reliant deux taches du même côté de l'infrastructure, ce lien doit être maintenu et emprunter un autre chemin de moindre coût entre ces deux taches. Par conséquent, seule l'utilisation d'une distance coût permet de rendre compte de l'effet barrière d'une infrastructure de transport, qu'elle soit perméable ou non aux déplacements de la faune.

C'est pourquoi le seuillage du graphe est une étape clé dans l'évaluation des infrastructures linéaires. Si une espèce est capable de traverser l'infrastructure, la valeur de résistance attribuée à cet élément doit refléter la difficulté relative pour traverser l'infrastructure, comparativement aux autres classes. Ceci doit significativement augmenter la distance coût attribuée aux liens, sans systématiquement excéder la distance de dispersion de l'espèce. D'un autre côté, si l'infrastructure est considérée comme une barrière totalement infranchissable, la résistance de l'infrastructure doit être suffisamment importante pour que tous les liens qui la traversent soient supprimés au moment du seuillage du graphe.

Dans les deux cas, une attention particulière doit être portée aux discontinuités artificielles le long de l'infrastructure dans le raster servant à la construction du graphe (Adriaensen *et al.* 2003; Rothley 2005). En effet, si les chemins de moindre coût sont calculés en prenant en compte les huit pixels entourant le pixel de départ, les diagonales peuvent, dans certains cas, traverser les infrastructures sans prendre en compte la valeur de résistance de l'infrastructure. Par conséquent, il est nécessaire de dilater l'emprise de la voie en ajoutant des pixels supplémentaires le long de l'infrastructure pour éliminer ces raccourcis (Figure 7.2).

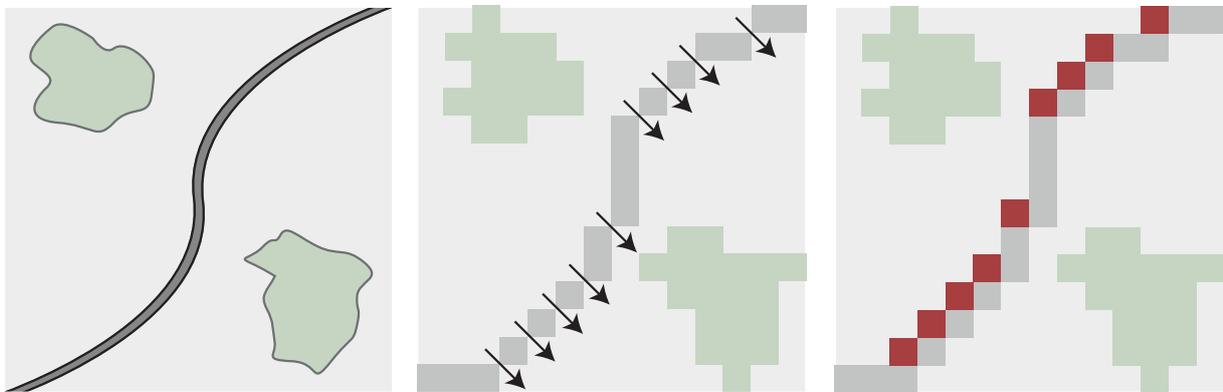


Figure 7.2 • Illustration des discontinuités artificielles le long d'une infrastructure linéaire de transport dans une image au format raster. D'après Rothley (2005).

1.2. LA DISTRIBUTION D'ESPÈCE

1.2.1. Comment caractériser la présence d'une espèce ?

Un modèle de distribution d'espèce permet de modéliser la présence potentielle d'une espèce en fonction de variables environnementales. Il est fondé sur un ensemble de points de présence et d'absence. Comme les points d'absence avérée sont rarement disponibles pour une espèce donnée, il est nécessaire de générer un ensemble de points de pseudo-absence à l'aide d'un échantillonnage, le plus souvent aléatoire (Hirzel *et al.* 2001; Hirzel et Guisan 2002). Ces points de présence et d'absence constituent la variable à *expliquer* dans un modèle statistique tel qu'un modèle de régression logistique. Les variables explicatives sont le plus souvent des variables environnementales conditionnant la présence de l'espèce dont on cherche à modéliser la distribution.

Les modèles de distribution d'espèce constituent un intérêt considérable dans une approche prédictive. En effet, suite à un changement d'occupation du sol, la variation spatiale de la distribution de l'espèce peut être vérifiée par de nouveaux points de présence et d'absence pour valider les résultats de l'étude d'impact. Ainsi la modélisation des habitats et les modèles de distributions d'espèce (Guisan et Zimmermann 2000) sont des outils pertinents, déjà mis en œuvre pour évaluer et prédire les impacts écologiques dans un paysage anthropisé (Gontier 2007).

Les modèles de distribution d'espèce sont fondés essentiellement sur l'environnement de l'espèce, plutôt que sur les relations fonctionnelles entre les taches d'habitat. De fait, ces approches empiriques ont essentiellement été appliquées à l'évaluation des impacts de surfaces d'urbanisation contrairement à ceux d'infrastructures linéaires. (Gontier *et al.* 2010; Gontier 2007; Mörtberg *et al.* 2007; Scolozzi et Geneletti 2011). Afin d'évaluer les impacts des infrastructures linéaires sur la connectivité du paysage, il est possible d'intégrer les métriques de connectivité dans les modèles de distribution d'espèce.

1.2.2. La gestion des variables dans l'espace

La présence d'espèce a récemment été considérée comme une fonction de variables environnementales et de variables de connectivité exprimant la position relative des points de présence dans le réseau écologique en utilisant la théorie des graphes (Awade *et al.* 2012; Decout *et al.* 2012; Foltête *et al.* 2012; Pereira *et al.* 2011). Cependant, l'utilisation directe de métriques de connectivité dans un modèle de distribution d'espèce n'est pas envisageable. En effet dans un graphe paysager, les métriques de connectivité sont calculées à l'échelle de chaque tache, alors que les points d'occurrence de l'espèce peuvent se situer en dehors de ces taches (Foltête *et al.* 2012; Galpern et Manseau 2013).

Cette difficulté peut être surmontée en appliquant la généralisation, à tout l'espace, des métriques de connectivité calculées à l'échelle des taches (Foltête *et al.* 2012). La procédure consiste à attribuer, à n'importe quel point de l'espace, la valeur de la métrique de la tache la plus proche (Figure 7.3a) ou la moyenne des valeurs des taches à proximité (Figure 7.3b). L'attribut de connectivité associée à la tache se dépréciant à mesure qu'on s'en éloigne, chacune

de ces attributions est pondérée par une fonction décroissante dépendante de la distance telle que :

$$\omega = e^{-\alpha d}$$

7.1

avec ω le facteur de pondération, α un facteur de la distance propre à l'espèce considérée, et d la distance maximale de dispersion.

Le voisinage contenant l'ensemble des taches d'habitat correspond à la surface produite par la distance de dispersion maximale autour du point d'intérêt (Figure 7.3b). Cette procédure peut être utilisée pour exprimer la capacité d'un point à bénéficier plus ou moins de la proximité d'un réseau écologique. Par conséquent, les métriques de connectivité des taches d'un graphe peuvent être attribuées à tous les points de présence et d'absence.

Le même principe est appliqué à tous les pixels d'une grille raster pour obtenir une image des valeurs d'une métrique de connectivité en tout point de l'espace. Cette extrapolation des valeurs permet d'obtenir une image en valeurs continues, à l'image des variables topographiques ou climatiques. La valeur de chaque variable est alors connue pour chaque pixel et le calcul du modèle de distribution peut être réalisé sur l'ensemble d'une zone d'étude.



Figure 7.3 • Généralisation des métriques de connectivité à un point. D'après Foltête *et al.* (2012).

CONCLUSION

L'étude prédictive des impacts d'une infrastructure de transport sur le réseau écologique d'une espèce s'appuie sur deux entrées méthodologiques. La première consiste à analyser les modifications apportées par l'infrastructure au graphe paysager. La seconde se fonde sur la localisation de la présence potentielle de l'espèce à travers un modèle de distribution d'espèce. Dans le cas d'une espèce pour laquelle les points de présence sont relevés par un inventaire de terrain, le résultat de la régression logistique valide ou invalide l'hypothèse du rôle de la connectivité du paysage dans l'explication de sa présence. Si les métriques de connectivités ne sont pas significativement liées à la présence de l'espèce, ce rôle n'est pas confirmé. *A contrario*

si le modèle montre une relation significative entre la présence de l'espèce et les métriques de connectivité, le rôle du réseau écologique dans la présence de l'espèce est démontré. Par conséquent, une infrastructure coupant le réseau écologique de cette espèce modifie sa distribution spatiale.

2. IMPACT DE LA BRANCHE EST DE LA LGV RHIN-RHÔNE

L'évaluation de la distribution d'espèce est fondée sur l'analyse de la distribution d'une espèce avant et après la construction d'une infrastructure. Pour intégrer les métriques de connectivité dans un modèle de distribution d'espèce, la première étape consiste à construire le graphe paysager à partir d'une carte du paysage et de calculer des métriques de connectivité à l'échelle de chaque tache. A l'aide d'un jeu de donnée d'occurrence, le modèle de distribution d'espèce peut être mobilisé pour prédire la probabilité de présence en tout point de l'espace de la zone d'étude. Le modèle de distribution de l'espèce est dans un premier temps exécuté sans l'infrastructure au temps t (état initial), et le même modèle est implémenté au temps $t+1$ (état final). Enfin pour évaluer les modifications dans la distribution de l'espèce, le taux de variation entre les probabilités de présence de l'espèce des temps t et $t+1$ est calculé localement et globalement. Pour exagérer l'impact de la Ligne à Grande Vitesse (LGV) Rhin-Rhône, plusieurs populations d'espèces virtuelles, caractérisées par plusieurs distances de dispersion, sont simulées de manière à ce que leur distribution spatiale soit très dépendante de leur réseau écologique. Toute cette section a fait l'objet d'une publication dans la revue *Environmental Impact Assessment Review* (Girardet *et al.* 2013).

2.1. MODÉLISATION DE TROIS ESPÈCES VIRTUELLES

2.1.1. Définition des espèces virtuelles

Du lézard vert à une espèce virtuelle

Le lézard vert occidental (*Lacerta bilineata*) est une espèce largement répandue en Europe de l'ouest. Seules les populations présentes entre le massif du Jura et le long du fossé Rhénan sont isolées de l'aire de répartition principale de l'espèce, qui s'étend des côtes normandes au nord de l'Espagne, et du sud de la Suisse à l'ensemble du territoire italien. Localement, une tendance au déclin est observée essentiellement pour les populations du nord-est et dans les zones d'agriculture intensive (Pérez-Mellado *et al.* 2008).

L'habitat du lézard vert occidental répond à trois fonctions essentielles pour sa survie : la chasse, la thermorégulation et le refuge (Sound et Veith 2000). Les conditions climatiques et topographiques (versants orientés sud-est à sud-ouest) sont des éléments déterminants de la présence de l'espèce (Guisan et Hofer 2003). Les zones enherbées ou en friche, les jardins ruraux, les zones agricoles (prairies et terres arables dans un système bocager) et les cultures permanentes (vignes et vergers) sont propices aux terrains de chasse. Il se positionne sur des sols nus pour la thermorégulation (bordures de chemins et de routes, enrochements et éboulis). La proximité à un couvert végétal lui offre une position d'abri, il peut être ainsi observé dans

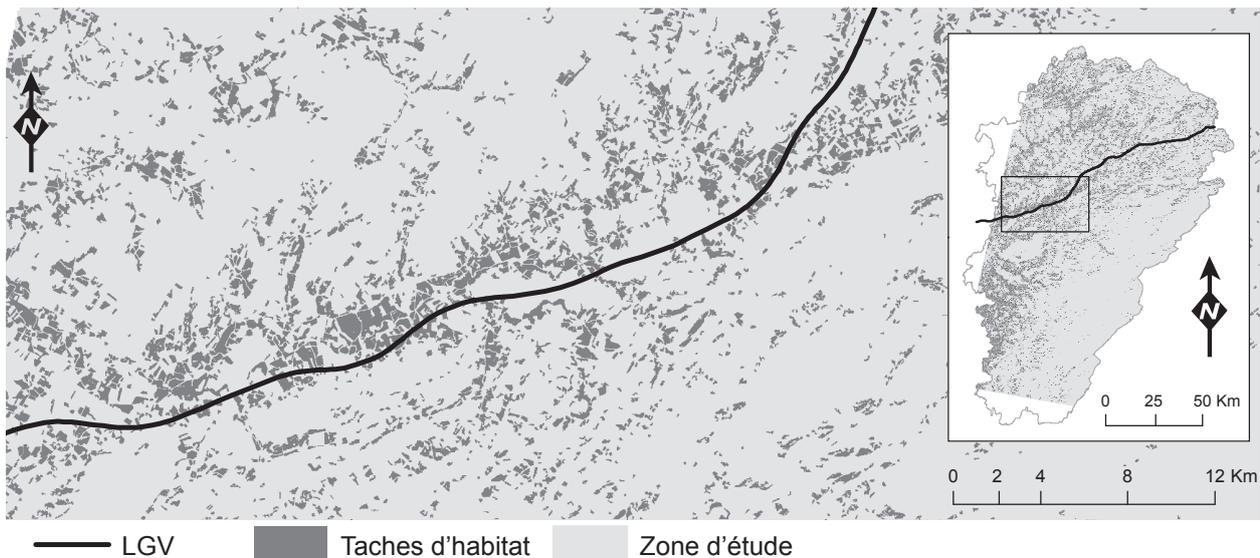


Figure 7.4 • Zone d'étude et détail de la branche est de la LGV Rhin-Rhône.

les bois, les haies, ou en lisière de forêt pouvant lui servir de refuge (Bergmann et Fritz 2002; Pérez-Mellado *et al.* 2008; Sound et Veith 2000).

Le lézard vert occidental est une espèce territoriale, le domaine vital d'un individu variant entre 200 et 600 m². Deux types de mouvement sont observés : les mouvements à l'intérieur du domaine, n'excédant pas 50 m et consacrés aux fonctions de chasse, de thermorégulation, et de refuge ; les mouvements de déplacement de plus ou moins 200 m à l'extérieur du domaine, pour la reconnaissance du terrain et le marquage de territoire (Sound et Veith 2000). Si la perte de son habitat et l'isolation des populations sont les menaces majeures identifiées pour le lézard vert occidental (Pérez-Mellado *et al.* 2008), sa présence aux abords des infrastructures de transport le rend vulnérable et contribue à la diminution de ses populations (Scocciati 2006).

Pour étudier les impacts de la LGV Rhin-Rhône (Figure 7.4) sur la connectivité du paysage, les premiers tests sont réalisés sur la distribution du lézard vert occidental (*Lacerta bilineata*). Cependant, l'identification de son habitat préférentiel (pelouses sèches), ou la mise en place d'un modèle de distribution fondé sur des points de présence de l'espèce, n'ont pas permis de modéliser de manière satisfaisante son réseau écologique. Par conséquent, pour analyser l'impact de la branche est de la LGV Rhin-Rhône, trois espèces virtuelles ont été conçues. Pour conserver un modèle biologique pertinent, les points de présence des espèces virtuelles ont été simulés en s'appuyant sur les caractéristiques biologiques du lézard vert.

Constitution d'une carte d'aptitude

La création d'une espèce virtuelle est fondée sur la constitution d'une carte d'aptitude (*habitat suitability map*) (Hirzel *et al.* 2001). Une carte d'aptitude est une image dont les valeurs comprises entre 0 et 1, traduisent la relative hospitalité de cet espace pour une espèce.

Cinq variables environnementales sont utilisées pour modéliser la carte d'aptitude à la présence des espèces virtuelles (Tableau 7.1). Chaque variable est transformée, selon une fonction définie *a priori* (*niche function*), pour traduire les préférences environnementales de

Variables	Fonction de niche	Pondération
Occupation du sol	Catégorielle	2
Altitude	Linéaire décroissante	1
Pente	Gaussienne	2
Orientation	Gaussienne	1
Température	Linéaire croissante	2

Tableau 7.1 • Variables environnementales à l'origine de la carte d'aptitude de l'espèce virtuelle. La carte d'occupation du sol a été assemblée en fonction des préférences artificielles de l'espèce. Trois classes sont obtenues avec un coefficient de niche de 1 pour les haies, les lisières, les vignes, les vergers et les prairies ; 0,5 pour les chemins, les accotements de route et de voie de chemin de fer ; et 0 aux cultures, routes, voies de chemin de fer, forêts, zones bâties et à l'eau.

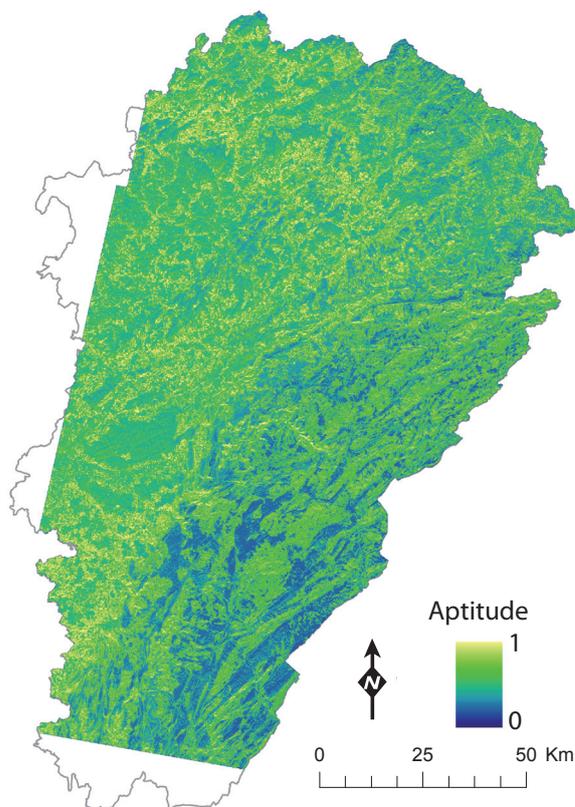


Figure 7.5 • Carte d'aptitude de l'espèce virtuelle. Les limites rectilignes à l'ouest et à l'est de la zone d'étude correspondent aux limites de l'image satellite utilisée pour cartographier les zones de prairie et de culture.

l'espèce par un score compris entre 0 et 1. La carte d'aptitude est ensuite créée en réalisant la moyenne pondérée entre ces variables environnementales (Figure 7.5).

La carte d'aptitude telle qu'elle est constituée permet, en l'état, de définir des points de présence d'une espèce virtuelle. Cependant, nous souhaitons intégrer des variables de connectivité dans la définition des points de présence des espèces. Par conséquent, la carte d'aptitude sert de point de départ à la construction des différents graphes paysagers nécessaires.

2.1.2. Modélisation des réseaux écologiques des espèces virtuelles

Construction des graphes

La carte d'aptitude est discrétisée en quatre classes pour identifier les taches d'habitat, et définir des valeurs de résistance aux déplacements aux trois autres classes en fonction des valeurs d'aptitude à la présence de l'espèce. La classe « habitat » est dissociée par un traitement morphologique (MSPA) pour différencier les éléments linéaires et les taches inférieures à 1 ha dans une cinquième classe correspondant aux éléments favorables aux déplacements (Tableau 7.2). Les valeurs de résistance sont définies pour maintenir un rapport acceptable entre la valeur de résistance des taches d'habitat et les valeurs de résistance des classes inhospitalières. L'image obtenue constitue la carte du paysage nécessaire à la construction du graphe paysager au temps t , c'est-à-dire, avant la construction de la LGV.

Pour évaluer le rôle de la distance de dispersion sur l'étendue spatiale de l'impact de l'infrastructure, trois distances de dispersions caractérisant les trois espèces sont déterminées. Les trois distances maximales de dispersion sont de 2000 m, 5000 m et 10 000 m. Trois graphes planaires sont modélisés pour caractériser les réseaux écologiques des trois espèces au temps t . Les graphes planaires sont définis dans un espace euclidien plutôt que dans un espace coût pour limiter les temps de calcul (Fall *et al.* 2007).

Chaque lien des graphes est caractérisé par une distance euclidienne et une distance coût cumulée entre les taches d'habitat. Le seuillage du graphe est réalisé en fonction de la distance coût. Pour convertir en unité de coût (uc) les distances de dispersion maximales de chaque espèce exprimées en mètres, une régression linéaire est appliquée à tous les liens des graphes.

Classe	Rang	Valeurs d'aptitude	Valeurs de résistance
1	Habitat	0,5 - 1	1
2	Éléments favorables aux déplacements	0,5 - 1	1
3	Favorable	0,35 - 0,5	30
4	Défavorable	0,2 - 0,35	60
5	Défavorable	0 - 0,2	100

Tableau 7.2 • Discrétisation de la carte d'aptitude et résistances attribuées à chaque classe.

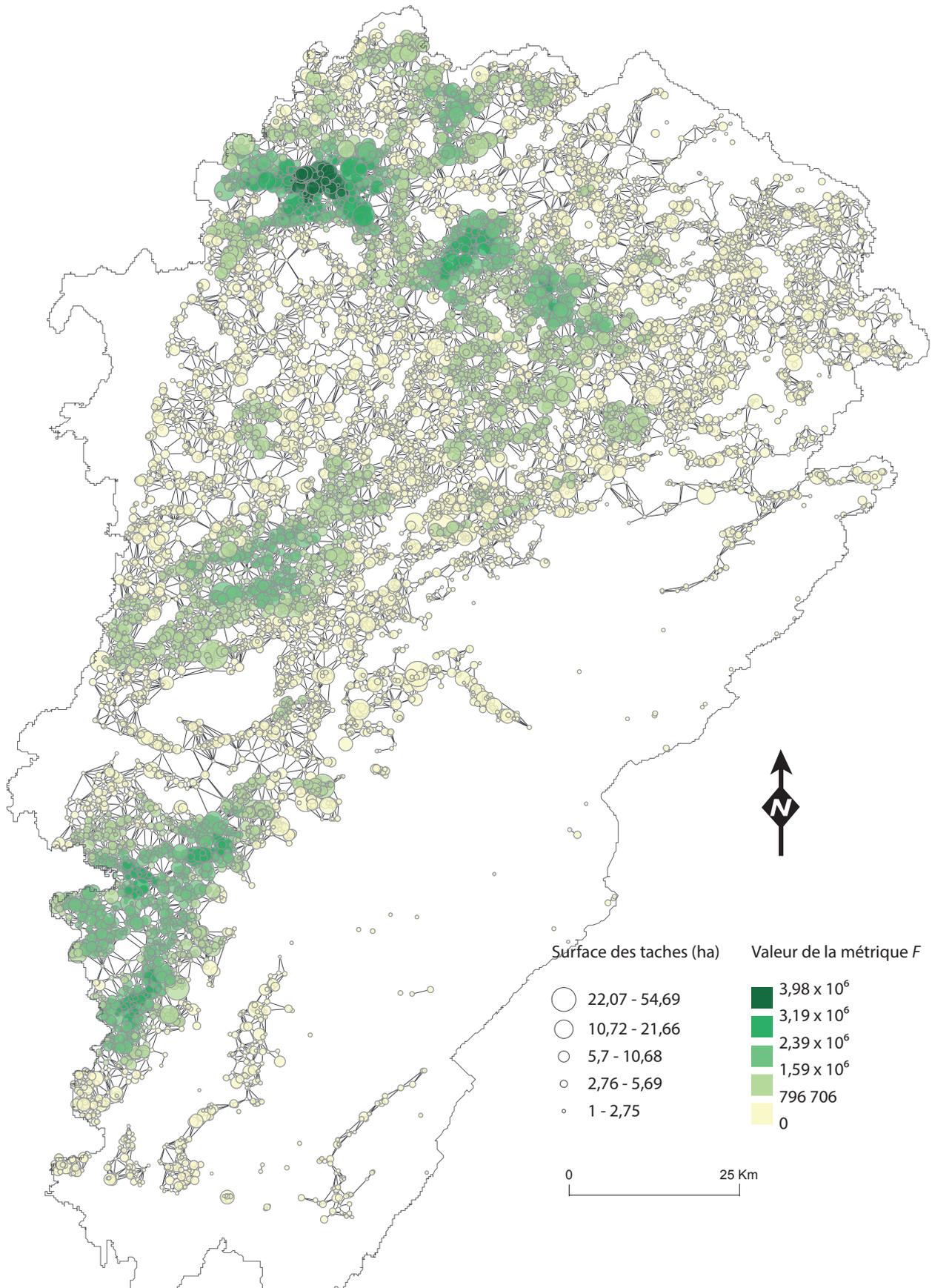


Figure 7.6 • Représentation topologique du graphe paysager de l'espèce virtuelle. Ce graphe correspond au graphe seuillé à 5 000 m.

Ainsi, les distances de dispersion maximales de 2 000 m, 5 000 m, et 10 000 m correspondent respectivement à 2 060 uc, 4 800 uc, 9 400 uc. Chaque graphe de chaque espèce est seuillé en fonction de ces distances coût cumulées.

Définition des points de présence et d'absence des espèces

Trois étapes sont nécessaires à la création des points de présence des trois populations d'espèce virtuelle.

(1) Un premier échantillonnage est réalisé en fonction de la carte d'aptitude. À l'aide d'une grille régulière de 1 000 m de résolution, un point est placé aléatoirement dans chaque cellule de la grille, constituant un premier échantillon de 15 669 points sur l'ensemble de la zone d'étude. Pour chaque point la valeur d'aptitude à la présence de l'espèce est extraite. Seuls les 6 432 points d'échantillonnage, ayant une valeur d'aptitude supérieure à 0,35, sont conservés comme des points de présence potentielle des espèces virtuelles. Les taches d'habitat des espèces étant définies à partir d'une valeur d'aptitude de 0,5, le fait de retenir des points de présence potentielle dans un intervalle d'aptitude entre 0,35 et 0,5 permet de ne pas définir uniquement des points de présence à l'intérieur des taches d'habitat.

(2) L'intérêt de la modélisation d'espèces virtuelles réside dans la possibilité de définir des points de présence traduisant la dépendance des espèces à la connectivité de leur réseau écologique. Ainsi, les métriques R (capacité) et F (*weighted dispersal flux*), caractérisant chaque tache d'habitat, sont calculées pour chacun des trois graphes (Figure 7.6). Ici, la capacité correspond à la surface de chaque tache et reflète la capacité pour une tache d'émettre des individus indépendamment du graphe. La métrique F reflète la faculté pour chaque tache d'émettre des individus en fonction de la capacité de chaque tache qui lui est connexe. Ces valeurs sont extrapolées à chaque point du premier échantillonnage et pondérées par la distance de la tache la plus proche en fonction de la distance maximale de dispersion de chaque espèce virtuelle.

(3) Enfin, un second échantillonnage est réalisé pour chaque distance de dispersion, en vue de ne conserver que les points les plus dépendants de la métrique F de chaque graphe. Ainsi, seuls les points dont la valeur de F est supérieure à la valeur de la médiane de l'échantillon sont conservés. Ces trois derniers ensembles de points constituent chacun l'échantillonnage final pour chaque espèce virtuelle.

Pour pouvoir confronter ces données de présence à des données d'absence dans un modèle de distribution, une grille régulière de 2 000 m de résolution est appliquée à la zone d'étude. Un seul point de présence est conservé par cellule. Un nombre de points de pseudo-absence, équivalent au nombre de points de présence, est défini en plaçant aléatoirement un point dans chaque cellule privée de point de présence. Pour limiter l'autocorrélation spatiale, chaque point est distant au minimum de 1 000 m des autres points. Ce dernier échantillonnage de points de présence et de points de pseudo-absence constitue la variable binaire à *expliquer* dans le modèle de distribution d'espèce. Trois populations d'espèces virtuelles dépendantes de leur réseau écologique, dont la distance maximale de dispersion est différente, sont ainsi modélisées.

Population	Distance maximale de dispersion	Nombre de points de présence	Nombre de points de pseudo-absence	r2 de McFadden
A	2 000 m	1469	1408	0,309
B	5 000 m	1861	1932	0,239
C	10 000 m	1432	1445	0,344

Tableau 7.3 • Résultats des modèles de régression logistique. Dans les trois cas, les variables prédictives sont les métriques R et F et chaque modèle est significatif avec $p < 0,0001$.

2.2. COMMENT QUANTIFIER L'IMPACT ?

2.2.1. Intégration de la LGV

Construction des graphes au temps $t+1$

Afin de prendre en compte uniquement l'impact de la LGV, seule l'infrastructure est ajoutée à la carte de paysage au temps $t+1$. Elle constitue ainsi une sixième classe, formant une ligne de 3 pixels de large (30 m) traversant la zone d'étude d'est en ouest, suivant le parcours de la LGV. Pour considérer l'infrastructure comme totalement infranchissable, une valeur de résistance de 5 000 uc est attribuée à cette classe. Ainsi, lors de la construction du graphe de chaque espèce au temps $t+1$, tous les liens traversant la LGV sont retirés lors du seuillage du graphe. Trois graphes planaires supplémentaires sont alors modélisés suivant les mêmes règles de construction que les trois graphes au temps t .

Modélisations des distributions spatiales aux temps t et $t+1$

A partir des trois échantillons de points de présence et de pseudo absence réalisés précédemment, un modèle de régression logistique est calculé au temps t en considérant les valeurs des métriques R et F comme les seules variables explicatives (Tableau 7.3). Le même modèle est calculé avec les valeurs des métriques R et F au temps $t+1$.

Les modèles de distribution de chaque espèce, à l'instant t et $t+1$, sont extrapolés à l'ensemble de la zone d'étude (Figure 7.7). Six images de 100 m de résolution, dont les valeurs sont comprises entre 0 et 1, sont obtenues suite à ces extrapolations. Elles indiquent, en tous points de la zone d'étude, la probabilité de présence de l'espèce en fonction de la taille des taches et de la connectivité de leur réseau écologique. Extrapoler les résultats à une résolution spatiale de 100 m offre un bon compromis entre un périmètre acceptable pour des campagnes de validation de terrain des résultats d'une part, et les temps de calcul nécessaires aux extrapolations d'autre part.

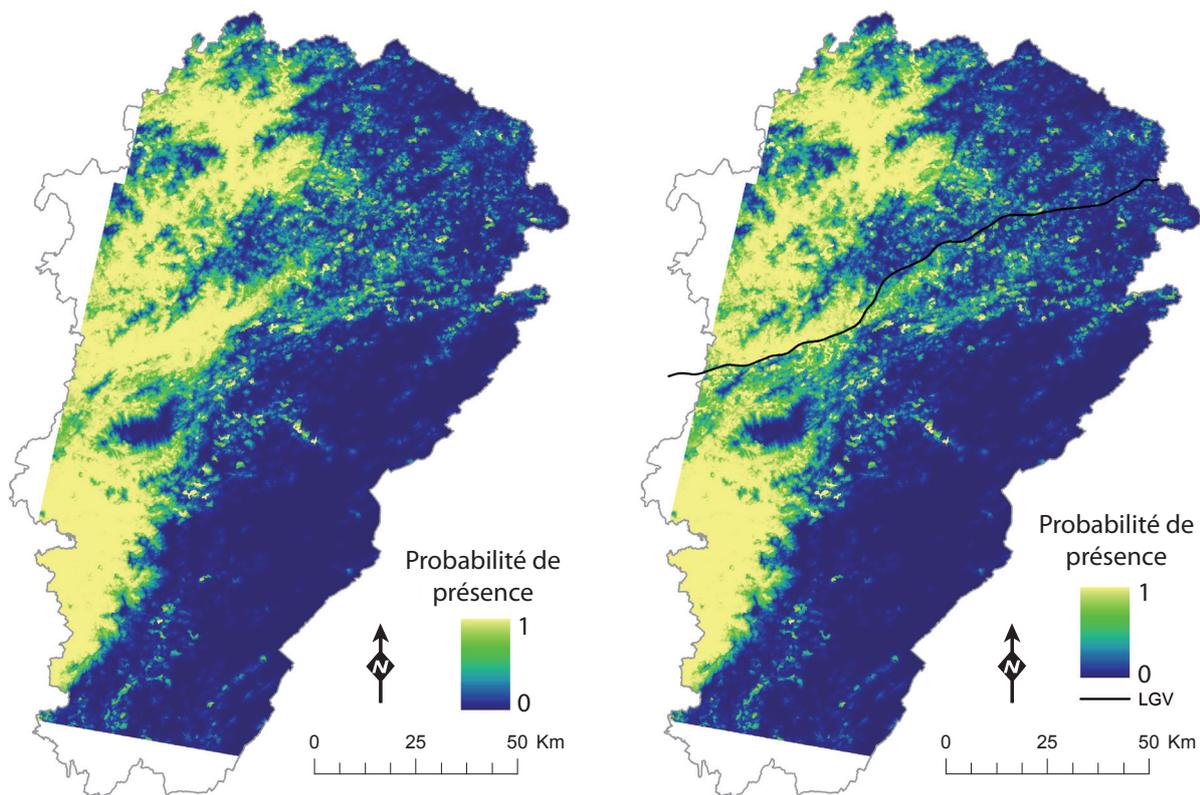


Figure 7.7 • Extrapositions du modèle de distribution de l'espèce virtuelle avant et après l'implémentation de la LGV dans la carte d'aptitude.

2.2.2. Evolution de la distribution spatiale de l'espèce

Description globale des graphes

Dans un premier temps, il est utile d'examiner les principales modifications dans la structure des graphes entre les temps t et $t+1$ (Tableau 7.4). Ces statistiques descriptives des graphes nous permettent de mettre en évidence les premiers impacts de la LGV sur les différents réseaux écologiques des espèces virtuelles.

Au temps t , le nombre de taches est identique dans les réseaux des trois espèces (22 634 taches). La surface des taches est comprise entre 1 et 215,46 ha, avec une moyenne de 5,06 ha. Le nombre de liens dans chaque graphe est dépendant de la distance de dispersion de chaque espèce. Parallèlement, le nombre de composantes diminue assez logiquement avec la distance de seuillage de chaque graphe.

Au temps $t+1$, la fragmentation due à la LGV conduit à une perte d'habitat, mais également à une augmentation du nombre de taches. La définition des taches étant la même pour chacune des trois espèces, les trois réseaux comptent chacun 22 650 taches. La LGV augmente également

	Population	A	B	C
	Distance maximale de dispersion	2 000 m	5 000 m	10 000 m
<i>t</i>	Nombre de taches	22 634	22 634	22 634
	Surface totale d'habitat (km ²)	1 144,95	1 144,95	1 144,95
	Nombre de liens	55 852	55 852	55 852
	Nombre de composantes	633	130	25
<i>t+1</i>	Nombre de taches	22 650	22 650	22 650
	Surface totale d'habitat (km ²)	1 144,13	1 144,13	1 144,13
	Nombre de liens	55 576	63 095	65 742
	Nombre de composantes	650	131	26

Tableau 7.4 • Statistiques descriptives des graphes aux temps *t* et *t+1*.

l'isolation entre certaines taches d'habitat en effet, le nombre de liens diminue, et le nombre de composantes augmente.

Un indicateur local : la perte de probabilité de présence en un point

Chaque carte de probabilité de présence produite au temps *t+1* permet de quantifier la perte potentielle de probabilité de présence par rapport au temps *t*. Pour évaluer la variation locale de la probabilité de présence, le taux d'évolution de la probabilité de présence pour chaque cellule d'un raster est calculé tel que :

$$\Delta p = \frac{p_{t+1} - p_t}{p_t} \quad \underline{\underline{7.2}}$$

où p_t est la probabilité initiale de présence, et p_{t+1} est la probabilité finale. Dans la carte obtenue, les valeurs nulles ne représentent aucun changement, les valeurs négatives représentent une perte potentielle de présence, et les valeurs positives reflètent une augmentation de la probabilité de présence. Cette augmentation des probabilités peut se produire dans le cas d'aménagement de mesures d'atténuation.

Selon cette procédure, trois cartes en valeurs continues, d'une résolution de 100 m sont produites. Dans chaque carte, la variation locale de probabilité de présence est comprise entre -0,8 et 0. La figure 7.8 détaille une partie de la zone d'étude et permet de distinguer les valeurs nulles des valeurs négatives de la carte. Dans les trois cas, l'étendue spatiale des valeurs négatives augmente avec la distance de dispersion, montrant un lien entre la distance de dispersion et l'étendue spatiale de l'impact.

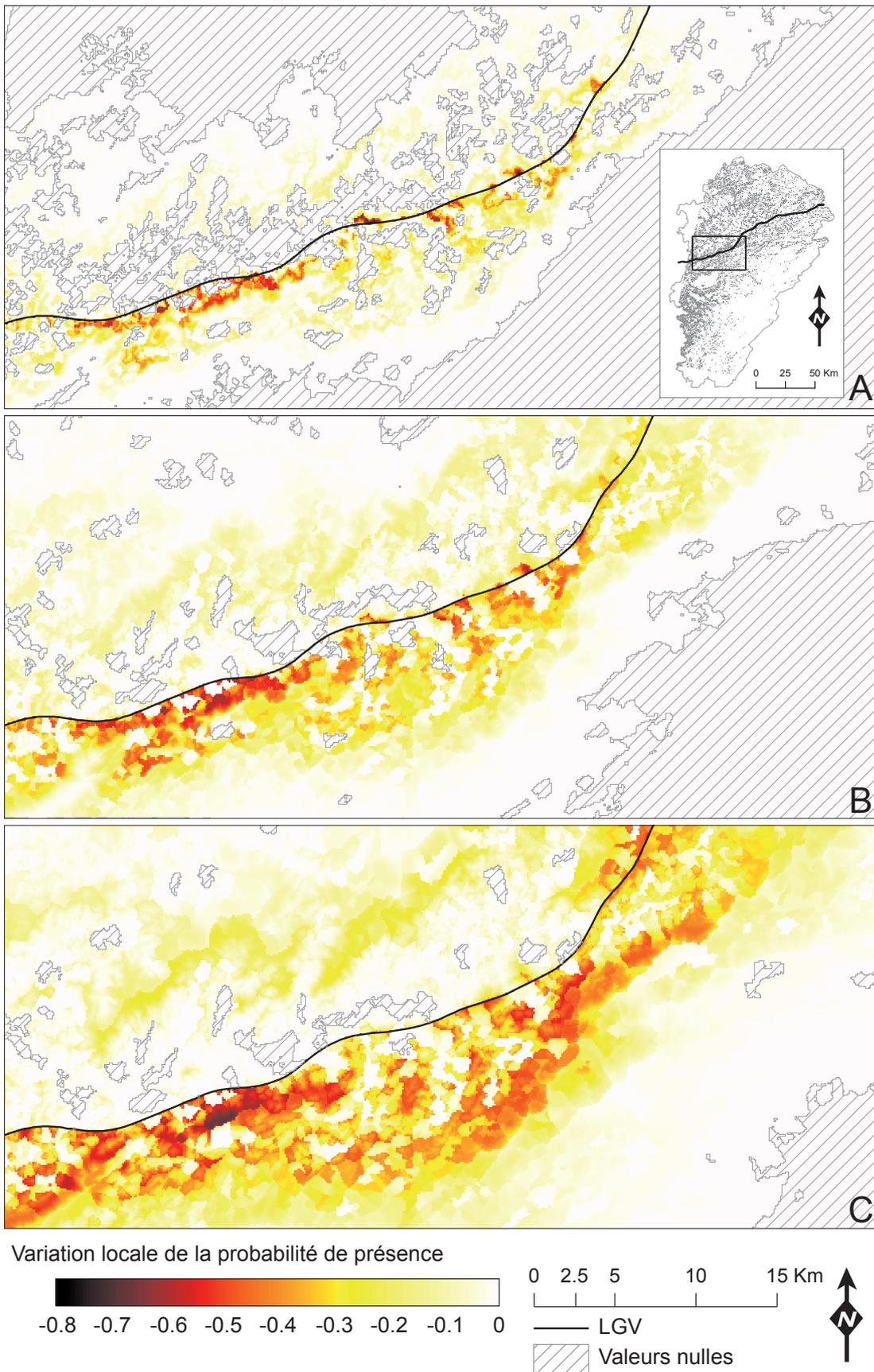


Figure 7.8 • Variation locale de la probabilité de présence de l'espèce virtuelle. Les populations avec une distance de dispersion maximale de 2 000 m, 5 000 m et 10 000 m correspondent respectivement aux encadrés A, B et C. Les zones hachurées ne sont soumises à aucune variation dans la probabilité de présence.

L'impact de la LGV sur la probabilité de présence des espèces virtuelles est plus important au sud de l'infrastructure. La densité de taches d'habitat est plus importante au nord de la LGV, et les valeurs nulles observées proche de la LGV se situent près de cet ensemble de taches pour lesquelles la surface et la métrique F ne varie pas au temps $t+1$. Cette absence de variation est due à un degré de connectivité élevé dans cet ensemble de taches. *A contrario*, les taches au sud de la LGV sont plus sensibles à la variation de la connectivité.

La fragmentation des taches d'habitat conduit à l'isolement des populations. Ces effets sont locaux et se produisent uniquement le long du tracé de l'infrastructure. Ici, trois formes de fragmentation sont identifiées, la première est la coupure des taches d'habitat. Elle conduit à une augmentation du nombre de taches par intersection avec l'infrastructure qui les scinde en deux taches de taille inférieure. L'impact de la coupure sur les processus écologiques, dépend du degré de perméabilité de l'infrastructure. Ici, la LGV est considérée comme totalement infranchissable et isole les taches présentes de part et d'autre de son emprise. Le rognage et l'ablation sont les deux autres formes de fragmentation observées. Ils conduisent à un déclin de la surface totale de l'habitat dans la zone d'étude. Dans le cas du rognage ou de l'ablation des taches, Forman (1995) explique qu'il y a isolation des populations si l'espèce considérée utilise ces taches comme des zones relais (*stepping stones*). La structure du graphe et la métrique F reflètent ce rôle de zones relais des taches du réseau et permettent de quantifier l'isolement due à l'infrastructure.

Les effets de l'ablation, du rognage et de la coupure sur la variation de probabilité de présence sont illustrés dans la figure 7.9. L'ablation d'une tache conduit à la perte de probabilité de présence à l'emplacement de la tache au temps t et dans son voisinage immédiat (Figure 7.9a). L'effet du rognage dépend de la capacité de la tache (sa surface) (Figure 7.9r). Si la surface de la tache est assez importante pour maintenir une capacité de recrutement assez élevée, le rognage

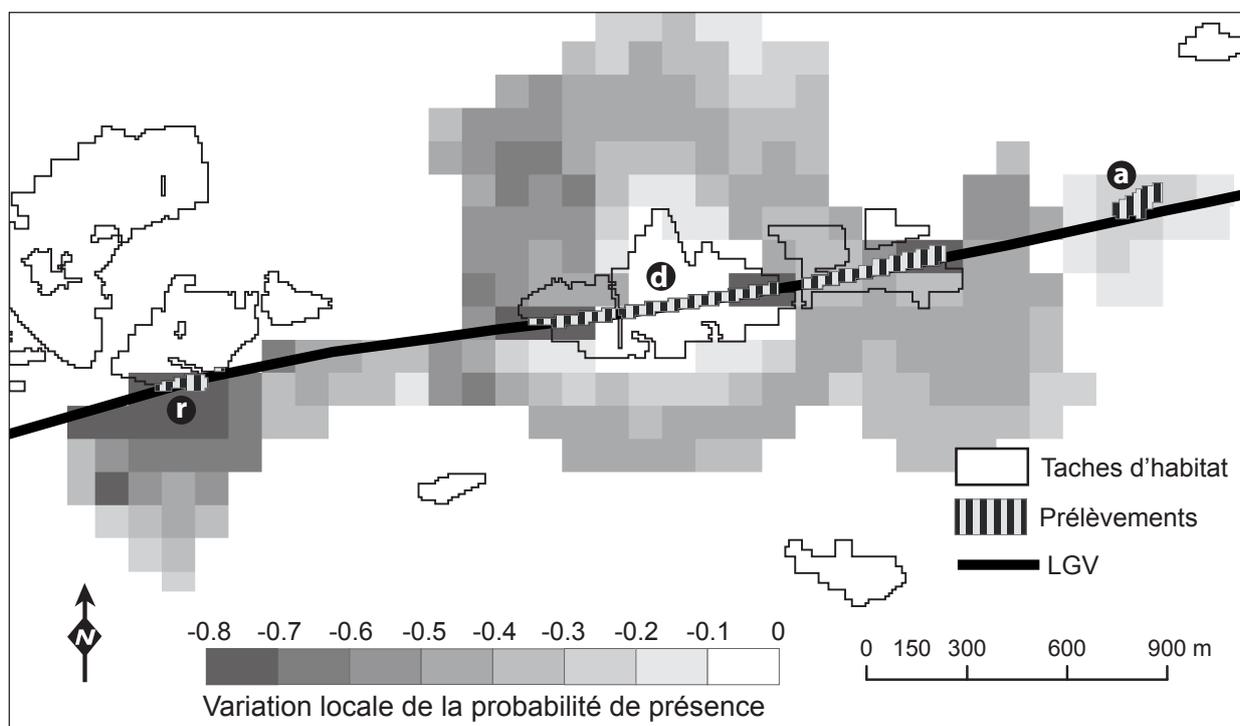


Figure 7.9 • Conséquences des processus de rognage (r), coupure (d), et ablation (a) dans la perte locale de probabilité de présence.

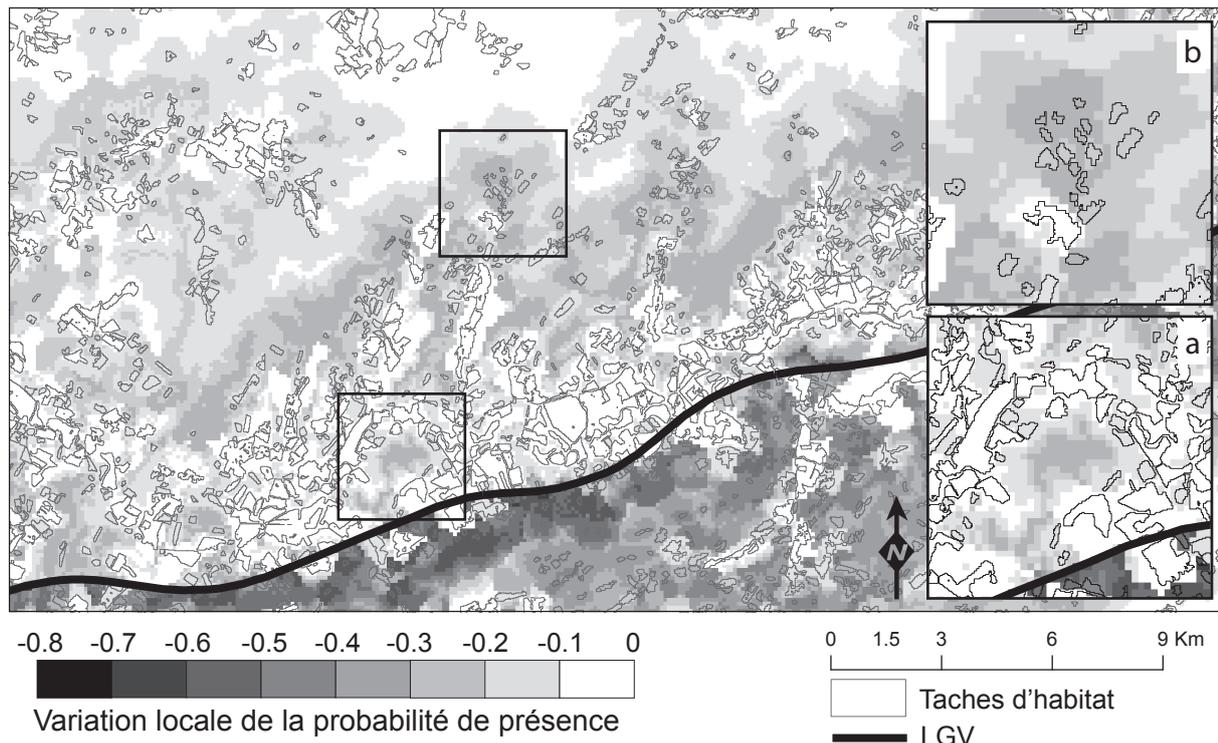


Figure 7.10 • Détails de la localisation de la perte locale de probabilité de présence.

de la tache n'affecte pas la probabilité de présence dans la tache. En outre, le rognage d'une tache accentue son isolation avec son environnement immédiat, ainsi qu'avec les autres taches présentes au temps $t+1$ de l'autre côté de l'infrastructure. Par conséquent le rognage d'une tache augmente la distance effective entre son espace périphérique et la tache la plus proche. Ainsi, la probabilité de présence de ces espaces périphériques est plus faible au temps $t+1$ qu'au temps t .

Dans le cas de la coupure d'une tache par la LGV, cette tache est scindée en deux taches, ou plus, de taille inférieure (Figure 7.9d). Ceci conduit, au même titre que le rognage, à la perte de probabilité de présence dans la tache, en fonction de sa taille. A l'inverse du rognage, la coupure conserve une partie des taches d'habitat de part et d'autre de l'infrastructure. Comme l'infrastructure est considérée totalement infranchissable, la métrique F de ces taches est, néanmoins, plus faible au temps $t+1$. La diminution de la surface des taches, et de la connectivité (F) conduit alors à la perte de probabilité de présence dans la tache et sa périphérie.

Les pertes de probabilité de présence sont les plus élevées aux abords immédiats de l'infrastructure. Deux cas sont identifiés.

(1) La perte de probabilité de présence est importante en dehors des taches d'habitat (Figure 7.10a). Ceci se produit lorsque R et/ou F ont des valeurs plus faibles au temps $t+1$ dans la tache la plus proche. La probabilité de présence diminue donc au voisinage de la tache.

(2) La perte de probabilité de présence se produit dans les taches d'habitat (Figure 7.10b). Pour la majorité des taches, la diminution des valeurs de F conduit à la perte de probabilité de présence à l'intérieur et dans le voisinage immédiat de la tache. Mais comme la surface des taches

qui n'ont pas été fragmentées par l'infrastructure entre le temps t et $t+1$ est égale, la perte de probabilité de présence est due à la variation de la métrique F . Les variations les plus importantes de probabilité de présence se produisent dans les taches les plus petites (Figure 7.11). Ceci s'explique par deux facteurs dont les effets se combinent. Le premier facteur est une valeur de F inférieure au temps $t+1$ qu'au temps t . Le second facteur est une relative inhospitalité des taches de petite taille permettant de maintenir un niveau approprié de probabilité de présence.

Des indicateurs globaux : distance de perturbation et perte de probabilité de présence globale

La variation locale de la probabilité de présence peut être généralisée par un indicateur global en calculant le taux de variation des sommes de toutes les valeurs de probabilité de présence des cellules aux temps t et $t+1$:

$$\Delta P = \frac{\sum p_{t+1} - \sum p_t}{\sum p_t} \quad \text{7.3}$$

Cette variation globale dans la probabilité de présence peut, par exemple, permettre la comparaison entre différents scénarios de fuseaux pour une infrastructure.

Ici, afin d'observer comment la LGV perturbe la probabilité de présence de différentes espèces, le taux de variation global de la probabilité de présence est calculé pour l'ensemble de la zone d'étude et pour chaque espèce virtuelle. Comme le laisse penser l'étendue spatiale du taux de variation local de la probabilité de présence, plus la distance de dispersion est importante, plus le taux de variation global de la probabilité de présence diminue (Tableau 7.5). Ceci s'explique la prise en compte par la métrique F d'un nombre croissant de taches lorsque la distance de dispersion maximale augmente. Comme ces taches supplémentaires se retrouvent isolées par l'infrastructure au temps $t+1$, les valeurs de F s'en trouvent diminuées.

Le taux de variation local de la probabilité de présence nous permet de déterminer la distance maximum à laquelle la nouvelle infrastructure affecte la présence potentielle de l'espèce. L'hypothèse retenue est que plus la distance à l'infrastructure est importante, moins la perte de présence est importante. Comme la distance maximum de l'impact n'est pas connue *a priori*, un jeu de points est échantillonné dans une grille régulière d'une résolution de 1 000 m sur

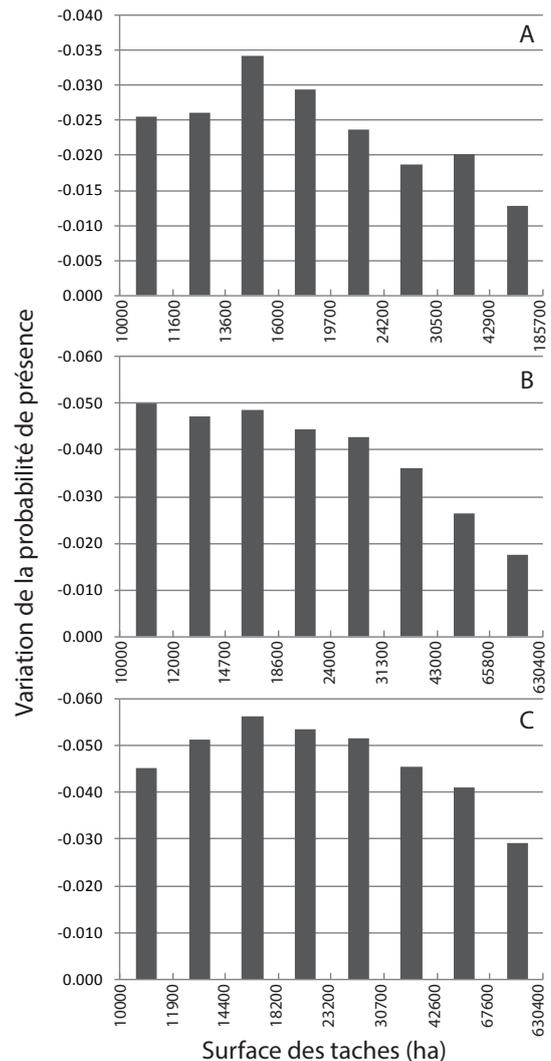


Figure 7.11 • Évolution de la perte de probabilité de présence à l'intérieur des taches en fonction de leur surface.

Population	Distance maximale de dispersion	$\sum P_t$	$\sum P_{t+1}$	ΔP
A	2 000 m	685 134,635	682 629,876	- 3,65 * 10 ⁻³
B	5 000 m	703 993,689	697 001,770	- 9,93 * 10 ⁻³
C	10 000 m	728 509,296	710 392,221	- 24,9 * 10 ⁻³

Tableau 7.5 • Variations globales des probabilités de présence.

toute la zone d'étude. Le taux de variation local de la probabilité de présence à ces points est mis en relation avec leur distance à l'infrastructure. Pour éviter d'appliquer cette procédure où l'espèce est absente à l'état initial, seuls les points avec une probabilité de départ supérieur à 0,5 sont conservés. Cette relation est représentée par un nuage de points dont l'aspect global nous renseigne sur la structure spatiale de l'impact de l'infrastructure. Enfin, une fonction est ajustée aux valeurs retenues dans le nuage pour calculer la distance correspondant à un taux donné de perte de probabilité de présence.

Trois nuages de points sont obtenus, correspondant aux trois espèces virtuelles (Figure 7.12). Les valeurs du taux de variation des probabilités de présence sont ajustées à la distance à la LGV en utilisant une fonction exponentielle (Tableau 7.6) tel que :

$$\Delta p = \alpha e^{-\beta d} \quad \underline{\underline{7.4}}$$

avec Δp la variation locale de probabilité de présence, et d la distance à l'infrastructure.

La forme des trois nuages montre un impact diminuant avec la distance à l'infrastructure. La distance maximum de l'impact de l'infrastructure est recherchée en calculant la valeur de d en fonction d'un taux de variation local de probabilité de présence (Δp) de -0,05. Cette distance d'impact peut directement aider les gestionnaires d'infrastructures pour la définition d'un périmètre approprié pour la réalisation d'une étude d'impact ou de mesures compensatoires comme l'ajout de nouvelles taches.

Population	Distance maximale de dispersion	α	β	r^2	Distance maximale de l'impact (m)
A	2 000 m	- 0,284	2,374 * 10 ⁻³	0,288	733
B	5 000 m	- 0,154	2,349 * 10 ⁻³	0,286	4816
C	10 000 m	-0,206	1,235 * 10 ⁻⁴	0,389	11 463

Tableau 7.6 • Distances maximales des impacts pour les trois populations.

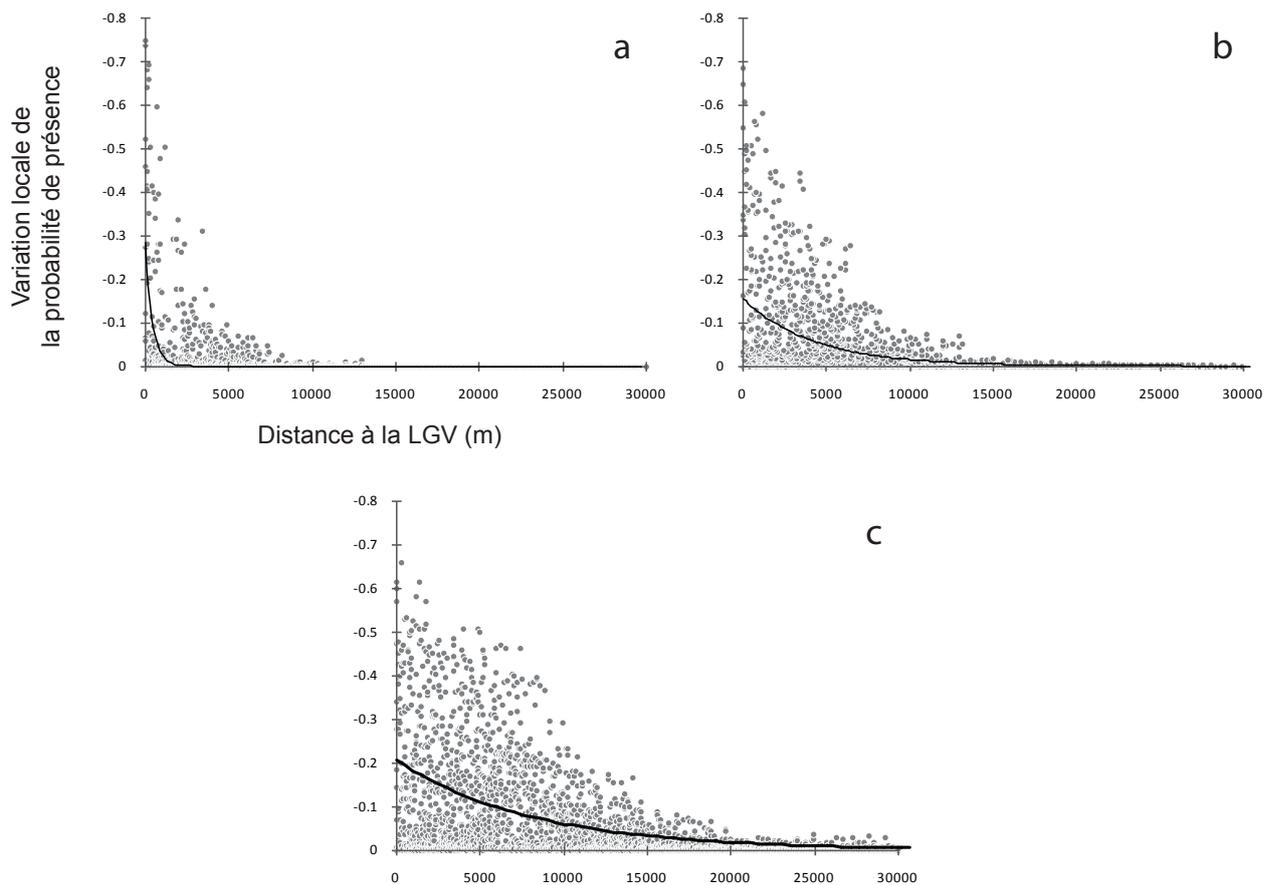


Figure 7.12 • Nuages de points de la perte locale de probabilité de présence en fonction de la distance à la LGV. Représentation des populations se dispersant à 2 000 m (a), 5 000 m (b), 10 000 m (c). Les fonction exponentielles sont représentées pour chaque nuage.

2.2.3. Vers une approche générique

La même analyse diachronique est menée uniquement sur les taches. Il ne s'agit plus ici de modéliser la présence de l'espèce sur la zone, par conséquent l'analyse permet de s'affranchir de la collecte des données de présence. L'approche est fondée sur l'hypothèse que les espèces occupant ces taches d'habitats sont très sensibles au réseau écologique. En ne considérant que les valeurs de la métrique F , avant et après l'intégration de l'infrastructure à la carte du paysage, le taux de variation de ces valeurs est calculé. Les valeurs de F sont calculées pour trois distances de dispersion maximum différentes, 2 000 m, 5 000 m, 10 000 m (Figures 7.13 à 7.15).

Bien que nous ne soyons plus dans le cadre de l'estimation de l'impact dans un espace continu, mais bien dans un diagnostic fondé sur les taches du réseau, les résultats sont très similaires à l'analyse de la variation de la distribution de l'espèce virtuelle. Systématiquement, à l'ouest de la zone, ce qui peut s'assimiler à une perte de 10% d'efficacité des taches au sein du réseau écologique, est visible au-delà de la distance de dispersion maximum des espèces considérées. Cette approche a l'avantage de fournir des résultats génériques sur l'impact de la LGV, à l'échelle d'un type d'habitat, et pour plusieurs distances de dispersion.

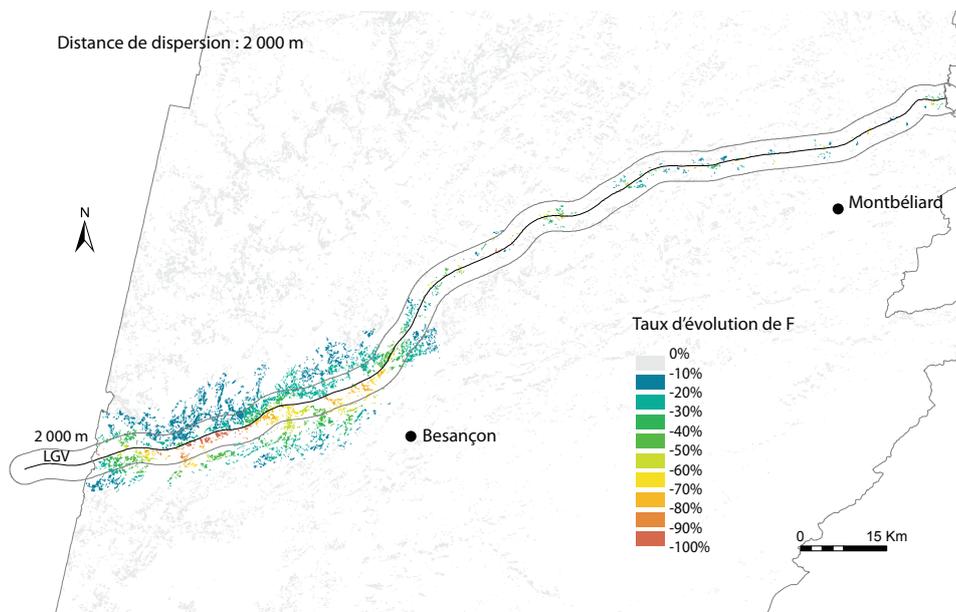


Figure 7.13 • Variation de la métrique F dans chaque tache pour une distance de dispersion de 2 000 m.

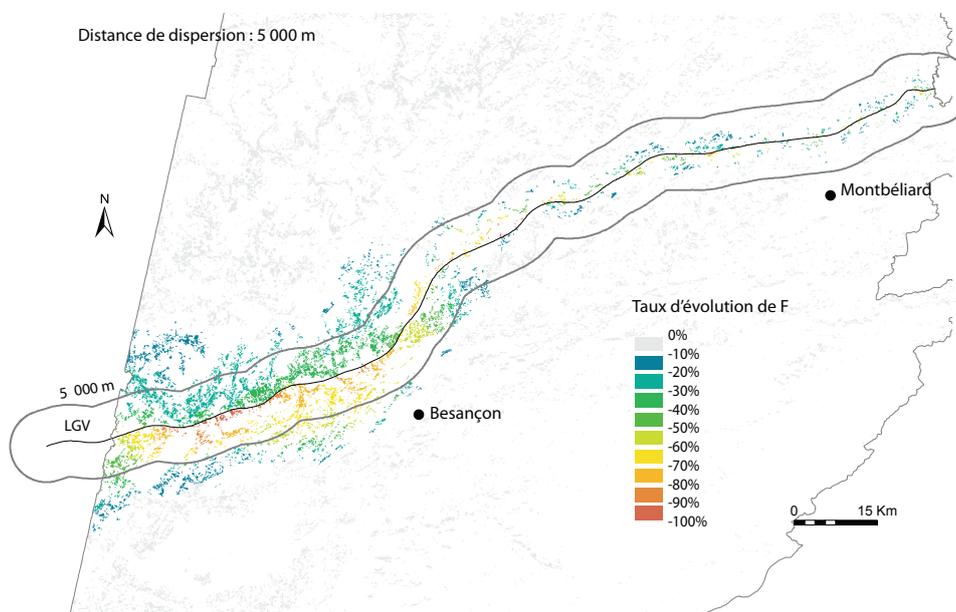


Figure 7.14 • Variation de la métrique F dans chaque tache pour une distance de dispersion de 5 000 m.

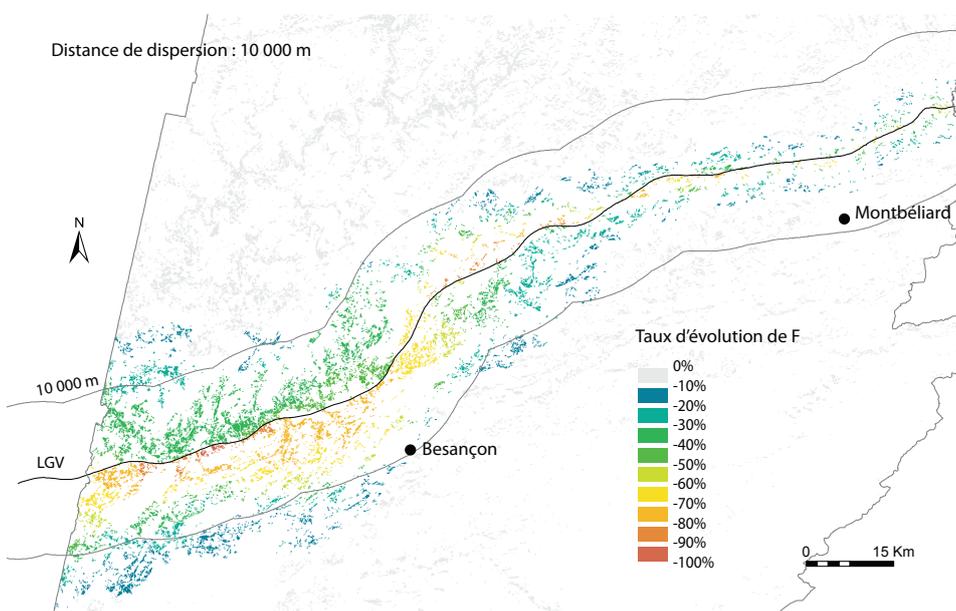


Figure 7.15 • Variation de la métrique F dans chaque tache pour une distance de dispersion de 10 000 m.

CONCLUSION

L'analyse diachronique de l'impact de la LGV Rhin-Rhône proposée ici permet de quantifier et de prédire les changements de la distribution spatiale d'une espèce. Bien que la variation locale de la probabilité de présence soit spatialement explicite et puisse directement guider des campagnes de validations de terrain, deux autres indicateurs plus génériques sont proposés. Ces deux approches peuvent directement être intégrées dans les études d'impacts existantes. La première est focalisée sur les espèces (perte globale de probabilité de présence) et la seconde répond à une préoccupation plus liée à l'aménagement du territoire (distance maximum de l'impact).

CONCLUSION DU CHAPITRE 7

La méthode proposée, visant à évaluer les impacts d'une infrastructure sur la présence d'une espèce, se fonde sur un modèle de distribution d'espèce intégrant des variables de connectivité issues de la méthode des graphes paysagers. L'étendue spatiale de l'impact n'étant pas connue *a priori*, l'analyse est réalisée sur l'ensemble de la zone d'étude. Pour faciliter la démonstration de la méthode et illustrer le mieux possible l'impact, trois espèces virtuelles avec trois distances de dispersion sont modélisées. Deux niveaux d'analyse, correspondant à deux points de vue, sont explorés. Le premier niveau, qui peut être intégré dans un plan de conservation, correspond à une approche orientée sur une espèce se rapportant à la perte locale de probabilité de présence. Le second niveau d'analyse répond à un besoin dans le cadre des études d'impact des infrastructures en caractérisant la perte globale de probabilité de présence et la distance maximale de l'impact. Une autre approche est cependant explorée en caractérisant l'impact d'une infrastructure, non plus sur la présence d'une espèce mais sur la connectivité d'un réseau d'habitat. Cette approche plus générique permet d'évaluer un impact potentiel sur plusieurs espèces partageant le même habitat. Enfin, elle offre un cadre simple à mettre en œuvre, et sans données de présences à acquérir. Ces différentes méthodes peuvent aider à la décision, en aménagement du territoire, pour évaluer les impacts de différents scénarios d'aménagements, ou les bénéfices de mesures d'atténuation.

MITIGATION DES IMPACTS ET RESTAURATION DE LA CONNECTIVITÉ

Nous avons pu explorer dans les chapitres précédents l'intérêt de la modélisation fondée sur les graphes paysagers dans l'analyse des impacts des infrastructures sur les réseaux écologiques. Ce chapitre vise maintenant à proposer deux approches méthodologiques pour atténuer ces impacts. La première cherche à limiter l'impact d'une infrastructure en projet sur la connectivité globale d'un réseau écologique. En hiérarchisant chaque fuseau de passage proposé par le gestionnaire d'infrastructure selon son impact potentiel, le fuseau le moins impactant est identifié. La seconde méthode ambitionne de restaurer la connectivité d'un réseau écologique dont les taches d'habitat sont isolées par une infrastructure existante. Ici, la question de la localisation de passage à faune est traitée en fonction de l'apport de chaque passage potentiel dans la connectivité globale du réseau écologique.

1. HIÉRARCHISATION DE SCÉNARIOS D'AMÉNAGEMENT

Avant l'adoption définitive d'un tracé pour la construction d'une nouvelle infrastructure, plusieurs fuseaux de passage sont proposés. Les localisations de ces fuseaux sont fondées essentiellement sur des considérations économiques en fonction des dessertes de l'infrastructure et sur des critères techniques selon la topographie de la zone et les contraintes liées aux rayons de courbure. La présence d'espaces naturels sensibles ou de périmètres protégés entre également en compte dans la localisation des fuseaux potentiels. Cependant, les réseaux écologiques et l'impact que chaque scénario peut engendrer sur la connectivité des habitats sont absents du processus décisionnel (Loro *et al.* 2014). La démarche présentée vise donc à évaluer chaque scénario de passage en fonction des conséquences potentielles qu'ils induisent sur la connectivité d'un réseau écologique.

1.1. CHOIX D'UN FUSEAU DE PASSAGE

1.1.1. Comparer les impacts de plusieurs scénarios

Vers une approche globale

Nous avons pu voir dans le chapitre précédent qu'il était possible d'évaluer l'impact d'une future infrastructure linéaire sur la connectivité d'un réseau d'habitats. Cette évaluation se fonde sur le calcul du taux d'évolution d'une métrique de connectivité calculée à l'échelle de chaque tache d'un graphe paysager. La méthodologie proposée était centrée soit sur une espèce particulière, soit sur un habitat. Dans ce dernier cas, elle pouvait être réalisée selon une approche générique en considérant la connectivité du réseau d'un seul habitat en fonction de différentes distances de dispersion.

Ici, l'objectif est de comparer les impacts de plusieurs scénarios d'aménagement sur la connectivité d'un réseau écologique. L'évaluation de la connectivité du paysage n'est pas prise en compte dans les études préalables à la définition d'un fuseau de passage définitif. Pour favoriser l'intégration de cette évaluation dans la phase de projet des infrastructures, elle doit offrir un compromis satisfaisant entre la simplicité de la démarche et la pertinence des résultats qu'elle apporte. De plus, le nombre de fuseaux de passage potentiellement envisagés peut être important et limiter cette intégration dans les processus d'évaluations. Par conséquent, ces contraintes nécessitent une méthodologie adaptée à une analyse comparative, qui considère un nombre important d'espèces.

Dans cette optique, la comparaison de scénarios d'aménagement doit se fonder sur un indicateur unique, calculé à l'échelle du graphe. Deux indicateurs globaux ont déjà été proposés dans ce travail, ils sont tous les deux liés à la distribution potentielle d'une l'espèce après l'aménagement de l'infrastructure. Il s'agit de la variation globale de probabilité de présence d'une espèce et de la distance d'impact d'une infrastructure sur cette probabilité. Mais pour limiter les données nécessaires à la comparaison de plusieurs scénarios, seule une métrique de connectivité peut être calculée à l'échelle du graphe entier. La variation de cette métrique entre l'état initial du réseau écologique, et l'état du réseau après la construction de l'infrastructure, permet de hiérarchiser chaque fuseau de passage en fonction de son impact.

Évaluation d'un fuseau ou d'un tracé ?

Les différentes localisations des fuseaux de passage proposés par le gestionnaire répondent à des enjeux régionaux et peuvent être distantes de plusieurs dizaines de kilomètres. Une fois un fuseau défini, plusieurs tracés sont proposés à l'intérieur de ce fuseau. Ces tracés sont évalués au regard de critères locaux (disponibilité du foncier, zones bâties, espaces protégés). En fonction de la localisation des éléments coupés par une infrastructure de transport dans un réseau écologique, la distance d'impact de l'infrastructure peut être plus ou moins importante. Si ce réseau s'exprime à l'échelle régionale, le choix de la localisation du fuseau de passage offre un plus grand intérêt de l'atténuation des impacts potentiels que le choix d'un tracé dans un fuseau prédéfini.

Cependant, la géométrie des fuseaux de passage proposés est plus complexe que celle d'un tracé. Chaque fuseau représente une bande dont la largeur varie tout au long de son emprise. Cette géométrie variable pose deux problèmes dans le déroulement de l'étude présentée. Le premier problème est lié à la comparaison des fuseaux entre eux. Si chaque fuseau a une emprise différente, l'impact des fuseaux les plus larges sera surévalué. Le second problème est lié au nombre potentiellement plus grand de liens et de taches qu'un fuseau coupe par rapport à un tracé (Figure 8.1). L'impact évalué sera à la fois exagéré par l'emprise du fuseau, et totalement dépendant de la densité d'habitat des espaces traversés par le fuseau. Pour éviter ces biais dus à la largeur variable des fuseaux, il est donc nécessaire de définir un tracé possible dans chaque fuseau de passage. La localisation des passages à faune n'étant pas connue en amont

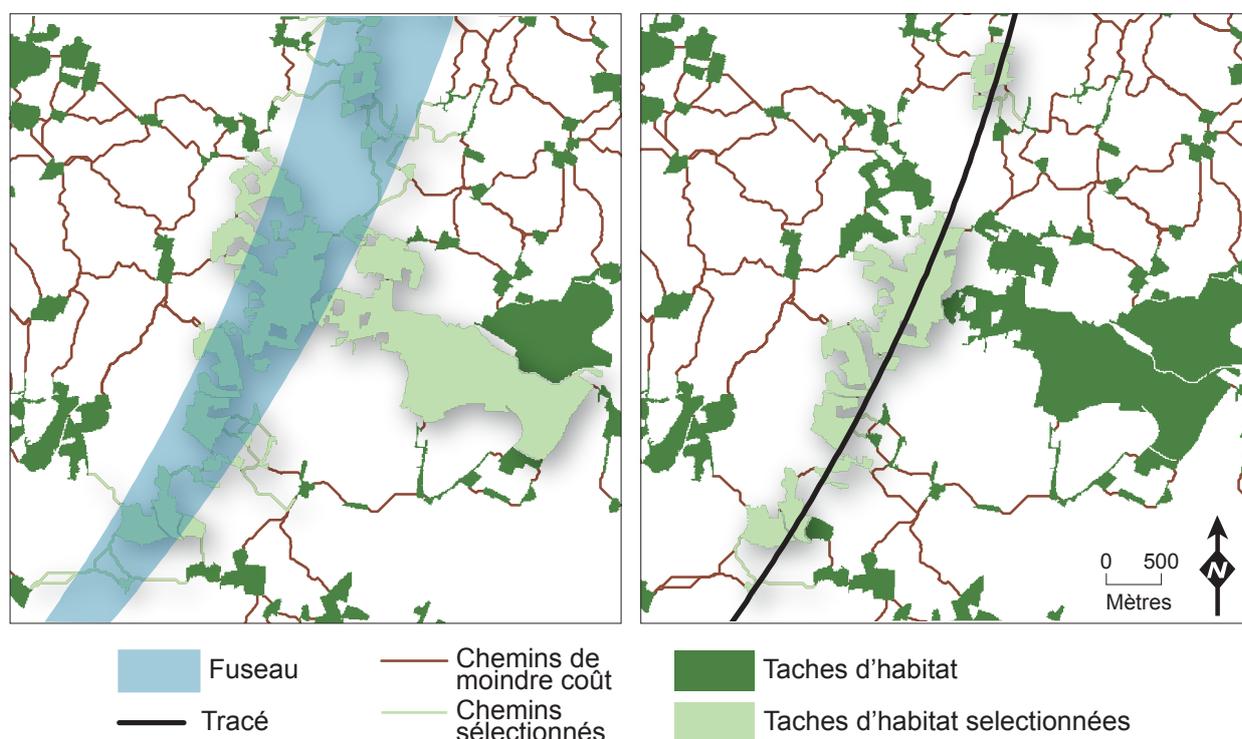


Figure 8.1 • Variabilité du nombre de taches et de liens coupé par un fuseau ou par un tracé. Un fuseau coupe un nombre de taches et de liens plus important qu'un tracé. Si ces éléments sont retirés du graphe, l'impact de l'infrastructure risque d'être surévalué.

de la validation d'un tracé définitif, le tracé défini dans chaque fuseau est considéré comme totalement infranchissable.

1.1.2. Prérequis avant la construction des graphes paysagers

Comment prendre en compte l'infrastructure ?

Deux approches sont possibles pour évaluer l'impact d'une infrastructure infranchissable sur la connectivité du paysage. La première approche consiste à constituer une seule carte d'occupation du sol, représentant l'état initial. Un graphe paysager est construit à partir de cette carte, puis l'ensemble des liens et des taches qui croisent le tracé est retiré du graphe pour obtenir le graphe potentiel après la construction de l'infrastructure. Cependant, cette méthode retire artificiellement toutes les taches dans l'emprise du tracé, ainsi que tous les liens qui leurs sont incidents. Elle ne reflète donc pas de manière satisfaisante l'état du réseau écologique après la construction de l'infrastructure.

La seconde approche consiste alors à intégrer chaque tracé dans une carte d'occupation du sol spécifique modélisant ainsi l'état du paysage après la construction de l'infrastructure. Chaque tache située le long de l'emprise du tracé est alors coupée, rognée ou retirée. Cette méthode permet ensuite de définir une résistance suffisamment importante à l'infrastructure pour retirer les liens potentiels de part et d'autre du tracé lors de la construction du graphe. Ce procédé a été mis en avant dans le chapitre précédent. Cependant, si la distance maximale de dispersion de l'espèce est importante, sa valeur convertie en unité de coût peut autoriser certains liens à traverser l'infrastructure. Afin de considérer l'infrastructure comme un élément totalement infranchissable, il est nécessaire de retirer, après la construction du graphe, tous les liens traversant cette infrastructure.

Une construction du graphe paysager en deux étapes

Afin de comparer plusieurs scénarios, autant de cartes d'occupation du sol que de fuseaux proposés sont assemblées. Chaque carte intègre un tracé dont l'emprise doit être égale à l'emprise des autres infrastructures de transport de même rang. Une carte d'occupation du sol représentant l'état initial du paysage est construite pour comparer les différents scénarios entre eux.

Comme chaque nouveau tracé est considéré infranchissable, toutes les autres infrastructures de même rang doivent être prises en compte de manière équivalente. Après chaque construction de graphe paysager, tous les liens traversant à la fois, les infrastructures existantes et le tracé de l'infrastructure prévue, sont retirés du graphe.

1.2. CAS DE LA BRANCHE SUD DE LA LGV RHIN-RHÔNE

1.2.1. Identification des tracés et modélisation des réseaux écologiques

Le projet de branche sud

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. Elle permettra de désengorger le trafic le long de

la LGV sud-est, et offrira un usage mixte entre transport de fret et de voyageurs. Actuellement, le projet est soumis à concertation publique et propose neuf fuseaux de passages dans la plaine de la Bresse (Figure 8.2). 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.

Dans cette étude, un tracé par fuseau a été défini. 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.

Une approche par profils d'espèces

Une approche par profils d'espèces permet de limiter le nombre de réseaux écologiques à modéliser. Un seul type d'habitat est choisi et plusieurs distances de dispersion sont définies pour caractériser un ensemble d'espèces ayant par des capacités de dispersion différentes. La démarche est la même que celle suivie par Minor et Lookingbill (2010) dans le choix de ces profils. En se fondant sur les taches d'habitat forestier, trois profils sont établis en fonction de la taille minimale des taches et de la distance de dispersion. Le premier profil correspond aux espèces dont la taille minimale des taches est de 1 ha et dont la distance de dispersion est de 1 km. Le deuxième profil correspond à 100 ha et 10 km, et le troisième à 1 000 ha et 100 km. À partir des résistances établies par Gurrutxaga *et al.* (2011) pour la modélisation du réseau écologique de plusieurs espèces forestières, trois graphes, correspondant aux trois profils, sont réalisés (Figure 8.3). Afin de considérer toutes les grandes infrastructures de transport existantes infranchissables, tous les liens croisant ces infrastructures sont retirés des trois graphes.

Les trois graphes paysagers représentant l'état initial pour chaque profil étant réalisés (Tableau 8.1), 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.

Dans le cas du troisième profil (1 000 ha – 100 km), aucune tache et aucun lien n'est localisé le long des fuseaux de passage de la branche sud. Ceci est dû au caractère infranchissable des infrastructures existantes. Dans cette étude, une infrastructure supplémentaire n'aurait donc vraisemblablement pas d'impact sur les réseaux écologiques de ces espèces. Mais les passages à faune le long des infrastructures existantes ne sont pas pris en compte, par conséquent ces espèces peuvent potentiellement se disperser dans la plaine de la Bresse. Cependant, une seule tache dont la surface est suffisante à leur survie se situe au centre de la zone d'étude.

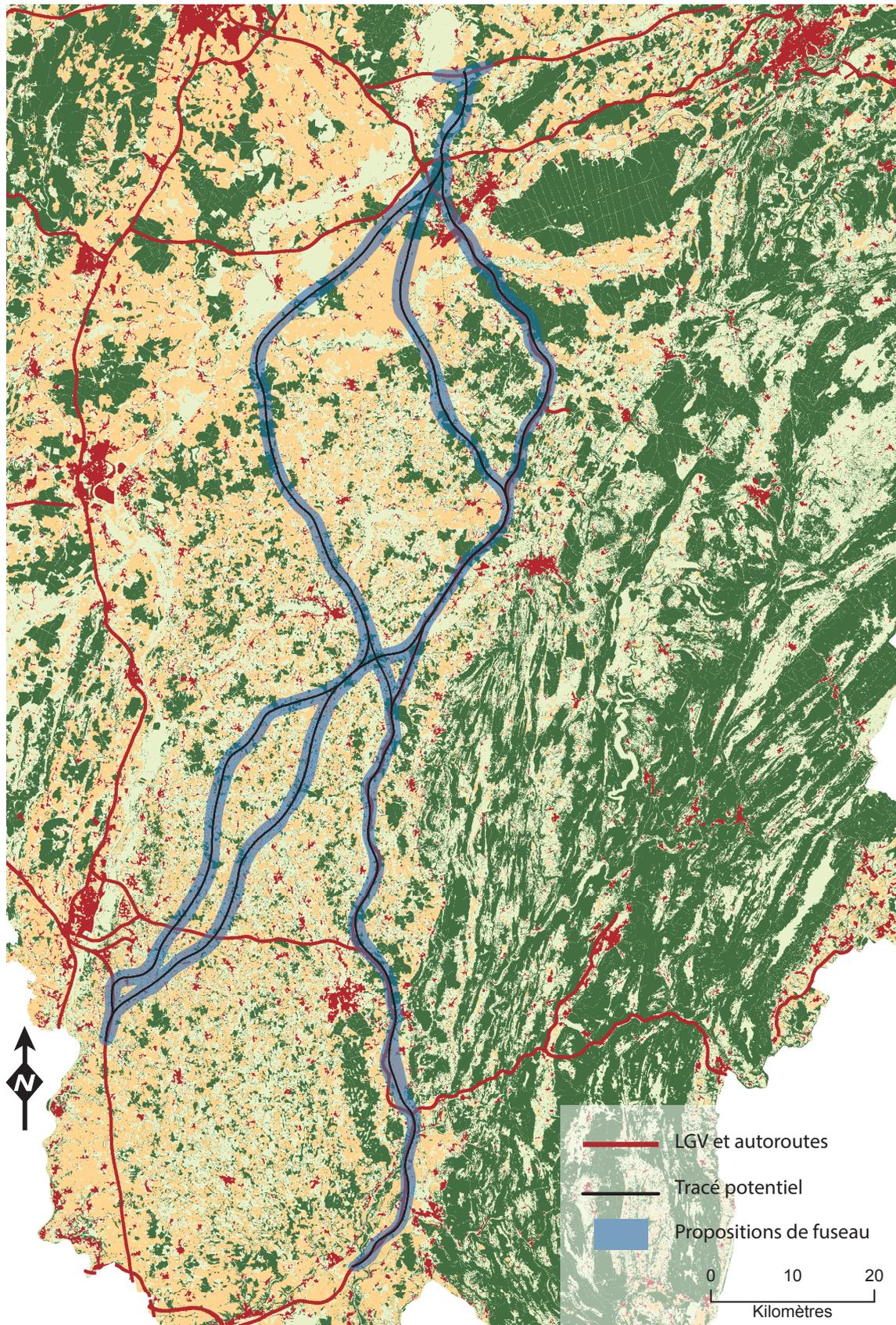


Figure 8.2 • Localisation des fuseaux de passage de la branche sud de la LGV Rhin-Rhône. (source : RFF) Tous les fuseaux traversent la plaine de la Bresse entre la vallée de la Saône et le massif du Jura.

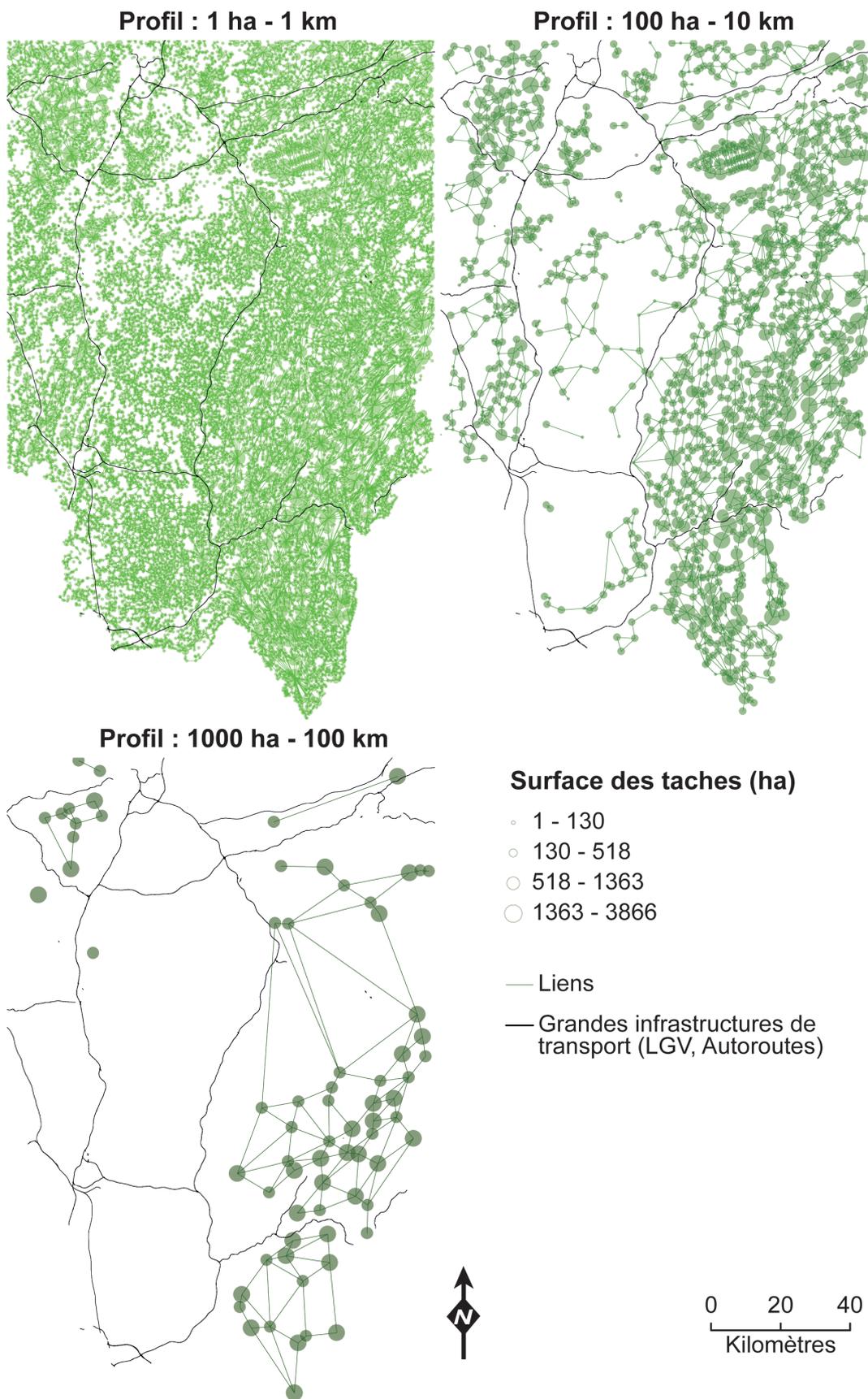


Figure 8.3 • Représentation topologique des graphes paysagers des trois profils d'espèces forestières entre la plaine de la Bresse et le massif du Jura.

1.2.2. Identification du tracé le moins impactant

Calcul de l'impact

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. Cette métrique est alors calculée sur 20 graphes différents.

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 8.4). Le nombre de taches et de liens étant plus important pour le profil 1 que pour le profil 2 (Tableau 8.1), l'impact des différents tracés est globalement plus important pour le profil 1 que pour le profil 2.

	Profils	1 (1 ha - 1 km)	2 (100 ha - 10 km)	3 (1 000 ha - 100 km)
<i>Etat initial</i>	Nombre de taches	25 486	1 436	72
	Surface totale d'habitat (ha)	697 927,61	476 959,44	111 902,35
	Nombre de liens	40 613	2 530	122

Tableau 8.1 • Statistiques descriptives des trois graphes paysagers pour chaque profil d'espèces dans la plaine de la Bresse.

Hiérarchisation des tracés

En calculant la distance mathématique de chaque scénario à 0 (état initial), il est possible de hiérarchiser chaque tracé en fonction de son impact sur l'ensemble du graphe pour les deux profils d'espèces (Figure 8.5). 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.

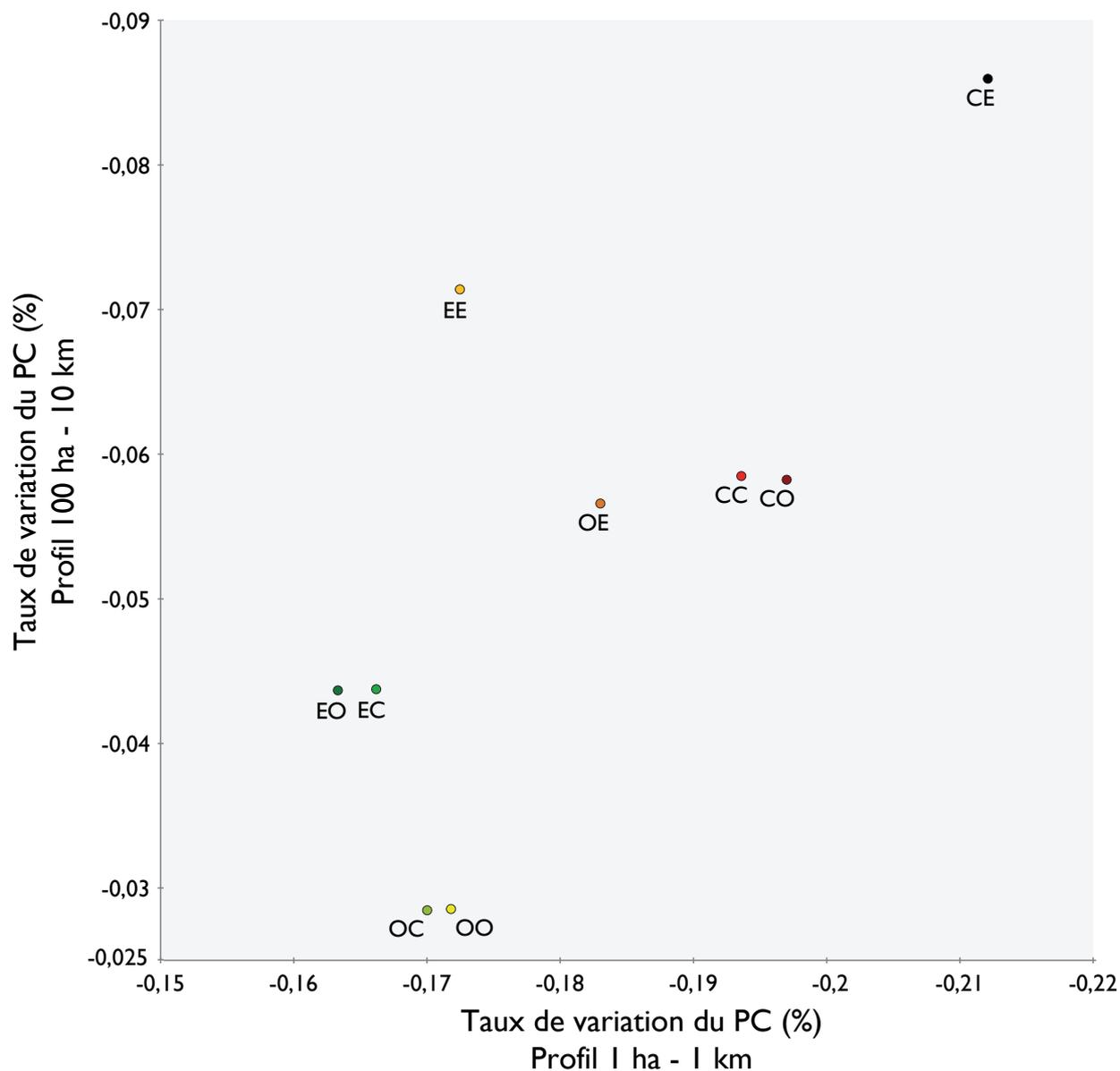


Figure 8.4 • Taux de variation de la métrique de connectivité PC pour chaque scénario de fuseau. Les valeurs sont représentées en fonction des profils 1 et 2. Pour faciliter la lecture, les deux axes du graphique ont une valeur maximale inférieure à 0 et une échelle différente.

CONCLUSION

La comparaison de scénarios d'aménagement nécessite l'utilisation d'un indicateur global permettant d'évaluer l'effet de chaque proposition sur la fonctionnalité des réseaux écologiques. Dans le cadre de l'évaluation de fuseaux de passage d'une future infrastructure de transport, plusieurs métriques de connectivité peuvent être prises en compte. Mais l'évaluation la plus synthétique doit être fondée sur une métrique représentant la connectivité de l'ensemble du graphe paysager. La méthode proposée ici permet de classer chaque scénario de passage en fonction de son impact sur deux réseaux écologiques correspondant à deux ensembles d'espèces forestières.

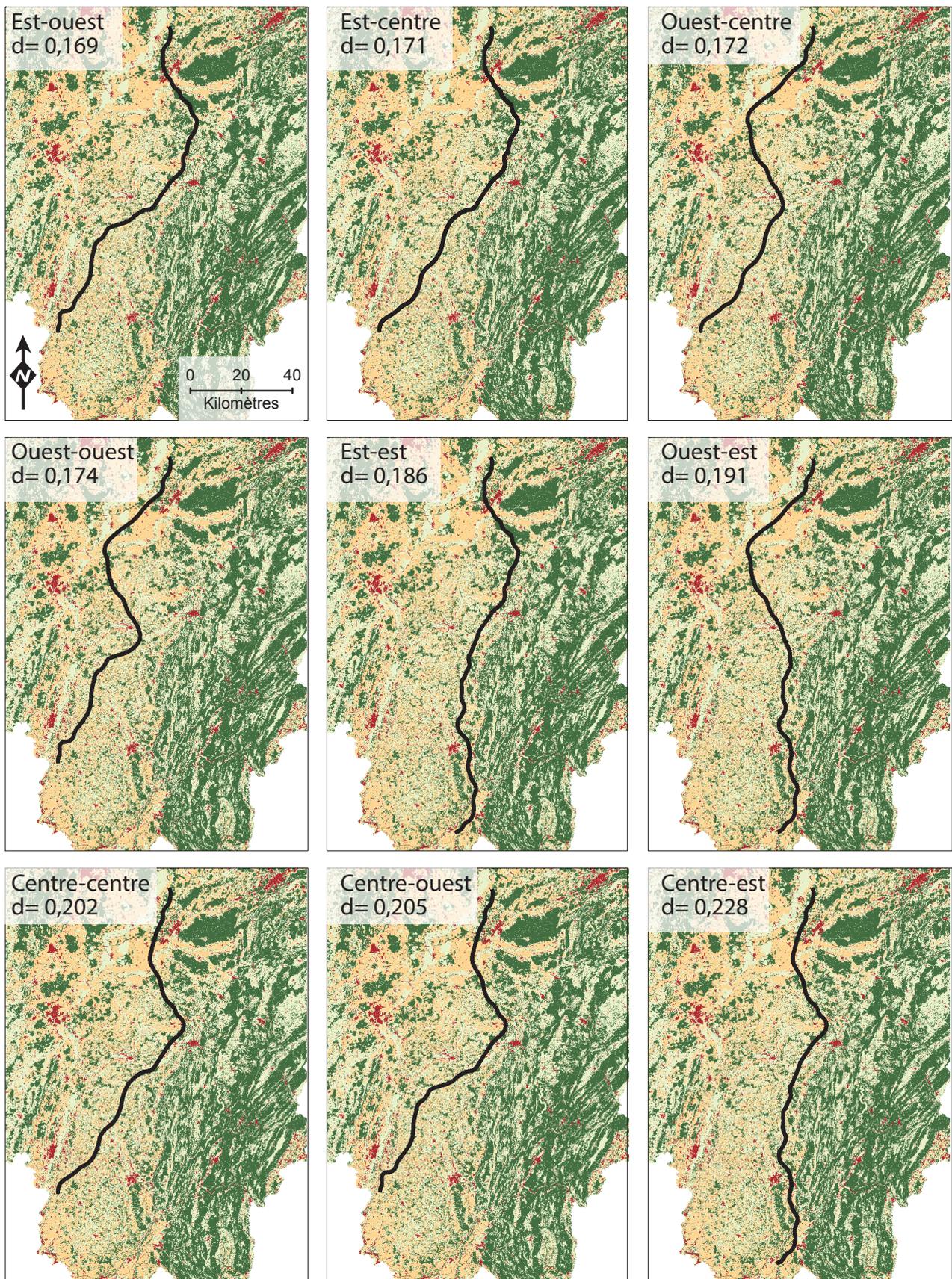


Figure 8.5 • Classement des 9 scénarios de passage de l'infrastructure. La distance d à l'état initial permet de hiérarchiser chaque scénario du moins impactant au plus impactant (de gauche à droite et de haut en bas)

L'étude menée sur la branche sud de la LGV Rhin-Rhône nous a permis d'illustrer la démarche proposée. Le projet soutenu par RRF correspond au jumelage total des autoroutes A39 et A40 avec la future LGV. En comparant ce scénario avec d'autres scénarios proposés par le gestionnaire, nous avons pu montrer qu'en fonction des réseaux écologiques considérés, ce fuseau préférentiel n'était pas le scénario qui avait le moins d'incidence sur la connectivité de ces réseaux. Ici, les résultats 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.

2. AMÉNAGEMENT DE PASSAGES POUR LA FAUNE

Les localisations des passages à faune le long d'une infrastructure de transport sont essentiellement issues d'une concertation entre les acteurs locaux et les experts des associations naturalistes (Carsignol 1993). Fondées sur les connaissances locales, ces localisations n'intègrent que très rarement le rôle de la connectivité du paysage à l'échelle régionale. Dans une logique économique, il est intéressant de pouvoir optimiser ces localisations et chercher à aménager un minimum de passages pour restaurer un niveau de connectivité proche de celui existant avant l'aménagement de l'infrastructure.

2.1. RESTAURATION DE LA CONNECTIVITÉ

2.1.1. Tendre vers un état proche de l'initial

Une analyse centrée sur les liens

Dans cette démarche, à l'image de l'étude précédente, l'intégration de l'infrastructure dans la carte d'occupation du sol est nécessaire si cette dernière coupe des taches d'habitat. En effet, afin de prendre en compte la fragmentation de ces taches par l'infrastructure, la carte d'occupation du sol à l'origine de la construction du graphe paysager ne peut pas refléter le paysage avant la construction de l'infrastructure. En vue d'obtenir un graphe paysager représentant au mieux le réseau écologique d'une espèce avant la construction de l'infrastructure, la valeur de résistance de l'infrastructure doit permettre de conserver les liens traversant l'infrastructure.

Ainsi, une valeur de résistance doit être assignée à l'infrastructure en fonction des valeurs de résistances les plus élevées dans la carte d'occupation du sol. Pour ne pas créer artificiellement des liens permettant de franchir des espaces dont la résistance est importante, la valeur de résistance de l'infrastructure doit être supérieure aux résistances des espaces qu'elle traverse. En revanche, cette valeur doit être également définie pour conserver tous les liens traversant l'infrastructure lors du seuillage du graphe.

L'analyse consiste à construire un graphe paysager modélisant l'état du réseau écologique d'une espèce capable de traverser l'infrastructure. Ce graphe représente l'état initial du réseau écologique avant la construction de l'infrastructure (Figure 8.6 a). Les liens du graphe, qui coupent l'infrastructure linéaire de transport, sont identifiés et l'intersection entre chaque lien

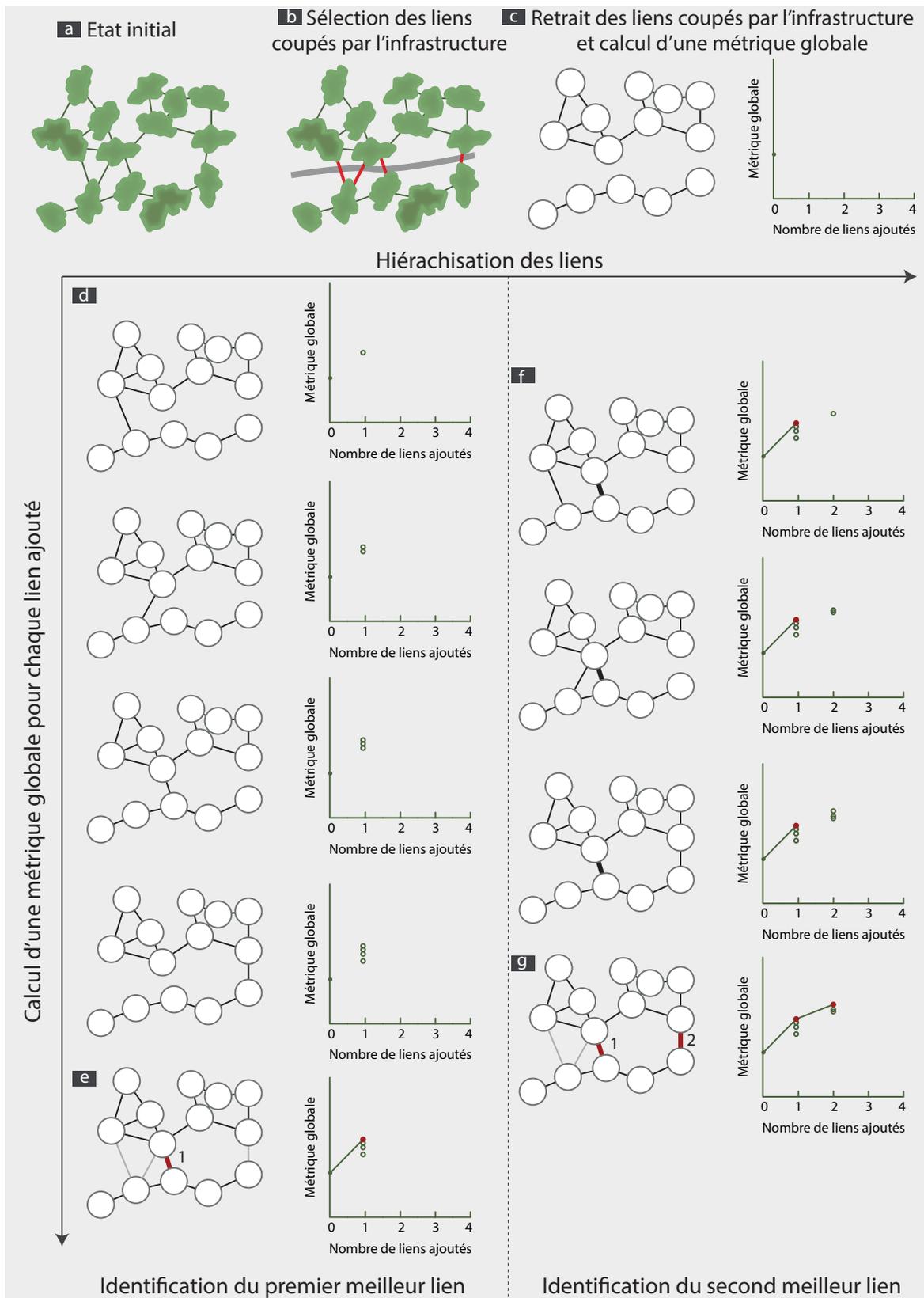


Figure 8.6 • Test itératif de chaque lien candidat pour la localisation de passages à faune. Parmi les liens coupés par une infrastructure (a et b), l'analyse identifie tout d'abord le premier lien à ajouter dans le graphe paysager pour maximiser une métrique de connectivité calculée à l'échelle du graphe entier (d et e). Dans un second temps, elle identifie ensuite itérativement les meilleurs liens suivants à ajouter au graphe paysager (f et g).

et l'infrastructure est ici considérée comme un point candidat à l'aménagement d'un passage à faune le long de l'infrastructure (Figure 8.6 b).

Choix de la métrique de connectivité

Afin de tester un à un tous les liens sélectionnés, la première étape réside dans le retrait de l'ensemble de ces liens. Une métrique de connectivité permet ensuite de caractériser la connectivité du réseau et, relativement à cette caractéristique initiale, l'apport de chacun des liens qui seront ajoutés. Plusieurs métriques de connectivité existent, chacune d'elles reflète la connectivité du réseau à des échelles différentes. Dans cette démarche et à l'image de l'étude précédente, une métrique globale, permettant de caractériser la connectivité à l'échelle du graphe, est préférée (Figure 8.6 c).

2.1.2. Comment hiérarchiser les liens à conserver ?

Recherche du meilleur lien

La deuxième étape consiste à ajouter au graphe construit précédemment, un seul lien candidat à la fois. A chaque ajout de lien, la métrique de connectivité est calculée et le lien est retiré. L'opération est répétée pour chaque lien candidat (Figure 8.6 d). Le lien dont la contribution est la plus forte pour la connectivité globale du réseau, c'est-à-dire le lien pour lequel la valeur de la métrique est la plus élevée, est classé en tant que meilleur lien (Figure 8.6 e).

Recherche des meilleurs liens suivants

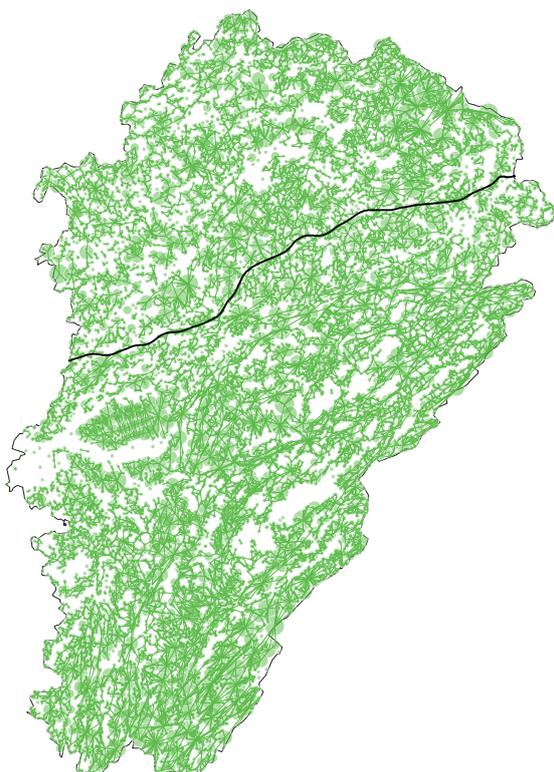
Une fois le premier meilleur lien identifié, la démarche est appliquée à nouveau pour identifier les meilleurs liens suivants. Ainsi, la troisième étape consiste à conserver le premier meilleur lien dans le graphe, et à répéter les tests des liens restants (Figure 8.6 f). Le second meilleur lien étant le lien qui maximise à son tour la valeur de la métrique de connectivité (Figure 8.6 g). Ce test peut être réalisé 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*.

Cette démarche est fondée sur le calcul d'une métrique à l'échelle du graphe. Il est néanmoins possible de réaliser la même démarche en se fondant sur une métrique locale, calculée sur chaque lien. Cependant, une fois un lien ajouté définitivement au graphe, l'ajout du lien suivant peut faire chuter la valeur de la métrique de connectivité locale sur le premier meilleur lien. Ce constat peut être fait dans le cadre de l'utilisation d'une métrique de centralité, d'autant plus si les parcours calculés ne considèrent qu'un seul parcours de moindre coût. Dans tous les cas, que la métrique soit locale ou globale, il serait intéressant de tester l'ajout des liens candidats par paires, ou par tercets pour évaluer leur influence sur les résultats obtenus.

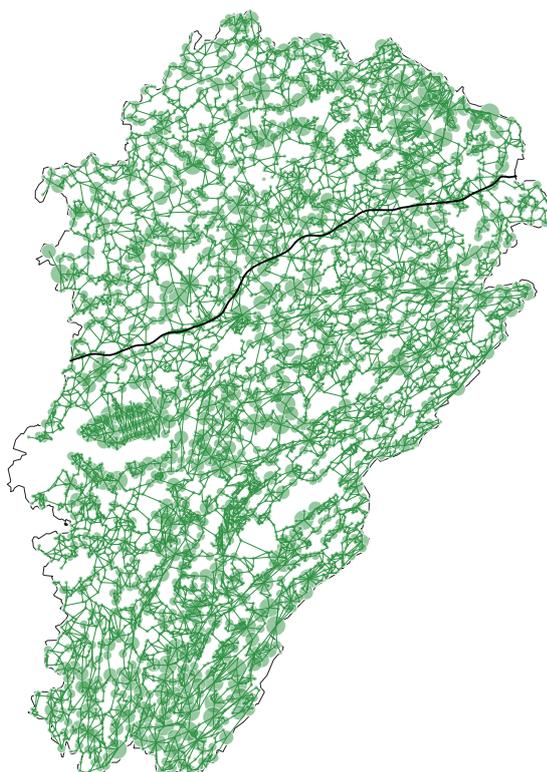
Identifier des tronçons candidats

Ici, les liens représentent les chemins de moindre coût entre les taches. Comme nous avons pu le voir dans le chapitre consacré aux collisions véhicules/faune, les déplacements potentiels des individus interviennent non pas sur une ligne, mais le long d'un gradient. Ce gradient

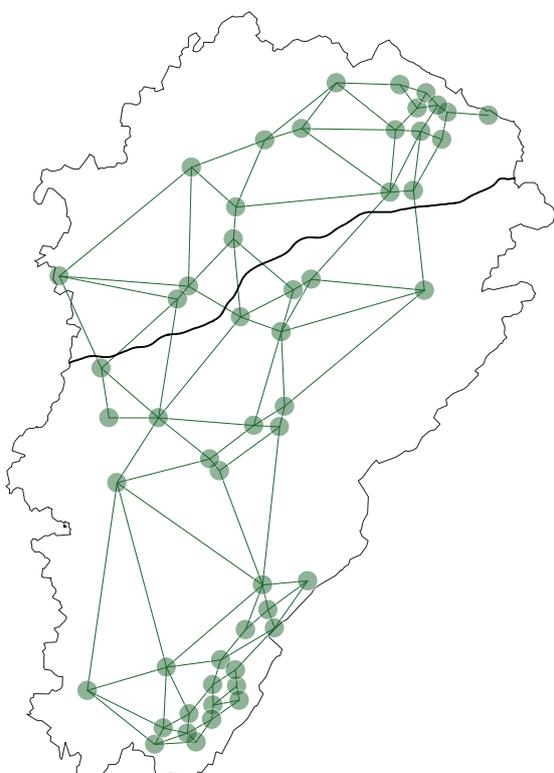
Profil : 1 ha - 1 km



Profil : 100 ha - 10 km



Profil : 1000 ha - 100 km



Surface des taches (ha)

- 1 - 100
- 100 - 366
- 366 - 924
- 924 - 2545

- Liens
- Branche est de la LGV Rhin-Rhône

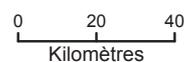


Figure 8.7 • Représentation topologique des graphes paysagers des trois profils d'espèces forestières en Franche-Comté.

peut être modélisé à travers une surface de moindre coût. Afin de localiser des tronçons susceptibles d'accueillir des aménagements pour la faune plutôt que des points uniques le long de l'infrastructure, il est possible de calculer ces surfaces de moindre coût pour chacun des liens hiérarchisés. Ceci offre alors une plus grande flexibilité dans la localisation des futurs aménagements et permet de prendre en compte d'autres critères de localisation tels que la topographie, ou la disponibilité du foncier.

2.2. CAS DE LA BRANCHE EST DE LA LGV RHIN-RHÔNE

2.2.1. Identification de tous les passages à faune potentiels

Construction du graphe paysager

L'analyse porte sur la branche est de la LGV Rhin-Rhône. L'objectif est de localiser les passages à faunes potentiels le long de cette infrastructure et de les hiérarchiser en fonction de leur importance pour la connectivité globale du graphe paysager. Ici, trois graphes sont construits en fonction des trois profils d'espèces forestières décrites précédemment (Figure 8.7). Les valeurs de résistance attribuées à chaque catégorie de la carte d'occupation du sol sont les mêmes que dans l'analyse précédente. En revanche, la valeur attribuée à la LGV est de 300 afin de conserver les liens traversant l'infrastructure lors du seuillage du graphe.

Sélection des liens candidats

Pour sélectionner les différents liens localisant les passages à faunes potentiels, le graphe est représenté par les taches d'habitat et par les chemins de moindre coût. Les liens d'un graphe en vue topologique ne sont pas contraints spatialement.

Le nombre de liens coupés par l'infrastructure varie en fonction du profil. Le profil 1 compte 120 liens, le profil 2 compte 90 liens, et le profil 3 en compte 8 (Tableau 8.2). Pour chaque graphe, tous les liens sont testés et les 10 meilleurs sont conservés. Le test des liens se fonde sur la métrique globale PC.

	Profils	1 (1 ha - 1 km)	2 (100 ha - 10 km)	3 (1 000 ha - 100 km)
<i>Etat initial</i>	Nombre de taches	14 662	5 317	53
	Surface totale d'habitat (ha)	607 387,88	578 203,77	73 486,08
	Nombre de liens	23 738	9 710	108
<i>Nombre de passages potentiels</i>		120	90	8

Tableau 8.2 • Statistiques descriptives des trois graphes paysagers pour chaque profil d'espèces en Franche-Comté.

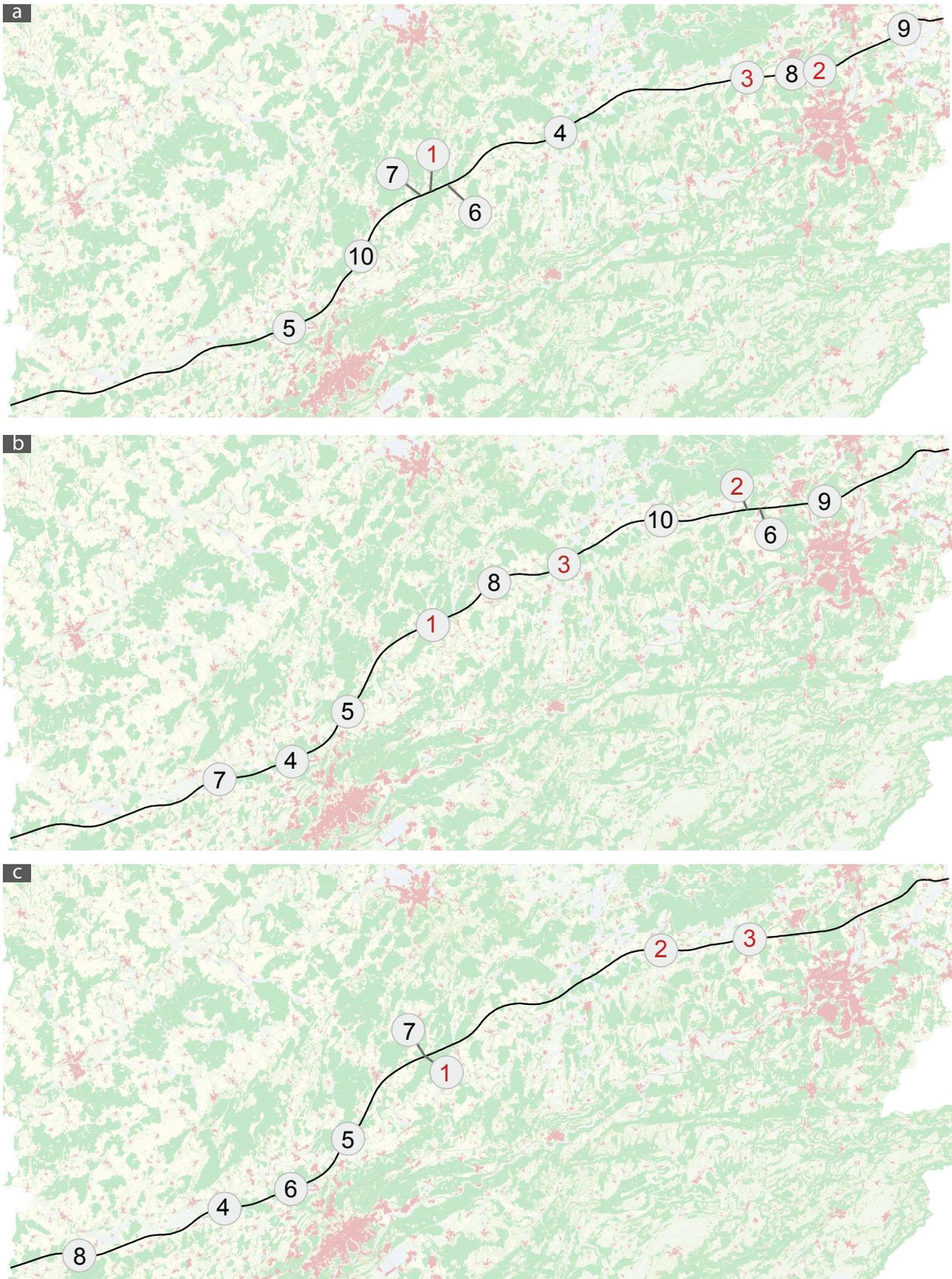


Figure 8.8 • Localisation des 10 meilleurs liens à ajouter aux graphes paysagers des 3 profils d'espèces. (a) profil 1 ha-1 km ; (b) profil 100 ha-10 km ; (c) profil 1 000 ha-100 km.

2.2.2. Optimisation de la localisation de passages à faune potentiels

Identification des liens les plus performants

Les 10 meilleurs liens de chaque graphe sont localisés le long de la LGV Rhin-Rhône (Figure 8.8). Le graphe paysager du profil 3 ne comptant que 8 liens, tous les passages potentiels sont représentés. Pour tous les profils, les dix meilleurs passages potentiels ne sont pas localisés régulièrement le long de l'infrastructure. Leur localisation est largement dictée par la configuration globale du graphe paysager.

Si l'on souhaite s'intéresser uniquement aux liens dont l'ajout permet de tendre vers l'état initial du réseau écologique, les valeurs de la métrique de connectivité (PC) calculée après l'ajout du meilleur lien à chaque étape peuvent être comparées à la valeur de la métrique lorsque tous les liens du graphe sont présents. Ainsi, l'apport de chaque nouveau lien est calculé relativement à la valeur du PC initial. Le résultat est représenté graphiquement pour chaque profil en fonction de chaque lien ajouté (Figure 8.9). Pour chacun des 3 profils, 3 liens suffisent à être ajoutés pour atteindre un taux de plus de 99% de la valeur à l'initial.

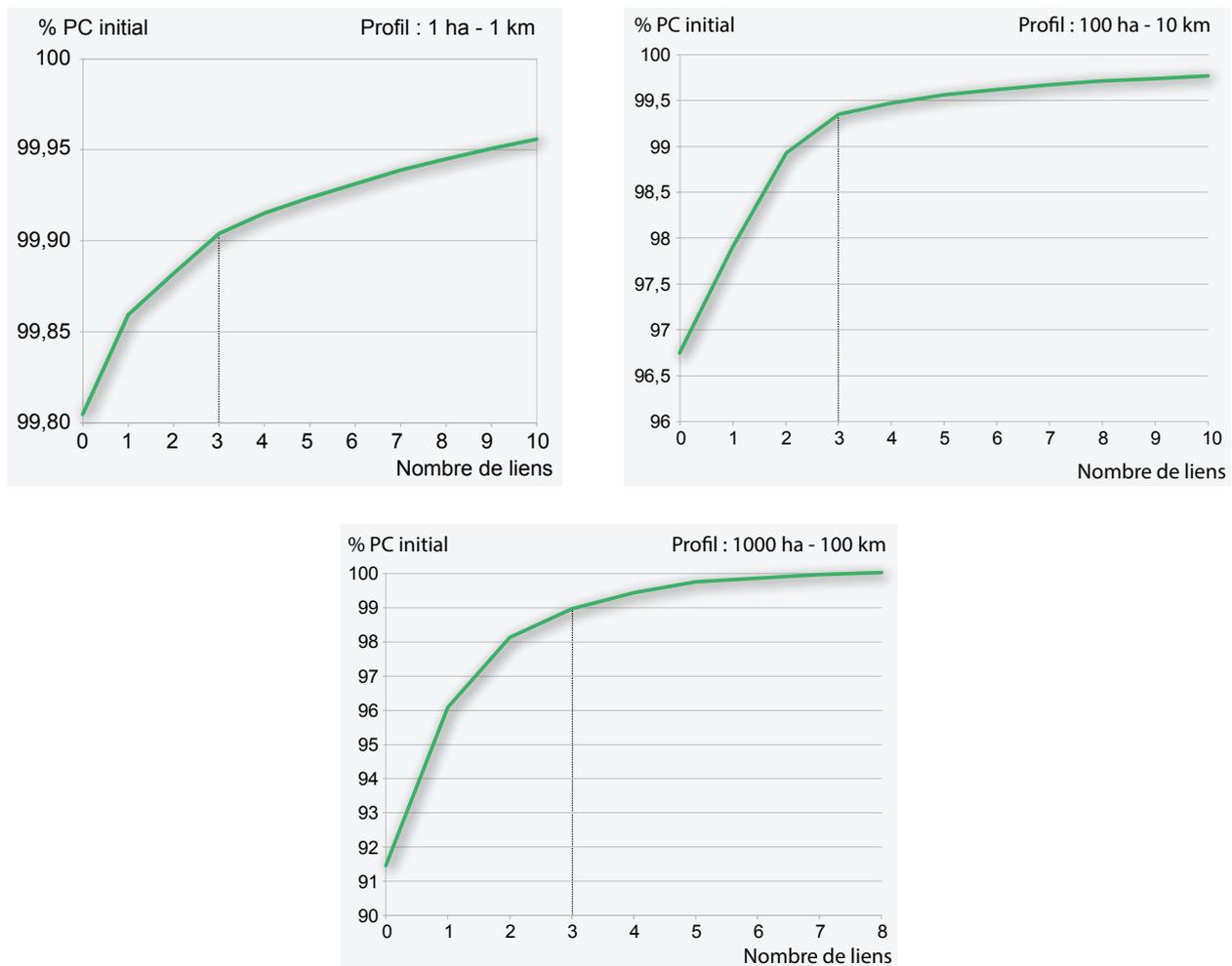
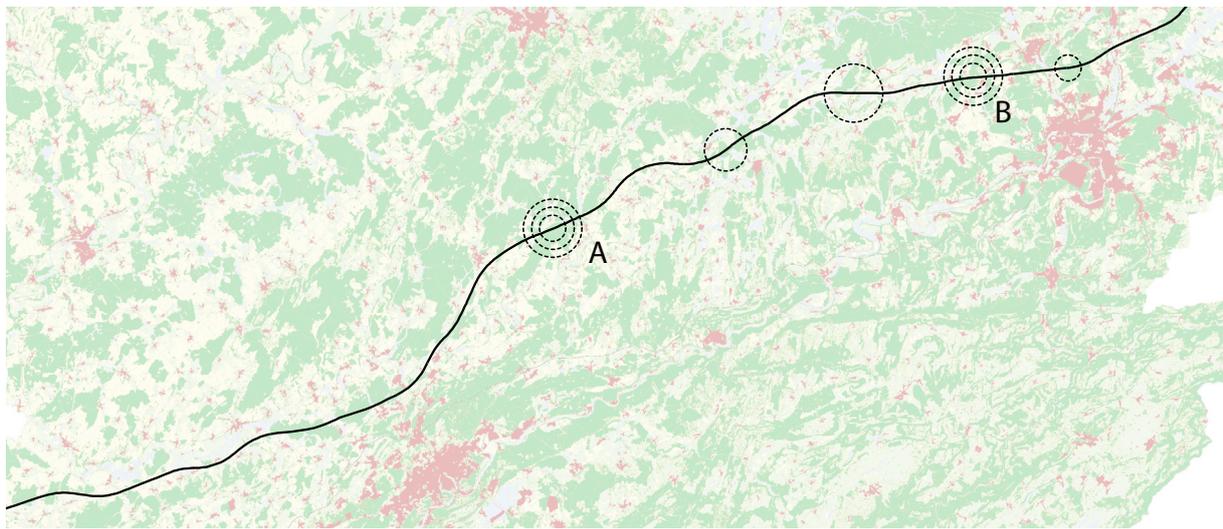


Figure 8.9 • Contribution à la connectivité globale du graphe paysager de chaque lien ajouté pour les 3 profils d'espèces.



○ 1 ha - 1 km ○ 100 ha - 10 km ○ 1000 ha - 100 km



Figure 8.10 • Localisation des 3 passages à faune potentiels pour chaque profil d'espèces forestières et confrontation des localisation 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.

Confrontation avec les passages existants

En localisant ces 9 liens le long de la LGV Rhin-Rhône, 6 d'entre eux sont localisés en 2 points de l'infrastructure. Chacun de ces points est considéré par le modèle comme étant des passages à faune potentiels nécessaires aux trois profils d'espèces (Figure 8.10).

Le point A est situé au sud des plateaux calcaires centraux haut-saônois, au nord-ouest de la commune de Loulans-Verchamp (70). Le tronçon de LGV près de ce point ne présente aucun passage spécifique pour la faune. Seuls 3 franchissements dédiés au réseau routier sont présents à l'ouest. Cependant, 2 viaducs, les viaducs de la Quenoche et de la Linotte, sont présents près du point défini par le modèle. Ces ouvrages offrent à la faune une capacité de traversée très importante.

Les aménagements proches du point B sont des aménagements dédiés à la faune. Bien que 4 passages soient des franchissements des voies par le réseau routier, on dénombre une tranchée couverte, un viaduc 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 et le paysage reste identique au paysage existant avant la construction de l'infrastructure.

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

CONCLUSION

Le choix du fuseau de passage n'est pas dicté prioritairement par les impacts qu'il peut occasionner sur les déplacements de la faune. Par conséquent, si un tracé est définitif, il reste néanmoins une solution pour l'atténuation des impacts de l'infrastructure sur ces déplacements : l'aménagement de passages à faune. L'objectif de ces points de franchissement spécifiques est de restaurer au mieux les déplacements possibles de part et d'autre de l'infrastructure.

L'application réalisée pour la localisation de passages pour un ensemble d'espèces forestières le long de la branche est de la LGV Rhin-Rhône permet d'identifier deux points de franchissement préférentiels. Ces deux localisations correspondent à des aménagements réalisés spécifiquement en faveur de la faune (viaducs et tranchée couverte). De plus ces deux points de franchissement sont identifiés comme deux points stratégiques à l'échelle de la région Franche-Comté, ils permettent ainsi de maintenir des liaisons à l'échelle régionale entre les massifs du Jura, des Vosges et les plateaux calcaires centraux haut-saônois. Bien que la localisation des passages à faune soit guidée le plus souvent par des considérations locales, l'intégration de la connectivité du paysage à l'échelle régionale offre donc un cadre à l'intégration d'enjeux régionaux dans le processus de localisation de ces aménagements.

CONCLUSION DU CHAPITRE 8

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 d'un fuseau de passage est majoritairement soumis à une logique économique, la localisation des passages à faune résulte d'une concertation entre les acteurs locaux. Dans les deux cas, il existe un manque de méthodes quantitatives prenant en compte les réseaux écologiques à l'échelle régionale.

Ici, deux méthodes sont proposées pour hiérarchiser des mesures d'atténuation. La première est liée à la comparaison de fuseaux de passage. En se fondant sur un indicateur unique, chaque fuseau est hiérarchisé au regard de l'impact qu'il induit sur la connectivité d'un réseau écologique. La seconde méthode s'intéresse à la localisation de passages à faune. La méthode proposée vise à localiser un minimum de passages à faune potentiels dont l'aménagement maximise la connectivité du réseau écologique considéré.

Dans une logique d'application de ces méthodes dans le cadre des prises de décision en amont de la construction d'une infrastructure, une approche par profil d'espèces est proposée. En appliquant ces méthodes à quelques graphes paysagers modélisant le réseau écologique d'un ensemble d'espèces, la démarche est directement reproductible par les gestionnaires d'infrastructures.

SYNTHÈSE ET PERSPECTIVES

La modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers s'appuie sur deux éléments constitutifs d'un graphe, les nœuds et les liens. Cette structure simple permet de calculer un ensemble de métriques de connectivité à l'échelle de chacun de ces éléments. Cependant, face à la relative souplesse du modèle des graphes paysagers, une attention particulière doit être portée aux choix réalisés en amont de la modélisation, à l'image de la constitution de la carte du paysage, de la définition des taches ou encore des résistances attribuées aux différentes classes d'occupation du sol. Ainsi, la définition des éléments du réseau écologique et la construction du graphe paysager sont des étapes majeures dans chaque étude menée. Au moyen des graphes paysagers, deux aspects complémentaires des réseaux écologiques peuvent être étudiés : la place de chaque tache d'habitat dans le réseau écologique d'une espèce et l'importance de chaque lien dans les relations potentielles entre ces taches. Sur le plan méthodologique, la thèse s'attache à explorer ces deux angles d'analyse dans l'étude des impacts des infrastructures de transport en tentant d'explicitier l'intérêt de chaque approche en fonction des objectifs de l'étude.

Les conséquences environnementales de l'aménagement du territoire constituent une préoccupation majeure pour le maintien de la biodiversité. Si les concepts de fragmentation et d'effet barrière sont bien connus des acteurs de l'aménagement, ils ne sont cependant pas systématiquement pris en compte dans les études d'impact des infrastructures de transport. Les modélisations proposées dans la thèse ont été conçues et réalisées pour tenter de répondre aux manques de méthodes prédictives et quantitatives dans les études d'impacts de ces infrastructures. Dans cette perspective, il est nécessaire de transférer les méthodes aux acteurs du territoire et particulièrement aux gestionnaires d'infrastructures. Ce transfert méthodologique requiert cependant une adaptation des approches aux contraintes de la sphère opérationnelle.

1. LES GRAPHES PAYSAGERS : INTÉRÊTS ET LIMITES

1.1. LES DIFFÉRENTES APPROCHES DE LA CONNECTIVITÉ DU PAYSAGE

1.1.1. Deux angles d'analyse des effets des infrastructures

Les réflexions menées sur les liens du graphe

Les collisions entre les véhicules et la faune le long d'une infrastructure sont des témoins directs des déplacements des individus. Bien que d'autres méthodes enregistrant les déplacements de la faune existent (traçage GPS), le phénomène de collision est aisément observable et constitue une source de données accessible à tous. La localisation des cadavres de chevreuil à l'origine d'une exploration dans ce travail est directement associée aux déplacements de l'espèce dans l'ensemble de la zone d'étude. L'attention s'est donc portée sur les liens du graphe paysager, et plus particulièrement sur les liens traversant le réseau de la DIR. Ces liens représentent les déplacements potentiels des individus entre les taches situées de part et d'autre du réseau routier.

Plusieurs facteurs locaux influençant les collisions du chevreuil ont été mis en évidence. Ainsi, le contexte paysager des tronçons routiers favorise les collisions du chevreuil. Plus particulièrement, les proportions de forêts, de prairies, et de cultures dans un rayon de 1 000 m sont des déterminants importants pour la probabilité de collision de cette espèce. Dans notre étude, la part de surface bâtie n'apparaît pas comme un facteur décisif dans le modèle de localisation des tronçons à risque. Cependant, plusieurs études identifient les espaces artificialisés comme une variable minimisant les risques de collision, car le chevreuil est une espèce qui évite systématiquement les espaces où l'homme est présent (Gunson *et al.* 2011). Du point de vue des propriétés de la route, le modèle que nous avons établi met en évidence que la largeur de la route, la distance à un point de franchissement potentiel, et la linéarité de la route augmentent le risque de collision. Ce dernier point s'oppose aux résultats de Grilo *et al.* (2011) sur la martre puisque la sinuosité dans notre modèle est négativement reliée au risque de collision. Ici, il semblerait que la linéarité de la route soit davantage un *proxy* à la vitesse des véhicules, que simplement un facteur de visibilité comme énoncé dans d'autres études (Danks et Porter 2010).

Outre ces considérations locales, la localisation des tronçons accidentogènes a été mise en relation avec les déplacements potentiels des individus le long des liens modélisés par un graphe paysager à l'échelle régionale. Ces flux d'individus ont été estimés à l'aide de métriques de connectivité. Plusieurs métriques de connectivité existent, mais dans cette analyse, nous avons choisi de tester l'apport de métriques de centralité (*Betweenness Centrality* et *Current Flow*) et d'une métrique de priorisation (dPC) considérées comme de bons estimateurs de flux d'individus à travers les taches et les liens (Bodin et Saura 2010; Carroll *et al.* 2012). Un résultat majeur dans l'analyse de la localisation des collisions du chevreuil est l'implication d'une métrique de connectivité dans l'explication de la localisation des tronçons accidentogènes. Les résultats montrent que la métrique de connectivité *Current Flow* permet de quantifier les flux d'individus à une distance de dispersion de 3 000 m. Cette variable est très significative ($p < 0,0001$) et fait partie des variables les plus importantes dans le modèle (coefficient standardisé : 0,474) avec

la part de forêt (coefficient standardisé : 0,431). L'apport de la métrique *CF* dans le modèle est plus nettement supérieur à ceux des deux autres métriques de connectivité testées (*BC* et *dPC*). Ce résultat est à mettre en relation avec le mode de calcul de ces métriques. Contrairement aux deux autres métriques, le *CF* tient compte de tous les parcours possibles entre deux taches dans le graphe. Il modélise ainsi de façon plus réaliste les flux potentiels d'une espèce au sein de son réseau écologique.

Malgré l'obtention de résultats significatifs, des efforts doivent encore être faits sur la modélisation du réseau écologique du chevreuil. En effet, les résultats montrent une distance de dispersion pertinente de 3 000 m, mais d'autres tests, non réalisés ici, devraient expérimenter des distances de dispersion supérieures pour tenter de définir la distance la plus pertinente à utiliser pour modéliser le réseau écologique de cette espèce. Un autre point de discussion est l'intégration de la capacité des taches d'habitat dans le modèle, qui correspond à la surface de prairie et de forêt dans un périmètre de 800 m autour des taches. Ici, les modèles intégrant la capacité des taches sont moins performants que lorsque la capacité est égale entre toutes les taches. Un tel résultat suggère que le mode de calcul de la capacité n'est pas satisfaisant dans notre étude et nécessite d'être mis en accord de façon plus rigoureuse avec la biologie de l'espèce.

Cependant, en expliquant la localisation des tronçons accidentogènes pour le chevreuil, l'analyse proposée s'est fondée sur des données empiriques qui nous ont permis de valider les paramètres choisis pour la modélisation de son réseau écologique, et pour le calcul de métriques de connectivité. Au final, la significativité du modèle explicatif permet de valider, dans une certaine mesure, les choix effectués. De surcroît, l'application présentée est illustrative d'une nouvelle méthode pour étudier les collisions entre les véhicules et la faune à l'échelle régionale. Ces résultats peuvent également être intégrés dans d'autres recherches concernant la dispersion du chevreuil à l'échelle du paysage. Plus généralement, ce résultat confirme la capacité des graphes paysagers à modéliser les réseaux écologiques et les flux d'individus de façon pertinente.

Le travail réalisé rejoint les recommandations de Theobald *et al.* (2012) et de Downs et Horner (2012) concernant l'utilisation de données de localisation de collisions pour l'évaluation de la connectivité du paysage. Les auteurs établissent également une relation entre la localisation de ces collisions et l'aménagement de passages à faune. En effet, dans ces deux cas d'étude, le dénominateur commun est le déplacement d'individus de part et d'autre d'une infrastructure. Ainsi, la méthode proposée dans la thèse pour l'optimisation de la localisation des passages à faune est fondée uniquement sur les liens du graphe. Dans ce contexte, les métriques de centralité ou de priorisation, à l'image des métriques testées dans l'analyse des collisions, peuvent être utilisées. Ce constat est également relayé par McRae *et al.* (2012) pour la localisation de passages à faune potentiels.

Les analyses à l'échelle des taches d'habitat

L'étude de l'impact d'une infrastructure linéaire de transport porte, dans la thèse, sur l'effet barrière et sur la fragmentation des taches d'habitat. L'analyse de ces effets est particulièrement adaptée à une évaluation de la connectivité du réseau écologique à l'échelle des taches d'habitat. Outre les conséquences directes de la construction d'une infrastructure sur l'intégrité des taches

d'habitat (rognage, coupure, ablation), l'utilisation d'un modèle de distribution d'espèces justifie cette approche. En effet, les modèles de distribution étant fondés sur des points de présence de l'espèce considérée, l'objectif ici n'est plus de rendre compte des déplacements potentiels des individus, mais d'expliquer la présence de l'espèce en fonction de variables environnementales locales et de la connectivité de son réseau écologique.

La place de chaque tache d'habitat dans le réseau écologique joue donc un rôle dans leur aptitude à favoriser la présence de l'espèce. Par conséquent, les métriques de connectivité pouvant être calculées à l'échelle de chaque tache sont exploitables dans ce type d'évaluation. Ici, nous avons choisi de suivre la démarche présentée par Foltête *et al.* (2012) pour intégrer la métrique de connectivité F (*weighted dispersal flux*) dans un modèle de distribution. Cependant, le choix de la métrique de connectivité peut dépendre de l'espèce prise en compte. D'autres métriques ont donc déjà été utilisées comme le dPC et une métrique de centralité (*Betweenness Index*) (Pereira *et al.* 2011), l'*Integral Index of Connectivity* (IIC) (Decout *et al.* 2012), et l'*Equivalent Connected Area index* (ECA) (Awade *et al.* 2012).

La méthode proposée dans la thèse pour l'évaluation des impacts d'une infrastructure linéaire de transport sur la connectivité s'appuie sur une espèce virtuelle. Ceci pose le problème de la validation de la méthode, d'autres applications sur des espèces réelles doivent être réalisées et suivies d'un processus de validation quelques années après la construction de l'infrastructure (Clauzel *et al.* 2013). Cependant, cette méthode a l'avantage d'être transposable à d'autres structures linéaires, construites par l'homme, participant à la fragmentation et à l'isolation des taches d'habitat, comme les lignes à haute tension, les canaux (Benítez-López *et al.* 2010) ou les clôtures frontalières (Lasky *et al.* 2011).

Enfin, la plupart des métriques calculées à l'échelle des taches présentent l'avantage de pouvoir être calculées à l'échelle d'un graphe entier. Ces métriques nous ont également permis de dériver des indicateurs d'impact à l'échelle régionale (distance d'impact et perte globale de probabilité de présence). Ainsi, ces indicateurs globaux peuvent être mobilisés dans le cadre de la comparaison des plusieurs scénarios d'aménagements comme nous avons pu le voir pour le choix d'un fuseau de passage.

1.1.2. Un paysage *a priori* ou le paysage de l'espèce ?

Certaines limites ont été récemment rapportées sur l'utilisation des graphes paysagers (Moilanen 2011). Une de ces limites concerne les nœuds du graphe, c'est-à-dire la définition des taches d'habitat. Celles-ci doivent être cartographiées de façon explicite, ce qui induit l'établissement d'une limite dans le paysage. Suivant les différentes façons de tracer cette limite, deux approches, illustrées dans la thèse, se distinguent pour la définition des taches d'habitat.

La première approche est liée à un habitat défini *a priori* à partir d'une carte d'occupation du sol. Cette carte est construite sur la base de connaissances recueillies sur une espèce à partir de sources qui peuvent être variées, comme le dire d'expert ou la bibliographie. L'identification des taches d'habitat est alors soit une catégorie d'occupation du sol précise, soit un assemblage de milieux favorables à la présence de l'espèce. Pour construire le graphe, chaque classe de la carte d'occupation du sol se voit attribuer une valeur de résistance. Cette valeur peut, elle aussi, être fondée sur un recueil d'informations concernant l'espèce. Si des points de présence de

l'espèce sont disponibles, différentes combinaisons de valeurs de résistance peuvent être testées en confrontant la présence de l'espèce à un indicateur.

La seconde approche est semblable à celle employée pour la construction du graphe de l'espèce virtuelle telle qu'elle a été présentée au chapitre 7 à la section 2.1. Il s'agit, à partir de points de présence de l'espèce, de modéliser sa distribution spatiale en fonction de variables environnementales. Ces variables peuvent intégrer des variables topographiques, climatiques, ou d'occupation du sol. La carte obtenue constitue une carte d'aptitude, propre à l'espèce dont la distribution est modélisée. Dans ce cas, la définition des taches d'habitat nécessite un seuillage des valeurs d'aptitude les plus élevées, afin de conserver les espaces les plus propices à la présence de l'espèce. Les valeurs de résistance, pour le calcul des chemins de moindre coût, peuvent être directement extraites de la carte d'aptitude et refléter plus fidèlement les différents degrés d'hospitalité de la matrice.

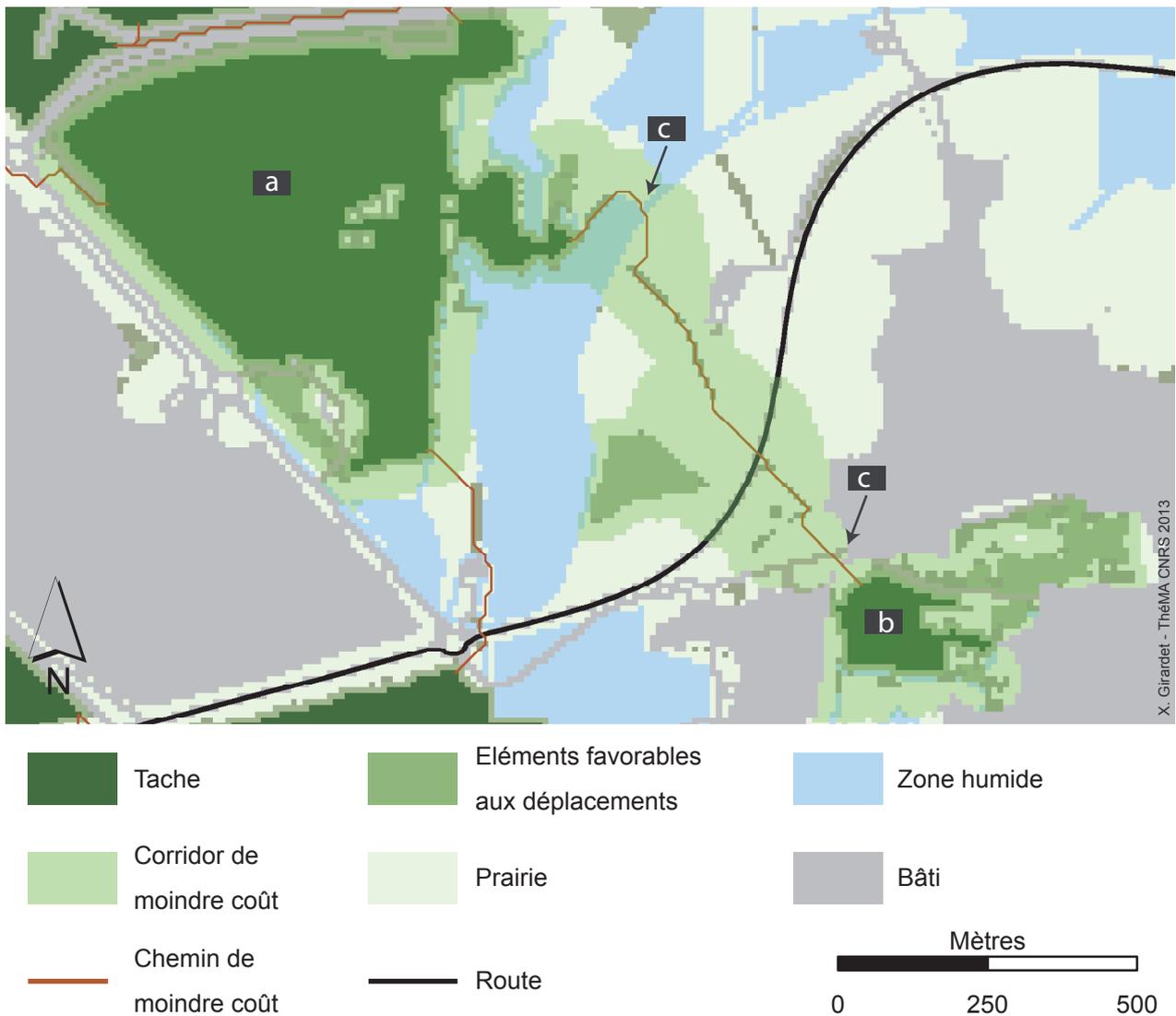
1.2. LES DÉPLACEMENTS POTENTIELS ENTRE LES TACHES

1.2.1. Retour sur les modélisations proposées

L'utilisation des chemins de moindre coût est largement discutée (Moilanen 2011). Même si la distance de moindre coût entre deux taches reflète plus pertinemment les déplacements potentiels d'individus que la distance euclidienne, le paramétrage des résistances nécessite une excellente connaissance de l'espèce. De plus, il a été montré que la définition de chemins de moindre coût multiples représentait une modélisation plus robuste des déplacements potentiels qu'un chemin unique de moindre coût (Dale et Fortin 2010; Pinto et Keitt 2009).

Dans ce contexte, le calcul des métriques de connectivité connaît une limite importante, et ce constat est particulièrement vrai pour la métrique *Current Flow*. En effet, cette dernière est calculée sur un graphe paysager qui est, en réalité, une simplification du graphe fondé sur chaque cellule d'une grille raster (Galpern *et al.* 2011). L'application des principes des circuits (*circuit theory*) peut être une solution pour pallier cette simplification. Cependant, les circuits sont habituellement appliqués directement sur une grille raster, mais nécessitent une grande capacité de calcul. Bien que certaines méthodes existent pour modéliser le paysage et mettre en œuvre les principes des circuits sur une grille plus grossière (McRae *et al.* 2008), nous avons pu montrer que le calcul des métriques issues des circuits sur un graphe paysager peut également permettre d'analyser de manière pertinente les flux à l'échelle régionale.

Dans la thèse, un point de discussion à ce sujet concerne l'attribution des valeurs des métriques de connectivité aux tronçons routiers. Les corridors de moindre coût sont largement utilisés et peuvent être couplés aux principes des circuits (McRae et Kavanagh 2011). Dans notre cas, les métriques de connectivité sont calculées à l'échelle du graphe paysager, et les corridors sont construits uniquement pour chaque lien coupant le réseau routier. Par conséquent, seules les résistances le long du chemin de moindre coût sont prises en compte dans le calcul des métriques et la résistance totale du corridor est totalement ignorée (Dale et Fortin 2010; Urban *et al.* 2009). Ceci mène à une surestimation des valeurs des métriques, car le chemin de moindre coût représente une solution de passage optimale générée par l'algorithme de Dijkstra entre deux taches (Figure 9.1).



X. Girardet - ThémA CNRS 2013

Figure 9.1 • Éléments paysagers pris en compte par un chemin et un corridor de moindre coût. Le chemin de moindre coût optimise le parcours entre les taches a et b. Il franchit les éléments défavorables (zones humides et bâties) en traversant des «détroits» pour minimiser son coût total (c). *A contrario*, le corridor intègre une partie de ces zones.

1.2.2. Quels types de déplacements appréhender ?

La modélisation des déplacements potentiels entre les taches d'habitat soulève la question du type de déplacement pris en compte. Trois grandes catégories de mouvements existent, les déplacements journaliers, la migration et la dispersion. Chacun de ces mouvements correspond à une échelle spatiotemporelle distincte et peut intervenir à différentes étapes du cycle de vie d'une espèce.

Toutes les analyses réalisées dans la thèse font référence aux déplacements potentiels des individus d'une tache à l'autre, limités par une distance de dispersion maximale. Cependant, certaines réflexions émergent afin de hiérarchiser les liens au sein d'un graphe paysager. En effet, une approche multiscale à la fois des éléments constituant le graphe et des processus sous-jacents, offre de nouvelles possibilités dans l'analyse des cycles de vie et du concept de méta-

taches (Zetterberg *et al.* 2010). En identifiant des ensembles de tâches dont les relations sont très importantes (*clusters*), il serait possible d'identifier des domaines vitaux composés alors d'un ensemble de tâches d'habitat et de liens représentant les déplacements réguliers entre ces tâches. Ce principe est lié aux concepts de supplémentation et de complémentation pour l'usage de plusieurs éléments paysagers par une espèce pour subvenir à ses besoins (Dunning *et al.* 1992). L'analyse de *clusters* de nœuds au sein d'un réseau en fonction des relations qu'entretiennent ses nœuds, est liée au calcul de modularité (Dale et Fortin 2010). La modularité correspond à une mesure de la qualité d'un partitionnement des éléments d'un graphe pour l'identification de communautés dans un réseau. Il cherche à maximiser le nombre de liens au sein d'une communauté et à minimiser le nombre de liens entre les communautés (Girvan et Newman 2002; Newman 2006).

L'identification de plusieurs domaines vitaux offre alors la possibilité d'analyser leurs interactions potentielles traduisant les mouvements de dispersion. Ce glissement d'échelle, à la fois spatiale et temporelle, est particulièrement intéressant dans l'analyse des relations génétiques entre plusieurs populations (Galpern et Manseau 2013). Cette approche permettrait également d'appréhender les impacts des infrastructures à plus long terme que pour une analyse fondée sur les déplacements réguliers.

2. DES RÉPONSES AUX PROBLÉMATIQUES DE L'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE

2.1. QUELS TRANSFERTS EN DIRECTION DE L'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE ?

2.1.1. Écologie du paysage et infrastructures de transport : une échelle commune

De l'échelle régionale

L'écologie du paysage s'attache à l'étude de l'influence des configurations du paysage sur les processus écologiques à travers les échelles spatiales et temporelles. Ainsi, les études menées dans cette optique s'intéressent aux échelles à partir desquelles les dynamiques du paysage sont perçues. L'échelle régionale est alors une échelle d'analyse privilégiée pour modéliser les déplacements potentiels de la faune à travers les différents éléments paysagers constituant leur réseau écologique. Les graphes paysagers sont aptes à représenter les réseaux écologiques à l'échelle régionale. L'intérêt de cette modélisation réside dans la simplicité de la structure d'un graphe composé de deux ensembles : les nœuds et les liens.

Parallèlement, l'aménagement et les enjeux socio-économiques des infrastructures de transport, et plus particulièrement les grandes infrastructures de transport (autoroutes et LGV), sont très fortement tributaires de l'échelle régionale, voire nationale. Par leur forme linéaire, ils induisent une rupture des réseaux écologiques en isolant les espaces situés de part et d'autre de leur emprise. Nous avons mis en évidence, dans les chapitres précédents, la pertinence des graphes paysagers pour analyser les impacts des infrastructures de transport sur les réseaux

écologiques. Certains de ces impacts, comme l'effet barrière, peuvent perturber les processus écologiques à l'échelle du réseau écologique entier.

Ainsi, au regard de l'échelle d'analyse inhérente aux dynamiques évoquées, la relative simplicité des modèles proposés ouvre de nouvelles perspectives à l'aménagement du territoire en autorisant l'intégration des réseaux écologiques dans les études d'impact menées par les gestionnaires d'infrastructures.

Définition du périmètre des études d'impact

Un apport important du travail de thèse concerne l'aide à la définition des périmètres d'investigation des études d'impact. La majorité des études d'impact sont réalisées dans un périmètre limité de part et d'autre d'une infrastructure. Les résultats obtenus suite à l'analyse des impacts potentiels des infrastructures de transport sur les réseaux écologiques, suggèrent de reconsidérer ces périmètres d'évaluation en fonction de la configuration du paysage à l'échelle régionale.

Bien que le travail présenté dans la thèse soit fondé sur une espèce virtuelle, les résultats ont mis en évidence une relation entre la distance de dispersion d'une espèce et la distance maximum de l'impact d'une infrastructure sur sa distribution spatiale. Ici, plus la distance de dispersion de l'espèce est importante, plus la distance d'impact est importante. Ce constat suggère que les espèces dont la distance de dispersion est importante sont potentiellement plus sensibles à l'isolation provoquée par une infrastructure de transport infranchissable que les espèces dont la distance de dispersion est faible. Ce résultat rejoint les conclusions de Fu *et al.* (2010) évoquant un impact plus important de l'effet barrière d'une infrastructure envers les espèces se dispersant sur de longues distances.

En outre, la définition *a priori* d'une zone d'étude pour l'analyse des impacts d'une infrastructure nécessite une bonne connaissance de l'impédance du paysage considéré, c'est-à-dire de la résistance globale des éléments paysagers aux mouvements des espèces. L'approche régionale permet, dans la plupart des cas, d'examiner un espace suffisamment étendu pour circonscrire les impacts d'une infrastructure. Cependant, la modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers permet, à travers l'identification des composantes, d'isoler des sous-ensembles du paysage, et ainsi de restreindre les analyses à ces espaces. Par exemple, dans le cas d'étude de la branche sud de la LGV Rhin-Rhône, seul l'espace compris entre les infrastructures existantes pouvait être pris en compte, sans perte de résultats significatifs. En effet, ces infrastructures étant considérées comme totalement infranchissables dans le modèle, plusieurs composantes ont été construites. Seules les composantes intégrant les différents scénarios de passage des fuseaux pouvaient faire l'objet du calcul de métrique. Ceci aurait permis de limiter les temps de calcul en se concentrant uniquement sur les éléments du paysage influençant les analyses.

2.1.2. Une voie vers la généralisation

Mener les réflexions sur un ensemble d'espèces

Selon Opdam *et al.* (2002), l'écologie du paysage n'a pas encore atteint tous ses objectifs et il existe un écart à combler entre les apports de la discipline et les besoins de l'aménagement du territoire. Un des objectifs de l'écologie du paysage est de transférer les connaissances sur les espèces cibles vers une connaissance générale de la relation entre structures spatiales et biodiversité. Pour les auteurs, il est nécessaire de développer des approches pour généraliser et agréger les connaissances écologiques en vue de leur application dans le cadre de l'aménagement du territoire. La condition *sine qua non* pour optimiser ce transfert de connaissances et de méthodes est que l'écologie du paysage doit coévoluer avec l'aménagement du territoire (Ahern 1999).

En écologie du paysage, deux approches progressent en parallèle. La première consiste à analyser un problème à partir des structures du paysage et proposer des solutions pour l'aménagement. Les résultats sont ensuite évalués *a posteriori*. La seconde approche est fondée sur des cas d'étude empiriques focalisés sur une seule espèce. Ainsi, l'intégration à un niveau multiespèces, la production d'indicateurs paysagers et la standardisation des méthodes, qui offrent des perspectives de rapprochement avec l'aménagement du territoire, sont sous-représentées dans la littérature (Opdam *et al.* 2002).

Trois approches sont développées dans la thèse, une approche concernant une espèce cible, le chevreuil, une approche virtuelle, et une approche par profil d'espèces. La question des profils d'espèces est abordée dans la thèse 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 dernière 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).

Sensibilité du modèle aux données en entrée

Outre la généralisation des connaissances sur les espèces, un point important en faveur de la reproductibilité des méthodes dans le cadre de l'aménagement du territoire concerne la disponibilité et l'opérationnalité des données nécessaires à la modélisation des graphes paysagers (Bergsten et Zetterberg 2013).

La majorité des données mobilisées dans la thèse est accessible à tous les services de l'État, à la recherche et à l'éducation. Donc toutes les méthodes proposées sont potentiellement reproductibles. Cependant, deux points d'achoppement viennent nuancer cette affirmation. Le

premier est lié à la résolution des cartes d'occupation du sol utilisées. Ici, des images à 10 mètres de résolution spatiale ont été utilisées. Cette précision des données nécessite des capacités de calcul importantes lorsqu'elles sont utilisées pour modéliser un paysage couvrant un espace important. Le second point concerne les utilisateurs potentiels des méthodes proposées. Bien que les gestionnaires d'infrastructure utilisent des systèmes d'information géographiques, la majorité des études d'impact est réalisée par des bureaux d'études spécialisés. Ces entreprises n'ont pas d'accès gratuit aux données nécessaires, elles se tournent par conséquent sur des cartes d'occupation du sol accessibles gratuitement comme la base de données *Corine Land Cover*.

Cette base de données renseigne l'occupation du sol sur toute l'Europe avec un grain de 25 ha. Elle est également fondée sur une nomenclature ne renseignant pas toutes les catégories paysagères pouvant être utiles à la modélisation de certains réseaux écologiques (haies, infrastructures, bâti isolé). Néanmoins, sa disponibilité et sa couverture spatiale importante en font une base de données privilégiée en aménagement du territoire. Il serait donc nécessaire d'évaluer la sensibilité des méthodes proposées en fonction de la dégradation des données spatiales et sémantiques nécessaires à la modélisation des réseaux écologiques.

2.2. APPLICATIONS POSSIBLES POUR LES ÉTUDES D'IMPACT

La modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers nous a permis de proposer un ensemble de méthodes liées à la localisation des impacts des infrastructures linéaires de transport et des mesures d'atténuation de ces impacts. Cependant, d'autres applications dérivées des méthodes proposées peuvent entrer dans le processus décisionnel relatif aux suivis des mesures d'atténuation et à la proposition de mesures compensatoires.

2.2.1. Évaluation des passages à faune existants

La méthode proposée pour la localisation des passages à faune le long d'une infrastructure de transport peut être adaptée à l'évaluation de passages à faune existants. Il est en effet possible de représenter la localisation de passages à faune dans le modèle, en intégrant des discontinuités le long d'une infrastructure dans la carte d'occupation du sol. Lorsque les chemins de moindre coût sont définis entre deux taches situées de part et d'autre de l'infrastructure considérée comme infranchissable, les chemins modélisés empruntent logiquement ces passages.

Suite à la construction du graphe, tous les liens localisés sur ces passages peuvent donc être hiérarchisés en fonction d'un indicateur global de connectivité. En confrontant ce classement à des données de fréquentation des passages (piégeage photographique, ou pièges à traces), il serait possible de valider la méthode de hiérarchisation, et de reproduire l'évaluation de passages à faunes existants sur une autre infrastructure pour laquelle les passages ne sont pas surveillés.

2.2.2. Localisation des mesures compensatoires

Les mesures compensatoires consécutives à l'aménagement des infrastructures de transport correspondent à la création de nouvelles taches d'habitat pour compenser la fragmentation d'une infrastructure sur ce type d'habitat. Ce principe rejoint les observations réalisées sur l'impact de la LGV Rhin-Rhône sur la distribution de l'espèce virtuelle (cf. chapitre 7, section 2.2.2.). Plus le nombre de taches est important, moins l'infrastructure a d'impact sur le réseau écologique.

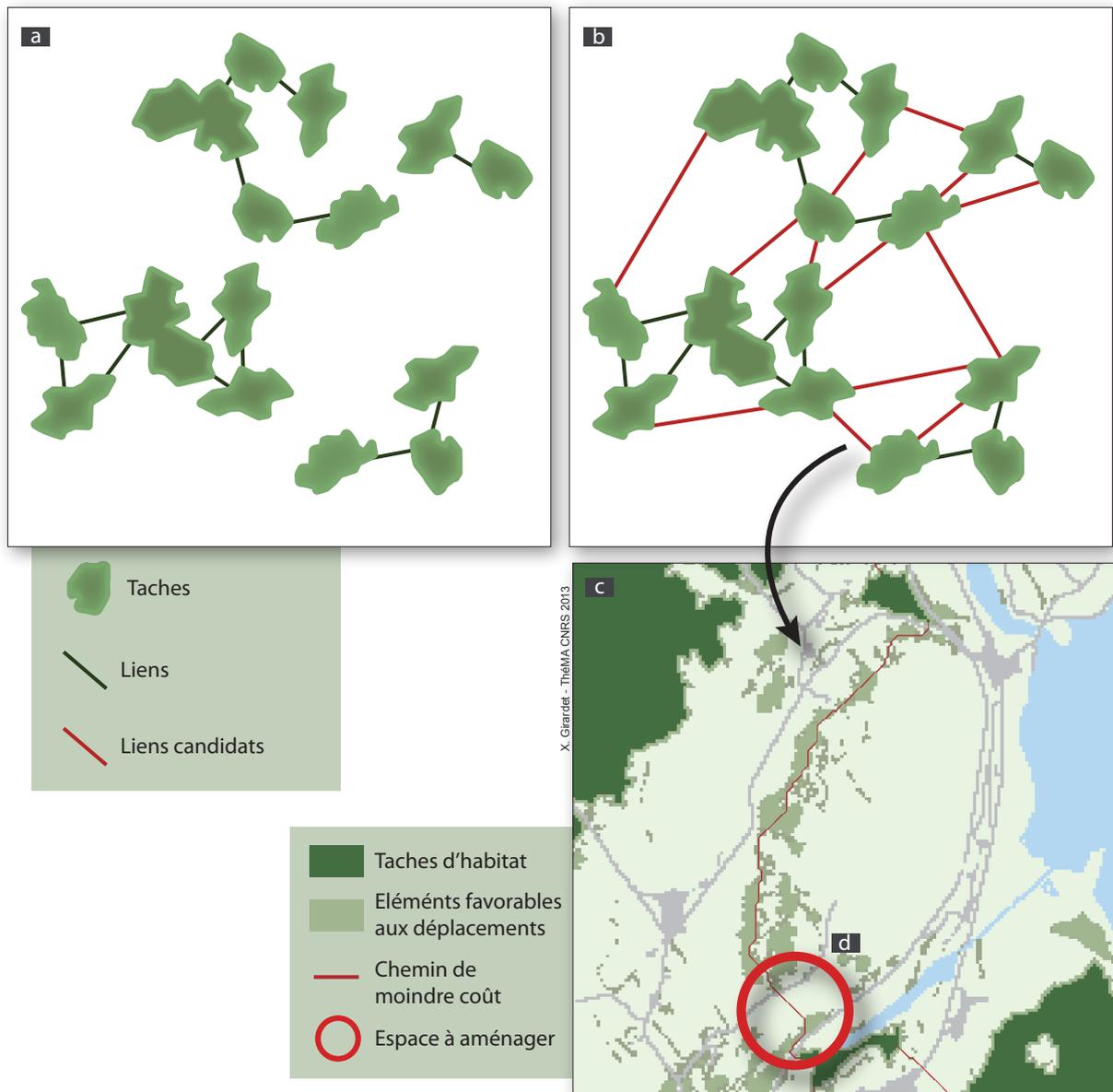


Figure 9.2 • Exemple de l'ajout de liens dans un graphe paysager. A partir d'un graphe paysager représentant le réseau écologique d'une espèce (a), un ensemble de liens potentiels (liens candidats) est identifié (b). Le test de l'ajout de chaque lien peut aider à localiser des espaces à aménager pour favoriser les déplacements entre deux taches (d).

Selon le même principe que le test des passages à faune potentiel, il est possible de tester des zones candidates à l'ajout de nouvelles taches d'habitat. Itérativement, chaque zone est testée en ajoutant une tache qui est ensuite connectée au réseau écologique existant. La zone maximisant un indicateur global de connectivité est identifiée comme une zone prioritaire à l'établissement d'une mesure compensatoire.

Parallèlement, si l'objectif est de favoriser les déplacements d'une espèce et de renforcer le réseau écologique pour limiter l'impact d'une infrastructure, l'ajout de lien peut être testé entre toutes les taches séparées par une distance définie (Figure 9.2). Les liens candidats sont donc sélectionnés, dans un graphe paysager non seuillé (Figure 9.2 b), parmi les liens dont

la distance est supérieure à la distance de seuillage du graphe paysager représentant le réseau écologique étudié. Le lien dont l'ajout est le plus bénéfique à la connectivité globale du réseau peut ensuite aider à localiser les espaces pour lesquels des aménagements sont à réaliser afin de faciliter les déplacements de la faune (aménagement de zones relais ou de structures linaires comme des haies) (Figure 9.2 c).

2.2.3. Le jumelage des infrastructures

L'étude menée sur la branche sud de la LGV Rhin-Rhône a été l'occasion d'approcher une pratique régulière en aménagement du territoire, le jumelage des infrastructures (Trocmé 2002). Nous avons pu constater que selon la modélisation proposée, le doublement systématique d'une infrastructure linéaire à venir avec une infrastructure existante ne se faisait pas constamment au bénéfice de la connectivité du paysage traversé. La question de l'impact du doublement d'infrastructure sur les réseaux écologiques reste alors posée. Est-il plus favorable de fragmenter des taches d'habitat déjà coupées par une infrastructure existante, ou alors de bloquer les déplacements entre certaines taches dont l'importance pour la connectivité du réseau écologique est limitée ? Pour tenter de répondre à ces questions, il conviendrait d'approfondir les analyses réalisées en focalisant la démarche sur plusieurs espèces présentes dans la zone d'étude, et inféodées à plusieurs types d'habitat (forestier, prairie, zones humides...).

CONCLUSION DU CHAPITRE 9

Ce chapitre nous a permis de montrer, à travers une synthèse des travaux réalisés, l'intérêt de la méthode des graphes paysagers pour modéliser les réseaux écologiques et plus particulièrement pour analyser les impacts des infrastructures de transport sur ces réseaux. Bien que cette modélisation présente quelques limites, liées en grande partie aux différents choix nécessaires en amont de la modélisation, elle offre un cadre robuste à l'analyse des réseaux écologiques à l'échelle régionale. L'analyse de la connectivité du paysage à cette échelle permet un diagnostic spatial objectif des impacts potentiels d'une infrastructure de transport. Cette approche est différente de celle habituellement suivie dans les études d'impacts. En effet, ces dernières ne s'intéressent qu'à un périmètre limité de part et d'autre de l'infrastructure de transport. Les résultats obtenus suggèrent alors que les processus d'évaluation des effets des infrastructures tireraient avantage de l'intégration des méthodes proposées dans la thèse. Cependant, certaines adaptations doivent être réalisées afin que le transfert de connaissances et de méthodes de la recherche à l'aménagement puisse être entier. La disponibilité des données, et le nombre important d'espèces potentiellement affectées par les infrastructures de transport induisent de généraliser les approches réalisées à quelques espèces témoins. Si ce transfert méthodologique peut être opéré, d'autres méthodes, liées aux propositions méthodologiques faites dans la thèse, peuvent élargir le spectre des analyses possibles pour intégrer les réseaux écologiques dans les études d'impact (localisation de mesures compensatoires, évaluation des aménagements existants).

CONCLUSION DE LA TROISIÈME PARTIE

Au cours de cette dernière partie, nous avons cherché à explorer certains aspects des interactions entre le réseau d'infrastructures de transport et les réseaux écologiques. En nous appuyant sur les graphes paysagers, nous avons proposé un cadre méthodologique à l'étude d'impact des infrastructures linéaires de transport sur les déplacements potentiels de la faune. Deux impacts ont été étudiés selon l'effet barrière de l'infrastructure. Le premier portait sur une infrastructure franchissable provoquant des collisions entre les véhicules et une espèce forestière, le chevreuil, le long du réseau de la DIR est. Le second se rapportait à l'impact d'une infrastructure totalement infranchissable sur la distribution d'une espèce et plus généralement sur la connectivité globale d'un réseau écologique.

L'analyse des collisions du chevreuil a démontré l'influence que peut avoir un réseau écologique dans la distribution spatiale de ce phénomène. Cette approche a également permis de considérer, à travers une démarche empirique, les graphes paysagers comme un modèle pertinent pour l'analyse des impacts d'une infrastructure de transport sur les déplacements potentiels de la faune. Par conséquent, en construisant le graphe paysager d'une espèce dont la distribution spatiale était dépendante de la connectivité de son réseau écologique, nous avons pu proposer des indicateurs destinés à quantifier l'impact potentiel et la distance de perturbation d'une infrastructure de transport. L'élaboration de ces indicateurs globaux à l'échelle d'un aménagement nous a permis de proposer des pistes méthodologiques pour hiérarchiser des scénarios d'aménagement d'infrastructure et optimiser la localisation de passages à faune.

Le travail réalisé dans le cadre de la thèse s'est attaché à proposer une nouvelle approche dans l'analyse des impacts des infrastructures. Intégrer les réseaux écologiques dans les réflexions liées aux études d'impact et modéliser ces réseaux par les graphes paysagers comble le manque, souligné dans la littérature scientifique, d'approches quantitatives et prédictives dans les études d'impact. Bien que quelques limites aient été soulevées concernant les méthodes mises en place, le travail constitue un apport directement exploitable dans le cadre de l'aménagement du territoire par les gestionnaires d'infrastructures.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Les premières pistes de réflexion qui ont abouti à la réalisation de ce travail de recherche ont été lancées dans un contexte national favorable au champ de l'évaluation environnementale suite à la tenue du Grenelle de l'environnement. La décision d'une concertation nationale sur les réseaux écologiques et la volonté d'intégrer, dans chaque région, la Trame Verte et Bleue dans les documents d'urbanismes, figurent parmi les mesures qui ont particulièrement influencé et accompagné notre travail. Les besoins signalés par les gestionnaires d'infrastructures, pour répondre aux nouvelles préoccupations liées à l'intégration de la connectivité du paysage dans les études d'impact, nous ont permis d'investir pleinement cette problématique. Parallèlement, le concept de réseau écologique était largement étudié dans la littérature relative à l'écologie, l'écologie du paysage et la géographie. L'analyse de la connectivité du paysage y étant traitée abondamment à travers diverses méthodes, notre attention s'est tournée vers une forme de modélisation récente des réseaux écologiques, les graphes paysagers. Le fait était que, malgré les potentialités annoncées de cette méthode et au regard du nombre croissant de publications qui lui était consacré, peu d'études mobilisaient les graphes paysagers pour l'analyse des impacts des infrastructures de transport.

Notre travail s'est alors attaché à explorer la pertinence de cette méthode en proposant un cadre méthodologique pour l'analyse des impacts des infrastructures de transport sur la connectivité du paysage, ainsi que pour apporter des réponses à la localisation de mesures d'atténuation de ces impacts. Ne doutant pas de l'apport qu'un géographe peut réaliser en terme de diagnostic spatial dans ce domaine, il a cependant été nécessaire, dans un premier temps, d'investir le plus complètement possible les différents concepts de l'écologie du paysage en général et de la connectivité du paysage en particulier. L'originalité de la modélisation des graphes paysagers a également été une source de réflexion continue et enrichissante, à propos de la définition des différents éléments constituant un réseau écologique et de la démarche la plus pertinente pour les modéliser. Notre travail, bien que destiné à proposer un cadre méthodologique adapté à l'aménagement du territoire, repose sur des fondements très importants en écologie consacrés aux mouvements et aux dynamiques des populations que nous espérons avoir su exploiter justement. Ceci exige continuellement de mieux connaître la réalité des processus pour mieux les modéliser.

Une modélisation réticulaire du paysage

Au sein de la littérature abondante sur l'analyse des configurations paysagères et sur la relation structure-processus, chaque méthode cherchant à étudier la connectivité du paysage offre un certain compromis entre simplicité et pertinence, pour approcher les dynamiques spatiales régissant les déplacements de la faune et les relations entre les taches d'habitats au sein du réseau écologique de chaque espèce.

Parmi ces méthodes, nous nous sommes attaché à démontrer que la modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers permet d'estimer le *pattern* des flux individuels entre les taches d'habitat d'une espèce, en fonction de la structure globale de son réseau écologique. L'explication des données issues de la localisation des collisions du chevreuil sur le réseau de la DIR Est, à l'aide de métriques de connectivité, nous a permis de valider cette hypothèse. Ceci est également un résultat majeur dans le cadre de l'analyse des collisions entre les véhicules et la faune. Bien qu'il soit reconnu que les mouvements des individus sont influencés par la structure du paysage, la majorité des études menées, cherchant à expliquer les localisations des collisions, se fonde uniquement sur des variables locales relatives à la route et à la composition du paysage.

La validation de l'utilisation des graphes paysagers comme un modèle viable à l'analyse des processus en cours dans un réseau écologique nous a conforté dans notre volonté d'utiliser cette méthode pour appréhender les impacts des infrastructures de transport sur la connectivité du paysage. Cependant, il est apparu lors de ce travail que la modélisation des réseaux écologiques à l'échelle d'une région était limitée par le grain auquel les processus écologiques devaient être pris en compte. Pour les espèces dont les mouvements dépendent d'éléments paysagers fins (accotements de routes, broussailles), la précision nécessaire à la représentation de ces catégories d'occupation du sol ne permet pas de modéliser son réseau écologique sur une étendue spatiale importante. Cette difficulté a été rencontrée pour modéliser le réseau écologique du lézard vert occidentale. L'habitat de cette espèce est très fragmenté en Franche-Comté, et sa distance de dispersion est estimée à quelques centaines de mètres. D'autres investigations devraient permettre d'identifier un « seuil » de fragmentation ou une limite minimale de capacité de déplacement à partir desquels la méthode des graphes paysagers ne peut modéliser de manière satisfaisante les réseaux écologiques.

Des propositions méthodologiques destinées à la planification spatiale

L'application opérationnelle des méthodes présentées dans le travail de recherche était une orientation forte qui a guidé le travail par la recherche de réponses au manque de méthodes prédictives et quantitatives pour l'analyse des impacts des infrastructures. Nous avons proposé deux approches prédictives dans ce travail. La première concerne les collisions. Après avoir expliqué la localisation d'un ensemble de tronçons définis comme accidentogènes, nous avons proposé un modèle pour localiser des tronçons potentiellement à risque au regard des différentes variables impliquées. Ce modèle a été validé par un nouvel ensemble de points de collisions. L'intérêt serait alors de tester ce modèle sur un autre réseau routier propice aux collisions impliquant le chevreuil. La seconde approche est liée à la modélisation de la distribution spatiale d'une espèce avant la construction d'une infrastructure et à l'extrapolation de ce modèle après

la construction de l'infrastructure. Le taux de variation de la probabilité de présence, estimé en tout point de l'espace, représente alors un indicateur local aisément interprétable dans le cadre d'une étude d'impact. Cet indicateur local peut être (1) agrégé à l'échelle de la zone d'étude pour renseigner sur un impact global d'un aménagement, ou (2) utilisé pour rechercher une distance maximale d'impact.

Nous nous sommes également attelé à proposer deux démarches méthodologiques pour (1) limiter les impacts d'une infrastructure à venir en hiérarchisant plusieurs fuseaux de passage et (2) atténuer les impacts d'une infrastructure existante en cherchant à optimiser la localisation de mesures de restauration de la connectivité. Ces méthodes bénéficient des résultats présentés en amont, en mobilisant des indicateurs globaux des impacts ou des bénéfices potentiels d'un aménagement. Elles constituent une véritable réponse aux préoccupations des gestionnaires d'infrastructures et offrent des pistes à explorer notamment dans le cadre du jumelage des infrastructures de transport et de l'évaluation de passages à faune existants. Ces méthodes s'appliquent de préférence à partir d'un graphe validé en amont par des données issues d'observation de terrain, pour représenter au mieux le réseau écologique d'une espèce. Cependant, dans un souci d'adaptation aux contraintes de l'aménagement du territoire, nous avons appliqué ces méthodes à des graphes paysagers représentant le réseau écologique de plusieurs espèces sans appuyer cette démarche d'une validation de terrain. Cette démarche de généralisation présente de nombreuses limites, mais il serait intéressant de coupler cette approche avec l'utilisation d'espèces témoins pour rendre la problématique de la connectivité du paysage plus accessible aux gestionnaires d'infrastructures.

Un diagnostic paysager des impacts des infrastructures de transport

Mobiliser la méthode des graphes paysagers dans l'analyse des impacts des infrastructures linéaires de transport nous a ouvert la voie vers une intégration avancée des questions liées à la connectivité du paysage dans les études d'impacts. Cette intégration a été rendue possible par le caractère spatialement explicite du modèle des graphes paysagers, et la relative souplesse de cette méthode pour la modélisation des réseaux écologiques à une échelle plus petite que celle habituellement rencontrée dans les études d'impact. En effet, en accord avec les résultats obtenus sur l'influence établie entre les localisations des collisions et le réseau écologique du chevreuil modélisé à l'échelle régional, les dynamiques des réseaux écologiques, et les conséquences des infrastructures de transport s'expriment à travers une échelle commune, celle du paysage.

Nous avons pu démontrer que la modélisation d'un réseau écologique à l'échelle régionale offrait la possibilité de circonscrire au mieux les impacts des infrastructures de transport sur la connectivité du paysage. En évaluant l'impact de la branche est de la LGV Rhin-Rhône, nous avons proposé une méthode diachronique, fondée sur le taux d'évolution de la probabilité de présence d'une espèce avant et après la construction d'une infrastructure, pour établir une distance maximale d'impact. Cette distance était jusque là ignorée dans les études d'impact qui se concentraient dans un périmètre restreint à une centaine de mètres de part et d'autre du projet sans tenir compte de l'influence potentielle de la structure globale des réseaux écologiques des espèces.

Deux visions des impacts s'opposent dans ce travail, mais elles nous ont paru pour le moins complémentaires. Ces deux approches nous ont permis d'explorer certains avantages et certaines limites des graphes paysagers. La première s'attache à l'analyse d'une infrastructure franchissable à travers l'exploration de données de collisions entre les véhicules et la faune. Elle a mis en évidence une limite majeure de l'utilisation d'un chemin unique de moindre coût pour modéliser un flux d'individus. Comme nous avons pu le montrer à travers les données de collision, ce flux est davantage distribué le long d'un gradient que concentré sur un point unique de l'espace. La seconde considère l'infrastructure infranchissable en bloquant totalement les déplacements potentiels de part et d'autre de l'infrastructure. Si cette simplification de la réalité des déplacements de la faune présente des limites évidentes, elle offre l'avantage (1) d'exploiter pleinement la structure des graphes paysagers, qui autorise un retrait aisé des liens coupant une infrastructure, et (2) d'évaluer et de localiser les *extremum* de l'impact pouvant guider efficacement des campagnes de validations.

Vers de nouveaux champs d'application

Si la méthode des graphes paysagers en tant que modèle des réseaux écologiques s'est illustrée comme un choix pertinent pour analyser les impacts des infrastructures de transport, elle peut également être un outil d'évaluation des politiques liées à la connectivité du paysage. En France, l'élaboration de la Trame Verte et Bleue arrive à son terme, les premières discussions liées à l'évaluation des documents produits vont être entamées dans les mois qui viennent. La modélisation par les graphes paysagers peut être un support adéquat à ces évaluations à venir, notamment pour la hiérarchisation et l'exploration des enjeux des différents éléments paysagers de ces réseaux écologiques.

Plus généralement, c'est l'ensemble des perturbations ayant pour conséquence une diminution de la connectivité du paysage qui pourraient être investies à travers cette forme de modélisation. En dehors des infrastructures linéaires dont les impacts sont similaires aux impacts évoqués dans notre travail, les impacts engendrés par l'étalement urbain peuvent être approchés par les graphes paysagers. Les premières études réalisées sur le sujet révèlent un impact plus diffus et restreint que celui engendré par une infrastructure de transport.

Par ailleurs, les modifications d'occupation du sol induites par le changement climatique affectent directement la structure des réseaux écologiques. Ce problème tirerait entièrement parti de l'approche diachronique proposée dans ce travail en modélisant les changements potentiels d'occupation du sol pour prédire la distribution potentielle d'une espèce tributaire de la connectivité de son réseau écologique.

D'autres approches liées à des questions de sociétés peuvent-être traitées, notamment à travers la prévention d'un risque sanitaire, dont le vecteur peut être influencé par la connectivité du paysage, ou encore, dans un contexte urbain, pour concilier qualité du cadre de vie des populations urbaines et bénéfiques écologiques du réseau de parcs et d'espaces verts.

Bibliographie

A

- ADRIAENSEN F, CHARDON JP, DE BLUST G, ET AL.** (2003) The application of « least-cost » modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* 64(4):233—247.
- AHERN J** (1999) Spatial concepts, planning strategies, and future scenarios: a framework method for integrating landscape ecology and landscape planning. *in* : KLOPATEK JM, GARDNER RH (DIR.), *Landscape ecological analysis: Issues and Applications*. Springer-Verlag, New York, Etats-Unis, pp. 175—201.
- ALLAG-DHUISME F, AMSALLEM J, BARTHOD C, ET AL.** (2010) Choix stratégiques de nature à contribuer à la préservation et à la remise en bon état des continuités écologiques – Premier document en appui à la mise en œuvre de la Trame verte et bleue en France. *MEEDDM, Paris, France*, 70 p.
- ALLEN TFH, STARR TB** (1988) *Hierarchy: Perspectives for Ecological Complexity*. University of Chicago Press, Chicago, Etats-Unis, 310 p.
- ANDELMAN S, FAGAN W** (2000) Umbrellas and flagships: efficient conservation surrogates or expensive mistakes? *Proceedings of the National Sciences of the United States of America* 97(11):5954—5959.
- APOSTOLOPOULOU E, PANTIS JD** (2009) Conceptual gaps in the national strategy for the implementation of the European Natura 2000 conservation policy in Greece. *Biological Conservation* 142(1):221—237.
- AWADE M, BOSCOLO D, METZGER JP** (2012) Using binary and probabilistic habitat availability indices derived from graph theory to model bird occurrence in fragmented forests. *Landscape Ecology* 27(2):185—198.

B

- BARANYI G, SAURA S, PODANI J, JORDÁN F** (2011) Contribution of habitat patches to network connectivity: Redundancy and uniqueness of topological indices. *Ecological Indicators* 11(5):1301—1310.
- BAUDRY J, MERRIAM HG** (1988) Connectivity and connectedness: functional versus structural patterns in landscape. *in* : SCHREIBER K-F (DIR.), *Connectivity in Landscape Ecology: proceedings of the 2nd International Seminar of the International Association for Landscape Ecology*, Münster. pp. 23—28.
- BEIER P, NOSS RF** (1998) Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12(6):1241—1252.
- BÉLISLE M, CASSADY-ST CLAIR C** (2002) Cumulative effects of barriers on the movements of forest birds. *Conservation Ecology* 5(2):9.
- BENÍTEZ-LÓPEZ A, ALKEMADE R, VERWEIJ PA** (2010) The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis. *Biological Conservation* 143(6):1307-1316.
- BENNETT AF** (1999) *Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. IUCN, Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Unis, 254 p.
- BERGMANN F, FRITZ K** (2002) Das Vorkommen der Westlichen Smaragdeidechse (*Lacerta bilineata*) am Tuniberg. *Naturschutz südl Oberrhein* 3179184.
- BERGSTEN A, ZETTERBERG A** (2013) To model the landscape as a network: A practitioner's perspective. *Landscape and Urban Planning* 119:3543.

- BERTHOUD G, LEBEAU R, RIGHETTI A** (2004) Réseau écologique national REN. Rapport final. *Berne*, 132 p. p.
- BIRÒ E, BOUWMA IM, GROBELNIK V** (2006) Indicative map of the Pan European Ecological Network in South-eastern Europe. Technical Background document. *ECNC - European Centre for Nature Conservation*, Tilburg University Drukkerij, Tilburg, Pays-Bas, 56 p.
- BISSONETTE JA, ROSA SA** (2009) Road zone effects in small-mammal communities. *Ecology and Society* 14(1):27.
- BODIN Ö, SAURA S** (2010) Ranking individual habitat patches as connectivity providers: Integrating network analysis and patch removal experiments. *Ecological Modelling* 221(19):2393—2405.
- BOITANI L, FALCUCCI A, MAIORANO L, RONDININI C** (2007) Ecological networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation. *Conservation Biology* 21(6):1414—1422.
- BOUWMA IM, JONGMAN RHG, BUTOVSKY RO** (2002) The indicative map of the pan-European ecological network for Central and Eastern Europe. Technical background document. *ECNC - European Centre for Nature Conservation*, Tilburg University Drukkerij, Tilburg, Pays-Bas, 101 p.
- BROOKS C** (2003) A scalar analysis of landscape connectivity. *Oikos* 102(2):433—439.
- BRUINDERINK G, HAZEBROEK E** (1996) Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology* 10(4):1059—1067.
- BRUNET R** (1995) Analyse des paysages et sémiologie. in : ROGER A (DIR.), *La théorie du paysage en France. Champ vallon*, Seyssel, France, pp. 7—20.
- BUNN AG, URBAN DL, KEITT TH** (2000) Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* 59(4):265—278.
- BUREL F, BAUDRY J** (1999) *Écologie du paysage : concepts, méthodes et applications. Tec & doc*, Paris, France, 359 p.
- BURGESS RL, SHARPE DM** (1981) Forest island dynamics in man-dominated landscapes. *Springer-Verlag*, New York, Etats-Unis, 310 p.
- BURKEY TV** (1989) Extinction in nature reserves: the effect of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. *Oikos* 55(1):75—81.
- BURNHAM K, ANDERSON D** (2002) Model selection and multi-model inference: a practical information-theoretic approach. *Springer-Verlag*, New York, Etats-Unis, 488 p.

C

- CALABRESE JM, FAGAN WF** (2004) A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2(10):529—536.
- CARROLL C, MCRAE B, BROOKES A** (2012) Use of linkage mapping and centrality analysis across habitat gradients to conserve connectivity of gray wolf populations in western North America. *Conservation Biology* 26(1):78—87.
- CARSIGNOL J** (1993) Passages pour la grande faune: guide technique. *SETRA - Service d'études techniques des routes et autoroutes*, Paris, France, 121 p.
- 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* 127C:125134.
- CLEVINGER AP, CHRUSZCZ B, GUNSON KE** (2003) Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* 109(1):15—26.
- COFFIN AW** (2007) From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography* 15(5):396—406.

-
- COMMISSION EUROPÉENNE (2004) Schéma du réseau transeuropéen de transport. http://ec.europa.eu/transport/themes/infrastructure/index_en.htm. Accessed 15 mai 2013
- CONNELLY R (BOB) (2011) Canadian and international EIA frameworks as they apply to cumulative effects. *Environmental Impact Assessment Review* 31(5):453-456.
- CORLATTI L, HACKLÄNDER K, FREY-ROOS F (2009) Ability of wildlife overpasses to provide connectivity and prevent genetic isolation. *Conservation Biology* 23(3):548—556.
- CORMIER L, LAJARTRE ABD, CARCAUD N (2010) La planification des trames vertes, du global au local: réalités et limites. *Cybergeo: European Journal of Geography* [en ligne](Document 504):<http://cybergeo.revues.org/index23187.html>.
- COULETTE S (2007) Proposition d'une cartographie de réseau écologique régional pour la Franche-Comté. *Rapport de Stage de Master 2*, Université Nancy 1, 30 p.
- COULON A, COSSON JF, ANGIBAUT J-M, ET AL. (2004) Landscape connectivity influences gene flow in a roe deer population inhabiting a fragmented landscape: an individual-based approach. *Molecular ecology* 13(9):2841—2850.
- COULON A, MORELLET N, GOULARD M, ET AL. (2008) Inferring the effects of landscape structure on roe deer (*Capreolus capreolus*) movements using a step selection function. *Landscape Ecology* 23(5):603—614.
- D**
- DAJOZ R (2003) Précis d'écologie. *Dunod*, Paris, France, 615 p.
- DALE MRT, FORTIN M-J (2010) From graphs to spatial graphs. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 41(1):21—38.
- DANKS ZD, PORTER WF (2010) Temporal, spatial, and landscape habitat characteristics of moose–vehicle collisions in western maine. *Journal of Wildlife Management* 74(6):1229—1241.
- DECOUT S, MANEL S, MIAUD C, LUQUE S (2012) Integrative approach for landscape-based graph connectivity analysis: a case study with the common frog (*Rana temporaria*) in human-dominated landscapes. *Landscape Ecology* 27(2):267—279.
- DELCOURT HR, DELCOURT PA (1988) Quaternary landscape ecology: Relevant scales in space and time. *Landscape Ecology* 2(1):23—44.
- DEPRAZ S (2008) Géographie des espaces naturels protégés : Genèse, principes et enjeux territoriaux. *Armand Colin*, Paris, France, 320 p.
- DIMITRAKOPOULOS PG, MEMTSAS D, TROUMBIS AY (2004) Questioning the effectiveness of the Natura 2000 Special Areas of Conservation strategy: the case of Crete. *Global Ecology and Biogeography* 13(3):199—207.
- DOWNES JA, HORNER MW (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):17—34.
- DUNNING J, DANIELSON B, PULLIAM H (1992) Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65(1):169—175.
- DUSSAULT C, POULIN M, COURTOIS R, OUELLET J (2006) Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Quebec, Canada. *Wildlife Biology* 12(4):415—425.

E

EEA (2011) Landscape fragmentation in Europe. *European Environment Agency/Swiss Federal Office for the Environment*, Copenhagen, Denmark, 92 p.

EUROSTAT (2012) Statistiques des transports en Europe. <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/transport/introduction>. Accessed 15 mai 2013

F

FABOS J (1985) Land-use planning: from global to local challenge. *Chapman and Hall*, New York, Etats-Unis, 223 p.

FAHRIG L (1997) Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *The Journal of Wildlife Management* 61(3):603—610.

FAHRIG L, RYTWINSKI T (2009) Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society* 14(1):21.

FALL A, FORTIN M-J, MANSEAU M, O'BRIEN D (2007) Spatial graphs: principles and applications for habitat connectivity. *Ecosystems* 10(3):448—461.

FARINA A (2006) Principles and Methods in Landscape Ecology : Towards a Science of the Landscape. *Springer Landscape Series*, New York, Etats-Unis, 412 p.

FATH BD, SCHARLER UM, ULANOWICZ RE, HANNON B (2007) Ecological network analysis: network construction. *Ecological Modelling* 208(1):49—55.

FIELDING AH, BELL JF (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24(1):38—49.

FOG K (1993) Migration in the tree frog *Hyla arborea*. in : STUMPEL A, TESTER U (DIR.), Ecology and conservation of the European tree frog. *Institute for Forestry and Nature Research*, Wageningen, Pays-Bas, pp. 55—64.

FOLTÊTE J-C, CLAUZEL C, VUIDEL G (2012) A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. *Environmental Modelling & Software* 38:316—327.

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.

FORMAN RTT (1995) Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. *Cambridge University Press*, Cambridge, Royaume-Unis, 632 p.

FORMAN RTT (2000) Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology* 14(1):31—35.

FORMAN RTT, ALEXANDER LE (1998) Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29(1):207—231.

FORMAN RTT, DEBLINGER RD (2000) The Ecological Road-Effect Zone of a Massachusetts (USA) Suburban Highway. *Conservation Biology* 14(1):36—46.

FORMAN RTT, GODRON M (1986) Landscape ecology. *J. Wiley & sons*, New York, Etats-Unis, 619 p.

FORTIN M-J, DALE M (2005) Spatial analysis: A guide for ecologists. *Cambridge University Press*, Cambridge, Royaume-Unis, 365 p.

FORTUNA MA, ALBALADEJO RG, FERNANDEZ L, ET AL. (2009) Networks of spatial genetic variation across species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106(45):19044—19049.

- FU W, LIU S, DEGLORIA SD, ET AL.** (2010) Characterizing the « fragmentation–barrier » effect of road networks on landscape connectivity: A case study in Xishuangbanna, Southwest China. *Landscape and Urban Planning* 95(3):122—129.
- GAILLARD J-M, DELORME D, BOUTIN J-M, ET AL.** (1993) Roe deer survival patterns: a comparative analysis of contrasting populations. *Journal of Animal Ecology* 62(4):778—791.
- GALPERN P, MANSEAU M** (2013) Modelling the influence of landscape connectivity on animal distribution: a functional grain approach. *Ecography* in press.
- GALPERN P, MANSEAU M, FALL A** (2011) Patch-based graphs of landscape connectivity: A guide to construction, analysis and application for conservation. *Biological Conservation* 144(1):44—55.
- GENELETTI D** (2002) Ecological evaluation for environmental impact assessment. *NGS - Netherlands Geographical Studies*, Utrecht, Pays-Bas, 219 p.
- GENELETTI D** (2003) Biodiversity Impact Assessment of roads: an approach based on ecosystem rarity. *Environmental Impact Assessment Review* 23(3):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):1—15.
- 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(1):10—17.
- GIRVAN M, NEWMAN MEJ** (2002) Community structure in social and biological networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99(12):7821—7826.
- GIRVETZ EH, THORNE JH, BERRY AM, JAEGER JAG** (2008) Integration of landscape fragmentation analysis into regional planning: A statewide multi-scale case study from California, USA. *Landscape and Urban Planning* 86(3-4):205—218.
- GONTIER M** (2007) Scale issues in the assessment of ecological impacts using a GIS-based habitat model — A case study for the Stockholm region. *Environmental Impact Assessment Review* 27(5):440—459.
- GONTIER M, MÖRTBERG U, BALFORS B** (2010) Comparing GIS-based habitat models for applications in EIA and SEA. *Environmental Impact Assessment Review* 30(1):8—18.
- GOODWIN SE, SHRIVER WG** (2011) Effects of traffic noise on occupancy patterns of forest birds. *Conservation Biology* 25(2):406—411.
- GRILO C, ASCENSÃO F, SANTOS-REIS M, BISSONETTE JA** (2011) Do well-connected landscapes promote road-related mortality? *European Journal of Wildlife Research* 57(4):707—716.
- GRILO C, BISSONETTE J A., SANTOS-REIS M** (2009) Spatial–temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. *Biological Conservation* 142(2):301—313.
- GUISAN A, HOFER U** (2003) Predicting reptile distributions at the mesoscale: relation to climate and topography. *Journal of Biogeography* 30(8):1233—1243.
- GUISAN A, ZIMMERMANN NE** (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135(2-3):147—186.
- GUNSON KE, MOUNTRAKIS G, QUACKENBUSH LJ** (2011) Spatial wildlife-vehicle collision models: a review of current work and its application to transportation mitigation projects. *Journal of Environmental Management* 92(4):1074—1082.

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):310—320.

GUSTAFSON EJ, GARDNER RH (1996) The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. *Ecology* 77(1):94—107.

H

HABER W (2004) Landscape ecology as a bridge from ecosystems to human ecology. *Ecological Research* 19(1):99—106.

HAIKONEN H, SUMMALA H (2001) Deer-vehicle crashes. *American Journal of Preventive Medicine* 21(3):209—213.

HAILA Y (2002) A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications* 12(2):321—334.

HANSKI I (1994) A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology* 63(1):151—162.

HANSKI I, GILPIN M (1991) Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society* 42(1):3—16.

HANSKI I, KUUSSAARI M, NIEMINEN M (1994) Metapopulation structure and migration in the butterfly *Melitaea cinxia*. *Ecology* 75(3):747—762.

HARMS WB, KNAAPEN JP (1988) Landscape planning and ecological infrastructure: the Randstad study. in : SCHREIBER K-F (DIR.), *Connectivity in Landscape Ecology. Munstersche Geographische Arbeiten*, Munster, pp. 163—67.

HARMS WB, OPDAM P (1990) Woods as habitat patches for birds: application in landscape planning in the Netherlands. in : ZONNEVELD I, FORMAN RTT (DIR.), *Changing Landscapes: An Ecological Perspective. Springer-Verlag*, New York, pp. 73—97.

HESS GR, FISCHER RA (2001) Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape and Urban Planning* 55(3):195—208.

HEWISON AJ, VINCENT JP, JOACHIM J, ET AL. (2001) The effects of woodland fragmentation and human activity on roe deer distribution in agricultural landscapes. *Canadian Journal of Zoology* 79(4):679—689.

HIRZEL A, GUISAN A (2002) Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling. *Ecological Modelling* 157(2-3):331—341.

HIRZEL A, HELFER V, METRAL F (2001) Assessing habitat-suitability models with a virtual species. *Ecological Modelling* 145(2-3):111—121.

HOBBS R (1997) Future landscapes and future landscape ecology. *Landscape and Urban Planning* 37(1-2):1—9.

I-J

IUELL B, BEKKER G, CUPERUS R, ET AL. (2003) *Wildlife and traffic: an European handbook for identifying conflicts and designing solutions. KNNV, Bruxelles, Belgique*, 172 p.

JAEGER JAG (2000) Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15(2):115—130.

JEPSEN J, TOPPING C (2004) Modelling roe deer (*Capreolus capreolus*) in a gradient of forest fragmentation: behavioural plasticity and choice of cover. *Canadian Journal of Zoology* 82(9):1528—1541.

JONGMAN RHG (1995) Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *Landscape and Urban Planning* 32:169—183.

JONGMAN RHG, BOUWMA IM, GRIFFIOEN A, ET AL. (2011) The Pan European Ecological Network: PEEN. *Landscape Ecology* 26(3):311—326.

JONGMAN RHG, BOUWMA IM, VAN DOORN A (2006) Indicative map of the pan-European ecological network in Western Europe. Technical Background Document. *Alterra Report 1429*, 103 p.

JONGMAN RHG, KÜLVIK M, KRISTIANSEN I (2004) European ecological networks and greenways. *Landscape and Urban Planning* 68(2-3):305—319.

JONGMAN RHG, PUNGETTI G (2004) Ecological Networks and Greenways: Concept, Design, Implementation. *Cambridge University Press*, Cambridge, Royaume-Unis, 345 p.

JOYCE T, MAHONEY S (2001) Spatial and temporal distributions of moose-vehicle collisions in Newfoundland. *Wildlife Society Bulletin* 29(1):281—291.

K

KEITT TH, URBAN DL, MILNE BT (1997) Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conservation Ecology* 1(1):4.

KOHLER Y, SCHEURER T, ULLRICH A (2009) Ecological networks in the Alpine Arc. *Revue de géographie alpine* [En ligne](97-1):<http://rga.revues.org/808>.

KRISP J, DUROT S (2007) Segmentation of lines based on point densities—An optimisation of wildlife warning sign placement in southern Finland. *Accident Analysis and Prevention* 39:38—46.

L

LACOUR C, DELAMARRE A, RÉGIONALE FD À L'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE ET À L'ACTION (2003) 40 ans d'aménagement du territoire. *Documentation Française*, Paris, France, 153 p.

LAMBECK R (1997) Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11(4):849—856.

LASKY JR, JETZ W, KEITT TH (2011) Conservation biogeography of the US-Mexico border: a transcontinental risk assessment of barriers to animal dispersal. *Diversity and Distributions* 17(4):673—687.

LESBARRÈRES D, FAHRIG L (2012) Measures to reduce population fragmentation by roads: what has worked and how do we know? *Trends in Ecology & Evolution* 27(7):374—380.

LEVINS R (1969) Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the ESA* 15(3):237—240.

LINDENMAYER D, MANNING A (2002) The focal-species approach and landscape restoration: a critique. *Conservation Biology* 16(2):338—345.

LOISY A (2008) Recensement et proposition d'une organisation pour le suivi des aménagements faunistiques et des points noirs en Franche-Comté. *Rapport de Stage de Master 2*, Université Claude Bernard, Lyon 1, 36 p.

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* 44:1121.

M

MACARTHUR RH, WILSON EO (1967) The theory of island biogeography. *Princeton University Press*, Princeton, Etats-Unis, 203 p.

MACKEY BG, WATSON JEM, HOPE G, GILMORE S (2008) Climate change, biodiversity conservation, and the role of protected areas: An Australian perspective. *Biodiversity* 9(3-4):11—18.

-
- MADER H-J** (1984) Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation* 29(1):81—96.
- MADER HJ, SCHELL C, KORNACKER P** (1990) Linear barriers to arthropod movements in the landscape. *Biological Conservation* 54(3):209—222.
- MADSEN A, STRANDGAARD H, PRANG A** (2002) Factors causing traffic killings of roe deer *Capreolus capreolus* in Denmark. *Wildlife Biology* 55—61.
- MAIORANO L, FALCUCCI A, GARTON EO, BOITANI L** (2007) Contribution of the Natura 2000 network to biodiversity conservation in Italy. *Conservation Biology* 21(6):1433—1444.
- MALO J, SUÁREZ F, DÍEZ A** (2004) Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology* 41(4):701—710.
- MANCEBO QUINTANA S, MARTÍN RAMOS B, CASERMEIRO MARTÍNEZ MA, OTERO PASTOR I** (2010) A model for assessing habitat fragmentation caused by new infrastructures in extensive territories - evaluation of the impact of the Spanish strategic infrastructure and transport plan. *Journal of Environmental Management* 91(5):1087—1096.
- MCHARG I** (1969) Design with nature. *Natural History Press*, New York, Etats-Unis, 197 p.
- MCRÆ B** (2006) Isolation by resistance. *Evolution* 60(8):1551—1561.
- MCRÆ B, BEIER P** (2007) Circuit theory predicts gene flow in plant and animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104(50):19885—19890.
- MCRÆ B, DICKSON BG, KEITT TH, SHAH VB** (2008) Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology* 89(10):2712—2724.
- MCRÆ BH, HALL S A, BEIER P, THEOBALD DM** (2012) Where to restore ecological connectivity? Detecting barriers and quantifying restoration benefits. *PloS one* 7(12):e52604.
- MCRÆ B, KAVANAGH D** (2011) Linkage Mapper Connectivity Analysis Software. <http://www.circuitscape.org/linkagemapper>.
- MCRÆ B, SHAH V** (2009) Circuitscape user guide. http://www.circuitscape.org/Downloads/Circuitscape_User_Guide.pdf. Accessed 14 déc 2012
- MINOR ES, LOOKINGBILL TR** (2010) A multiscale network analysis of protected-area connectivity for mammals in the United States. *Conservation Biology* 24(6):1549—1558.
- MLADENOFF D, SICKLEY T, WYDEVEN A** (1999) Predicting gray wolf landscape recolonization: logistic regression models vs. new field data. *Ecological Applications* 9(1):37—44.
- MOILANEN A** (2011) On the limitations of graph-theoretic connectivity in spatial ecology and conservation. *Journal of Applied Ecology* 48(6):1543—1547.
- 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(4):457—470.
- MOSER B, JAEGER JAG, TAPPEINER U, ET AL.** (2007) Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. *Landscape Ecology* 22(3):447—459.
- MOUGENOT C, MELIN E** (2000) Entre science et action: le concept de réseau écologique. *Nature Sciences Sociétés* 8(3):20—30.

NAVEH Z (1982) Landscape ecology as an emerging branch of human ecosystem science. *Advances in Ecological Research* 12(1):189—237.

NAVEH Z (1984) Conceptual and theoretical basis of landscape ecology as a human ecosystem science. *in* : NAVEH Z, LIEBERMAN A (DIR.), Landscape Ecology: Theory and Application. *Springer-Verlag*, New York, Etats-Unis, pp. 26—105.

NEUMANN W, ERICSSON G, DETTKI H, ET AL. (2012) Difference in spatiotemporal patterns of wildlife road-crossings and wildlife-vehicle collisions. *Biological Conservation* 145(1):70—78.

NEWMAN MEJ (2006) Modularity and community structure in networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103(23):857782.

NOSS RF, HARRIS L (1986) Nodes, networks, and MUMs: preserving diversity at all scales. *Environmental Management* 10(3):299—309.

OKABE A, YAMADA I (2001) The K-function method on a network and its computational implementation. *Geographical Analysis* 33(3):271—290.

OPDAM P, FOPPEN R, REIJNEN R, SCHOTMAN A (1995) The landscape ecological approach in bird conservation: integrating the metapopulation concept into spatial planning. *Ibis* 137(1):S139—S146.

OPDAM P, FOPPEN R, VOS CC (2001) Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology. *Landscape Ecology* 16(8):767—779.

OPDAM P, FOPPEN R, VOS CC (2002) Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology. *Landscape Ecology* 16(8):767—779.

OPDAM P, POWELS R, ROOIJ S VAN (2008) Setting biodiversity targets in participatory regional planning: introducing ecoprofiles. *Ecology and Society* 13(1):20.

PASCUAL-HORTAL L, SAURA S (2006) Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* 21(7):959—967.

PASSERAULT M (2010) La trame verte et bleue: Analyse du concept et réflexions méthodologiques pour sa traduction dans le Schéma Régional de Cohérence Ecologique. *Mémoire de Master 2*, Université de Poitiers / DREAL Franche-Comté, 143 p.

PAUL J-P, WEIDMANN J-C (2008) Avifaune et projets de parcs éoliens en Franche-Comté : définition des enjeux et cahier des charges à destination des porteurs de projets. *LPO Franche-Comté / DIREN Franche-Comté, Besançon*, 31 p.

PEREIRA M, SEGURADO P, NEVES N (2011) Using spatial network structure in landscape management and planning: A case study with pond turtles. *Landscape and Urban Planning* 100(1-2):6776.

PÉREZ-MELLADO V, CHEYLAN M, GENIEZ P, ET AL. (2008) IUCN Red List of Threatened Species Version 2010.2: *Lacerta bilineata*. <http://www.iucnredlist.org/details/61519/0>. Accessed 30 sept 2010

PICKETT STA, WHITE PS (1985) The ecology of natural disturbance and patch dynamics. *Academic Press*, Orlando, Etats-Unis, 472 p.

PINTO N, KEITT TH (2009) Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. *Landscape Ecology* 24(2):253—266.

R

- POLFUS JL, HEBBLEWHITE M, HEINEMEYER K** (2011) Identifying indirect habitat loss and avoidance of human infrastructure by northern mountain woodland caribou. *Biological Conservation* 144(11):2637—2646.
- PULLIAM HR** (1988) Sources, sinks, and population regulation. *The American Naturalist* 132(5):652—661.
- PUTNAM R** (1997) Deer and road traffic accidents: options for management. *Journal of Environmental Management* 51(1):43—57.
- RAMP D, CALDWELL J, EDWARDS KA, ET AL.** (2005) Modelling of wildlife fatality hotspots along the snowy mountain highway in New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 126(4):474—490.
- RAYFIELD B, FORTIN M-J, FALL A** (2011) Connectivity for conservation: a framework to classify network measures. *Ecology* 92(4):847—858.
- RIITERS K, VOGT P, SOILLE P, ESTREGUIL C** (2009) Landscape patterns from mathematical morphology on maps with contagion. *Landscape Ecology* 24(5):699709.
- RIPLEY B** (1976) The second-order analysis of stationary point processes. *Journal of applied probability* 13(2):255—266.
- RISSER PG, KARR JR, FORMAN RTT** (1984) Landscape Ecology: Directions and Approaches. *Illinois Natural History Survey Special Publication Number 2*, Champaign, Etats-Unis, 18 p.
- ROGER E, BINO G, RAMP D** (2012) Linking habitat suitability and road mortalities across geographic ranges. *Landscape Ecology* 27(8):1167—1181.
- ROSA CADA, BAGER A** (2012) Seasonality and habitat types affect roadkill of neotropical birds. *Journal of Environmental Management* 97(1):1—5.
- ROTHLEY K** (2005) Finding and filling the « cracks » in resistance surfaces for least-cost modeling. *Ecology and society* 10(1):4.
- RUTLEDGE D** (2003) Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process. *Doc Science Internal Series* 98(1):5—27.

S

- SANDERS L** (2001) Modèles en analyse spatiale. *Hermès science*, Paris, France, 333 p.
- SANDERSON EW, REDFORD KH, VEDDER A, ET AL.** (2002) A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and Urban Planning* 58(1):41—56.
- SAUNDERS DA, HOBBS RJ, MARGULES CR** (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation : A review. *Conservation Biology* 5(1):18—32.
- 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):91—103.
- SAURA S, RUBIO L** (2010) A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* 33(3):523—537.
- SCHNEIDER D** (1994) Quantitative ecology: spatial and temporal scaling. *Academic Press*, San Diego, Etats-Unis, 395 p.
- SCOCCIANI C** (2006) Rehabilitation of habitat connectivity between two important marsh areas divided by a major road with heavy traffic. *Timon lepidus* (Daudin, 1802) in Italia. *Acta Herpetologica* 1(1):77—79.
- SCOLOZZI R, GENELETTI D** (2011) Spatial rule-based assessment of habitat potential to predict impact of land use changes on biodiversity at municipal scale. *Environmental Management* 47(3):368—383.

-
- SIMBERLOFF D** (1998) Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passe in the landscape era? *Biological Conservation* 83(3):247—257.
- SMITH DS** (1993) An overview of greenways. in : SMITH D, HELLMUND P (DIR.), *Ecology of Greenways*. University of Minnesota Press, Mineapolis, Etats-Unis, pp. 122.
- SMITH-PATTEN BD, PATTEN MA** (2008) Diversity, seasonality, and context of mammalian roadkills in the southern Great Plains. *Environmental Management* 41(6):844—852.
- SOILLE P, VOGT P** (2009) Morphological segmentation of binary patterns. *Pattern Recognition Letters* 30(4):456459.
- SOUND P, VEITH M** (2000) Weather effects on intrahabitat movements of the western green lizard, *Lacerta bilineata* (Daudin, 1802), at its northern distribution range border: a radio-tracking study. *Canadian Journal of Zoology* 78(10):1831—1839.
- TAGIL S, JENNESS J** (2008) GIS-based automated landform classification and topographic, landcover and geologic attributes of landforms around the Yazoren Polje, Turkey. *Journal of Applied Sciences*
- TANNIER C, FOLTÊTE J-C, GIRARDET X** (2012) Assessing the capacity of different urban forms to preserve the connectivity of ecological habitats. *Landscape and Urban Planning* 105(1-2):128—139.
- TAYLOR PD, FAHRIG L, HENEIN K, MERRIAM G** (1993) Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68(3):571—573.
- THEOBALD DM** (2006) Exploring the functional connectivity of landscapes using landscape networks. in : CROOKS KR, SANJAYAN MA (DIR.), *Connectivity conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Unis, pp. 416—443.
- THEOBALD DM, REED SE, FIELDS K, SOULÉ M** (2012) Connecting natural landscapes using a landscape permeability model to prioritize conservation activities in the United States. *Conservation Letters* 5(2):123133.
- THORNE JH, HUBER PR, GIRVETZ EH, ET AL.** (2009) Integration of regional mitigation assessment and conservation planning. *Ecology and Society* 14(1):47.
- TISCHENDORF L, FAHRIG L** (2000) How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology* 15(7):633—641.
- TREML EA, HALPIN PN, URBAN DL, PRATSON LF** (2008) Modeling population connectivity by ocean currents, a graph-theoretic approach for marine conservation. *Landscape Ecology* 23(S1):19—36.
- TRESS G, TRESS B, FRY G** (2005) Clarifying integrative research concepts in landscape ecology. *Landscape Ecology* 20(4):479—493.
- TROCME M** (2002) COST 341 - Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure - The European Review. *Office for Official Publications of the European Communities*, Luxembourg, 253 p.
- TROLL C** (1939) Luftbildplan und ökologische Bodenforschung: Ihr zweckmäßiger Einsatz für die wissenschaftliche Erforschung und praktische Erschließung wenig. *Zeitschrift der Gesellschaft für Erdkunde Zu Berlin* 1(1):241—298.
- TURNER M** (1989) Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20(1989):171—197.
- TURNER MG** (2005) Landscape ecology: What is the state of the science? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 36(1):319—344.
- TURNER MG, GARDNER RH, O'NEILL R V** (2001) *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. Springer, New York, Etats-Unis, 401 p.

T

U

URBAN DL, KEITT TH (2001) Landscape connectivity: a graph theoretic approach. *Ecology* 82(5):1205—1218.

URBAN DL, MINOR ES, TREML EA, SCHICK RS (2009) Graph models of habitat mosaics. *Ecology letters* 12(3):260—73.

URBAN DL, O'NEILL R V, SHUGART H (1987) Landscape Ecology. *BioScience* 37(2):119—127.

V

VAN DER REE R, HEINZE D, MCCARTHY M, MANSERGH I (2009) Wildlife tunnel enhances population viability. *Ecology and Society* 14(2):7.

VASAS V, MAGURA T, JORDAN F, ET AL. (2009) Graph theory in action: evaluating planned highway tracks based on connectivity measures. *Landscape Ecology* 24(5):581—586.

VOGT P, RIITERS KH, ESTREGUIL C, ET AL. (2007) Mapping spatial patterns with morphological image processing. *Landscape Ecology* 22(2):171—177.

VOS CC, BERRY P, OPDAM P, ET AL. (2008) Adapting landscapes to climate change: examples of climate-proof ecosystem networks and priority adaptation zones. *Journal of Applied Ecology* 45(6):1722—1731.

VOS CC, VERBOOM J, OPDAM P, TER BRAAK CJ (2001) Toward ecologically scaled landscape indices. *The American Naturalist* 157(1):24—41.

VOS C, STUMPEL A (1995) Comparison of habitat-isolation parameters in relation to fragmented distribution patterns in the tree frog (*Hyla arborea*). *Landscape Ecology* 11(4):203—214.

W

WEBER TC, ALLEN WL (2010) Beyond on-site mitigation: An integrated, multi-scale approach to environmental mitigation and stewardship for transportation projects. *Landscape and Urban Planning* 96(4):240—256.

WEY T, BLUMSTEIN DT, SHEN W, JORDÁN F (2008) Social network analysis of animal behaviour: a promising tool for the study of sociality. *Animal Behaviour* 75(2):333—344.

WIENS J (1989) Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3(4):385—397.

WIENS J (1992) What is landscape ecology, really? *Landscape Ecology* 7(3):149—150.

WIENS JA (1999) The science and practice of landscape ecology. in : KLOPATEK JM, GARDNER RH (DIR.), *Landscape ecological analysis: Issues and Applications*. Springer-Verlag, New York, New York, USA, pp. 371—383.

WIENS J, STENSETH N, VAN HORNE B, IMS R (1993) Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos* 66(3):369—380.

WU J (2004) Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landscape Ecology* 19(2):125—138.

WU J (2007) Past, present and future of landscape ecology. *Landscape Ecology* 22(10):1433—1435.

WU J, SHEN W, SUN W, TUELLER P (2002) Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics. *Landscape Ecology* 17(1):761—782.

Y-Z

YAMADA I, THILL J-C (2007) Local indicators of network-constrained clusters in spatial point patterns. *Geographical Analysis* 39(3):268—292.

ZELLER K, MCGARIGAL K, WHITELEY AR (2012) Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology* 27(6):777—797.

ZETTERBERG A, MÖRTBERG UM, BALFORS B (2010) Making graph theory operational for landscape ecological assessments, planning, and design. *Landscape and Urban Planning* 95(4):181—191.

Figures

FIGURE 1.1 • Effets de différentes perturbations en fonction de leurs échelles spatiales et temporelles	17
FIGURE 1.2 • Perception de la fragmentation d'un paysage en fonction de la fenêtre d'observation	17
FIGURE 1.3 • Illustration de la théorie biogéographique des îles	18
FIGURE 1.4 • Modèle de la mosaïque paysagère	19
FIGURE 1.5 • Les processus à l'origine de la fragmentation	19
FIGURE 1.6 • Modèles des métapopulations.....	20
FIGURE 1.7 • Modèle source-puit.....	21
FIGURE 1.8 • Clairière dans la haute futaie de Théodore Rousseau	23
FIGURE 1.9 • Recommandations d'aménagement d'un réseau écologique	28
FIGURE 1.10 • Exemples de coulée verte (Saint Louis, Missouri, USA) et de ceinture verte (Toronto, Ontario, Canada).....	29
FIGURE 1.11 • Les fonctions des corridors	30
FIGURE 1.12 • Illustration des déplacements dans la matrice	31
FIGURE 1.13 • Matrices de profils écologiques.....	33
FIGURE 1.14 • Types de mouvements au sein des réseaux écologiques	34
FIGURE 1.15 • Cycle de vie et concept de méta-taches	35
FIGURE 1.16 • Réseau écologique pan-européen	37
FIGURE 1.17 • L'articulation des échelles dans la mise en place de la Trame Verte et Bleue	40
FIGURE 2.1 • Schéma du réseau transeuropéen de transport à l'horizon 2020 pour l'Europe de l'ouest	45
FIGURE 2.2 • Évolution du réseau de type autoroutier en France depuis 1979	46
FIGURE 2.3 • Réseau concédé aux sociétés d'autoroutes	47
FIGURE 2.4 • Réseau non concédé de l'Etat : les Direction Interdépartementales des Routes (DIR)	48
FIGURE 2.5 • Réseau ferroviaire français en 2012	48
FIGURE 2.6 • Impact des infrastructures de transport	51
FIGURE 2.7 • Effet de la fragmentation sur le maintien des populations.....	52
FIGURE 2.8 • Exemples d'aménagements liés aux infrastructures linéaires de transport	53
FIGURE 2.9 • Remembrement effectué lors la construction de l'autoroute A41	54
FIGURE 2.10 • Exemples d'aménagement de zones d'activités aux abords d'infrastructures de transport	54
FIGURE 2.11 • Diagramme illustrant les déplacements de carabes aux abords d'une voie de chemin de fer et de micromammifères aux abords d'une route	55
FIGURE 2.12 • Facteurs influençant les collisions entre la faune et les véhicules	57
FIGURE 2.13 • Rôle de l'intensité du trafic sur le succès de la traversée d'une infrastructure de transport par la faune	57
FIGURE 2.14 • Effets des corridors générés par l'aménagement d'une infrastructure linéaire de transport	58
FIGURE 2.15 • Schéma hypothétique de la zone affectée par la route	59

FIGURE 2.16 • Représentation schématique de (a) la fragmentation, (b) l'évitement, (c) la mitigation, (d) la compensation	61
FIGURE 2.17 • Panneau signalant le passage d'animaux sauvages en France	62
FIGURE 2.18 • Typologie des passages à faune	64
FIGURE 2.19 • Variations de fréquence d'utilisation de différents passages à faune	65
FIGURE 3.1 • Rôle de la connectivité du paysage dans la localisation des collisions entre les véhicules et la faune	80
FIGURE 3.2 • Distance potentielle de l'impact d'une infrastructure sur les processus au sein d'un réseau écologique	81
FIGURE 3.3 • Hiérarchisation des fuseaux de passage d'une infrastructure en fonction de la connectivité globale du réseau écologique	82
FIGURE 3.4 • Hiérarchisation des localisations potentielles des passages à faune le long d'une infrastructure en fonction du réseau écologique	83
FIGURE 4.1 • Représentation graphique, matrice d'adjacence et liste d'adjacence d'un graphe	96
FIGURE 4.2 • Graphe valué, et graphe valué et orienté	97
FIGURE 4.3 • Graphe complet K_{10}	97
FIGURE 4.4 • Construction d'un graphe planaire.....	98
FIGURE 4.5 • Identification d'un arbre couvrant minimum selon l'algorithme de Kruskal	98
FIGURE 4.6 • Recherche d'un chemin de moindre coût entre les sommets O et D selon l'algorithme de Dijkstra	99
FIGURE 4.7 • Graphe de co-citations de quelques articles scientifiques cités dans la thèse.....	100
FIGURE 4.8 • Analyse morphologique MSPA et classes identifiées	103
FIGURE 4.9 • Identification des taches d'habitat d'une espèce forestière	104
FIGURE 4.10 • Visualisations réaliste et topologique d'un graphe paysager.....	106
FIGURE 4.11 • Niveaux d'analyse des graphes	108
FIGURE 4.12 • Illustration du principe de centralité dans un graphe paysager	112
FIGURE 4.13 • Identification d'une tache offrant un parcours alternatif	113
FIGURE 4.14 • Analogie entre un réseau de flux (a), et un circuit électrique (b)	114
FIGURE 4.15 • Application d'un circuit à une grille raster	116
FIGURE 5.1 • Présentation de la zone d'étude, occupation du sol et relief.....	122
FIGURE 5.2 • Unités paysagères et zones de protection en Franche-Comté.....	123
FIGURE 5.3 • Répartition du Lynx eurasiatique en Europe de l'Ouest (a) et en Franche-Comté (b)	125
FIGURE 5.4 • Fragmentation du territoire Français	127
FIGURE 5.5 • Fragmentation du territoire franc-comtois	128
FIGURE 5.6 • Les voies de chemin de fer en Franche-Comté.....	130
FIGURE 5.7 • Réseau routier primaire en Franche-Comté	131
FIGURE 5.8 • Evolution annuelle moyenne du trafic routier en Franche-Comté entre 2000 et 2005	131
FIGURE 6.1 • Distributions mensuelles des collisions du chevreuil, renard, blaireau	146
FIGURE 6.2 • Somme des voisins d'un point donné dans une fenêtre d'observation croissante dans un espace à deux dimensions	148
FIGURE 6.3 • Exemple schématique du résultat graphique de la méthode de Ripley	148

FIGURE 6.4 • Somme des voisins d'un point donné dans une fenêtre d'observation croissante le long d'un réseau	149
FIGURE 6.5 • Transformations linéaires des fonctions K du renard et du chevreuil	149
FIGURE 6.6 • Parts moyennes des différents modes d'occupation du sol dans un voisinage istrope de 500 m autour des points de collision du chevreuil, renard, et du blaireau	150
FIGURE 6.7 • Zone d'étude et points de collision du chevreuil pour la période 2010-2011	151
FIGURE 6.8 • Localisation des tronçons accidentogènes et de leur densité de collision respective pour le chevreuil.....	152
FIGURE 6.9 • Matrice de corrélation entre les variables significatives	155
FIGURE 6.10 • Principe de construction d'un corridor de moindre coût.....	159
FIGURE 6.11 • Graphe paysager (a) et exemple de corridor de moindre coût (b).....	160
FIGURE 6.12 • Attribution des valeurs de connectivité aux corridors	161
FIGURE 6.13 • Choix de la valeur de seuillage de la probabilité du modèle en fonction de la somme des coûts de ce modèle	164
FIGURE 6.14 • Localisation des tronçons accidentogènes, des tronçons à risques, et des points de collision du chevreuil pour l'année 2012	165
FIGURE 7.1 • Modifications potentielles engendrées par une infrastructure linéaire de transport sur un graphe paysager	171
FIGURE 7.2 • Illustration des discontinuités artificielles le long d'une infrastructure linéaire de transport dans une image au format raster	172
FIGURE 7.3 • Généralisation des métriques de connectivité à un point	174
FIGURE 7.4 • Zone d'étude et détail de la branche est de la LGV Rhin-Rhône	176
FIGURE 7.6 • Représentation topologique du graphe paysager de l'espèce virtuelle	179
FIGURE 7.7 • Extrapolations du modèle de distribution de l'espèce virtuelle avant et après l'implémentation de la LGV dans la carte d'aptitude.....	182
FIGURE 7.8 • Variation locale de la probabilité de présence de l'espèce virtuelle	184
FIGURE 7.9 • Conséquences des processus de rognage (r), coupure (d), et ablation (a) dans la perte locale de probabilité de présence	185
FIGURE 7.10 • Détails de la localisation de la perte locale de probabilité de présence.....	186
FIGURE 7.11 • Évolution de la perte de probabilité de présence à l'intérieur des taches en fonction de leur surface	187
FIGURE 7.12 • Nuages de points de la perte locale de probabilité de présence en fonction de la distance à la LGV	189
FIGURE 7.13 • Variation de la métrique F dans chaque tache pour une distance de dispersion de 2 000 m	190
FIGURE 7.14 • Variation de la métrique F dans chaque tache pour une distance de dispersion de 5 000 m	190
FIGURE 7.15 • Variation de la métrique F dans chaque tache pour une distance de dispersion de 10 000 m	190
FIGURE 8.1 • Variabilité du nombre de taches et de liens coupé par un fuseau ou par un tracé	195
FIGURE 8.2 • Localisation des fuseaux de passage de la branche sud de la LGV Rhin-Rhône	198
FIGURE 8.3 • Représentation topologique des graphes paysagers des trois profils d'espèces forestières entre la plaine de la Bresse et le massif du Jura.....	199
FIGURE 8.4 • Taux de variation de la métrique de connectivité PC pour chaque scénario de fuseau	201
FIGURE 8.5 • Classement des 9 scénarios de passage de l'infrastructure	202

FIGURE 8.6 • Test itératif de chaque lien candidat pour la localisation de passages à faune	204
FIGURE 8.7 • Représentation topologique des graphes paysagers des trois profils d'espèces forestières en Franche-Comté	206
FIGURE 8.8 • Localisation des 10 meilleurs liens à ajouter aux graphes paysagers des 3 profils d'espèces	208
FIGURE 8.9 • Contribution à la connectivité globale du graphe paysager de chaque lien ajouté pour les 3 profils d'espèces.....	209
FIGURE 8.10 • Localisation des 3 passages à faune potentiels pour chaque profil d'espèces forestières et confrontation des localisation A et B avec les aménagements existants	210
FIGURE 9.1 • Éléments paysagers pris en compte par un chemin et un corridor de moindre coût	220
FIGURE 9.2 • Exemple de l'ajout de liens dans un graphe paysager	225

Tableaux

TABLEAU 5.1 • Catégories paysagères et données originales mobilisées pour la constitution des cartes d'occupation du sol.....	134
TABLEAU 5.2 • Classes constituées suite au traitement morphologique sur les forêts.....	135
TABLEAU 6.1 • Comparaison des moyennes des variables choisies et test t de Student.....	154
TABLEAU 6.2 • Valeurs de résistance attribuées aux classes de la carte paysagère.....	157
TABLEAU 6.3 • Comparaison des moyennes des variables de connectivité choisies et test t de Student.....	162
TABLEAU 6.4 • Comparaison des performances des modèles pour lesquels une métrique de connectivité est intégrée.....	162
TABLEAU 6.5 • Meilleur modèle identifié.....	163
TABLEAU 7.1 • Variables environnementales à l'origine de la carte d'aptitude de l'espèce virtuelle.....	177
TABLEAU 7.2 • Discrétisation de la carte d'aptitude et résistances attribuées à chaque classe.....	178
TABLEAU 7.3 • Résultats des modèles de régression logistique.....	181
TABLEAU 7.4 • Statistiques descriptives des graphes aux temps t et $t+1$	183
TABLEAU 7.6 • Variations globales des probabilités de présence.....	188
TABLEAU 7.5 • Distances maximales des impacts pour les trois populations.....	188
TABLEAU 8.1 • Statistiques descriptives des trois graphes paysagers pour chaque profil d'espèces dans la plaine de la Bresse.....	200
TABLEAU 8.2 • Statistiques descriptives des trois graphes paysagers pour chaque profil d'espèces en Franche-Comté.....	207

TABLE DES MATIÈRES

Avant-propos	1
INTRODUCTION GÉNÉRALE	3

PARTIE 1 LE PAYSAGE : UNE INTERFACE ENTRE ÉCOSYSTÈMES ET SOCIÉTÉS

INTRODUCTION	11
--------------	----

CHAPITRE 1 LES FONDEMENTS DES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES 13

1. L'émergence d'une discipline : l'écologie du paysage 14	14
1.1. Qu'est-ce que l'écologie du paysage ? 14	14
1.1.1. Une discipline récente 14	14
1.1.2. L'hétérogénéité des structures paysagères 15	15
1.1.3. L'emboîtement des échelles spatiales 16	16
1.1.4. Des paysages anthropisés 16	16
1.2. Entre écologie spatiale et aménagement du paysage 16	16
1.2.1. Des concepts fondateurs 16	16
1.2.2. Une approche transdisciplinaire de la gestion paysagère 22	22
2. Vers une gestion des ressources naturelles et paysagères 23	23
2.1. Du remarquable à la mise sous cloche 23	23
2.1.1. Une vision patrimoniale de la nature 23	23
2.1.2. La protection des espèces menacées 24	24
2.1.3. La protection des écosystèmes 24	24
2.2. Des préoccupations les plus récentes, les réseaux d'écosystèmes 25	25
2.2.1. Biodiversité et développement durable : les recommandations internationales 25	25
2.2.2. La réticulation des espaces protégés : Natura 2000 25	25
3. Le réseau écologique : Une entité spatiale et fonctionnelle 27	27
3.1. Fonctions et enjeux des réseaux écologiques 27	27
3.1.1. Des réseaux écologiques 27	27
3.1.2. Modélisation et recommandations 28	28
3.2. Un modèle multiple 28	28
3.2.1. Corridor, connexité ou connectivité ? 28	28

3.2.2.La relation entre espèce et connectivité.....	31
3.2.3.Une connectivité à plusieurs échelles spatiales et temporelles.....	33
3.3.Réseaux écologiques et aménagement du territoire.....	36
3.3.1.Exemples de démarches réalisées.....	36
3.3.2.L'approche française : la trame verte et bleue.....	38

CHAPITRE 2 L'EMPREINTE DES INFRASTRUCTURES LINÉAIRES DE TRANSPORT..... 43

1. Les infrastructures de transports terrestres.....	44
1.1. Un élément indispensable des politiques d'aménagement du territoire.....	44
1.1.1. Le schéma du réseau transeuropéen de transport.....	44
1.1.2. Le maillage français.....	46
1.2. Les études d'impact et la réglementation.....	49
1.2.1. Des directives européennes à transposer au niveau national.....	49
1.2.2. Une intégration tardive de l'environnement dans les textes législatifs français.....	49
2. Les impacts des infrastructures linéaires de transport.....	51
2.1. Des effets multiples.....	51
2.1.1. La fragmentation.....	52
2.1.2. L'effet barrière.....	55
2.1.3. Les collisions.....	56
2.1.4. Étendue spatiale des impacts d'une infrastructure.....	59
2.2. Les solutions à apporter.....	60
2.2.1. Limiter l'impact des infrastructures.....	60
2.2.2. Les passages à faune.....	63

CHAPITRE 3 POUR UNE ÉVALUATION PAYSAGÈRE DES IMPACTS DES INFRASTRUCTURES..... 69

1. La modélisation des impacts des infrastructures linéaires de transport.....	70
1.1. Les méthodes d'analyse proposées.....	70
1.1.1. Les collisions.....	70
1.1.2. La fragmentation et l'effet barrière.....	71
1.2. Limites et reproductibilité.....	75
1.2.1. Un besoin d'approches quantitatives et prédictives.....	75
1.2.2. Le paysage : une échelle écologiquement pertinente ?.....	76
2. Vers un diagnostic paysager des impacts des infrastructures de transport.....	77
2.1. Un parti pris méthodologique : les graphes paysagers.....	77
2.1.1. Modéliser les réseaux écologiques.....	77
2.1.2. Graphes paysagers et études d'impact.....	77
2.2. De l'intérêt de la modélisation des réseaux écologiques.....	78
2.2.1. Problématique et objectifs de la recherche.....	78
2.2.2. Démarche expérimentale.....	80

**PARTIE 2 RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES ET ÉCHELLE RÉGIONALE :
CADRAGE MÉTHODOLOGIQUE**

INTRODUCTION

93

CHAPITRE 4 LES GRAPHES PAYSAGERS 95

1. Une modélisation réticulaire des aspects fonctionnels du paysage 96

1.1. La théorie des graphes 96

1.1.1. Le graphe : un objet mathématique 96

1.1.2. Une structure pour l'analyse des phénomènes réticulaires 98

1.1.3. Exploitations de la théorie des graphes 101

1.2. Construction d'un graphe paysager 101

1.2.1. Les supports possibles à l'origine d'un graphe paysager 101

1.2.2. Définition des nœuds 104

1.2.3. Définition des liens 104

1.2.4. Choix de la topologie du graphe 105

2. L'estimation des flux dans un réseau écologique 107

2.1. Les métriques de connectivité 107

2.1.1. Une logique spatialement explicite 107

2.1.2. Typologie des métriques 109

2.2. La théorie des circuits 113

2.2.1. Principes généraux 113

2.2.2. Mesure des flux dans un paysage hétérogène 115

CHAPITRE 5 TERRAIN D'ÉTUDE ET DONNÉES 121

1. Terrain d'étude 122

1.1. Contexte régional 122

1.1.1. La région Franche-Comté 122

1.1.2. Problématique des continuités écologiques en Franche-Comté 124

1.2. Les aménagements en Franche-Comté 127

1.2.1. L'artificialisation des sols en France et en Franche-Comté 127

1.2.2. Les infrastructures de transport en Franche-Comté 129

2. Données 133

2.1. Le paysage et les infrastructures linéaires de transport 133

2.1.1. L'occupation du sol et la topographie 133

2.1.2. Les caractéristiques des infrastructures de transport 136

CONCLUSION DE LA DEUXIÈME PARTIE

139

**PARTIE 3 DUALITÉ DU RÉSEAU D'INFRASTRUCTURES
ET DES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES : ESSAIS DE MODÉLISATION**

INTRODUCTION

143

CHAPITRE 6 IMPLICATION DE LA CONNECTIVITÉ DU PAYSAGE DANS LA LOCALISATION DES COLLISIONS 145

1. Les collisions en Franche-Comté	146
1.1. Description des données.....	146
1.1.1. Périodicité du phénomène.....	146
1.1.2. Organisation spatiale	147
1.2. Le cas du chevreuil	151
1.2.1. Choix du modèle biologique	151
1.2.2. Définition des <i>hotspot</i>	152
1.2.3. Les caractéristiques locales des tronçons routiers	153
2. La connectivité à l'échelle régionale influence-t-elle la localisation des collisions ?	156
2.1. Modélisation du réseau écologique régional du chevreuil.....	156
2.1.1. Construction des graphes paysagers	156
2.1.2. Les métriques de connectivité.....	157
2.2. Intégration de la connectivité dans l'explication des collisions	159
2.2.1. Du graphe aux tronçons routiers.....	159
2.2.2. Exploration des données	160

CHAPITRE 7 ÉVALUATION PAYSAGÈRE DES IMPACTS D'UNE INFRASTRUCTURE LINÉAIRE 169

1. Une approche prédictive.....	170
1.1. De l'analyse diachronique	170
1.1.1. Comparaison de deux graphes paysagers.....	170
1.1.2. Prérequis à la construction des graphes.....	171
1.2. La distribution d'espèce.....	173
1.2.1. Comment caractériser la présence d'une espèce ?.....	173
1.2.2. La gestion des variables dans l'espace.....	173
2. Impact de la branche est de la LGV Rhin-Rhône	175
2.1. Modélisation de trois espèces virtuelles	175
2.1.1. Définition des espèces virtuelles.....	175
2.1.2. Modélisation des réseaux écologiques des espèces virtuelles	178
2.2. Comment quantifier l'impact ?	181
2.2.1. Intégration de la LGV.....	181
2.2.2. Evolution de la distribution spatiale de l'espèce.....	182
2.2.3. Vers une approche générique	189

CHAPITRE 8 MITIGATION DES IMPACTS ET RESTAURATION DE LA CONNECTIVITÉ	193
1. Hiérarchisation de scénarios d'aménagement	194
1.1. Choix d'un fuseau de passage	194
1.1.1. Comparer les impacts de plusieurs scénarios	194
1.1.2. Prérequis avant la construction des graphes paysagers	196
1.2. Cas de la branche sud de la LGV Rhin-Rhône	196
1.2.1. Identification des tracés et modélisation des réseaux écologiques	196
1.2.2. Identification du tracé le moins impactant	200
2. Aménagement de passages pour la faune	203
2.1. Restauration de la connectivité	203
2.1.1. Tendre vers un état proche de l'initial	203
2.1.2. Comment hiérarchiser les liens à conserver ?	205
2.2. Cas de la branche est de la LGV Rhin-Rhône	207
2.2.1. Identification de tous les passages à faune potentiels	207
2.2.2. Optimisation de la localisation de passages à faune potentiels	209
CHAPITRE 9 SYNTHÈSE ET PERSPECTIVES	215
1. Les graphes paysagers : intérêts et limites	216
1.1. Les différentes approches de la connectivité du paysage	216
1.1.1. Deux angles d'analyse des effets des infrastructures	216
1.1.2. Un paysage <i>a priori</i> ou le paysage de l'espèce ?	218
1.2. Les déplacements potentiels entre les taches	219
1.2.1. Retour sur les modélisations proposées	219
1.2.2. Quels types de déplacements appréhender ?	220
2. Des réponses aux problématiques de l'aménagement du territoire	221
2.1. Quels transferts en direction de l'aménagement du territoire ?	221
2.1.1. Écologie du paysage et infrastructures de transport : une échelle commune	221
2.1.2. Une voie vers la généralisation	223
2.2. Applications possibles pour les études d'impact	224
2.2.1. Évaluation des passages à faune existants	224
2.2.2. Localisation des mesures compensatoires	224
2.2.3. Le jumelage des infrastructures	226
CONCLUSION DE LA TROISIÈME PARTIE	229
CONCLUSION GÉNÉRALE	231

Paysage & infrastructures de transport

Modélisation des impacts des infrastructures
sur les réseaux écologiques

Le développement d'infrastructures linéaires de transport conduit, à toutes les échelles, à une artificialisation du territoire et au morcellement du milieu naturel. La fragmentation du paysage est un processus spatial qui s'accompagne d'une diminution progressive de la connectivité entre les différents éléments nécessaires au bon déroulement des processus écologiques. Ainsi, le maintien d'un bon niveau de connectivité entre les habitats naturels, s'il est compatible avec les activités humaines, est devenu un enjeu majeur pour la préservation de la biodiversité.

En mobilisant des méthodes empruntées à la théorie des graphes et à l'écologie du paysage, la thèse cherche à démontrer l'intérêt de la modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers, dans l'analyse des impacts des infrastructures à l'échelle régionale.

Cette démarche, fondée sur la modélisation, a permis de démontrer l'influence du réseau écologique du chevreuil dans la localisation des collisions entre les individus de cette espèce et les véhicules empruntant le réseau de la DIR est en Franche-Comté. Le travail a également permis de proposer un cadre méthodologique pour localiser l'impact potentiel de la branche est de la LGV Rhin-Rhône sur la distribution d'une espèce, et estimer la distance de perturbation de cette infrastructure. Enfin, deux démarches sont proposées pour évaluer quantitativement et hiérarchiser des aménagements afin d'éviter ou d'atténuer ces impacts. Les résultats montrent la pertinence de l'intégration des réseaux écologiques dans les études d'impacts des infrastructures de transport.

Mots-clés : réseaux écologiques, infrastructures linéaires de transport, évaluation d'impact, mitigation, modélisation, graphes paysagers, métriques de connectivité.

Landscape and transportation infrastructures

Modeling the impact of infrastructures on ecological networks

The development of linear infrastructures leads to the artificialization and carve-up of landscapes across scales. Landscape fragmentation is a spatial process that is accompanied by a progressive decline in the connectivity between the elements needed for the smooth operation of ecological processes. Thus, maintaining a proper degree of connectivity between natural habitats, one that is compatible with human activities, has become a major issue for the preservation of biodiversity.

By mobilizing methods from graph theory and landscape ecology, the thesis seeks to demonstrate the value of landscape graphs for modeling ecological networks when analyzing the impacts of transportation infrastructures at regional scale.

The modeling approach has demonstrated the influence of the roe deer ecological network on the location of roadkill hotspots of the species on the DIR est road network in Franche-Comté. The work has also allowed us (1) to propose a methodological framework for locating the potential impact of the eastern branch of the Rhine-Rhône HSR on a species distribution, and (2) to estimate the range of disruption caused by this infrastructure. Finally, two approaches are proposed for quantifying and prioritizing improvements to prevent or mitigate these impacts. The results show the relevance of including ecological networks in environmental impact assessments of transportation infrastructures.

Keywords : ecological networks, linear infrastructures, environmental impact assessment, mitigation, modeling, landscape graphs, connectivity metrics.