

Paysage & infrastructures de transport

Modélisation des impacts des infrastructures
sur les réseaux écologiques



Xavier Girardet

*Thèse sous la direction de M. Jean-Christophe FOLTÊTE
Professeur de Géographie*

UNIVERSITÉ DE FRANCHE-COMTÉ

ÉCOLE DOCTORALE « LANGUAGES, ESPACES, TEMPS, SOCIÉTÉS »

Thèse en vue de l'obtention du titre de docteur en
GÉOGRAPHIE

PAYSAGE & INFRASTRUCTURES DE TRANSPORT
MODÉLISATION DES IMPACTS DES INFRASTRUCTURES
SUR LES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES

Présentée par

Xavier GIRARDET

Sous la direction de M. Jean-Christophe FOLTÊTE
Professeur de Géographie

Membres du Jury :

Arnaud BANOS, Directeur de Recherche au CNRS, Rapporteur
Aurélié COULON, Maître de conférences, Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris
Jean-Christophe FOLTÊTE, Professeur à l'université de Franche-Comté
Patrick GIRAUDOUX, Professeur à l'université de Franche-Comté
Pascal MARTY, Professeur à l'université de La Rochelle, Rapporteur
Arnaud PIEL, Ingénieur agronome, DREAL d'Auvergne

“ *"A road (or highway) connects human population centers, and also divides the surrounding mosaic of natural ecosystems and land uses. Thus to understand the ecological effects of roads and to provide solutions to society, we must place roads squarely in the context of the broader landscape."*

Richard T.T. Forman et Anna M. Hersperger

ICOET 1996, Orlando, Florida

“ *« Gloire à qui freine a mort, de peur d'écrabouiller
Le hérisson perdu, le crapaud fourvoyé! »*

Georges Brassens

Don Juan 1976

AVANT-PROPOS

Cette thèse a été financée par le Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche.

Le travail de recherche s'est effectuée dans le cadre des programmes Graphab 1 (2009-2012) et Graphab 2 (2013-2015), pilotés par la Maison des Sciences de l'Homme et de l'Environnement Claude Nicolas Ledoux (MSHE Ledoux), et les laboratoires ThéMA et Chrono-Environnement de l'université de Franche-Comté. Les deux programmes de recherche ont été financés par l'appel à projets du Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, Infrastructures de Transport Terrestres, ÉCOsystèmes et Paysages (*ITTECOP*), et par l'Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (*ADEME*).

INTRODUCTION GÉNÉRALE

En aménageant l'espace, l'homme modifie son environnement et provoque des changements d'occupation du sol qui perturbent durablement les écosystèmes. L'homogénéisation des structures paysagères et la fragmentation de l'espace, de même que les nuisances induites par les activités humaines, sont reconnues comme des facteurs non négligeables qui contribuent à l'érosion de la biodiversité dans le monde. Ce constat, relayé par les scientifiques au cours du XX^{ème} siècle, a conduit la sphère politique à établir des mesures de protection de l'environnement à l'échelle internationale. En Europe, des directives ont été mises en place pour inciter les états membres à intégrer la protection des espèces rares et de leurs habitats dans leurs politiques d'aménagement du territoire. Ces politiques intègrent désormais ces recommandations qui, depuis, ont été étendues aux espèces dites « ordinaires ».

Les infrastructures linéaires de transport figurent parmi les principaux aménagements responsables de la fragmentation du paysage. L'Europe connaît, depuis la Seconde Guerre mondiale, une augmentation constante de la mobilité des personnes et des biens. Cette demande a conduit à une densification régulière du réseau d'infrastructures et notamment des grandes infrastructures linéaires de transports pour favoriser les déplacements sur de longues distances. Ces aménagements affectent les écosystèmes à toutes les échelles. Ce constat est à l'origine d'une prise de conscience des pouvoirs publics, à partir des années 80, sur la nécessité d'anticiper ces impacts dans les documents relatifs à tous projets d'aménagement, par mise en place d'études d'impact.

Un positionnement dans le champ de l'évaluation environnementale

Si les premières études d'impacts ont été consacrées principalement aux conséquences socio-économiques de l'aménagement d'une infrastructure de transport sur un territoire, l'intégration du concept de développement durable dans les politiques publiques a encouragé les gestionnaires d'infrastructures à étendre ces études aux problématiques environnementales. Ces impacts environnementaux sont nombreux et concernent à la fois les nuisances sonores, les émissions de polluants dans l'air et dans le sol, le paysage visible... Dans ce travail, nous nous intéresserons aux effets directs des infrastructures de transport sur le paysage dans sa dimension écologique. Dès lors que les infrastructures linéaires de transport constituent une coupure

visible dans le paysage, elles isolent les habitats écologiques entre eux. Ceci provoque une diminution de la connectivité globale nécessaire au bon déroulement des processus écologiques au sein du paysage. Trois impacts sont privilégiés dans notre démarche, la fragmentation du paysage, l'effet barrière sur les déplacements de la faune, ainsi que les collisions entre les véhicules empruntant ces infrastructures et la faune tentant de les traverser.

Aujourd'hui, ces études d'impact, réalisées à plusieurs stades des projets de construction des infrastructures, mentionnent clairement les différents effets de l'aménagement sur la connectivité du paysage et sur les déplacements de la faune. Elles souffrent cependant d'un manque de méthode pour estimer l'impact potentiel d'un ouvrage et localiser les mesures d'atténuation pour répondre à ces impacts. Notre travail s'inscrit alors directement dans le champ de l'évaluation environnementale, en explorant les différents impacts des infrastructures de transport sur la connectivité du paysage. En outre, un des objectifs sera de proposer un cadre méthodologique pour chercher à limiter et atténuer ces impacts dès la phase de projet de l'infrastructure.

Le paysage : échelle des processus – échelle des impacts

Tout au long de notre travail, nous ferons référence au paysage. Comme nous l'avons annoncé, notre recherche étudie le problème des impacts des infrastructures de transport sur le paysage dans sa dimension écologique. Ceci n'exclut pas l'intervention de l'homme sur le paysage, car le propos s'attache précisément à analyser les modifications d'origine anthropiques des structures du paysage, supports des processus écologiques. L'analyse des relations entre les structures paysagères et les processus écologiques figure parmi les fondements d'une discipline : l'écologie du paysage. Issue de réflexions conjointes entre l'écologie, la géographie et la planification spatiale, l'écologie du paysage offre un cadre conceptuel et méthodologique à l'analyse du paysage à une échelle plus petite que celle habituellement rencontrée en écologie.

L'analyse de la connectivité du paysage se fonde sur un concept, les réseaux écologiques. Ce concept s'appuie sur un ensemble de théories et de modèles s'attachant à l'analyse des dynamiques des populations animales et végétales au sein du paysage. Un réseau écologique intègre l'ensemble des éléments paysagers nécessaires aux déplacements et à la survie d'une espèce. En modifiant la composition du paysage, l'homme perturbe indirectement les processus s'accomplissant au sein des réseaux écologiques. La portée spatiale des flux drainés par ces réseaux écologiques s'en trouve alors affectée, et une rupture locale peut avoir des conséquences sur l'ensemble du réseau à l'échelle du paysage.

Cette relation entre la configuration des structures paysagères, la connectivité du paysage et l'échelle spatiale des impacts d'une infrastructure de transport, potentiellement plus importante que la simple emprise de l'aménagement, est rarement prise en compte dans les études d'impact. En modélisant les impacts potentiels des infrastructures de transport à un niveau d'observation plus large que les abords immédiats des aménagements, le travail vise à démontrer l'intérêt de l'intégration du concept de réseau écologique dans le processus d'évaluation des impacts des infrastructures linéaires de transport, pour circonscrire au mieux leurs effets sur les processus écologiques.

Un a priori méthodologique fort

Le travail s'appuie sur un ensemble de méthodes issues de la théorie des graphes pour modéliser les réseaux écologiques : les graphes paysagers. Ces méthodes sont relativement nouvelles dans le domaine écologique puisqu'au cours de ce travail, la littérature scientifique sur les graphes paysagers n'a cessé de s'enrichir. Selon ces publications, les avantages majeurs de cette forme de modélisation sont la relative simplicité de la méthode pour modéliser les réseaux écologiques et la pertinence de leur emploi dans le cadre d'une analyse réalisée à l'échelle régionale. De plus, les graphes paysagers présentent une construction simple, composée de deux ensembles d'éléments, les nœuds et les liens, représentant respectivement les taches d'habitats des espèces et les relations fonctionnelles entre ces taches. Cette structure permet de représenter explicitement ces deux ensembles dans l'espace pour cartographier les différents éléments paysagers du réseau écologique. Les graphes offrent également une structure adaptée au calcul de métriques de connectivité. Ces métriques permettent d'estimer les flux potentiels à différents niveaux du graphe et d'identifier les éléments paysagers les plus importants pour la connectivité globale du réseau écologique modélisé.

Notre intérêt pour cette forme de modélisation des réseaux écologiques a donc été motivé par la possibilité de quantifier la connectivité d'un réseau à l'échelle du paysage et sur le caractère spatialement explicite de cette modélisation. Il semblerait donc que l'utilisation des graphes paysagers, pour modéliser les impacts des infrastructures de transport sur la connectivité du paysage, soit un apport pertinent à intégrer dans les études d'impact. Par conséquent, l'objectif de notre travail est de proposer un cadre méthodologique, fondé sur les graphes paysagers, pour déterminer les effets spatiaux des infrastructures de transport sur le paysage et apporter des réponses pour la localisation de mesures d'atténuation de ces effets.

Cette thèse s'inscrit dans deux programmes de recherche consécutifs pilotés par la *Maison des Sciences de l'Homme et de l'Environnement Claude Nicolas Ledoux*, le laboratoire *ThéMA*, et le laboratoire *Chrono-Environnement*. Le premier programme *Graphab* (2009-2012) visait à évaluer l'impact de la ligne à grande vitesse Rhin-Rhône sur la connectivité spatiale des habitats et sur les distributions d'espèces. L'axe 2 du second programme, *Graphab 2* (2013-2015), a pour objectif de proposer des méthodes pour localiser des passages à faune le long d'une infrastructure de transport. Ainsi, l'utilisation des graphes paysagers dans cette thèse a également été motivée par notre participation à ces programmes. En outre, les analyses de connectivité fondées sur les graphes paysagers, ont été réalisées avec le logiciel *Graphab* développé dans le cadre de ces deux programmes de recherche. Par ailleurs, une collaboration avec le *Service du Patrimoine Naturel* du *Museum National d'Histoire Naturelle* de Paris, la *Direction Interdépartementale des Routes de l'est*, et la *Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement* de Franche-Comté, a également été menée depuis 2010 pour proposer des méthodes d'analyse, et explorer les localisations des collisions entre les véhicules et la faune le long du réseau de route de la DIR est.

Un appui à l'aménagement du territoire

Ce mémoire de thèse se compose de trois parties. La première s'attèle à replacer notre travail face aux travaux existants en écologie du paysage et dans le domaine des études d'impacts. Les concepts clés de l'écologie du paysage et les fondements des réseaux écologiques seront présentés afin d'offrir au lecteur tous les éléments de compréhension nécessaires à l'analyse de la connectivité du paysage. Nous exposerons ensuite la place des infrastructures de transport dans nos sociétés, et nous rendrons compte, plus en détail, à la fois des impacts que ces infrastructures de transport induisent sur les écosystèmes et des solutions possibles pour limiter ces impacts. Nous passerons en revue quelques travaux existants dans le champ de la *road ecology*, ainsi que les différentes propositions méthodologiques faites pour l'analyse des impacts des infrastructures de transports sur la connectivité du paysage. Cette revue bibliographique nous permettra de discuter des limites et de la reproductibilité de ces études dans un contexte opérationnel et de présenter la problématique de cette thèse.

La deuxième partie est consacrée aux méthodes utilisées dans le travail et à la présentation de la zone d'étude. Nous présenterons quelques principes clés de la théorie des graphes et nous détaillerons les étapes nécessaires à la construction des graphes paysagers. Toutes les métriques de connectivité mobilisées dans ce travail seront décrites succinctement et nous discuterons de leur intérêt dans le cadre de l'analyse des réseaux écologiques. Nous présenterons la région Franche-Comté, terrain d'étude de ce travail de recherche, notamment à travers le prisme de la connectivité du paysage, ainsi que les données nécessaires à ce travail.

Enfin, la dernière partie exposera les résultats de la thèse. Nous explorerons dans un premier temps les collisions entre les véhicules et la faune sur le réseau routier de la Direction Interdépartementale des Routes de l'est de la France (DIR Est). Nous chercherons ensuite à analyser l'impact de la branche est de la Ligne à Grande Vitesse (LGV) Rhin-Rhône sur la distribution d'une espèce. Puis nous proposerons deux approches méthodologiques pour (1) hiérarchiser différents scénarios de passage d'une infrastructure et (2) optimiser la localisation de passages à faunes. L'ensemble du travail étant réalisé dans le but de proposer un cadre méthodologique pertinent aux gestionnaires d'infrastructures dans les processus d'études d'impact, la thèse se termine par une discussion des résultats obtenus et propose de nouvelles perspectives d'applications de ces méthodes de la cadre de l'évaluation des impacts des infrastructures de transport.

PREMIÈRE PARTIE

Le paysage :
une interface entre
écosystèmes et sociétés

INTRODUCTION

L'écologie du paysage offre un cadre conceptuel et méthodologique pour l'analyse des perturbations d'origines anthropiques sur les écosystèmes. Un des concepts clés de l'écologie du paysage est le concept de connectivité du paysage. Il conduit à mettre en évidence l'importance des réseaux écologiques dans les dynamiques des populations. L'aménagement du territoire, en particulier la construction d'infrastructures linéaires de transport, perturbe ces dynamiques à l'échelle du paysage. Cependant, l'analyse des effets des infrastructures de transport sur les réseaux écologiques est absente des études d'impact réalisées.

Le premier chapitre vise à définir les origines et les objectifs de l'écologie du paysage. Cette discipline récente offre un cadre conceptuel et méthodologique pour l'analyse des perturbations d'origines anthropiques sur les écosystèmes. Un concept clé de l'écologie du paysage est le concept de connectivité du paysage. Il conduit à mettre en évidence l'importance des réseaux écologiques dans les dynamiques des populations. Cependant, des difficultés persistent pour identifier et modéliser ces réseaux, en vue d'intégrer ces éléments dans les politiques d'aménagement du territoire.

Le deuxième chapitre sera consacré aux infrastructures linéaires de transport. Nous montrerons leur importance dans les récentes politiques d'aménagement du territoire menées en Europe et en France. Nous détaillerons ensuite les impacts que ces infrastructures ont sur le paysage et nous énoncerons les différentes solutions développées pour limiter ces impacts sur la faune.

Le troisième chapitre identifiera les travaux réalisés dans le cadre de la modélisation des impacts des infrastructures de transport. Nous énoncerons les limites de ces approches et nous précisons les besoins méthodologiques dans le domaine des études d'impacts. Ce chapitre sera l'occasion de formuler la question de recherche relative à la modélisation des impacts des infrastructures de transport, et nous y détaillerons la démarche expérimentale de la thèse.

LES FONDEMENTS DES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES

Depuis le début des années 90, le concept de développement durable s'est imposé dans les politiques publiques. Par conséquent, dans les sphères politique, scientifique et opérationnelle, la préservation de l'espace « naturel » et de la biodiversité est devenue un enjeu majeur. Ce nouveau regard porté sur les espaces naturels, attribue au paysage une valeur écologique et non plus simplement esthétique. Ce changement de vision se traduit en écologie par l'apparition de nouvelles approches fondées sur le paysage et conduit à l'émergence d'une discipline : l'écologie du paysage. Appuyée sur des méthodes et des théories issues de l'écologie et de la géographie, l'écologie du paysage cherche à apporter des réponses aux préoccupations actuelles concernant l'anthropisation de l'espace et les crises de la biodiversité. Elle participe ainsi à faire émerger une vision dynamique du paysage et conduit à une prise de conscience de l'importance de la mise en réseau des écosystèmes dans les politiques de conservation. Ainsi, le concept de réseau écologique, issu des réflexions menées sur la connectivité du paysage, va progressivement s'intégrer dans les politiques d'aménagement du territoire.

1. L'ÉMERGENCE D'UNE DISCIPLINE : L'ÉCOLOGIE DU PAYSAGE

L'écologie du paysage est une discipline qui s'intéresse à l'interaction entre les configurations spatiales et les processus écologiques, soit, les causes et conséquences de l'hétérogénéité paysagère à travers les échelles (Turner *et al.* 2001). L'écologie du paysage étudie donc ces phénomènes en cherchant à caractériser les configurations spatiales, à une échelle plus petite que celle habituellement rencontrée dans les analyses en écologie. Elle cherche également à prendre en compte le rôle de l'homme sur les changements apportés aux structures et aux processus au sein du paysage. Cette discipline récente s'appuie sur des publications et des ouvrages fondateurs (Forman et Godron 1986; Risser *et al.* 1984; Turner 1989; Urban *et al.* 1987; Wiens 1992). Aujourd'hui encore, les chercheurs continuent à débattre sur les futures directions de la discipline (Haila 2002; Hobbs 1997; Turner 2005; Wu 2007).

John Wiens (1999) a mis en avant le caractère innovant et transdisciplinaire de l'écologie du paysage en déclarant que « l'émergence de l'écologie du paysage en tant que discipline a catalysé un changement de paradigmes chez les écologues, [...] les gestionnaires de ressources et les aménageurs. Ayant maintenant vu les (différents) visages des structures spatiales et des échelles (d'observation) [...] nous ne pouvons plus revenir aux anciennes manières de voir les choses ».

“The emergence of landscape ecology as a discipline has catalyzed a shift in paradigms among ecologists, [...] resource managers and land-use planners. Having now seen the faces of spatial pattern and scale [...] we can never go back to the old ways of viewing things.” (Wiens 1999)

1.1. QU'EST-CE QUE L'ÉCOLOGIE DU PAYSAGE ?

1.1.1. Une discipline récente

L'écologie du paysage est une branche récente de l'écologie et entretient des relations étroites avec la géographie. En 1808, le géographe allemand Alexander von Humboldt définissait le paysage comme l'ensemble des caractéristiques d'une région (Farina 2006). Cependant, il existe plusieurs sens du mot paysage, selon Forman et Godron (1986), le paysage est moins défini par sa taille que par un ensemble d'éléments en interaction à différentes échelles. Farina (2006) sollicite la définition de Haber (2004) pour qui le paysage est une portion de l'espace qui nous entoure et que nous percevons dans son ensemble, de manière familière.

“... a piece of land which we perceive comprehensively around us, without looking closely at single components, and which looks familiar to us ...” (Haber 2004)

Cette définition du paysage rejoint l'idée qu'un paysage est nécessairement « ce qui se voit [et] qui est vécu » (Brunet 1995). Ceci fait entrer en ligne de compte l'importance de l'agencement des structures spatiales du paysage sur la perception de celui-ci, ainsi que l'échelle à laquelle ces structures sont perçues (Farina 2006).

Le terme d'écologie du paysage (*Landschaftökologie*) est introduit par le biogéographe allemand Carl Troll (1939). Il définit cette nouvelle discipline comme la combinaison entre la vision horizontale (spatiale) des géographes et la vision verticale (fonctionnelle) des écologues. Il instaure les bases d'une science prenant en compte les interactions entre le paysage et les activités anthropiques, dont le niveau d'analyse est différent de celui de l'écologie qui met en relation deux ensembles de l'écosystème (Tansley, 1937) : la biocénose (le monde vivant) et le biotope (le milieu). Ainsi, après la seconde guerre mondiale, en Europe centrale et de l'est, puis plus tardivement en Amérique du Nord dans les années 80 et en Asie dans les années 2000, une approche transdisciplinaire pour l'analyse du paysage émerge et donne naissance à une discipline intégrative, l'écologie du paysage. À la frontière de l'écologie et de la géographie, de la zoologie, de la botanique, de l'aménagement et de l'architecture, le paysage est le support des phénomènes écologiques, et le lieu de leurs interactions avec les sociétés humaines.

Deux écoles de pensées émergent : l'école européenne et l'école américaine. L'école européenne est la plus ancienne, influencée de longue date par la biogéographie, elle est orientée vers des typologies et des classifications du paysage, et est majoritairement concernée par des territoires anthropisés. Cette école est plus souvent représentée, en Europe ainsi qu'en Amérique du Nord et en Asie, dans les départements d'architecture du paysage et d'aménagement du territoire que dans les départements de biologie. L'école américaine, présente également en Australie, est quant à elle plus récente. Elle est investie dans les champs de l'écologie et de la gestion des ressources naturelles, et davantage focalisée sur les aspects conceptuels et sur la modélisation.

Bien que deux écoles aient émergé et évolué dans des contextes et des temporalités différents, Turner *et al.* (2001) distinguent trois piliers fondamentaux de l'écologie du paysage dont les interactions sont importantes : l'hétérogénéité des structures spatiales, les échelles spatiales plus petites que celles généralement rencontrées en écologie, et l'intervention de l'homme sur les structures du paysage.

1.1.2. L'hétérogénéité des structures paysagères

La prise en compte de la configuration des structures spatiales du paysage, qualifiée par les anglophones de « *spatial patterns* », est un des apports de l'écologie du paysage à l'écologie traditionnelle. Bien que l'hétérogénéité des systèmes écologiques ait été reconnue en écologie (Burel et Baudry 1999; Dajoz 2003), l'écologie du paysage a comme premier intérêt les effets des configurations spatiales sur une grande variété de phénomènes écologiques.

“Landscape ecology deals with the effects of the spatial configuration of mosaics on a wide variety of ecological phenomena.” (Wiens et al. 1993)

La discipline est articulée autour de cinq problématiques : (1) identifier et caractériser les configurations du paysage, et l'échelle à laquelle elles s'expriment ; (2) expliquer l'origine des configurations paysagères ; (3) décrire les évolutions des configurations paysagères et des processus écologiques à travers les échelles et le temps. Le plus souvent, ces dynamiques paysagères sont étudiées à l'aide de modèles ; (4) comprendre les conséquences écologiques des configurations paysagères ; et enfin (5) aider à la gestion paysagère.

1.1.3. L'emboîtement des échelles spatiales

La question de l'échelle d'observation des configurations paysagères est déterminante en écologie du paysage. Elle est issue de l'observation des photographies aériennes qui se sont développées depuis la seconde guerre mondiale en géographie. Cette vision du paysage, qui s'opère sur une certaine étendue spatiale, se transmet à l'écologie du paysage. De fait, les études réalisées en écologie du paysage s'intéressent à des unités spatiales importantes à l'échelle de régions, grands bassins versants, parcs nationaux ou massifs montagneux.

Cependant, l'objectif de l'écologie du paysage est moins de définir une échelle d'analyse *a priori* que de déterminer les échelles à partir desquelles les relations entre les configurations paysagères et les processus écologiques sont les mieux caractérisées (Wiens 1989). Ainsi, l'analyse des dynamiques paysagères à une échelle plus large que celles habituellement rencontrées en écologie nécessite de s'intéresser successivement à plusieurs échelles d'observations.

1.1.4. Des paysages anthropisés

L'hétérogénéité spatiale et le concept d'échelle ne sont pas les deux seules entrées spécifiques par rapport à l'écologie traditionnelle. Le rôle de l'homme y est très souvent intégré, puisqu'il figure parmi les acteurs de la création et de la modification du paysage. Cette relation entre la société et son cadre de vie fait entrer la discipline dans le champ des sciences humaines (Naveh 1984).

Ainsi, en intégrant explicitement le facteur humain, l'écologie du paysage accueille des concepts et des théories issus des sciences humaines, de l'architecture paysagère, de l'aménagement du territoire, et de l'économie. Elle offre un cadre à la mise en place de modèles dont la finalité est d'apporter des éléments de réponses à des demandes sociales et d'aider à la décision dans le cadre de l'aménagement du territoire.

1.2. ENTRE ÉCOLOGIE SPATIALE ET AMÉNAGEMENT DU PAYSAGE

L'écologie du paysage s'est construite en s'appuyant sur des fondements théoriques et conceptuels en écologie, en biogéographie et en géographie. Elle a également profité du contexte social, scientifique et technique de la fin des années 80. Deux facteurs ont favorisé le développement de l'écologie du paysage. Un premier fondé sur les théories et les avancées dans le champ de l'écologie spatiale, et un second reflétant les conditions favorables à l'émergence d'une nouvelle discipline afin de répondre à de nouvelles préoccupations en ce qui concerne l'aménagement de l'espace et plus particulièrement du paysage.

1.2.1. Des concepts fondateurs

Les échelles d'analyse du paysage

La question de l'échelle en écologie du paysage est intimement liée à la théorie de la hiérarchie (Allen et Starr 1988). La théorie de la hiérarchie apporte un cadre théorique essentiel à la compréhension des relations entre les structures et les processus d'un paysage à différentes échelles d'analyse. Il existe une corrélation positive entre l'échelle spatiale et l'échelle temporelle. Les processus qui se déroulent sur des temporalités longues sont perceptibles sur des étendues importantes alors que les phénomènes plus rapides peuvent être caractérisés sur des étendues

plus faibles. Chaque processus au sein d'un paysage peut être analysé selon une échelle spatio-temporelle qui lui est propre (Delcourt et Delcourt 1988), ou en fonction de l'étendue spatiale ou temporelle de l'objectif de l'étude (Figure 1.1).

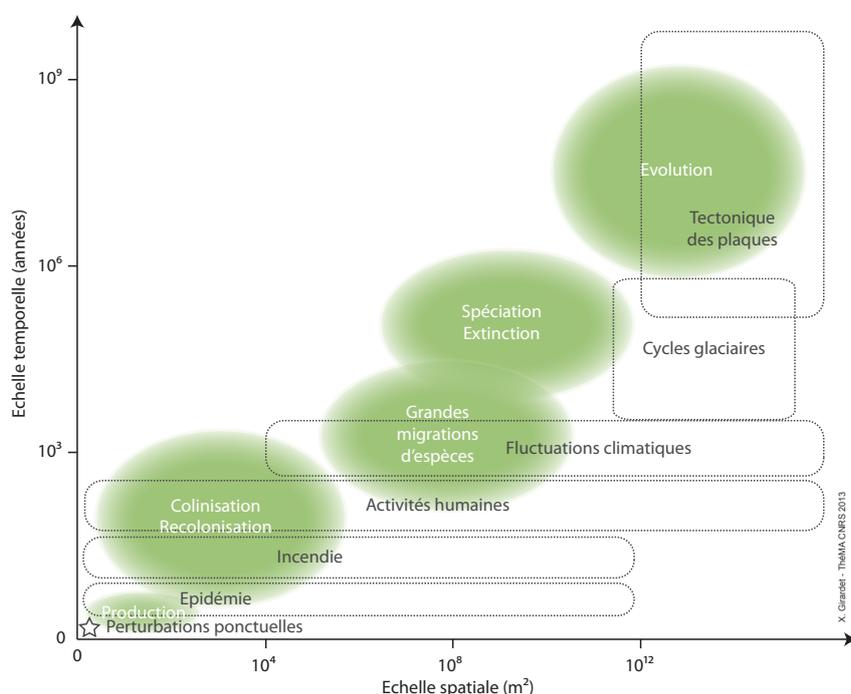


Figure 1.1 • Effets de différentes perturbations en fonction de leurs échelles spatiales et temporelles. D'après Delcourt et Delcourt (1988).

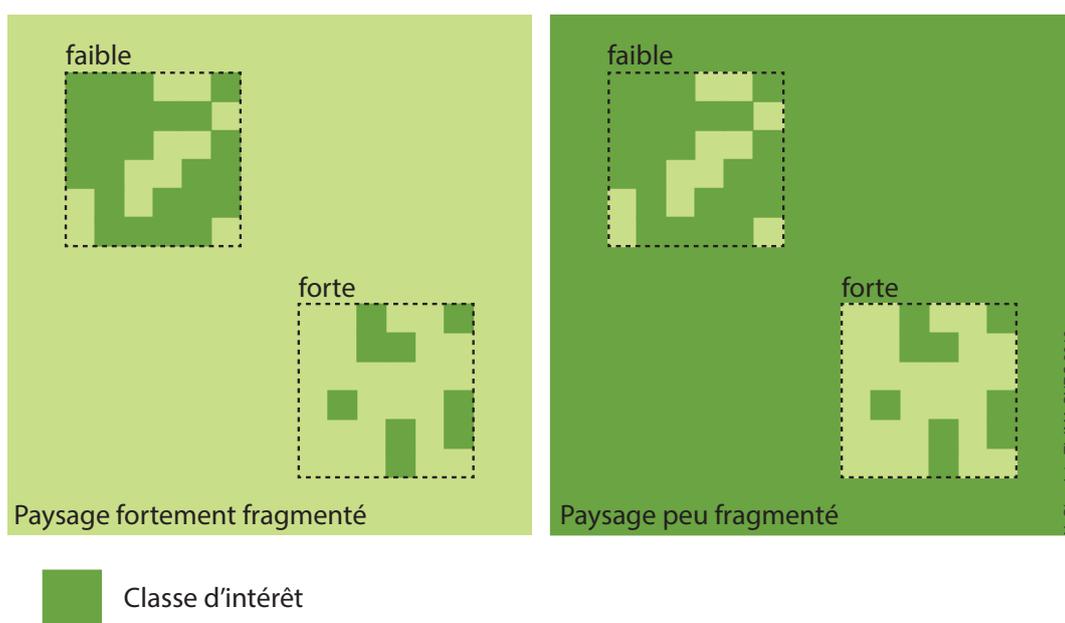


Figure 1.2 • Perception de la fragmentation d'un paysage en fonction de la fenêtre d'observation.

Le concept d'échelle est un concept phare en écologie du paysage. Très tôt, l'attention est portée sur la dépendance des résultats obtenus selon l'échelle d'observation. Si elle est ignorée, elle peut limiter la reproductibilité et la comparaison des études menées (Schneider 1994). En effet, dès lors que les processus étudiés sont dépendants des structures du paysage, l'échelle à laquelle l'analyse de ces structures paysagères est menée influence les résultats (Figure 1.2) (Wu 2004; Wu *et al.* 2002).

L'échelle est la dimension selon laquelle un objet ou un processus est représenté ou analysé. L'échelle de représentation graphique d'une réalité est caractérisée à la fois par un grain et une étendue. Le grain est la plus petite unité d'intérêt, elle peut être spatiale ou temporelle, et conditionne la précision d'une représentation comme la résolution d'une image. L'étendue correspond à l'ampleur de la réalité représentée. Il existe une relation entre le grain et l'étendue. L'exemple le plus souvent énoncé est celui des images satellitaires (Turner *et al.* 2001; Wiens 1989). Le grain d'une image *LANDSAT 7* correspond à la résolution spatiale de l'image dont chaque pixel correspond à une surface de 30 m sur 30 m et l'étendue de celle-ci couvre une surface totale de 31 110 km² par image. Alors que la résolution spatiale d'une image *GEOEYE-1* est plus importante (50 cm) mais son étendue est plus faible que celle de *LANDSAT 7*, soit 230 km².

De l'hétérogénéité structurelle...

Fondée sur l'hétérogénéité des structures paysagères, une théorie influence particulièrement le développement de l'écologie du paysage : la théorie biogéographique insulaire (MacArthur et Wilson 1967). Elle définit deux principes fondés sur des observations d'espèces dans un archipel. (1) La probabilité qu'une espèce atteigne une île est inversement proportionnelle à la distance entre cette île et le continent ou l'île principale, et est directement proportionnelle à la taille de cette île. (2) La probabilité d'extinction d'une espèce sur une île colonisée est fonction de la taille de l'île (Figure 1.3).

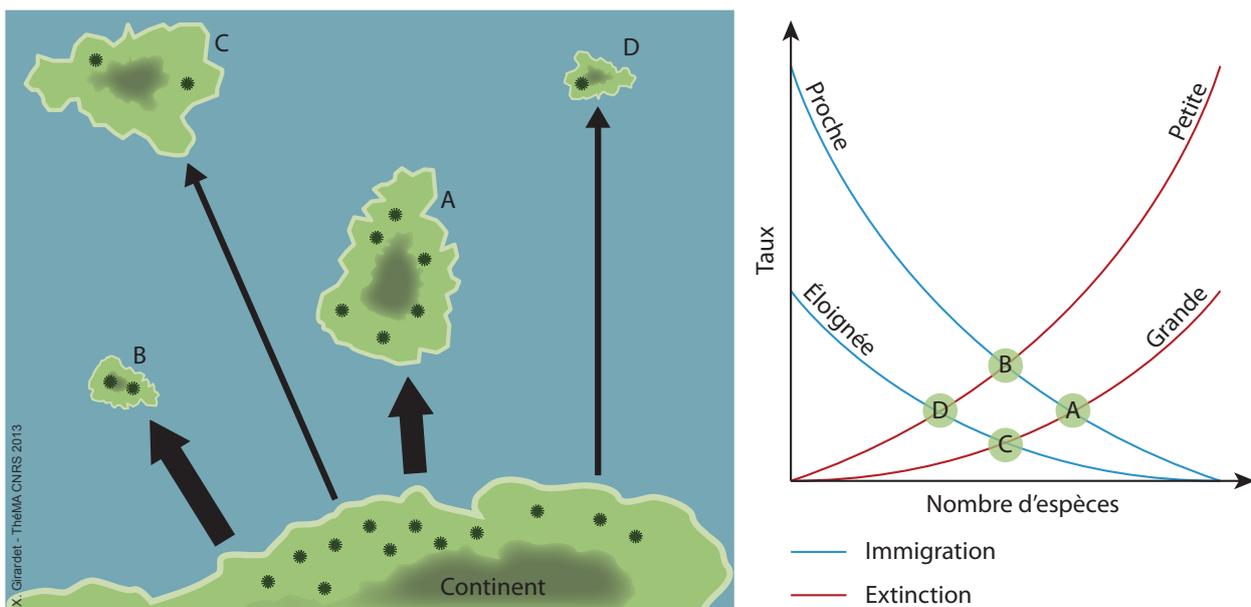


Figure 1.3 • Illustration de la théorie biogéographique des îles. D'après MacArthur et Wilson (1967).



Orthophotographie
Commune de Saint-André-sur-Vieux-Jonc (Ain)
Source : Google Maps



Tache Matrice Corridor

Figure 1.4 • Modèle de la mosaïque paysagère.

Cette théorie influence la réflexion de Forman et Godron (1986) lors de la mise en place du modèle de la mosaïque paysagère. Ce modèle théorique représente le paysage, dont l'observation est faite d'un point de vue zénithal, comme une mosaïque composée de trois éléments : la matrice, les taches et les corridors (Forman 1995). La matrice est le fond de plan de la mosaïque, caractérisée par un élément dominant, à l'intérieur duquel la connectivité est la plus élevée, et/ou qui possède la plus grande influence sur les dynamiques de l'évolution du paysage. Les taches sont des éléments relativement compacts, non linéaires, et homogènes dont la nature est différente de la matrice. Les corridors sont des bandes dont la nature diffère de l'élément présent de part et d'autre. Ils ont plusieurs fonctions importantes comme celles de conduit, barrière ou habitat (Figure 1.4).

La reconnaissance de l'hétérogénéité du paysage et de son influence sur les processus écologiques est renforcée par l'identification du rôle des perturbations d'origine naturelle ou anthropique (Pickett et White 1985). Les perturbations sont des événements discrets dans le temps qui affectent à la fois les populations, les écosystèmes et le paysage. Le plus souvent, les conséquences de ces perturbations accentuent l'hétérogénéité du paysage. Parmi ces perturbations, les aménagements réalisés par l'homme ont pour conséquence de fragmenter le paysage.

La fragmentation est un processus spatial correspondant à la réduction de la superficie d'un habitat et sa séparation en plusieurs fragments (Burel et Baudry 1999). Forman (1995) définit ce processus comme

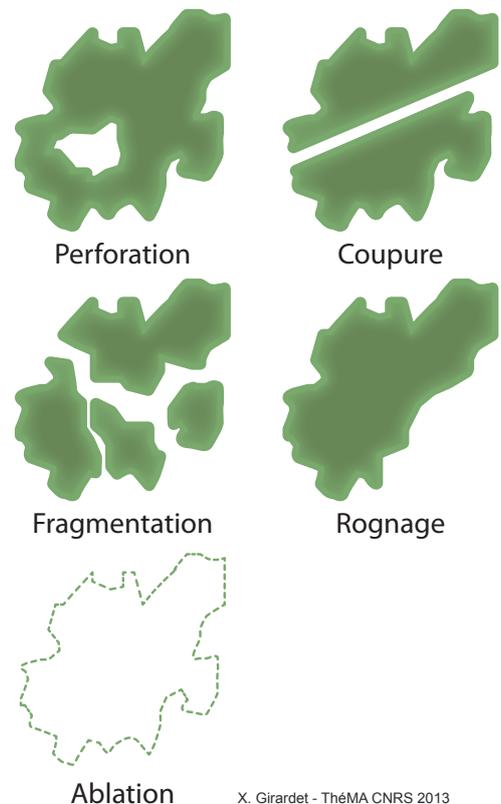


Figure 1.5 • Les processus à l'origine de la fragmentation. D'après Forman (1995).

le morcellement d'un habitat en parcelles plus petites. Plus généralement, la fragmentation correspond à la modification de la structure spatiale du paysage par l'instauration d'un nouveau type d'occupation du sol. Ce concept inclut cinq processus spatiaux, dont la perforation, la coupure, la fragmentation, le rognage, et l'ablation (Figure 1.5). Ces processus augmentent l'hétérogénéité du paysage par la perte d'habitat et son remplacement par un autre type d'occupation du sol. Ils augmentent l'isolement des taches d'habitat entre elles et affectent les processus écologiques sur le modèle des recolonisations insulaires.

...à une vision dynamique du paysage.

Le rôle des perturbations, notamment les perturbations naturelles, remet en cause la notion d'équilibre des écosystèmes. Dès lors, il est admis que les écosystèmes subissent l'influence de facteurs extérieurs à l'échelle du paysage. Cette reconnaissance des interactions entre les différentes composantes d'un paysage favorise le passage d'une vision « à l'équilibre » d'un écosystème, à une vision dynamique de l'ensemble des écosystèmes dans le paysage. Parmi les dynamiques reconnues, la capacité pour un organisme à se disperser à l'échelle d'un paysage conduit à la notion de connectivité.

La connectivité du paysage correspond à la mesure selon laquelle le paysage facilite ou influence les mouvements entre les taches d'habitat préférentiel pour une espèce donnée (Taylor *et al.* 1993). Il comprend deux aspects : (1) la connectivité structurelle correspondant

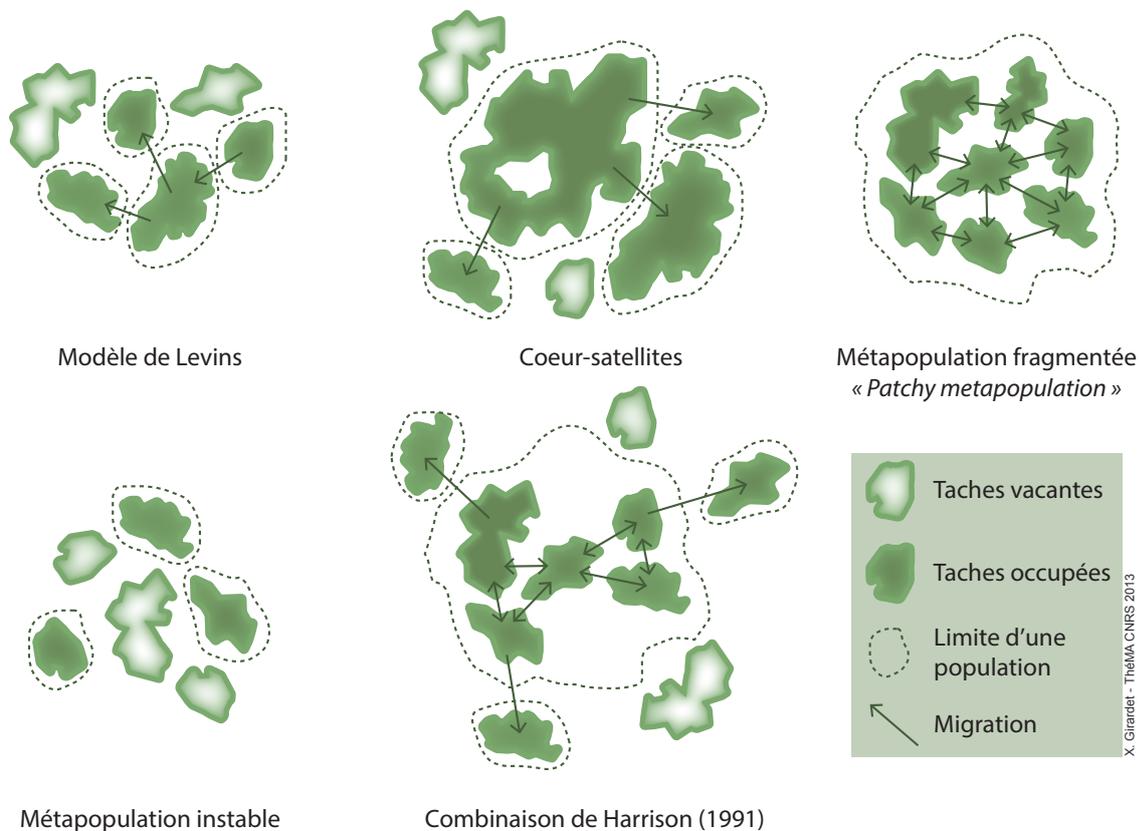


Figure 1.6 • Modèles des métapopulations.

à l'agencement des structures spatiales d'un paysage. (2) la connectivité fonctionnelle reflétant l'influence des structures paysagères sur les organismes (Brooks 2003).

Landscape connectivity is "the degree to which the landscape facilitates or impedes movement among resource patches." (Taylor et al. 1993)

Les processus de colonisation, d'extinction et de recolonisation au sein d'un paysage sont au centre du modèle de métapopulation. Issu de la théorie biogéographique des îles, le modèle de métapopulation mobilise les concepts d'hétérogénéité du paysage, de perturbation, et de connectivité à travers la dispersion des individus. Le terme *métapopulation* est introduit par Levins (1969) lorsque celui-ci propose une modélisation de la dynamique d'un ensemble de sous-populations en interaction. Le modèle de Levins met en relation un ensemble de populations dont les individus se dispersent d'une tache d'habitat à l'autre. Dans ce modèle, le rôle de la dispersion est indissociable de celui de la reproduction et de la mortalité, et conditionne la capacité pour une espèce, à travers la colonisation, à compenser le processus d'extinction de la métapopulation. Hanski and Gilpin (1991) définissent une métapopulation comme un ensemble de sous-populations interconnectées par des individus qui se dispersent. Plusieurs types de métapopulations se distinguent en fonction de la structure spatiale des taches d'habitat (Figure 1.6).

Les modèles des métapopulations sont dépendant de la qualité des taches d'habitat et de leur capacité à émettre et recevoir des individus. Or toutes les taches d'habitat ne sont pas aptes à maintenir une population de manière stable. Cette différenciation est formulée dans le cadre du système *source-puits* proposé par Pulliam (1988). Ce paradigme, complémentaire de celui des métapopulations, est très important en écologie du paysage pour expliquer la distribution d'espèce dans un paysage hétérogène. Cette distribution est fonction à la fois de l'aptitude pour un individu à coloniser de nouvelles taches, et de la capacité de ces taches colonisées à maintenir la nouvelle population en terme de qualité, comme leur surface ou les ressources qu'elles offrent (Figure 1.7).

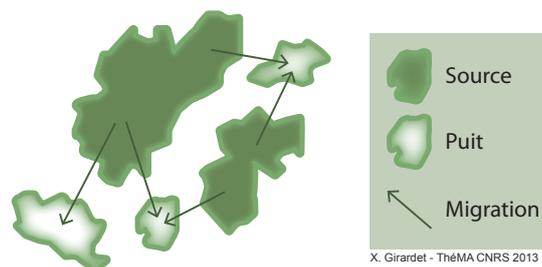


Figure 1.7 • Modèle source-puit.
D'après Pulliam (1998).

1.2.2. Une approche transdisciplinaire de la gestion paysagère

La recherche en écologie du paysage est le plus souvent transdisciplinaire au sens de Tress *et al.* (2005). L'approche transdisciplinaire fait intervenir à la fois des disciplines académiques et des acteurs de terrain dans une démarche d'intégration. Outre les concepts hérités de l'écologie ou de la biogéographie, l'émergence de l'écologie du paysage est fondée sur de nouvelles visions de la gestion des ressources, de nouveaux besoins pour les acteurs de la planification spatiale, ainsi que sur de nouvelles avancées techniques et notamment le développement de la géomatique.

De nouveaux besoins pour l'aménagement du territoire

L'écologie du paysage a une forte propension à l'application de ses concepts dans le cadre de la gestion spatiale. La théorie biogéographique des îles a été notamment un cadre utile à la création de réserves naturelles (Burkey 1989). Depuis les années 70, l'hétérogénéité paysagère est intégrée de manière croissante dans la prise de décisions en aménagement du territoire (Turner *et al.* 2001). Cette implication de l'écologie du paysage dans les problématiques spatiales en aménagement favorise le développement de la discipline. Elle permet également de soulever de nouvelles questions sur la gestion des modifications d'occupation du sol et sur l'intégration d'approches spatialement explicites pour la gestion des parcs naturels dont l'étendue spatiale est importante.

En Europe, les écologues portent un intérêt particulier à la relation entre le paysage, les changements d'occupation du sol et les sociétés humaines (Naveh 1982). Cela influence l'intégration des effets de l'aménagement de l'espace sur les processus écologiques, en particulier la fragmentation (Burgess et Sharpe 1981). En outre, le développement des techniques de superposition de cartes (l'ancêtre des systèmes d'information géographique, SIG) (McHarg 1969), et l'identification des ressources à protéger pour assurer leur durabilité (Fabos 1985), conduisent à ce que les acteurs de l'aménagement du territoire deviennent les premiers collaborateurs des écologues du paysage (Ahern 1999).

Les avancées en géomatique

Cette collaboration avec les gestionnaires et la planification spatiale conduit à ce que l'écologie du paysage soit, entre autres, fondée aussi sur les modèles régionaux (spatiaux) apportés par la géographie pour l'aménagement du territoire (Turner *et al.* 2001). La géographie contribue à un apport méthodologique conséquent pour l'écologie du paysage. La télédétection et la cartographie d'occupation du sol sont des ressources importantes pour l'analyse des structures spatiales. Les avancées techniques depuis les années 80, à travers l'augmentation des capacités de calcul des ordinateurs, contribuent largement au développement de logiciels de traitement d'image satellite, de logiciels permettant l'analyse de grandes bases de données géolocalisées dont l'étendue spatiale est importante (SIG), et de programmes d'analyses en statistiques spatiales (Fortin et Dale 2005; Sanders 2001). Dans ce contexte, les connaissances et l'expérience des géographes dans l'utilisation de ces outils participent au développement de l'écologie du paysage.

CONCLUSION

L'écologie du paysage repose sur trois piliers que sont l'hétérogénéité et l'influence des structures spatiales, l'emboîtement des échelles, et le rôle de l'homme dans le paysage. Ces trois entrées dans la discipline participent à un changement de paradigme entre une vision « à l'équilibre » des processus écologiques à une vision dynamique dans un espace plus étendu qu'est le paysage. La nature opérationnelle des travaux menés en écologie du paysage favorise la participation des acteurs de terrain dont les préoccupations s'inscrivent très fortement dans une logique spatiale. Cette structure transdisciplinaire contribue à intégrer très rapidement ses concepts fondateurs dans les champs de la gestion des ressources naturelles et de l'aménagement du territoire.

2. VERS UNE GESTION DES RESSOURCES NATURELLES ET PAYSAGÈRES

Les premiers terrains d'application des concepts de l'écologie du paysage sont les zonages de protection de ressources naturelles. En réponse aux besoins de l'aménagement du territoire et de la biologie de la conservation, l'écologie du paysage s'inscrit dans le processus d'aide à la décision pour la création, la localisation et la gestion des zonages réglementaires de protection de l'environnement. Appuyée sur des principes de l'écologie du paysage, la réglementation a su évoluer d'une vision stationnaire de la protection de l'environnement à une gestion et une vision dynamique du paysage.

2.1. DU REMARQUABLE À LA MISE SOUS CLOCHE

2.1.1. Une vision patrimoniale de la nature

Le concept de protection de la nature date du XIX^{ème} siècle. Sur demande des peintres réalistes et naturalistes de l'époque, la première forme de protection est établie en 1861 dans la forêt de Fontainebleau dont 1097 ha sont déclarés « réserve artistique » (Figure 1.8). Il s'agit pour les services des eaux et forêts de ne plus intervenir dans la réserve et de laisser la nature suivre son cours. L'idée de la protection de ce paysage remarquable a donc une portée plus esthétique qu'écologique et c'est à partir de 1953 que la réserve artistique est convertie en réserve naturelle (Depraz 2008).



Figure 1.8 • Clairière dans la haute futaie de Théodore Rousseau. Barbizon, Forêt de Fontainebleau (1863).

Le parc régional de la vallée du Yosemite est classé en 1864 pour la protection de ses paysages contre les intérêts privés. Quelques années plus tard, le premier parc national créé dans le monde est le parc de Yellowstone en 1872. Sa création est motivée par ses paysages remarquables. Néanmoins, la décision de classer le parc Yellowstone se fait sur un fondement

plus social qu'écologique. En effet, le texte du décret de création du parc stipule que le secteur de la rivière de Yellowstone est « *isolé pour en faire un parc public ou une aire de détente nationale pour l'usage et le plaisir du peuple* » (Depraz 2008). Par la suite, le modèle du parc national de Yellowstone s'étend sur l'ensemble du territoire nord-américain et dans l'Empire britannique, avec Grand Canyon en 1919, les Appalaches en 1930, Banff au Canada en 1887, le Royal National Parc en Australie en 1879, et Tongariro en Nouvelle-Zélande en 1894.

2.1.2. La protection des espèces menacées

En Europe, un retard est pris concernant la création de parcs nationaux. En France, la première réserve naturelle est créée en 1913 dans les Côtes-d'Armor, s'en suivent les réserves de Camargue en 1928 et de Néouvielle en 1936. Ici, l'objectif de la protection est orienté vers la préservation de la faune et de la flore sauvage. Ainsi une vision « conservationniste » perdure jusque dans les années 80 et les textes internationaux de protection de la nature concernent essentiellement les espèces en voie d'extinction (Convention de Washington en 1973, portant interdiction sur le commerce d'espèces en voie d'extinction). Dans cette optique est créée l'Union Internationale pour la Protection de la Nature en 1948, rebaptisée Union Internationale pour la Conservation de Nature en 1956 (UICN).

Les premières conventions sur la protection d'espèces à un niveau international sont orientées vers la protection des oiseaux. Le caractère migrateur de la majorité des espèces de ce groupe nécessite leur prise en compte à un niveau international. Deux conventions voient le jour suite à ces considérations, dont la convention internationale de Ramsar sur les zones humides en 1971, et la directive « oiseaux » mise en place par l'Union Européenne en 1979 à la convention de Bern.

2.1.3. La protection des écosystèmes

Bien que les premiers habitats soient protégés dès 1971 pour les zones humides, les pouvoirs publics prennent conscience que la protection d'une espèce sans la protection de son écosystème est peu efficace. En 1982 en France, un inventaire des Zones Naturelles d'Intérêt Floristique et Faunistique (ZNIEFF) est réalisé dans toutes les régions. Cet inventaire national est un outil d'aide à la décision pour la protection des espaces naturels sensibles, sans avoir pour autant un caractère réglementaire important. Les ZNIEFF de types 1 et 2 deviennent néanmoins des zonages de référence. En 1992, l'Union Européenne met en place la directive « habitats », par l'instauration de zones spéciales de conservations (ZSC), appuyées sur l'inventaire des ZNIEFF en France, qui viennent rejoindre les zones de protection spéciales (ZPS) issues de la directive « oiseaux ».

On assiste alors à une véritable réglementation dans certains espaces. Il s'agit localement d'encadrer les activités humaines à l'intérieur d'un zonage comportant un ou plusieurs habitats d'intérêt pour une ou plusieurs espèces. Ce type de protection se retrouve aussi dans les cœurs des parcs naturels régionaux et nationaux, ainsi que dans les réserves de biosphères.

2.2. DES PRÉOCCUPATIONS LES PLUS RÉCENTES, LES RÉSEAUX D'ÉCOSYSTÈMES

2.2.1. Biodiversité et développement durable : les recommandations internationales

Les préoccupations pour la biodiversité datent des années 70, à l'époque où le constat de l'extinction de certaines espèces rares alerte sur l'état de la biodiversité dans le monde. En 1987, l'OTA (*US Congress Office of Technology Assessment*) définit la biodiversité comme une variété et une variabilité d'organismes, englobant plusieurs échelles :

« La diversité biologique représente la variété et la variabilité des organismes vivants et des écosystèmes dans lesquels ils se développent. La diversité peut être définie comme le nombre et la relative abondance des éléments considérés. Les composants de la diversité biologique sont organisés en plusieurs niveaux, depuis les écosystèmes jusqu'aux structures chimiques qui sont les bases moléculaires de l'hérédité. Ce terme englobe donc les écosystèmes, les espèces, les gènes, et leur abondance relative. »

À l'échelle mondiale, c'est en 1992, lors du sommet de la Terre à Rio, que la notion de développement durable est définie. Quatre conventions internationales sont signées, dont la « Convention sur la Diversité Biologique » et les « Principes-cadres sur la protection des forêts ». Conformément à la notion de développement durable, ces conventions ne s'intéressent pas uniquement à la protection des espèces et de milieux naturels rares, mais bien à l'ensemble des écosystèmes, espèces et ressources naturelles, mêmes ordinaires. Le deuxième sommet de la Terre, à Johannesburg en 2002, intègre totalement le principe de développement durable. Il met l'accent, pour la préservation de la biodiversité, sur l'identification de réseaux et de couloirs écologiques aux niveaux nationaux et régionaux.

C'est lors de la conférence de Sofia de 1995 que l'Europe décide d'adopter la « Stratégie Paneuropéenne pour la Protection de la Diversité Biologique et des Paysages ». Ici, les objectifs sont de protéger l'ensemble des espèces et des écosystèmes, et de lutter contre la banalisation des paysages. Le second point fort de cette stratégie est l'identification d'un réseau paneuropéen dont le rôle, au-delà de la préservation de la biodiversité, doit assurer les déplacements des espèces animales et végétales. Faisant suite à la conférence de Sofia, la conférence de Kiev de 2003 met l'accent sur le réseau écologique paneuropéen dans une perspective de développement durable. Un des objectifs est d'encourager à la prise en compte des réseaux écologiques à l'échelle nationale.

2.2.2. La réticulation des espaces protégés : Natura 2000

Les premières approches de la mise en réseaux des écosystèmes sont introduites par l'Union Européenne en 1992 suite aux recommandations du Sommet de Rio. En réaction aux constats faits concernant la biodiversité et la fragmentation des habitats, les limites des aires protégées isolées, et le caractère transfrontalier des processus écologiques, l'UE propose la création d'un réseau d'espaces protégés, le réseau Natura 2000.

Le réseau Natura 2000 s'appuie sur les ZSC de la directive « habitats » adoptée pour la réalisation de ce réseau, et sur les zonages préexistants, comprenant les ZNIEFF et les ZPS issues de la directive « oiseaux ». L'objectif du réseau est de permettre la survie à long terme des

espèces et de maintenir leurs habitats dans une logique de conservation liée aux déplacements des espèces. Ce point est souligné dans l'article 10 de la directive.

« Là où ils l'estiment nécessaire, dans le cadre de leurs politiques d'aménagement du territoire et de développement et notamment en vue d'améliorer la cohérence écologique du réseau Natura 2000, les États membres s'efforcent d'encourager la gestion d'éléments du paysage qui revêtent une importance majeure pour la faune et la flore sauvage.

Ces éléments sont ceux qui, de par leur structure linéaire et continue (tels que les rivières avec leurs berges ou les systèmes traditionnels de délimitation des champs) ou leur rôle de relais (tels que les étangs ou les petits bois), sont essentiels à la migration, à la distribution géographique et à l'échange génétique d'espèce sauvage. »

Article 10 Directive 92/43/CEE du Conseil, du 21 mai 1992, concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvage

Suite à l'élaboration du réseau Natura 2000, certaines limites sont formulées concernant les choix des sites intégrés. Seuls une partie des sites protégés est intégrée dans Natura 2000, dont l'ambition était de mettre en réseau tous les espaces d'intérêts pour les déplacements des espèces. (Apostolopoulou et Pantis 2009; Dimitrakopoulos *et al.* 2004; Maiorano *et al.* 2007).

CONCLUSION

Nous avons pu voir que les réflexions menées dans le cadre de la préservation de la biodiversité ont longtemps été orientées vers une démarche de protection des écosystèmes remarquables. Les politiques environnementales se sont ensuite tournées vers une logique plus globale de conservation des processus écologiques entre ces aires protégées, puis au sein des écosystèmes plus ordinaires.

Dans cette optique, les décisions prises au sein de la sphère politique, appuyées par des constats scientifiques, conditionnent certains objectifs de la recherche et de l'aménagement du territoire à travers des textes directeurs. Le dénominateur commun de ces textes est la volonté de limiter l'impact de l'homme sur l'environnement et de protéger et restaurer la biodiversité dans le monde. Ainsi un concept clé émerge de la préoccupation liée au maintien des processus écologiques, celui de réseau écologique.

3. LE RÉSEAU ÉCOLOGIQUE : UNE ENTITÉ SPATIALE ET FONCTIONNELLE

Le concept de réseau écologique est une entrée privilégiée par les écologues du paysage pour l'analyse de la fragmentation du paysage. Les réseaux écologiques sont le support des processus liés aux mouvements des organismes au sein du paysage. Si leur importance est connue, leur identification reste cependant délicate dans le domaine de l'aménagement. La représentation d'un réseau écologique est dépendant de plusieurs facteurs propres aux espèces concernées. Il reste cependant un modèle spatial pertinent dans la mise en œuvre de politiques de conservation et de gestion des paysages. Ces politiques ont vu le jour récemment dans le monde entier, à différents niveaux, et sont fondées sur des objectifs distincts. Elles posent la question de leur intégration dans les politiques d'aménagement aux différents étages de l'échelon administratif, et de leur mise en cohérence, notamment dans une logique internationale.

3.1. FONCTIONS ET ENJEUX DES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES

3.1.1. Des réseaux écologiques

Le terme « *ecological network* » est largement présent dans la bibliographie en écologie du paysage. Il peut recouvrir plusieurs significations, et représenter les relations trophiques se produisant au sein d'un écosystème (Fath *et al.* 2007) ou encore les relations sociales dans le cadre de l'analyse des comportements d'une espèce (Wey *et al.* 2008). On rencontre également plusieurs synonymes au terme réseau écologique comme réseau paysager (*landscape network*) ou réseau d'habitats (*habitat network*) (Opdam *et al.* 2001).

Ici, nous nous intéressons au réseau écologique pour désigner les relations, au sein du paysage, entre les différents éléments d'intérêt pour une espèce. Le réseau écologique d'une espèce est donc une *infrastructure* répondant à ses besoins pour l'exécution de son cycle de vie (Mougenot et Melin 2000). D'un point de vue fonctionnel, selon cette définition, le réseau écologique d'une espèce est donc l'espace à l'intérieur duquel elle peut vivre, se déplacer, se nourrir, et se reproduire à l'abri des perturbations extérieures.

Boitani *et al.* (2007) relèvent cependant qu'un réseau écologique est le plus souvent défini d'un point de vue structurel à travers les deux définitions les plus communément admises : Jongman and Pungetti (2004) définissent un réseau écologique comme « un ensemble de structures spatiales, composé de cœurs et de corridors, agencé pour favoriser la conservation de la biodiversité. Il répond aux besoins des espèces dont les habitats sont perceptibles à l'échelle du paysage ». Cette définition est étendue au domaine de la biologie de la conservation en considérant les réseaux écologiques comme des « systèmes composés de réserves naturelles et de leurs interconnexions rendant un système naturel fragmenté cohérent, de manière à pouvoir supporter plus de diversité biologique que dans sa forme non connectée. Ces systèmes sont composés d'espaces cœurs, habituellement protégés par des zones tampons, et connectés par des corridors » (Jongman *et al.* 2004).

Ici, deux visions du réseau écologique s'opposent. Si les réseaux écologiques sont des entités spatiales et fonctionnelles existantes pour chaque espèce se déplaçant au sein du paysage, ils sont aussi devenus les supports des politiques de protection et de conservation. Ce point de vue de l'aménageur est partagé entre trois conceptions différentes du concept de réseau écologique (Mougenot et Melin 2000). La première est liée à la protection des espèces et de leurs réseaux

d'habitats. La deuxième cherche à restaurer les réseaux écologiques au sein du paysage. La dernière vise à planifier les réseaux écologiques. Plus globalement, dans une démarche de développement durable, l'objectif est de maintenir les processus écologiques au sein des réseaux écologiques, en accord avec le développement des activités humaines.

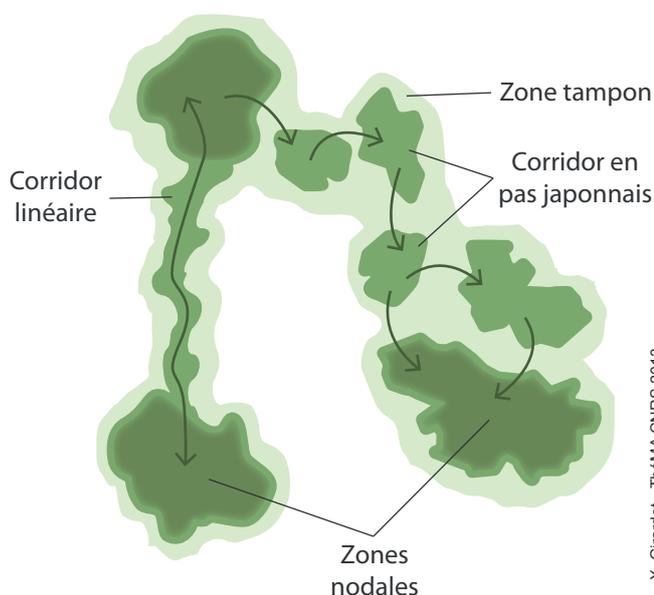
3.1.2. Modélisation et recommandations

Selon Bennett (1999), un réseau écologique est constitué de trois éléments complémentaires (Figure 1.9):

- Les zones nodales, ou espaces cœur, sont des zones sous protection, elles font office d'habitats, réservoir de biodiversité, d'où les activités humaines sont soustraites ;

- Les corridors, qui peuvent être linéaires ou sous la forme de zones relais (*stepping stones*). Ces éléments permettent le fonctionnement du réseau écologique ;

- Les zones tampons sont des espaces ceinturant le réseau écologique, servant dans un premier temps à protéger les espèces conservées des perturbations. Dans un second temps, ces espaces cherchent à intégrer le réseau et les activités humaines, non intensives, et raisonnées, dans une perspective de développement durable.



X. Girardet - Théma CNRS 2013

Figure 1.9 • Recommandations d'aménagement d'un réseau écologique. Elements constitutifs, d'après Bennett (1999).

Cette proposition de modélisation d'un réseau écologique est celle préconisée par l'Union Européenne dans le cadre de l'identification du Réseau Ecologique Pan-Européen et des réseaux nationaux qui en découlent.

Cependant, à l'image des éléments constitutifs du réseau écologique décrit par l'Union Européenne, un réseau écologique n'est pas nécessairement un espace hermétique, dans lequel des espèces vivent, se reproduisent, et se déplacent. L'identification des éléments paysagers, tels que le modèle de la mosaïque paysagère les définit, pour modéliser un réseau écologique, doit dépendre de l'espèce ou du groupe d'espèces pris en compte.

3.2. UN MODÈLE MULTIPLE

3.2.1. Corridor, connexité ou connectivité ?

Les enjeux fondamentaux des réseaux écologiques sont la conservation des populations et le maintien des processus écologiques dans un espace fragmenté par les activités anthropiques (Bennett 1999). Deux propriétés paysagères sont considérées dans le cadre de la mise en place d'un réseau écologique : la connexité des structures paysagères et la connectivité du paysage (Baudry et Merriam 1988).

Encadré I • Green-way-belt

Les coulées vertes ou « Greenway », sont définies par Forman (1995) comme des structures naturelles linéaires généralement proches des espaces urbains et périurbains. Ces aménités vertes ont un but esthétique et de loisir. L'auteur ajoute qu'elles ont sans doute une importance considérable pour le mouvement de certaines espèces, du fait de la relative inhospitalité de la matrice les entourant. Smith (1993) attache aux « coulées vertes » un rôle de barrière contre l'étalement urbain, politique effectivement menée en Europe dans les années 90 avec les ceintures vertes. La plus connue est la « Greenbelt » de Londres, aujourd'hui cette politique se développe partout dans le monde (Figure 11).

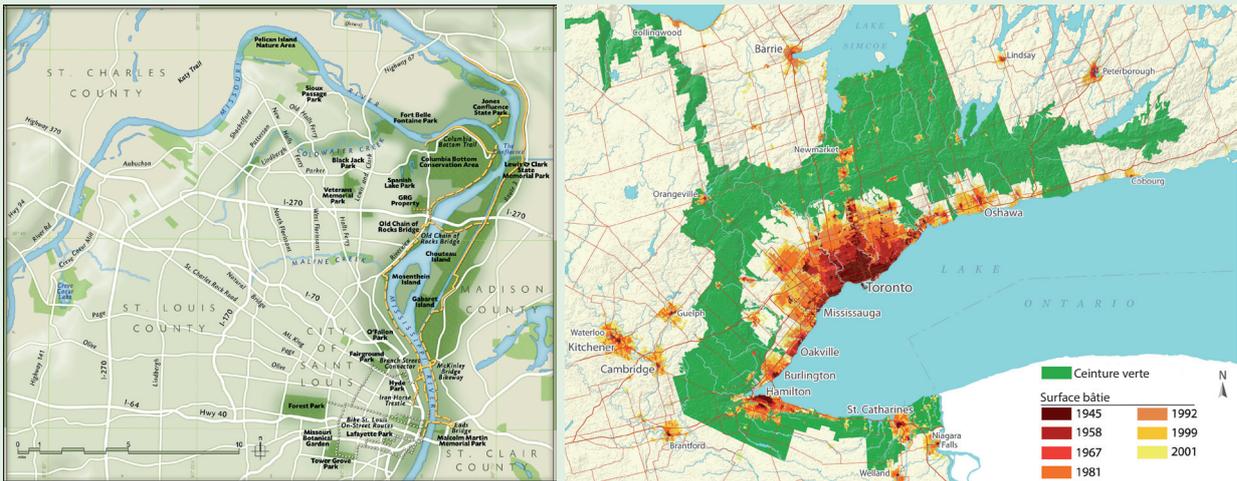


Figure 1.10 • Exemples de coulée verte (Saint Louis, Missouri, USA) et de ceinture verte (Toronto, Ontario, Canada).

La connexité

La connexité des structures paysagères se rapporte aux liaisons physiques entre ces structures au sein d'un paysage. Cette propriété est privilégiée dans la définition de Forman (1995) qui décrit un réseau comme un système interconnecté de corridors.

Selon Burel and Baudry (1999), les réseaux de corridors sont une composante essentielle d'un réseau écologique fonctionnel. Ici, les auteurs emploient le terme « fonctionnel » en référence à la résilience du réseau écologique. Cette approche structurale du réseau écologique est héritée du modèle de la mosaïque paysagère ou tache-matrice-corridor.

Un corridor est défini par Forman (1995) comme une bande dont la nature diffère de la matrice présente de chaque côté. Cet élément constitue une partie du réseau écologique, et reste dans les programmes d'aménagement un élément clé d'un point de vue structurel, qui favorise les processus écologiques, mais dont les objectifs ne sont cependant pas clairement définis. Les corridors sont des éléments linéaires dont la fonction peut être celle de conduit, d'habitat ou de barrière, en fonction d'une espèce ou un groupe d'espèces donné (Forman 1995).

Il existe de nombreux synonymes du terme corridor, dans la littérature scientifique ou opérationnelle (corridor écologique, faunistique ou biologique, *continuum* ou encore liaisons paysagères), le plus fréquemment rencontré est celui de coulée verte et ceinture verte (Smith

1993) (Encadré 1). Or, il est délicat de lister les fonctions des coulées vertes et de généraliser leurs fonctions à celles de tous les autres types de corridor (Hess et Fischer 2001). Les auteurs précisent que les rôles d'un corridor doivent être définis clairement avant sa conception, sinon il risquera de ne pas remplir totalement les objectifs qui lui sont fixés (Figure 1.11). Ainsi Bennett (1999) préconise les termes lien ou liaison au terme corridor. En effet, la définition première d'un corridor est un couloir, canalisant les déplacements. Mais, plusieurs types de configurations spatiales, y compris la matrice, peuvent favoriser les déplacements et augmenter la connectivité d'un paysage pour une espèce.

La connectivité

La connectivité est « le degré avec lequel le paysage facilite ou influence le déplacement des individus » (Taylor *et al.* 1993). Dans la modélisation des réseaux écologiques, le concept de connectivité se fonde sur l'intégration de la théorie biogéographique des îles et de la théorie des métapopulations (Jongman *et al.* 2004). Il s'agit ici de prendre en compte les besoins spécifiques d'une espèce vis-à-vis de la nature et de l'agencement des structures paysagères entre elles et non plus uniquement de leur connexité au sein du paysage.

Deux notions émergent de l'usage fonctionnel de l'espace par les espèces : la complémentation et la supplémentation (Dunning *et al.* 1992). « La complémentation est l'utilisation d'éléments du paysage de nature différente, nécessaires pour subvenir aux besoins de l'espèce, et la supplémentation est l'utilisation de fragments de même nature, lorsque la taille de chacun est trop faible pour assurer les ressources nécessaires à une population » (Burel et Baudry 1999). Ici, le concept de connectivité se focalise davantage sur les processus écologiques que sur la structure spatiale du paysage. Les corridors sont simplement dans ce cas composés d'un ensemble d'éléments paysagers favorisant les déplacements entre les différents éléments.

Ces corridors, dits fonctionnels (Farina 2006; Turner *et al.* 2001), ne sont donc pas systématiquement de la même nature que l'habitat, mais peuvent être composés de multiples éléments de nature différente. Ces éléments paysagers constituant un corridor fonctionnel sont diffus et difficiles à identifier (Gustafson et Gardner 1996).

La matrice joue un rôle prépondérant dans la capacité de mouvement des individus entre les taches d'habitat favorables. La capacité de déplacement entre les taches d'habitat n'est plus dépendante de la distance physique ou euclidienne, mais est dépendante de la distance dite « effective ». Cette distance est conditionnée par la résistance que fournit la matrice aux mouvements des individus (Figure 1.12). Les méthodes intégrant une modélisation des

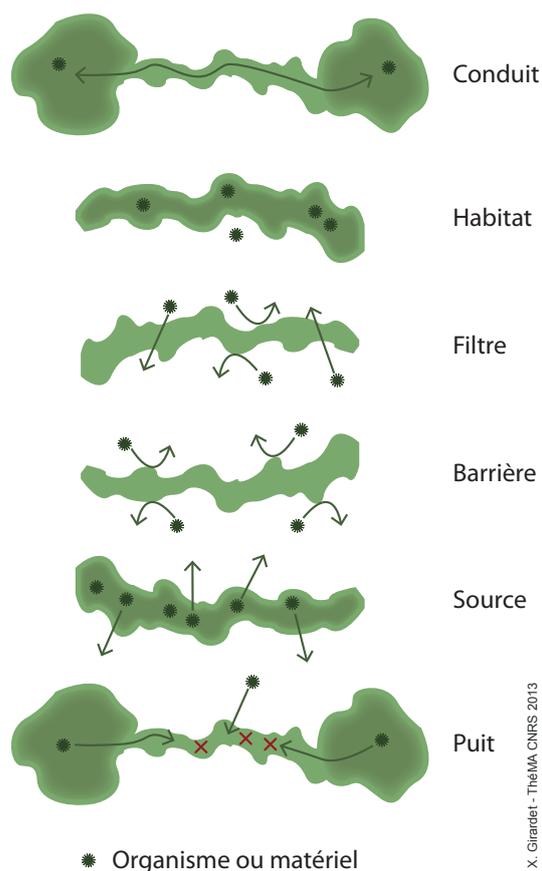


Figure 1.11 • Les fonctions des corridors. D'après Hess et Fischer (2001).

X. Girardet - TheMA CNRS 2013

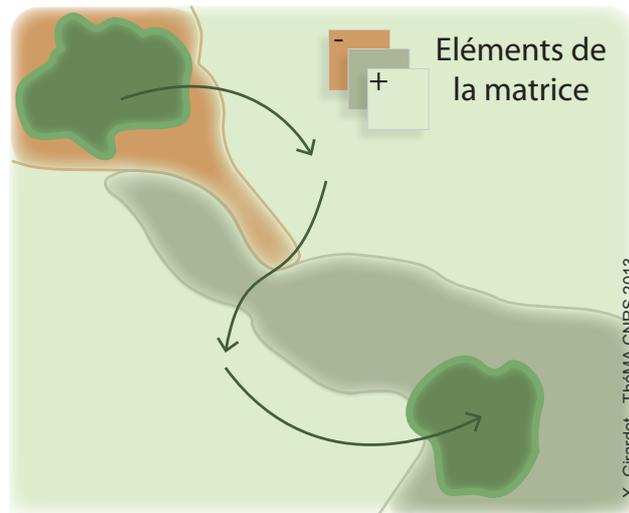


Figure 1.12 • Illustration des déplacements dans la matrice. D'après Bennett (1999).

mouvements des individus au sein d'un paysage prenant en compte les distances effectives (distances coûts) sont fréquentes dans les travaux de recherche (Adriaensen *et al.* 2003). Elles sont également mises en œuvre dans le cadre de projets d'aménagement de réseaux écologiques locaux (Allag-Dhuisme *et al.* 2010). Cependant du fait de leur difficulté de paramétrage et leur dépendance aux espèces prises en compte, ces méthodes sont largement critiquées (Zeller *et al.* 2012).

3.2.2. La relation entre espèce et connectivité

Une généralisation des avantages fonctionnels des corridors structuraux serait illusoire du fait de leur dépendance aux espèces (Beier et Noss 1998). D'autres types d'éléments favorisant la connectivité fonctionnelle, comme les zones relais (*stepping stones*) et la matrice, doivent rentrer en ligne de compte dans la modélisation des réseaux écologiques. De même, d'autres types de mouvements que la dispersion à l'image de ceux liés quotidiennement aux ressources alimentaires, ou aux flux migratoires ont été souvent ignorés (Bennett 1999). Par conséquent, par opposition aux modélisations exclusivement structurelles de la connectivité, seules les analyses centrées sur une espèce ou un groupe d'espèces permettent une modélisation pertinente des réseaux écologique (Beier et Noss 1998).

Un paysage, plusieurs perceptions

Un même paysage peut à la fois présenter un degré de connectivité suffisant pour une espèce et un degré de connectivité plus faible pour une autre (Beier et Noss 1998; Bennett 1999; Hess et Fischer 2001; Taylor *et al.* 1993). Si la dépendance aux caractéristiques des espèces est largement reconnue dans l'identification des réseaux écologiques, il n'est pas aisé de la prendre en compte dans les différentes modélisations. Cette dépendance s'explique par le fait que chaque espèce possède (1) un biotope qui lui est propre, dont (2) la surface minimale nécessaire à sa survie varie, (3) ainsi qu'une capacité de mouvement qui est fonction de la distance entre les

fragments d'habitats et dépendante des éléments du paysage à traverser (Opdam *et al.* 2001; Vos *et al.* 2001).

La sélection d'espèces témoins

Face à la nature multiple de la mosaïque paysagère, la sélection d'une espèce sur laquelle est fondée la modélisation du réseau écologique permet de définir un ou plusieurs types d'habitats spécifiques à prendre en compte. L'utilisation d'espèce comme indicateur de la fonctionnalité d'un réseau écologique pose la question du choix de l'espèce et de son rôle au sein du paysage (Opdam *et al.* 2008; Simberloff 1998). Quatre approches existent (1) les espèces qualifiées de parapluie, clé de voûte, et drapeau (Simberloff 1998); (2) les espèces focales (Lambeck 1997); (3) les espèces d'intérêt paysager (Sanderson *et al.* 2002); (4) et les profils écologiques (Vos *et al.* 2001).

La première approche ne s'intéresse qu'à une seule espèce cible qui peut être qualifiée de parapluie, clé de voûte et de drapeau. Une espèce parapluie est une espèce qui possède des exigences particulières comme une surface d'habitat très importante. La protection de son écosystème permet donc de protéger un large panel d'espèces partageant cet écosystème et possédant des exigences moins importantes. Une espèce clé de voûte est une espèce dont la participation et le rôle au sein d'un écosystème sont importants, si cette espèce disparaît, l'ensemble de l'écosystème qui l'abrite subit un déséquilibre. Enfin, une espèce drapeau n'est pas déterminée en fonction de son rôle au sein de son écosystème mais du fait de son image emblématique auprès du public, elle a la fonction d'aider à la mise en place des plans de conservation. Mais cette approche centrée sur une espèce unique est largement critiquée (Andelman et Fagan 2000).

Les espèces focales sont le plus souvent un ensemble d'espèces parapluies qui représentent au mieux leur écosystème. Cependant cette approche demande une grande quantité d'informations et de données sur ces espèces, et est par conséquent très difficile à mettre en œuvre dans un cadre opérationnel (Lindenmayer et Manning 2002). L'approche appelée « *landscape species approach* » s'intéresse à un groupe d'espèces focales déterminées en fonction de leur adéquation avec le paysage dans lequel le plan de conservation est mené, et non selon l'importance de leurs exigences. Il s'agit alors de choisir des espèces dont les conditions requises à leur maintien dans un paysage s'expriment à la même échelle spatio-temporelle que l'utilisation et la transformation de l'espace par les hommes. Cette approche est préférée par les gestionnaires et les aménageurs, en effet la réponse d'une espèce dite paysagère à un aménagement est visible et permet un retour d'expérience plus rapide pour d'autres plans de conservations (Weber et Allen 2010).

La dernière approche est proposée par Vos *et al.* (2001) à travers les profils écologiques (Figure 1.13). Il s'agit dans ce type d'approche de ne plus cibler d'espèce spécifique, mais de prendre en compte une large gamme d'espèces dans le but de représenter au mieux l'ensemble des processus au sein d'un paysage à travers trois critères (Opdam *et al.* 2008) : l'écosystème ou type d'habitat, la surface minimale de l'habitat, et la capacité de mouvement ou de dispersion de l'espèce. Ici, le raisonnement par groupe d'espèces ou par profils d'espèces peut être une voie vers la généralisation des approches afin de combler le manque de méthodes entre la recherche et les programmes de conservation et d'aménagement du territoire (Opdam *et al.* 2001).

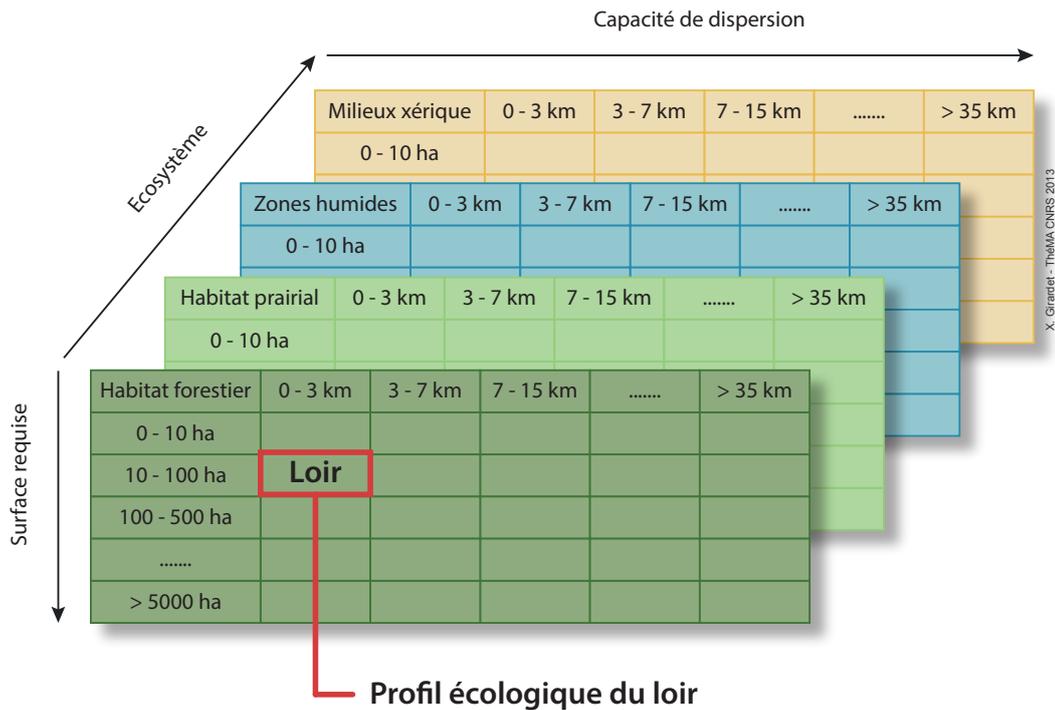


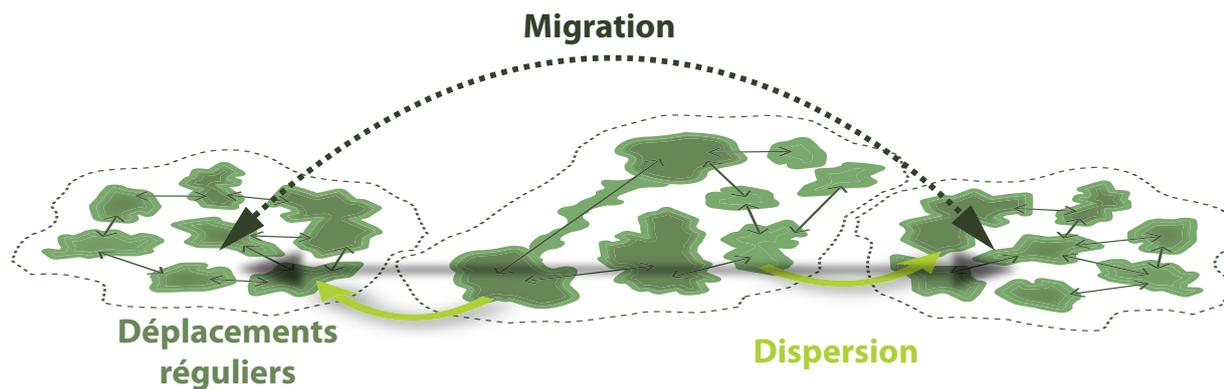
Figure 1.13 • Matrices de profils écologiques. D'après Opdam (2008).

3.2.3. Une connectivité à plusieurs échelles spatiales et temporelles

Les processus écologiques présents au sein des réseaux écologiques se déroulent à différentes échelles spatiales et temporelles. Par conséquent, il est nécessaire que les modélisations des réseaux écologiques puissent caractériser l'ensemble de ces processus à toutes les échelles spatiales correspondantes (Noss et Harris 1986). Cette dépendance à l'échelle spatiale s'explique par la présence, à toutes les échelles, d'éléments linéaires favorisant les déplacements. Les corridors peuvent correspondre localement à des haies, à l'échelle du paysage à une vallée, ou au niveau d'une aire biogéographique à un massif montagneux.

L'emboîtement des échelles spatiales des réseaux écologiques lié aux différentes temporalités des processus écologiques.

En fonction de l'espèce considérée, les processus écologiques peuvent être liés à des échelles spatiales qui leur sont propres. Plusieurs types de mouvements doivent être accomplis selon les besoins des espèces. Ces mouvements sont facilités par la présence d'éléments jouant un rôle de relais dans le paysage. Bennett (1999) relève plusieurs catégories d'espèces distinguées selon leurs exigences de mouvements : (1) les espèces relativement sédentaires, restant dans le même habitat sur le même domaine ; (2) les espèces résidentes dans un domaine mais parcourant plusieurs types d'habitats, à la recherche de ressources nourricières ou des zones d'abris ; (3) les espèces effectuant des parcours irréguliers entre les différents habitats favorables à la recherche de ressources saisonnières à exploiter comme les fruits ou du nectar ; et (4) les espèces qui entreprennent des migrations annuelles, qu'elles soient à proximité ou en direction d'autres régions du globe.



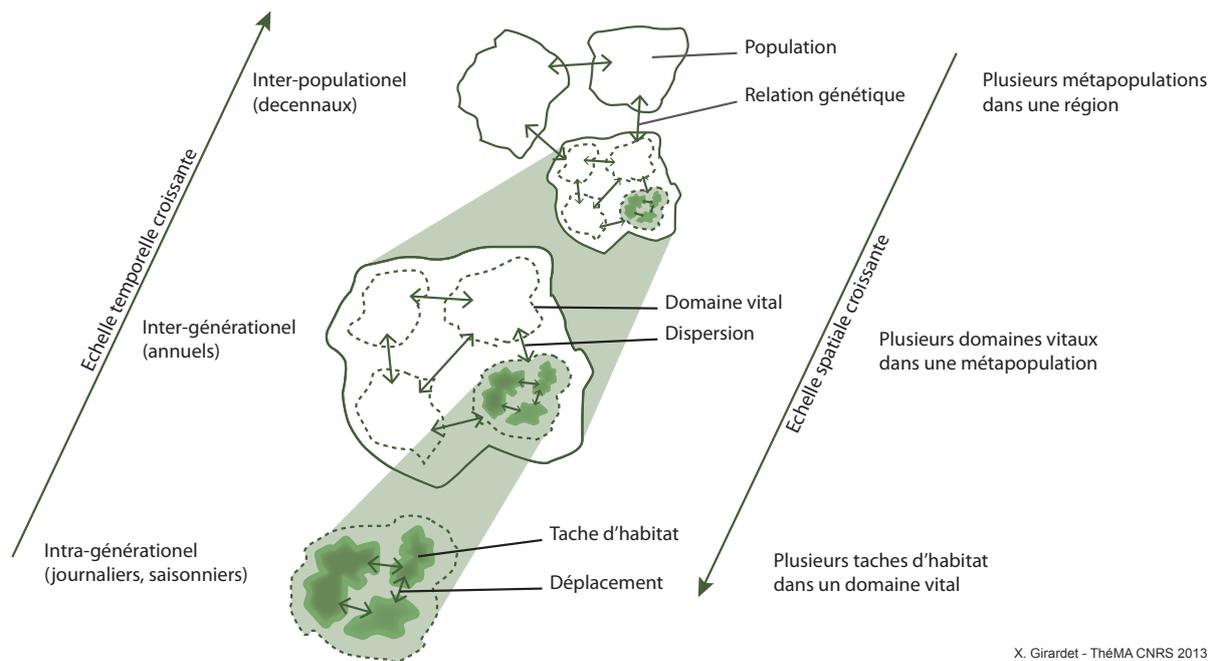
X. Girardet - ThéMA CNRS 2013

Figure 1.14 • Types de mouvements au sein des réseaux écologiques.

Trois grandes catégories de mouvements existent (Figure 1.14): les mouvements journaliers, les mouvements saisonniers comprenant les migrations, et la dispersion. Les mouvements journaliers, ou plus généralement les mouvements réguliers entre différentes taches d'habitat, interviennent quand une espèce niche ou s'abrite dans un type d'habitat et se nourrit dans un habitat différent. Le plus souvent les mouvements réguliers sont observés à l'intérieur d'un domaine vital entre les taches d'habitats indispensables au maintien de l'espèce au sein de la mosaïque paysagère. Dans ce cadre, les éléments paysagers favorisent quasi quotidiennement les déplacements des individus à travers la matrice.

Les mouvements saisonniers ou migratoires sont la conséquence des changements saisonniers. La migration implique un parcours habituellement annuel, dont l'origine et la destination sont localisées en un même lieu, comme une zone de reproduction. S'il n'existe pas de retour au point de départ de l'individu, on parle alors d'émigration ou de nomadisme. En fonction de l'espèce, les migrations peuvent être locales, ou se produire à l'échelle de plusieurs continents. Concernant les migrations intercontinentales, les espèces, le plus souvent les oiseaux, ont un niveau de tolérance élevé vis-à-vis de la composition du paysage. Il n'est donc pas nécessaire dans ce cas de maintenir le long de leur parcours des éléments linéaires continus. Cependant, ces espèces migratrices utilisent des stations, comme les zones humides le long de leurs parcours, leur permettant de s'abriter ou se nourrir. La disparition de ces stations servant de zones relais affecterait le processus de migration.

La dispersion correspond au déplacement d'un individu, d'un domaine vital à un autre. Elle concerne le plus souvent les jeunes qui quittent le domaine vital de leur naissance en direction d'un nouvel ensemble d'habitats favorables, vacants ou déjà occupés par l'espèce. Cette migration d'individus d'un domaine vital à un autre favorise le maintien de l'espèce en renforçant la population présente dans le domaine vital de destination par enrichissement génétique de celle-ci. Ici les réseaux écologiques pouvant maintenir ces déplacements ont un rôle dont les bénéfices sont à l'échelle de plusieurs générations. Ils ont donc une importance capitale dans le maintien à long terme des populations.



X. Girardet - ThéMA CNRS 2013

Figure 1.15 • Cycle de vie et concept de méta-taches. D'après Zetterberg (2010).

Une approche fondée sur les cycles de vie

Bennett (1999) précise que la majorité des espèces connaissent à différents stades de leur vie des mouvements dont l'emprise spatiale est différente et peut dépendre de l'échelle locale, du paysage et/ou de l'aire biogéographique. Par exemple, la rainette arboricole (*Hyla arborea*) a, comme beaucoup d'autres amphibiens, à la fois un habitat aquatique lors de la période de reproduction et à l'état larvaire, et un habitat terrestre lui offrant les ressources alimentaires nécessaires. La rainette va migrer en hiver et en été en direction de son habitat terrestre, cette migration s'effectue généralement sur une distance de l'ordre de 500 mètres. Les juvéniles, comme quelques adultes lors des périodes de reproduction, vont se disperser en direction des habitats aquatiques sur une distance d'environ 2 000 mètres. Le degré de connectivité est un enjeu important au maintien de la population de rainette, à la fois aux échelles locales pour la migration saisonnière, et à l'échelle du paysage pour la dispersion des jeunes et de certains adultes (Fog 1993; Vos and Stumpel 1995).

Selon l'espèce pour laquelle on souhaite modéliser le réseau écologique, il est donc nécessaire de prendre en compte l'échelle spatio-temporelle la plus pertinente. La définition des zones nodales, ou taches d'habitat, est alors dépendante de cette échelle (Theobald 2006). Afin de lier les échelles spatiales et temporelles des processus écologiques à la modélisation des réseaux écologiques, Zetterberg *et al.* (2010) introduisent le concept de méta-tache (*meta-patch*) (Figure 1.15).

Reprenant le concept de métapopulation, une méta-tache est, à l'échelle d'une population, un ensemble de taches en interaction au sein d'un domaine vital. Elle englobe alors l'ensemble des habitats nécessaires aux processus écologiques de l'espèce mais aussi l'ensemble des

éléments paysagers influençant ses déplacements. Les déplacements liés à cette échelle sont des déplacements journaliers ou réguliers d'une tâche à l'autre.

Si l'analyse se porte sur les interactions au sein d'une métapopulation, les interactions entre chaque méta-tâche sont liées à la dispersion d'individus d'un domaine vital à un autre. L'emboîtement des échelles peut être poursuivi dans le cadre de l'analyse des interactions entre plusieurs métapopulations, les méta-tâches correspondent alors à des ensembles de domaines vitaux, et les liens aux relations génétiques à long terme entre ces métapopulations.

3.3. RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES ET AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE

La cartographie des réseaux écologiques a été mise en œuvre dès la fin des années 90 dans certaines politiques aux échelles internationales puis locales (Jongman 1995). Chaque projet cartographique vient en réponse à l'objectif de maintien de la biodiversité et prend une forme adaptée au contexte local du territoire dans lequel il est mené. Ces cartographies sont accompagnées, dans la sphère scientifique et dans le cadre opérationnel, de nouvelles interrogations et de nouveaux besoins pour leur mise en œuvre.

3.3.1. Exemples de démarches réalisées

Les réseaux transcontinentaux

Les cartographies des réseaux écologiques aux échelles continentales ont pour objectif de concevoir un document directeur pour l'identification des réseaux écologiques nationaux. Dans cette optique, elles identifient et localisent les éléments paysagers nécessaires aux processus écologiques intervenant aux échelles continentales. Par conséquent, les enjeux de ces réseaux, à l'image des grandes migrations, sont clairement internationaux et transfrontaliers.

Par exemple, la cartographie du réseau écologique paneuropéen (*Pan-European Ecological Network*, PEEN) (Jongman *et al.* 2011) est amorcée à partir de 2002 avec la carte indicative du réseau couvrant l'Europe Centrale et de l'Est (Figure 1.16) (Bouwma *et al.* 2002). À l'aide des données d'occupation du sol de l'Union Européenne (*Corine Land Cover*), la carte pose les premières bases d'un réseau transcontinental. Son objectif est d'offrir les premières orientations et les premières recommandations à l'identification des réseaux écologiques aux échelles nationales et locales. La deuxième carte du réseau écologique paneuropéen concerne le sud-est de l'Europe, couvrant les Balkans, la Grèce et la Turquie (Birò *et al.* 2006). La troisième carte concerne l'ensemble de l'Europe de l'Ouest (Jongman *et al.* 2006). Le réseau écologique paneuropéen prend part, avec le réseau Natura 2000, au réseau *émeraude* dont l'objectif est de mettre en cohérence l'identification des réseaux européens avec les espaces périphériques au continent européen.

L'aspect transfrontalier des processus écologiques a influencé l'identification d'un réseau écologique dans l'arc alpin. Ici l'approche se fonde sur une unité biogéographique ayant une position centrale et dont l'emprise spatiale est très importante en Europe. Cinq états membres de l'Union Européenne de l'arc alpin (France, Suisse, Italie, Allemagne, Autriche) se sont fédérés pour mettre en place une politique cohérente et transfrontalière de promotion de la connectivité pour l'ensemble du massif. Dès 1994, la Convention Alpine prévoit « d'établir un réseau national et transfrontalier d'espaces protégés, de biotopes et d'autres éléments protégés

ou dignes de protection ». C'est en 2007 que ALPARC, CIPRA (Commission Internationale pour la Protection des Alpes), ISCAR (Comité scientifique international pour la recherche alpine) et le programme alpin de la WWF s'associent pour mettre en place le projet de réseau écologique « *Ecological Continuum Project* » (Kohler *et al.* 2009).

Les préoccupations issues du changement climatique global motivent également le maintien de réseaux écologiques à l'échelle continentale (Vos *et al.* 2008). L'objectif est de faciliter la migration des espèces faunistiques en vue de leur adaptation au changement climatique en cherchant à améliorer la connectivité fonctionnelle des espaces naturels. Ceci est pris en compte dans les recommandations du réseau écologique paneuropéen, et a fait l'objet de réflexions pour un « corridor climatique » en Australie en 2007 (Mackey *et al.* 2008).

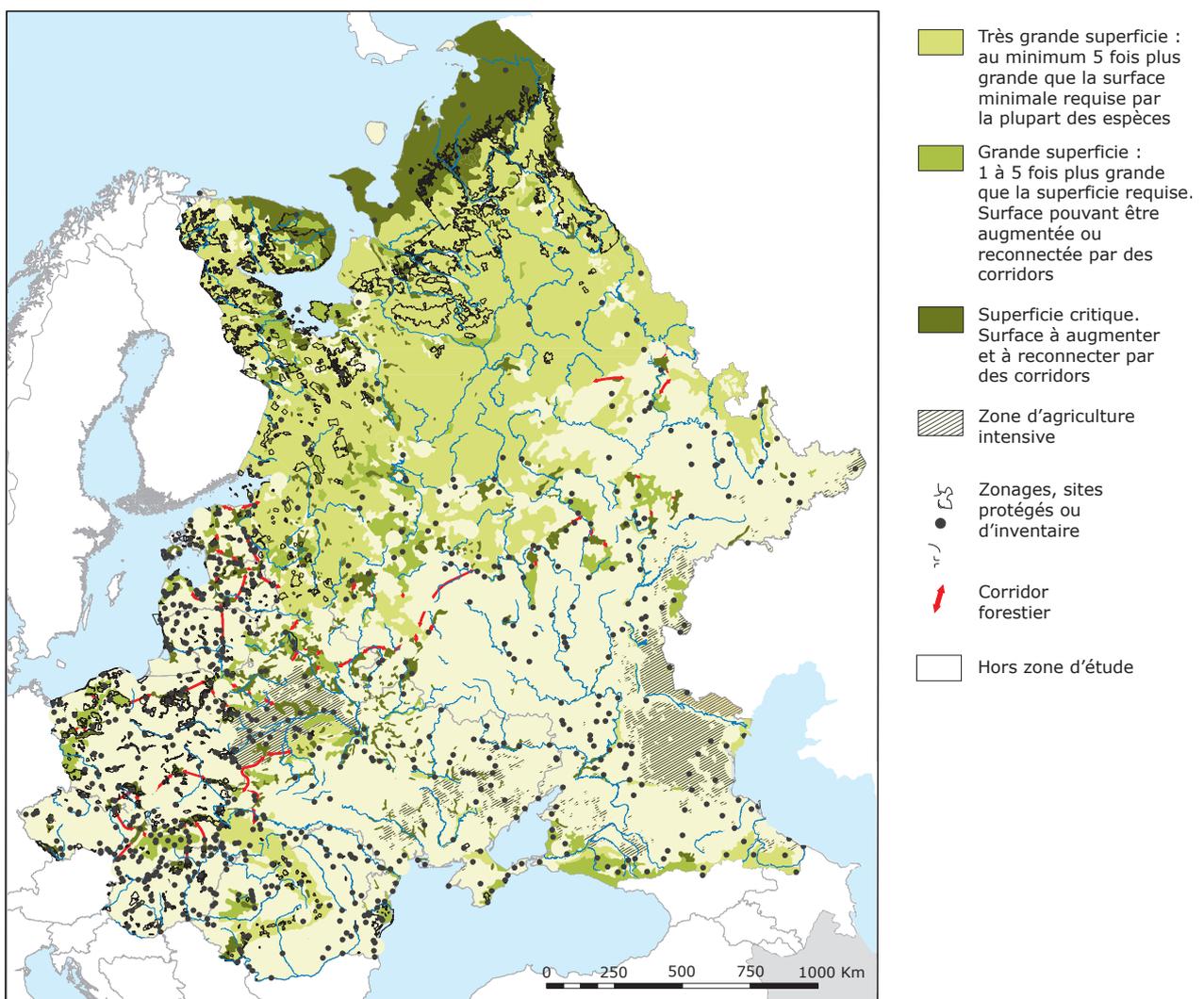


Figure 1.16 • Réseau écologique pan-européen. Europe centrale et de l'est. Bouwma *et al.* (2002).

Les réseaux nationaux

Les deux réflexions pionnières en Europe concernant les réseaux écologiques à l'échelle nationale sont Néerlandaise et Suisse. Les Pays-Bas ont très tôt mené les premières investigations pour la prise en compte des réseaux écologiques à chaque niveau de leur système d'aménagement (national, provincial et municipal) (Bennett 1999). En 1991, ils mettent en place le plan national de conservation de la nature comprenant une stratégie de préservation de la connectivité du paysage à travers trois composants : des espaces cœurs comprenant un intérêt paysager et écologique, des zones de restauration d'espaces naturels, le plus souvent des zones agricoles, et des corridors reliant les espaces cœurs et les nouvelles zones restaurées (Opdam *et al.* 1995). La stratégie néerlandaise intègre son réseau à l'échelle internationale en incluant les zones d'intérêts des pays limitrophes. Cette démarche s'appuie sur les travaux scientifiques de l'époque, et sur des modélisations de scénarios de restauration des réseaux écologiques. Ces scénarios ont été évalués afin de retenir les plus aptes au maintien des populations de certaines espèces (Harms et Knaapen 1988; Harms et Opdam 1990; Opdam *et al.* 1995).

Si le réseau écologique national des Pays-Bas est intégré pleinement dans les documents d'urbanisme du pays, la Suisse choisit en 1999 de travailler sur un document directeur mais non opposable aux politiques d'aménagement du territoire. Chaque canton suisse peut prendre en compte ou non ces recommandations dans ses documents d'urbanisme. Le choix de la Suisse est donc de mettre en place une politique incitative, notamment en direction du secteur agricole, en finançant des engagements volontaires de compensations des activités agricoles. La Suisse s'est appuyée sur les réflexions de Berthoud *et al.* (2004). Le résultat produit consiste en une série de cartes à l'échelle 1/100 000ème représentant chaque type d'habitat (forestier, zones humides...) hiérarchisé en fonction de leur relative perméabilité aux déplacements de certaines espèces. Cette approche permet d'identifier au sein du paysage des espaces favorables aux déplacements des espèces pour l'ensemble des types d'habitats retenus.

3.3.2. L'approche française : la trame verte et bleue

Une mesure phare du Grenelle de l'environnement

En France, la Loi d'Orientation pour l'Aménagement et le Développement Durable du Territoire de 1999, intègre, à destination des projets d'aménagement du territoire, la notion de développement durable à travers notamment la prise en compte de la protection des paysages et de l'environnement. Mais il faut attendre la mise en place du Grenelle de l'environnement, en 2008, pour que soit reconnue l'importance, aux échelles régionales et locales, des réseaux écologiques. Les « Trames vertes et bleues », ont pour objectif de maintenir ou restaurer les processus écologiques. Le terme de Trame Verte et Bleue est spécifique à la France et différencie les réseaux terrestres aux réseaux d'écosystèmes associés aux eaux de surface continentales.

« La trame verte est constituée, sur la base de données scientifiques, de grands ensembles naturels et d'éléments de connexion les reliant ou servant d'espaces tampons. Elle sera élaborée d'ici à 2012 et pilotée dans chaque région en association avec les collectivités territoriales et en concertation avec les acteurs de terrain, notamment les agriculteurs, les forestiers et les usagers de la nature, dans un cadre cohérent garanti par l'État.

La trame verte sera complétée par la trame bleue, son équivalent pour les eaux de surface continentales et leurs écosystèmes associés. » (Loi Grenelle 1, JORF n°0179 du 5 août 2009; LOI n° 2009-967 du 3 août 2009 - Art 21)

Les réflexions sur les réseaux écologiques en France intègrent les espaces réglementaires (réserves naturelles, parcs naturels nationaux et régionaux, Natura 2000) ainsi que les zones d'inventaires (ZNIEFF de type I et II, ZICO). Elles intègrent aussi les milieux non protégés dans le but de faire entrer la nature dite ordinaire dans le plan national de conservation. Elles se construisent sur les éléments définis par l'Europe pour l'identification du Réseau écologique paneuropéen et se fondent sur cinq éléments structuraux :

- Les zones nodales correspondant aux espaces protégés ;
- Les corridors qui relient ces zones nodales ;
- Les zones tampons afin de protéger les zones nodales des perturbations extérieures ;
- Les zones d'extensions des zones nodales dans lesquelles la politique d'aménagement doit aboutir à un milieu favorable à la présence des espèces considérées ;
- Les zones de développements (zones nodales ou zones relais potentielles) qui doivent être aménagées dans le but de restaurer et favoriser l'installation ou le déplacement des espèces.

L'implication de la trame verte et bleue dans les documents d'urbanisme

La trame verte et bleue est vue comme « un outil d'aménagement du territoire » (Loi Grenelle 1, JORF n°0179 du 5 août 2009; LOI n° 2009-967 du 3 août 2009 - Art 23). Elle s'intègre à l'ensemble des documents d'aménagement du territoire déjà existants comme le réseau écologique paneuropéen, le schéma national de cohérence écologique et sa déclinaison régionale, le schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE), ainsi que les schémas de cohérence territoriale (SCoT), les plans locaux d'urbanisme (PLU) et les cartes communales.

Trois échelles sont mobilisées pour l'élaboration de la trame verte et bleue. Au niveau national, la trame verte et bleue est intégrée dans le futur schéma national de cohérence écologique (SNCE). Il a pour objectif d'identifier les enjeux de la biodiversité à l'échelle nationale. À l'échelle régionale, les schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE) sont des documents d'aménagements du territoire qui jouent le rôle de pivot des collaborations État-Région et Région-Collectivités locales.

La trame verte et bleue mise en place dans chaque région est intégrée dans ce document qui est piloté par le Comité Régional Trame Verte et Bleue (CRTVB) regroupant les acteurs

du territoire concerné. Les grandes infrastructures linéaires doivent maintenant considérer les directives des SRCE, mais il n'a pas de valeur clairement opposable aux projets. Afin de synthétiser l'ensemble des SRCE pour l'élaboration du SNCE, des recommandations sont faites afin d'aboutir à un schéma national cohérent entre les limites administratives des régions et des pays frontaliers.

Le SRCE doit par ailleurs permettre d'orienter les SCoT, les PLU et les cartes communales. Chaque document d'urbanisme local doit intégrer les recommandations faites à l'échelle régionale. La difficulté de réalisations des Trames Verte et Bleue et des Schémas Régionaux de Cohérence Écologique réside dans l'emboîtement des échelles qui nécessite un dialogue et un compromis entre le recul apporté par l'échelle globale et les spécificités du contexte local (Figure 1.17) (Cormier *et al.* 2010; Passerault 2010).

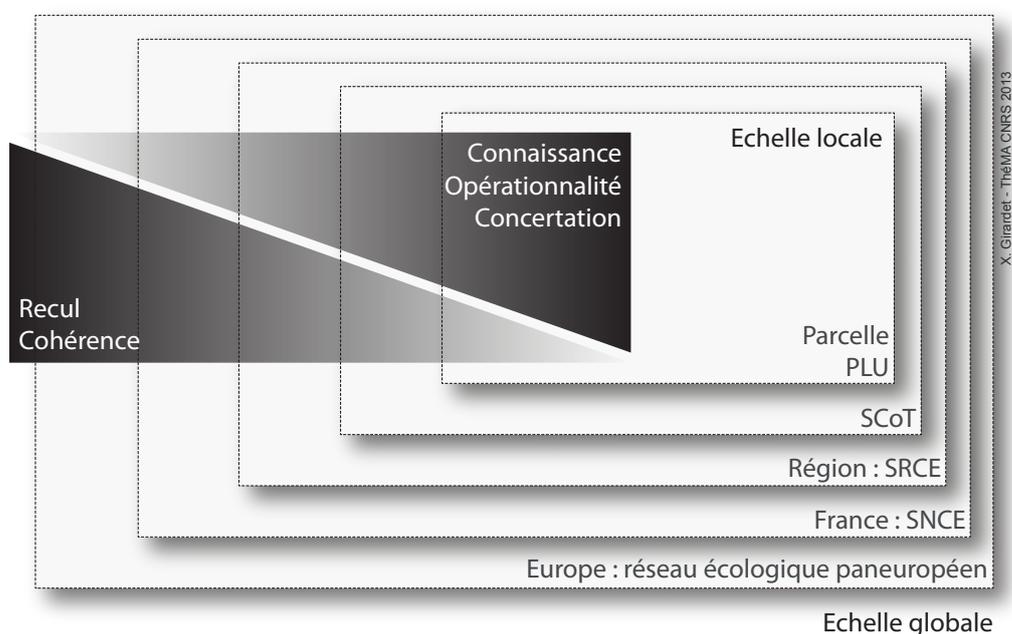


Figure 1.17 • L'articulation des échelles dans la mise en place de la Trame Verte et Bleue. D'après Passerault (2010).

CONCLUSION

Le concept de réseau écologique est devenu incontournable dans les stratégies de protection de l'environnement et les documents d'urbanisme. Les recommandations des textes directeurs dans ce domaine s'appuient sur les avancées encore récentes de l'écologie du paysage. S'il est reconnu qu'il est nécessaire de maintenir les processus écologiques d'une espèce pour assurer le maintien de sa population, la multiplicité des approches et des contextes d'application conduit à une difficulté de modélisation des réseaux écologiques. Cependant, pour pallier ces difficultés, certaines approches se fondent sur la constitution de groupes d'espèces afin de modéliser au mieux la pluralité des processus écologiques au sein du paysage. En fonction du type de mouvement pris en compte (déplacements journaliers, migration, dispersion), une

attention particulière doit cependant être portée sur l'échelle spatiale à laquelle les réseaux écologiques sont analysés.

CONCLUSION DU CHAPITRE 1

Un réseau écologique peut se définir comme une infrastructure paysagère composite dont les propriétés de connectivité favorisent les mouvements et la survie d'une espèce ou d'un groupe d'espèces. Ces propriétés permettent aux individus de se nourrir, de se déplacer et se reproduire à l'abri des perturbations extérieures. Le concept de réseau écologique est l'aboutissement de réflexions menées simultanément dans les sphères scientifiques, politiques et opérationnelles. Il puise ses fondements dans un ensemble de modèles et théories, hérités de l'écologie et de la géographie, autour desquels une discipline s'est développée : l'écologie du paysage.

Parallèlement, la réglementation et les mesures de protection ont profité des avancées de l'écologie du paysage afin d'adapter au mieux leurs objectifs avec la réalité des processus écologiques en cours au sein du paysage. Nous sommes donc passés d'un modèle protectionniste des paysages et des écosystèmes remarquables à une stratégie globale d'intégration et de maintien des processus écologiques en accord avec les activités humaines.

Cependant, le concept de réseau écologique est très récent. Il en découle une multiplicité des approches dédiées à la modélisation et l'analyse de la connectivité du paysage. Les deux principales causes de cette diversité des approches résident (1) dans le caractère multiscale des réseaux écologiques et de leur très forte dépendance aux espèces, et (2) dans la mise en cohérence des stratégies entre les échelons administratifs et les limites des unités territoriales.

Dès lors que les réseaux écologiques sont intégrés dans les documents d'urbanisme, leur prise en compte dans les projets d'aménagement du territoire est indispensable. Ceci est particulièrement important pour les infrastructures de transports qui, par leur forme linéaire, ont un impact non négligeable sur les réseaux écologiques. Elles créent une discontinuité tout au long de leur emprise et perturbent durablement les processus en cours au sein des réseaux écologiques.

L'EMPREINTE DES INFRASTRUCTURES LINÉAIRES DE TRANSPORT

Les infrastructures de transports terrestres constituent un élément indispensable à la mobilité des personnes et des marchandises. Cet enjeu économique conduit au développement constant de nouvelles infrastructures comme les autoroutes ou les lignes ferroviaires à grande vitesse. Ces infrastructures, de par leur forme linéaire, ont un impact non négligeable sur les milieux qu'elles traversent. Au-delà de la coupure engendrée dans le paysage, elles forment une barrière infranchissable pour les espèces faunistiques et perturbent de ce fait les processus écologiques en cours au sein du paysage. Ces conséquences ont conduit à la mise en place d'études d'impact à tous les stades des projets de construction d'infrastructures de transport. Ces études ont pour objectif d'identifier les impacts induits par les projets et d'adopter des solutions pour éviter ou réduire leurs effets sur le paysage et les populations animales.

1. LES INFRASTRUCTURES DE TRANSPORTS TERRESTRES

L'aménagement du territoire en Europe et en France est fondé sur le développement économique et sur l'équité des territoires (Lacour *et al.* 2003). Parmi les grands projets d'aménagement du territoire, les infrastructures de transports terrestres ont pour objectif majeur d'offrir une accessibilité accrue pour désenclaver les territoires et développer leurs activités économiques. En France, le réseau autoroutier a rempli ce rôle depuis la fin de la Seconde Guerre mondiale. Or aujourd'hui, ce réseau accueille une grande partie des déplacements individuels et des transports de marchandises. En Europe, avec l'augmentation des mobilités des personnes et des marchandises, le développement d'un maillage efficient est nécessaire. Les grandes orientations de l'Union Européenne, à la fois pour le réseau routier et pour le réseau ferré, guident désormais les stratégies nationales d'aménagement. L'objectif annoncé à l'horizon 2020 est de développer le transport ferroviaire à grande vitesse à l'échelle européenne, et de renforcer les liaisons autoroutières existantes.

1.1. UN ÉLÉMENT INDISPENSABLE DES POLITIQUES D'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE

1.1.1. Le schéma du réseau transeuropéen de transport

Le schéma du réseau transeuropéen de transport vise au bon fonctionnement du marché intérieur et au renforcement de la cohésion économique et sociale de l'Europe en définissant des orientations à l'échelle du continent. Il inclut l'ensemble des infrastructures de transport existantes sur le sol européen dont les routes, voies ferrées, voies navigables, port et aéroports.

Les principaux objectifs du Réseau TransEuropéen de Transport (RTE-T) (Commission européenne 2004) sont de (1) couvrir l'ensemble de l'Union Européenne, (2) s'appuyer sur l'ensemble des modes de transport et (3) prévoir son extension vers les États périphériques. Le RTE-T est orienté vers la création de liaisons facilitant les déplacements à l'échelle du continent et accorde une place importante à l'intégration de la dimension environnementale dans ses propositions d'aménagements. Ce schéma, décidé en 2004, propose trente projets d'aménagements d'infrastructures de transport à l'horizon 2020.

Le réseau autoroutier

Les premières autoroutes ont vu le jour dans les années 30 en Allemagne. Aujourd'hui, le réseau autoroutier européen continue à se développer. Il comptait 54 500 km de voies en 2000, 69 500 km en 2011 (Eurostat 2012). Il couvre l'ensemble des États membres, mais offre un maillage plus dense aux États fondateurs de l'Union Européenne notamment le long de la frontière franco-belge et franco-allemande. En Europe de l'Est, comme en Pologne et en République tchèque ce maillage est plus lâche.

Le SRTE-T prévoit de nouvelles liaisons autoroutières (Figure 2.1). Ces projets concernent des liaisons transversales reliant non plus les régions à leur capitale nationale mais les régions européennes entre elles. Le SRTE-T prévoit, par exemple, la création d'une liaison autoroutière entre Lyon et La Rochelle en France afin d'étendre l'accessibilité des États européens à la façade atlantique. Certaines liaisons programmées visent à désenclaver des régions comme le nord de l'Andalousie en renforçant les liaisons autoroutières de la Ville de Mérida.

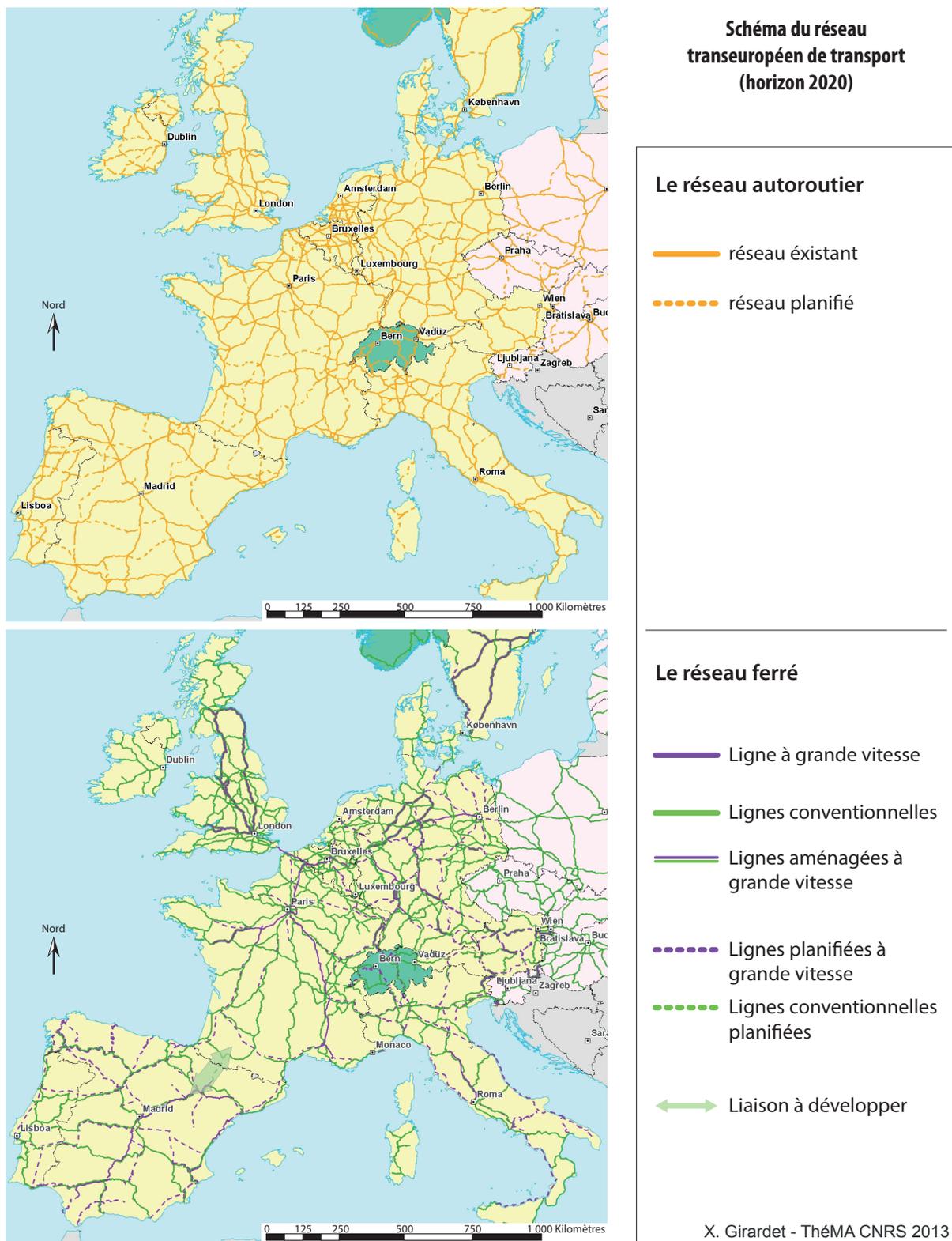
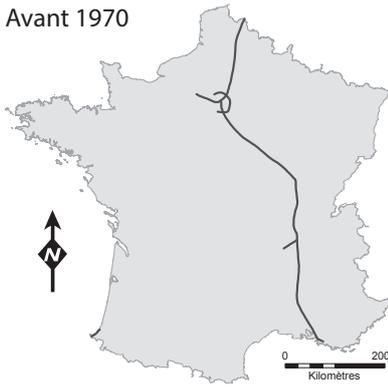


Figure 2.1 • Schéma du réseau transeuropéen de transport à l'horizon 2020 pour l'Europe de l'ouest. (Commission européenne 2004)

Avant 1970



De 1970 à 1979



De 1980 à 1989



De 1990 à 2008



X. Girardet - ThéMA CNRS 2013

Le réseau ferré

Le maillage des voies de chemin de fer dédié à la grande vitesse en Europe est globalement moins dense que le réseau autoroutier. L'Union Européenne compte 124 500 km de lignes de chemin de fer classiques en 2011 et 6 600 km de Ligne à Grande vitesse (LGV). Deux organisations spatiales des LGV européennes s'opposent. La première, héritée des politiques concentrant le pouvoir dans les capitales, est commune à la France, à l'Espagne et au Royaume-Uni, dont les LGV sont orientées de la capitale aux régions. La seconde est propre à Allemagne dont les LGV relient chaque *Land*, tendant vers un maillage plus régulier qu'un maillage en étoile.

Les principaux projets arrêtés en 2004 par le schéma du RTE-T ont pour objectifs de constituer une desserte globale du territoire européen en facilitant les déplacements à la fois du nord au sud de Hambourg à Séville et en direction de Vienne à l'est (Figure 2.1). Une proposition a été faite afin de mieux intégrer la péninsule ibérique au réseau européen en développant un axe Toulouse – Madrid.

1.1.2. Le maillage français

En France, les politiques publiques en matière de développement des infrastructures de transport sont un levier important de l'aménagement et de l'équité des territoires. Les réflexions sur l'accessibilité des populations aux services de la vie quotidienne (lycée, hôpital, supermarché...) permettent de raisonner non plus en termes de distance mais en termes de temps d'accès.

Si les premières constructions des infrastructures de transport (autoroutes et voies ferrées) sont, dans un premier temps, orientées vers Paris, il s'en est suivi une volonté de maillage du territoire plus régulier (Figure 2.2). Cette politique de décentralisation des transports en France est apparue avec le premier acte de la décentralisation et la Loi d'Orientation des Transports Intérieurs (LOTI) en 1982.

Aujourd'hui, la France se dote d'un Schéma National des Infrastructures de Transport (SNIT). Ce document stratégique fixe les grandes orientations de l'État en

Figure 2.2 • Évolution du réseau de type autoroutier en France depuis 1979. D'après l'INRETS (2008).

matière d'infrastructures de transport, et s'appuie sur les propositions faites dans le cadre du schéma du RTE-T. Il inclut un plan d'actions destinées à mettre en œuvre de manière concrète ces orientations. L'article 16 de la loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement indique qu' «un schéma national des infrastructures de transport fixe les orientations de l'État en matière d'entretien, de modernisation et de développement des réseaux relevant de sa compétence, de réduction des impacts environnementaux et de la consommation des espaces agricoles et naturels, et en matière d'aides apportées aux collectivités territoriales pour le développement de leurs propres réseaux.»

Le projet de SNIT datant d'octobre 2011, qui sera révisé en 2013 en fonction de la situation économique nationale, préconise un budget de 140 milliards d'euros pour le développement de nouvelles infrastructures de transport à l'horizon 2030.

Le réseau autoroutier

Depuis la fin de la Seconde Guerre mondiale, le réseau autoroutier français n'a cessé de se développer. En 1980, la France comptait 4 800 km d'autoroutes et le réseau s'élevait à 11 400 km en 2011. Dès 2002, l'État se désengage progressivement de la gestion des autoroutes françaises. Elles sont concédées à trois sociétés : Société des Autoroutes du Nord-Est de la France (SANEF), Autoroutes Paris-Rhin-Rhône (APRR), et Vinci dont le réseau est majoritairement composé des Autoroutes du Sud de la France (ASF) (Figure 2.3).

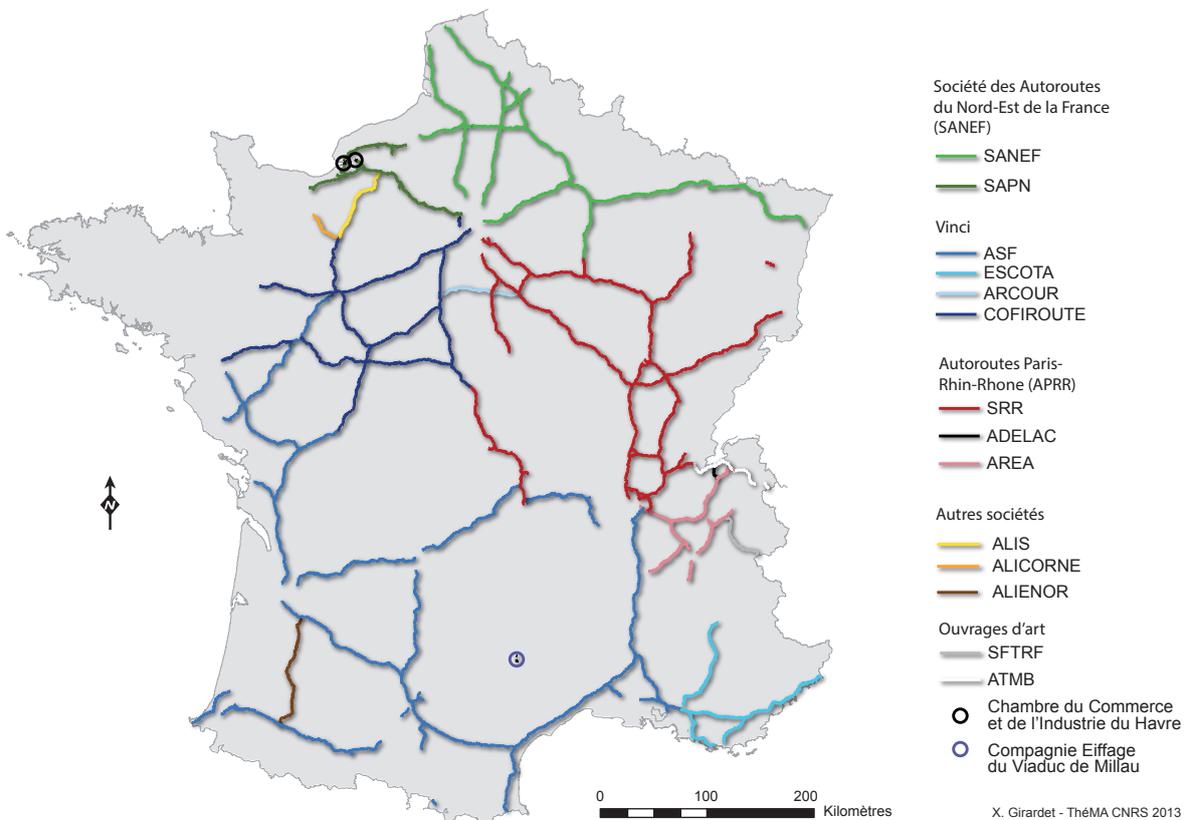


Figure 2.3 • Réseau concédé aux sociétés d'autoroutes.

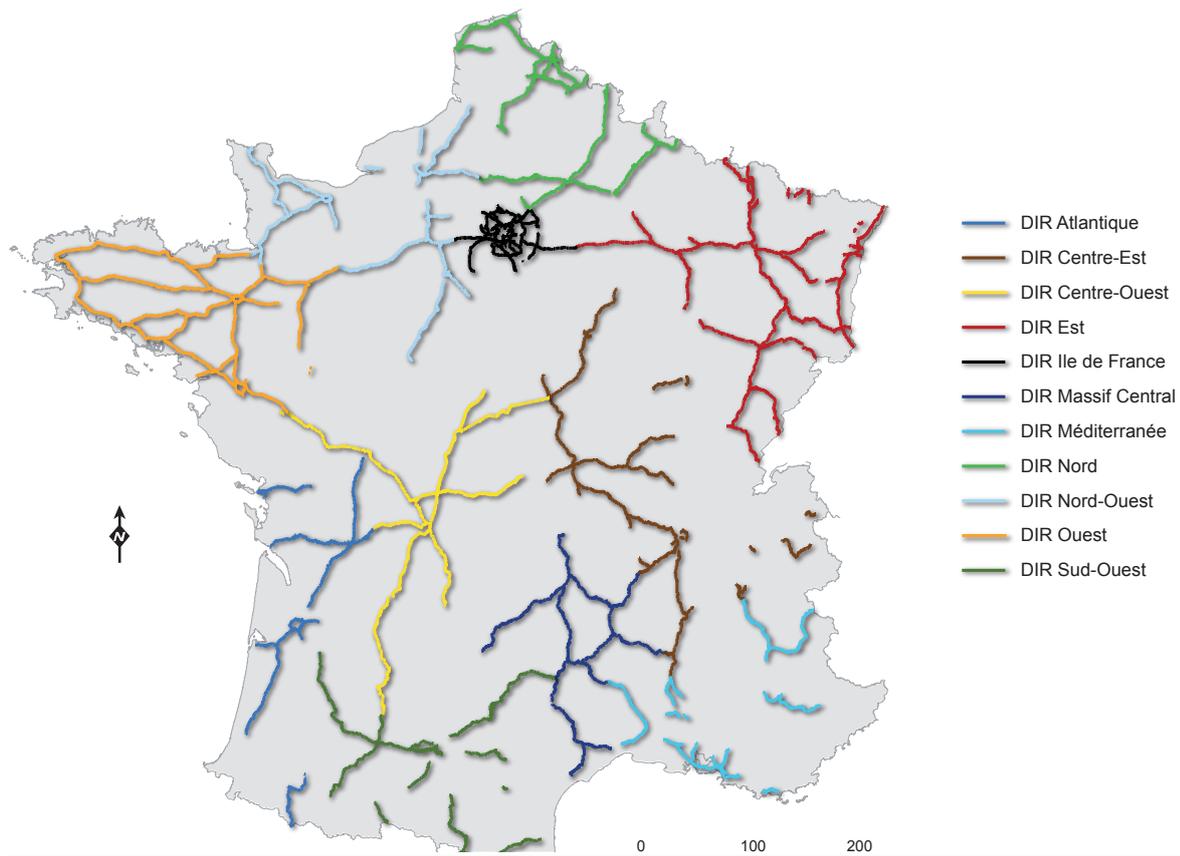


Figure 2.4 • Réseau non concédé de l'Etat : les Direction Interdépartementales des Routes (DIR).

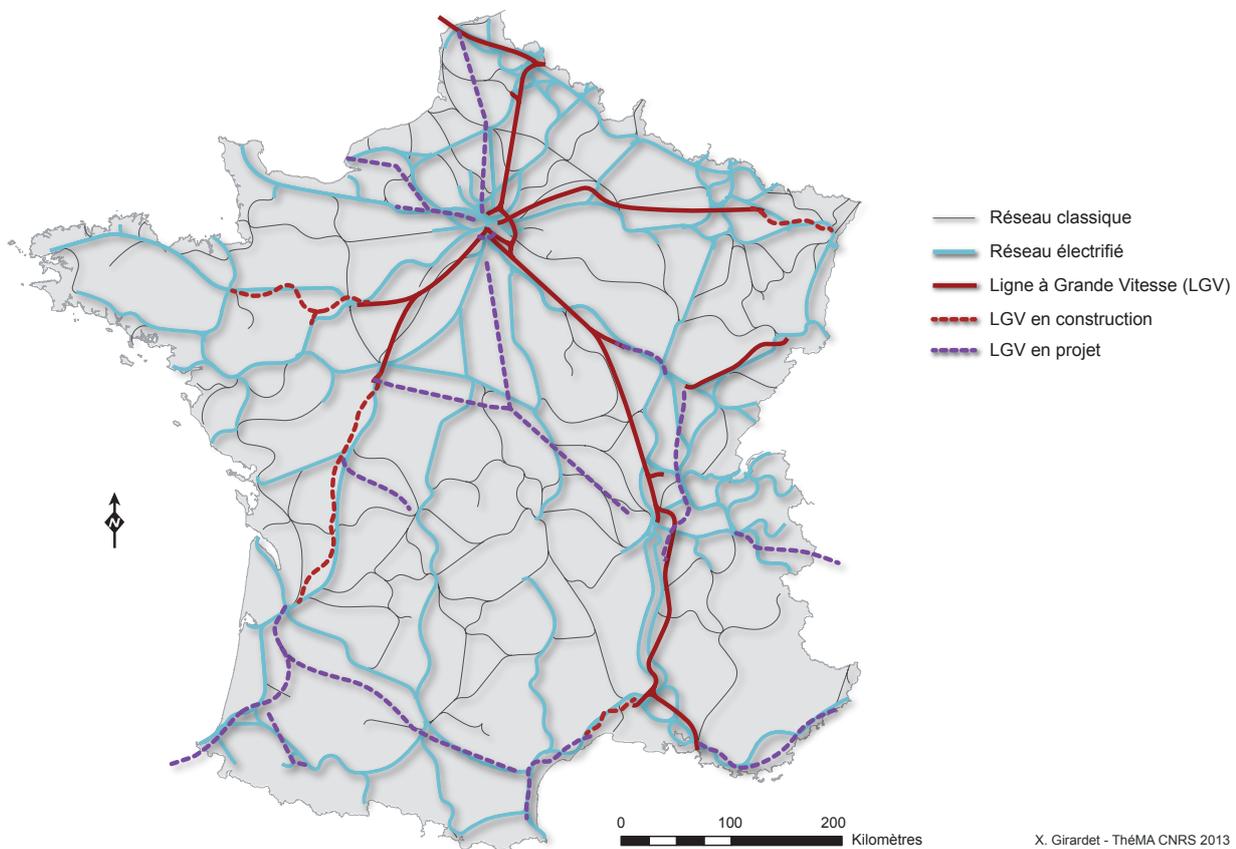


Figure 2.5 • Réseau ferroviaire français en 2012.

Le mouvement de concession des autoroutes s'accompagne d'un transfert de compétences dans la gestion de certaines routes nationales directement aux départements. La décentralisation des compétences aboutit en 2006 par la création des Directions Interdépartementales des Routes (DIR) (Figure 2.4). Ces services déconcentrés de l'État dépendant du ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de la Mer (MEDDEM), sont au nombre de 11. Les DIR assurent l'entretien, l'exploitation et la gestion de ces routes. Elles remplacent alors les Directions Départementales de l'Équipement (DDE).

Le réseau ferré

Le réseau ferré français classique et la majorité des LGV traduisent la centralisation importante des liaisons en direction de Paris (Figure 2.5). La première LGV ne reliant pas directement Paris est la branche est de la LGV Rhin-Rhône. Ce projet découle directement d'un besoin européen dans l'optique de connecter plus efficacement le nord et le sud de l'Europe. Depuis le début des années 80, avec la mise en service de la ligne à grande vitesse Paris-Lyon, le réseau LGV ne cesse de s'étendre. En 1985 il totalisait 390 km de voies, contre plus de 2 000 km en 2011. Du fait de sa situation de carrefour européen, le réseau LGV français s'intègre maintenant complètement dans le réseau européen à grande vitesse.

Le réseau ferré français est géré depuis 1997 par Réseau Ferré de France (RFF). Le rôle de cet établissement est d'entretenir et de développer le réseau ferré français. Cet établissement public est créé suite à la directive Européenne préconisant la séparation comptable entre la gestion (RFF) et l'exploitation (SNCF) des infrastructures ferroviaires.

1.2. LES ÉTUDES D'IMPACT ET LA RÉGLEMENTATION

1.2.1. Des directives européennes à transposer au niveau national

La Commission Européenne cherche à intégrer les études d'impact sur l'environnement (*Environmental Impact Assessment*, EIA) dans les projets de grandes infrastructures de transport dès 1985 (directive relative aux évaluations des incidences de certains projets sur l'environnement). En 1996, la directive relative au développement du RTE-T inclut ces études d'impacts dans ces orientations.

La directive relative aux évaluations stratégiques de l'environnement (*Strategic Environmental Assessment*, SEA) de 2001 demande aux états membres de prendre en compte l'ensemble des espaces considérés par les directives oiseaux et habitats. Dans le cadre de l'aménagement d'une infrastructure de transport, ces espaces protégés doivent faire l'objet d'une évaluation stratégique qui précède l'étude d'impact d'une infrastructure. Cette directive dite SEA intègre l'environnement à plusieurs stades du projet d'aménagement d'infrastructure, en amont par la définition de fuseaux de passages alternatifs ou en aval par la mise en œuvre d'une étude d'impact après la mise en service. Elle intègre en plus l'étude et la mise en place de mesures compensatoires aux effets des infrastructures.

1.2.2. Une intégration tardive de l'environnement dans les textes législatifs français

Depuis la Loi d'Orientation sur les Transports Intérieurs (LOTI) de 1982, on assiste à une prise en compte croissante de l'environnement dans les projets d'infrastructures de transport.

Bien que la loi intègre dans l'article 3 la prise en compte de la protection de l'environnement dans la politique globale des transports de personnes et de marchandises, seuls les coûts économiques et sociaux sont considérés.

La Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Énergie (LAURE) de 1996 ajoute l'article 14 à la LOTI, pour une intégration plus importante de l'environnement dans les projets d'infrastructures. Elle intègre notamment l'environnement comme un critère important dans les choix relatifs aux infrastructures, équipements et matériels de transport. Elle cherche aussi à quantifier en termes de coûts les atteintes à l'environnement. Cependant, le bilan exigé au plus tard cinq ans après la mise en service de l'infrastructure n'intègre qu'un volet socio-économique.

Avec la Loi d'Orientation de l'Aménagement et de Développement Durable du Territoire (LOADDT) de 1999, l'article 3 de la LOTI intègre plus explicitement l'environnement dans les coûts dont la politique des transports intérieurs doit tenir compte. Dans le même temps, l'article 14, relatif à la réalisation d'un bilan socio-économique, est modifié pour y intégrer une évaluation des impacts environnementaux avant l'adoption définitive des projets. Cependant, les évaluations des impacts environnementaux restent facultatives après la mise en service des infrastructures. C'est avec la loi Grenelle 1 de 2009, que les articles 3 et 4 de la LOTI sont modifiés pour limiter la fragmentation des espaces naturels et agricoles.

Suite aux circulaires établies par le Ministère de l'Équipement et des Transports, les bilans socio-économiques des infrastructures intègrent les questions environnementales. Dans ce contexte, des observatoires socio-économiques et environnementaux participent au suivi de l'élaboration de ces infrastructures de la phase de projet jusqu'à 1 à 5 ans après la mise en service.

« Deux points législatifs peuvent être retenus du dispositif français.

Au-delà de 2 000 000 d'euros, tous les projets doivent faire l'objet d'une étude d'impact. Celle-ci doit prendre en compte la faune et la préservation des équilibres biologiques et présenter les mesures envisagées par le maître d'ouvrage pour réduire ou compenser les impacts dont les effets de coupure et la fragmentation des milieux.

En ce qui concerne l'analyse des effets sur l'environnement, celle-ci doit notamment porter sur les effets directs et indirects, temporaires et permanents sur la faune. [...] les milieux naturels et les équilibres biologiques. » (SETRA, 2000)

CONCLUSION

Depuis les années 70, on assiste en France et en Europe à une densification du réseau des infrastructures linéaires de transport. Ceci n'est pas sans conséquence sur les milieux qu'elles traversent. Dès le début des années 80, les directives européennes suivies par la législation française intègrent la nécessité de prendre en compte et d'étudier les conséquences des infrastructures de transport sur l'environnement. Les principaux impacts pris en compte dans ces études sont le plus souvent concentrés sur des effets directement observables, comme la

fragmentation des espaces naturels et agricoles. Or, la construction et l'exploitation d'une infrastructure de transport ont de nombreux effets sur le paysage et sur la faune.

2. LES IMPACTS DES INFRASTRUCTURES LINÉAIRES DE TRANSPORT

Les infrastructures linéaires de transport ont des effets directs et indirects sur l'environnement. Elles ont pour conséquence d'augmenter la fragmentation de l'espace et d'accroître l'effet de barrière sur les déplacements et la dispersion des espèces. Ce processus s'accompagne d'une diminution de la connectivité entre les différents milieux nécessaires au bon déroulement des processus écologiques. Des solutions sont donc explorées pour limiter les impacts des infrastructures de transport à travers notamment le choix du fuseau de passage de l'infrastructure et l'aménagement de passages pour la faune.

2.1. DES EFFETS MULTIPLES

Le développement d'infrastructures de transport a pour conséquence un ensemble d'effets, qualifiés d'effets primaires sur les espaces naturels et sur la faune (Iuell *et al.* 2003). Ces impacts interviennent directement ou indirectement à toutes les échelles (Coffin 2007; Forman et Alexander 1998). Parmi ces effets, la fragmentation des espaces naturels est le plus important sur la structure du paysage. Elle conduit à un effet de barrière le long de l'infrastructure lorsque celle-ci fait office d'obstacle physique (grillages) ou psychologique (nuisances) pour la faune. Ces nuisances à l'origine de l'effet barrière sont liées à la nature de l'infrastructure (asphalte, rails) ou aux véhicules y circulant (pollution chimique, lumineuse ou sonore). Quand l'infrastructure est perméable, les tentatives de traversée de la faune peuvent entraîner des collisions avec les

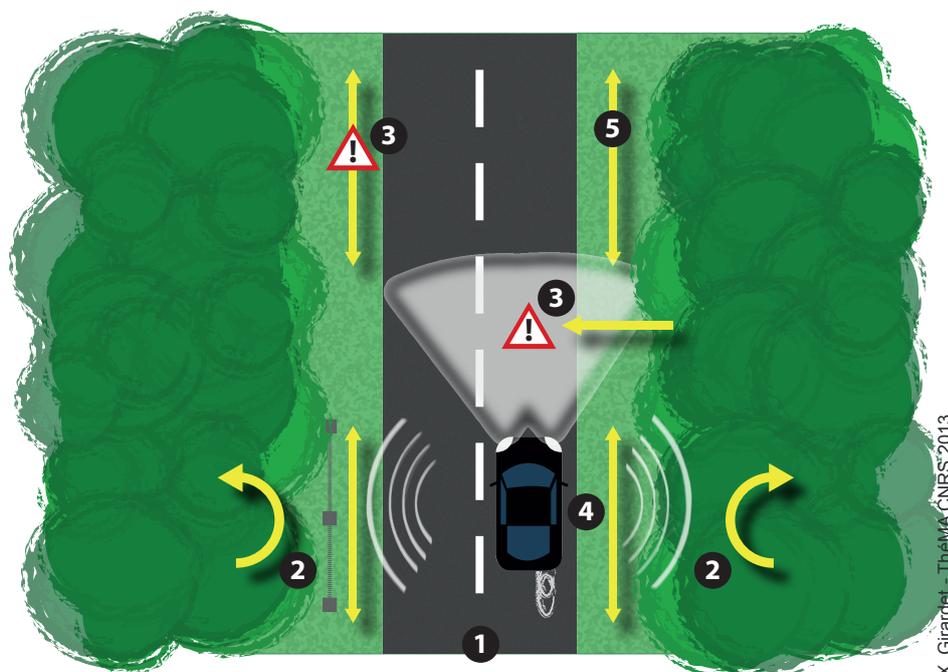
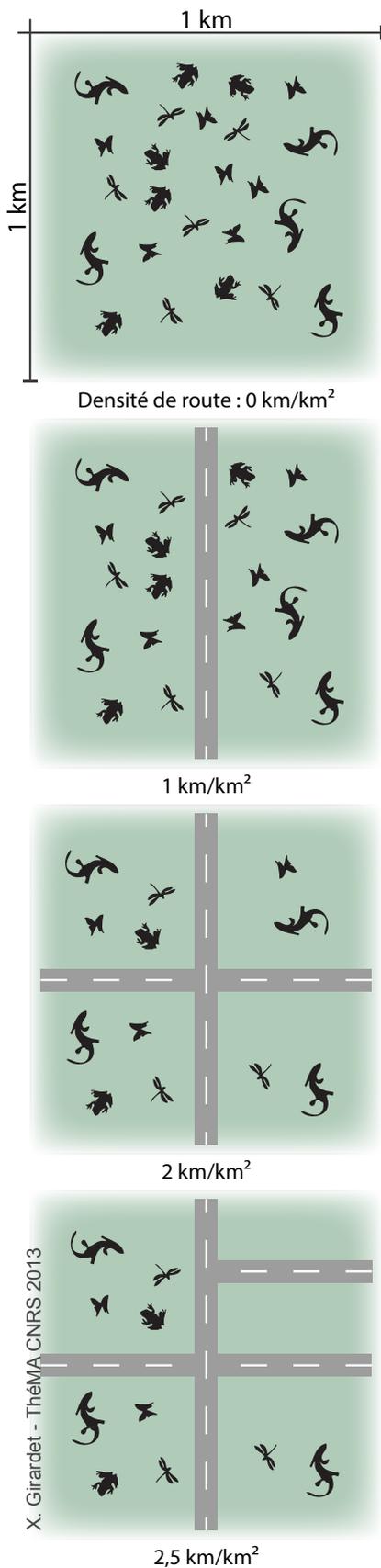


Figure 2.6 • Impact des infrastructures de transport. 1. Perte d'habitat (fragmentation); 2. Effet barrière (physiques ou psychologique); 3. Collisions véhicules/faune; 4. Nuisance et pollution; 5. Fonction écologique des bas-côtés. D'après Iuell *et al.* (2003).

X. Girardet - Théma CNRS 2013



véhicules. Enfin, un dernier effet plus positif est lié aux fonctions écologiques des abords des infrastructures linéaires qui peuvent remplir le rôle de corridors (Figure 2.6).

2.1.1. La fragmentation

Fragmentation des structures et des processus

L'effet le plus direct sur la structure du paysage est la fragmentation des taches d'habitat. Elle est particulièrement visible lorsque l'infrastructure coupe un massif forestier. Cette situation est la plus fréquente, en effet le passage d'une autoroute ou d'une LGV à travers un massif boisé permet de masquer l'infrastructure. Ce choix limite l'impact paysager en terme de co-visibilité mais impacte fortement l'habitat écologique que constitue le massif boisé.

La fragmentation du paysage par une infrastructure de transport accentue l'isolation des taches d'habitat entre elles. L'isolation des taches d'habitat se traduit par un déclin de la connectivité à échelle du paysage. Ceci a pour conséquence de perturber les processus écologiques et de limiter la persistance des populations animales (Fahrig 1997; Saunders *et al.* 1991; Taylor *et al.* 1993).

Il existe une relation entre la densité du réseau routier (km/km²) et le déclin, voire la disparition de certaines espèces (Forman et Alexander 1998) (Figure 2.7). À l'échelle d'une région, une densité de route de 0,6 km/km² correspond à un seuil critique pour le maintien d'une population viable de grands carnivores comme le loup (Mladenoff *et al.* 1999). Cependant les espèces dites de lisière, comme le chevreuil, bénéficient de l'augmentation de la densité de route. La fragmentation de leur habitat conduit à une augmentation de la longueur de la lisière, et favorise l'augmentation du nombre d'individus dans chaque population (Jepsen et Topping 2004).

Que l'impact soit positif ou négatif sur l'évolution des populations, le seuil critique de fragmentation par un réseau d'infrastructure est spécifique à l'espèce considérée. Pour être réellement informatif, l'indice de densité d'infrastructure doit être étayé par les propriétés du paysage avoisinant

Figure 2.7 • Effet de la fragmentation sur le maintien des populations.

(composition, configuration) et par les caractéristiques de l'infrastructure (nature, trafic, largeur, aménagements).

Une fragmentation plus complexe que la coupure

Si les effets des infrastructures sont communs à tous les types d'infrastructures de transports terrestres, il est important de différencier les infrastructures routières et ferroviaires. Les autoroutes ont une emprise au sol globalement plus importante que les LGV. La chaussée d'une autoroute de 2x2 voies mesure de 25 à 30 m de large contre 10 à 15 m pour les rails d'une LGV comptant deux voies.

En termes d'aménagement des voies, les LGV sont moins consommatrices d'espaces. Là où les LGV ne comptent que des gares, les autoroutes sont constituées d'éléments plus imposants comme les diffuseurs, les échangeurs, et les aires de repos. A l'échelle d'un paysage, ces aménagements sont des entités non plus linéaires mais surfaciques. Ils accentuent la fragmentation des habitats en perforant ou en rognant les taches coupées par l'infrastructure (Figure 2.8).

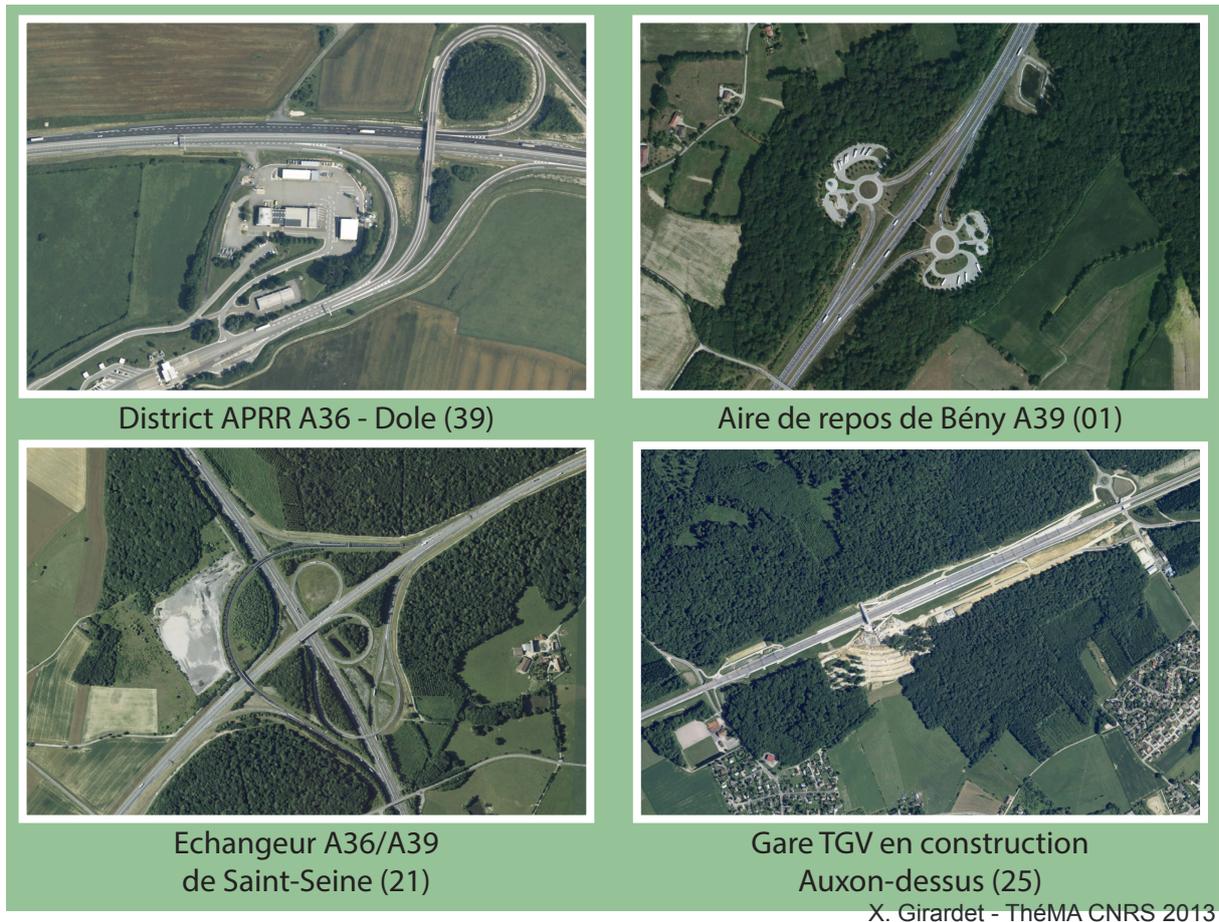


Figure 2.8 • Exemples d'aménagements liés aux infrastructures linéaires de transport. (source : IGN).

Les effets secondaires

La fragmentation qui découle de la construction d'une nouvelle infrastructure de transport ne se limite pas à l'emprise et aux aménagements de la voie. Les changements d'occupation du sol et le développement de projets motivés par l'infrastructure sont à prendre en considération (Trocmé 2002).

Régulièrement, lorsqu'une future infrastructure doit traverser une zone de culture extensive, le maître d'œuvre procède à un remembrement des parcelles agricoles lors de l'acquisition des terrains. Les parcelles agricoles de nombreuses régions françaises ont déjà subi un remembrement



Figure 2.9 • Remembrement effectué lors la construction de l'autoroute A41. Commune de Lingeat (01). Situation en 1963 et en 2000 (source : IGN).

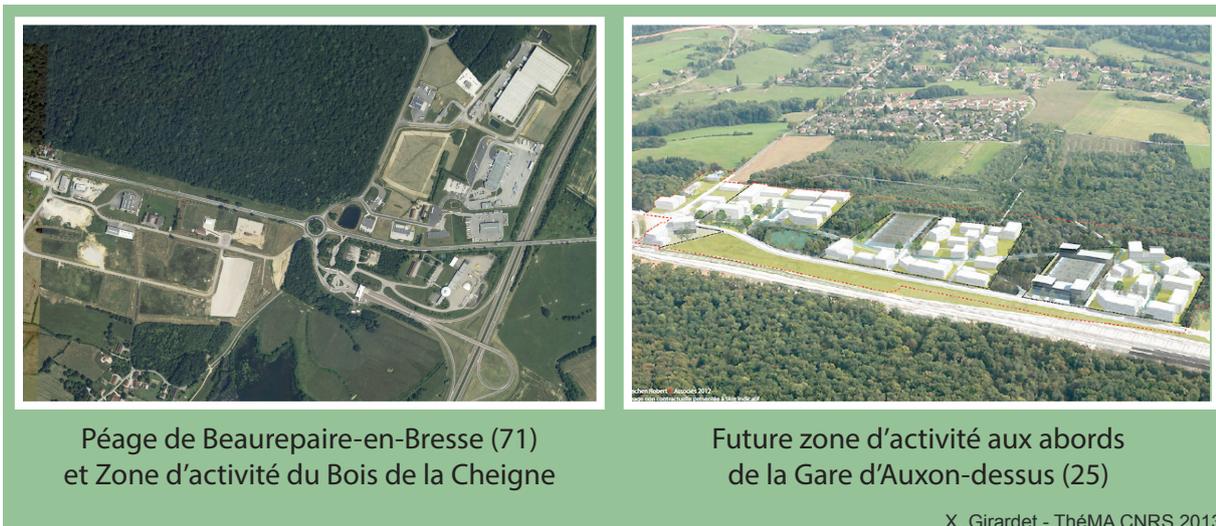


Figure 2.10 • Exemples d'aménagement de zones d'activités aux abords d'infrastructures de transport. (source : IGN).

dans les années 1970. Aujourd'hui quelques paysages traditionnels et souvent liés à la pratique de l'élevage (bocages normand et bressan), sont préservés ou réhabilités (subvention aux replantages de haies). Ce remembrement des parcelles dont la décision appartient pour partie à la commune se fait le plus souvent aux abords immédiats de l'infrastructure. Il a pour conséquence d'établir une discontinuité dans le linéaire complexe de haies jouant à la fois un rôle d'habitat, de barrière ou de corridor pour différentes espèces (Figure 2.9).

Les gares, les sorties d'autoroutes et les échangeurs de routes nationales sont des zones privilégiées pour l'établissement de nouvelles zones d'activités. L'accessibilité accrue aux liaisons longues distances et une volonté politique locale sont les principaux facteurs d'établissement de ces zones. Lorsque l'infrastructure connaît un effet structurant sur le territoire qu'elle traverse, le développement de ces zones d'activités accentue la fragmentation du paysage (Figure 2.10). L'effet structurant de l'infrastructure peut parfois motiver le développement de nouvelles zones résidentielles qui ont les mêmes conséquences sur les espaces non artificialisés.

2.1.2. L'effet barrière

Les barrières physiques

La construction d'une infrastructure de transport provoque une discontinuité spatiale et fonctionnelle en isolant les taches d'habitat entre elles. Cet effet de barrière interrompt les processus écologiques nécessaires à la survie des espèces animales et végétales.

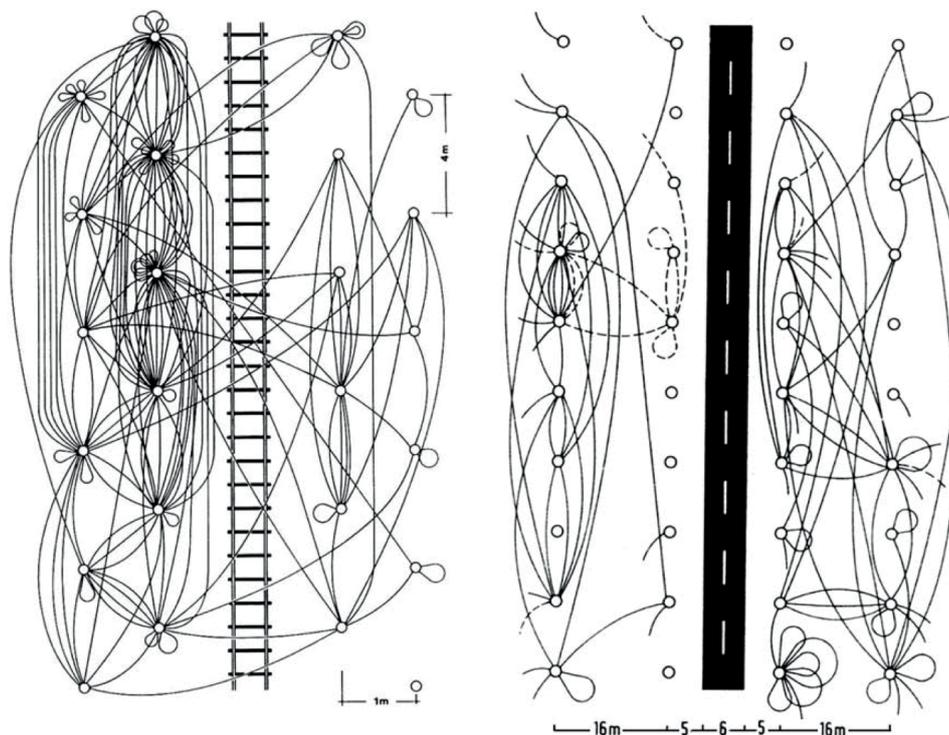


Figure 2.11 • Diagramme illustrant les déplacements de carabes aux abords d'une voie de chemin de fer et de micromammifères aux abords d'une route. A gauche, d'après Mader *et al.* (1990) ; à droite, d'après Mader (1984).

Les éléments empêchant physiquement un individu de traverser une infrastructure sont différents en fonction de l'espèce considérée. Le premier élément aisément identifiable comme barrière est l'engrillagement systématique des voies rapides afin de limiter les risques de collision de la grande faune avec les véhicules. Cependant un effet barrière physique peut intervenir sur une infrastructure non grillagée. En effet, la petite faune peut être très sensible à la nature ou à la température du revêtement, cette différence de sol entre leur habitat et le milieu artificialisé rend infranchissable l'infrastructure pour certains insectes rampants. Dans le cas d'une voie de chemin de fer, le profil des rails peut limiter, voire empêcher totalement la traversée de la voie (Mader *et al.* 1990) (Figure 2.11). Dans les deux cas d'infrastructure, la largeur de l'espace à traverser est à prendre en compte (Mader 1984).

Les barrières psychologiques

L'effet barrière d'une infrastructure n'est pas uniquement physique, il peut être psychologique et essentiellement dû aux nuisances provoquées par le trafic (Bissonette et Rosa 2009; Fahrig et Rytwinski 2009; Goodwin et Shriver 2011). Le bruit, les odeurs des gaz d'échappement et la lumière des phares sont les principales nuisances que subissent les animaux aux abords des infrastructures.

Notons que le type de trafic permet de différencier l'importance de l'effet barrière des infrastructures routières et ferroviaires. Une autoroute accueille un flux régulier de véhicules alors qu'une voie de chemin de fer accueille un trafic plus sporadique.

Le doublement des infrastructures

Lors de la construction d'une infrastructure de transport, la nouvelle construction est fréquemment placée à proximité immédiate d'une infrastructure existante. Ce choix d'agencement est souvent motivé par la topographie de la zone, à l'image d'une construction de voie de chemin de fer parallèlement à une autoroute dans un fond de vallée. Ce doublement d'infrastructure existante est souvent recommandé dans le cadre des évaluations des effets cumulés des infrastructures. Pour certaines espèces, il est préférable, en termes de stress, de traverser deux voies proches (Iuell *et al.* 2003). Cependant, les effets de barrière peuvent se cumuler lorsque plusieurs infrastructures sont construites côte à côte, dans ce cas, ce cumul constitue un obstacle totalement infranchissable (Bélisle et Cassady-St Clair 2002; Connelly 2011; Girvetz *et al.* 2008).

2.1.3. Les collisions

Le phénomène

Quand une infrastructure est franchissable, les collisions entre les véhicules et la faune constituent l'impact direct le plus visible des infrastructures de transport sur la faune (Coffin 2007). Avec l'augmentation constante du trafic routier et ferroviaire, les collisions sont de plus en plus fréquentes en Europe (Gaillard *et al.* 1993; Madsen *et al.* 2002). Ces collisions conduisent à un nombre important d'accidents dont les conséquences peuvent être corporelles ou matérielles. Ces accidents représentent un coût non négligeable pour les assurances (Bruinderink et Hazebroek 1996; Putman 1997).

Ce phénomène n'est pas sans conséquence sur les populations animales. Chaque collision correspond à un prélèvement non naturel d'un individu dans une population. La part de ce prélèvement sur le taux de mortalité d'une population varie en fonction de l'espèce. Si la densité de population d'une espèce est faible et que la mortalité par collision est fréquente, ce prélèvement peut entraîner la disparition de la population à moyen ou long terme.

Les facteurs d'influence

De nombreuses études montrent que les collisions n'interviennent pas de manière aléatoire, mais sont organisées en agrégats (*hotspots* ou *blackspots*) (Clevenger *et al.* 2003; Danks et Porter 2010; Krisp et Durot 2007; Ramp *et al.* 2005). Par conséquent, plusieurs travaux mettent en évidence la relation entre, d'une part les occurrences des agrégats de collisions et d'autre part, les caractéristiques du paysage (composition, configuration) et/ou de la route (trafic, mesures de mitigation, attention des conducteurs).

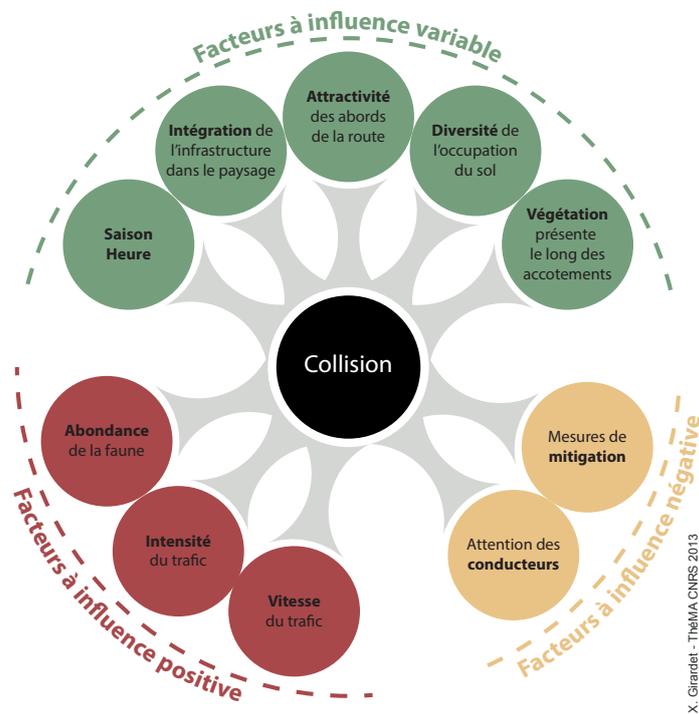


Figure 2.12 • Facteurs influençant les collisions entre la faune et les véhicules. D'après Trocmé (2002).

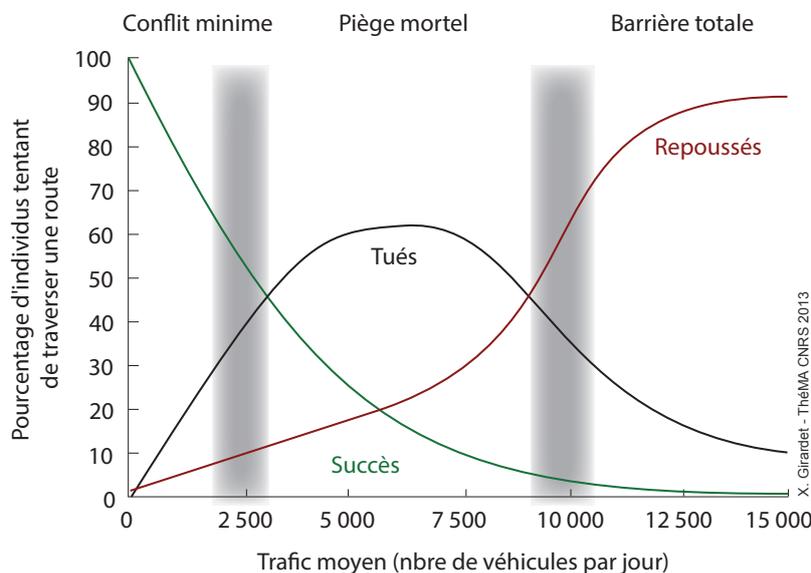


Figure 2.13 • Rôle de l'intensité du trafic sur le succès de la traversée d'une infrastructure de transport par la faune. D'après Iuell *et al.* (2003).

Encadré 2 • Les fonctions écologiques des bas-côtés

Les infrastructures de transport terrestre modifient la structure du paysage. De par leur forme linéaire, elles constituent un couloir à travers les habitats qu'elles fractionnent. La majorité des infrastructures offrent un espace libre de part et d'autre de leur emprise dont la nature est le plus souvent herbacée. Ces bandes enherbées permettent de faciliter l'entretien des abords des voies par fauchage pour des raisons de sécurité et de visibilité. Les bas-côtés des infrastructures de transport peuvent être plantés en formant de longues haies arborées à caractère esthétique, ainsi que pour lutter contre le bruit. Ces aménagements paysagers constituent un nouvel habitat pour un grand nombre d'espèces. Leur proximité immédiate avec l'infrastructure représente cependant un risque non négligeable de collision avec les véhicules. Lorsque l'infrastructure est totalement grillagée, le linéaire de grillage est parfois suivi par la faune jusqu'à un point de passage aménagé ou non.

L'ensemble de ces aménagements paysagers majoritairement linéaires constitue des corridors. En plus de guider les déplacements, ils ont ainsi une fonction d'habitat, de filtre ou de barrière (Mader, 1987). Ces fonctions sont différentes en fonction à la fois de la nature des accotements et du type d'occupation du sol de part en d'autre de l'infrastructure. En zone forestière, les accotements défrichés et herbacés forment une lisière qui renforce l'effet de barrière de l'infrastructure pour les espèces forestières (Figure 2.14a). Dans un paysage agricole, les accotements aménagés par des haies offrent un habitat en position d'abri et une zone facilitant le mouvement (Figure 2.14b). Les accotements aménagés par des haies dans un contexte paysager similaire peuvent aider à la recolonisation et à la diffusion dans des espaces non occupés (Figure 2.14c).

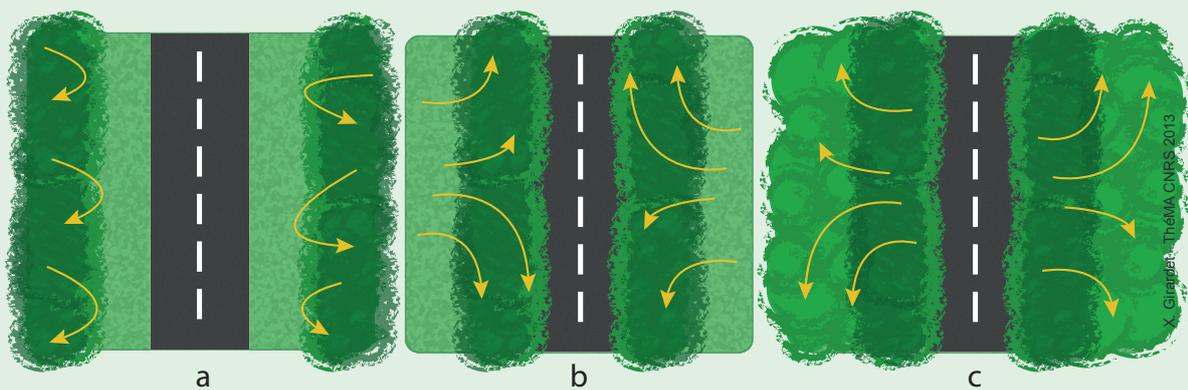


Figure 2.14 • Effets des corridors générés par l'aménagement d'une infrastructure linéaire de transport. D'après Mader (1987).

Les abords de l'infrastructure

Les premiers espaces affectés par une infrastructure sont dus aux aménagements des abords des infrastructures. Les bandes enherbées ou les talus sont des espaces propices au développement d'espèces végétales invasives. Ces plantes sont dispersées par le trafic le long de l'infrastructure, ce qui leur permet de coloniser une grande quantité d'espaces en peu de temps. Cette colonisation à partir des abords des infrastructures peut intervenir dans d'autres habitats et en perturber durablement le fonctionnement.

La pollution des abords des infrastructures par le salage des routes ou les émissions d'hydrocarbures se diffuse en fonction de la direction des flux (vent, ruissellement). Une contamination des sols par des agents chimiques provenant du trafic le long de l'infrastructure est donc possible à une distance bien supérieure à la simple largeur des accotements. La topographie de la zone joue donc un rôle important dans la délimitation de la zone contaminée.

La configuration du paysage

La configuration du paysage est le facteur le plus important dans la délimitation de la zone d'impact d'une infrastructure. Elle conditionne directement la forme de cette zone en fonction de l'agencement spatial et de l'étendue spatiale de chaque mode d'occupation du sol. Dans le cas du drainage d'une zone humide (Figure 2.15), c'est l'ensemble de l'ancienne zone humide qui doit être pris en compte dans la délimitation de la zone d'impact. Dans le cas d'une perturbation de certains habitats par des nuisances sonores ou une pollution lumineuse, la topographie et la présence de masques conditionnent l'étendue spatiale de l'impact. La structure du paysage agit donc directement sur la forme de la zone impactée par une infrastructure.

La présence d'une infrastructure perturbe directement le fonctionnement et le bon déroulement des processus écologiques entre les taches d'habitat qu'elle isole. L'isolation de ces éléments constituant un domaine vital et la mortalité par collision lors des périodes de dispersion, affectent les dynamiques des populations à l'échelle du paysage. Les conséquences de ces perturbations se traduisent à l'échelle de plusieurs générations lorsque les sous-populations ont été totalement isolées. Cette isolation peut conduire localement à l'extinction de certaines populations à des distances très élevées de l'infrastructure (Forman 2000; Forman et Deblinger 2000). Notons que la distance des perturbations engendrées par l'infrastructure est dépendante de l'espèce considérée et de sa plus ou moins sensibilité à ces perturbations.

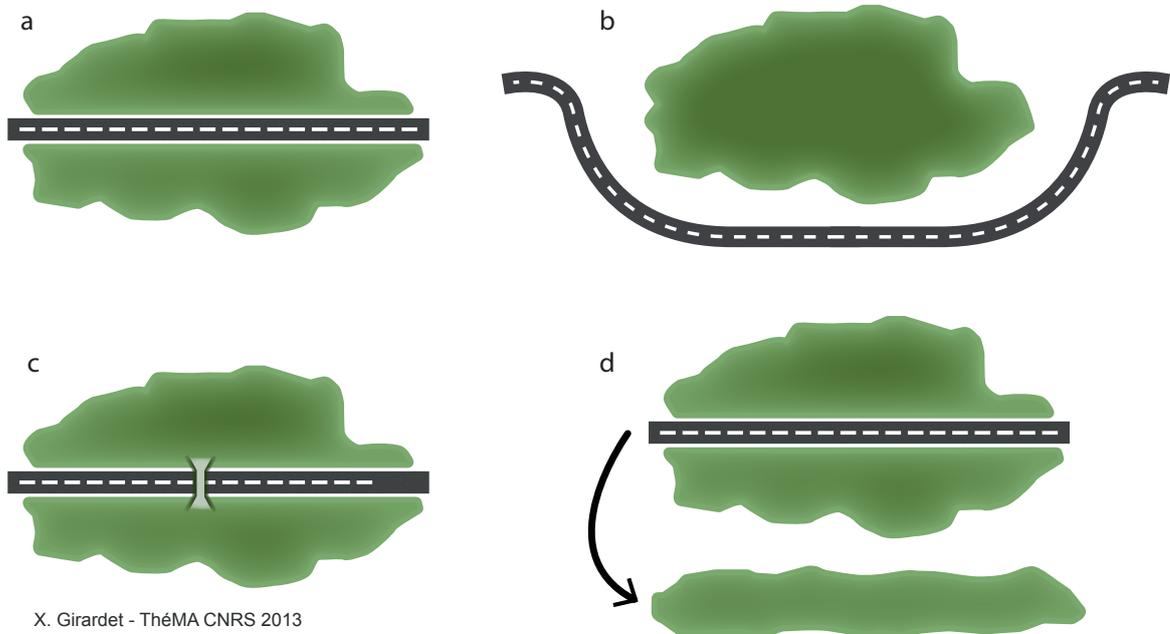
2.2. LES SOLUTIONS À APPORTER

2.2.1. Limiter l'impact des infrastructures

Les alternatives possibles

Afin de limiter les impacts des infrastructures de transport tels que la fragmentation des habitats et l'effet barrière, plusieurs solutions sont recommandées (Iuell *et al.* 2003). Le cheminement suivant est appliqué lors des réflexions liées à la définition du tracé et aux mesures compensatoires à mettre en place.

Si une tache identifiée comme essentielle au sein d'un habitat donné se situe sur le tracé d'une infrastructure, la première solution à adopter est l'évitement (Figure 2.16b). Cette pratique qui consiste à dévier l'infrastructure pour prévenir la fragmentation d'une tache d'habitat est rarement envisageable. Le plus souvent l'allongement du tracé pose une contrainte économique. Lorsqu'il s'agit d'une infrastructure à grande vitesse, l'augmentation du rayon de courbure ne permet pas techniquement de mettre en œuvre cette solution.



X. Girardet - ThéMA CNRS 2013

Figure 2.16 • Représentation schématique de (a) la fragmentation, (b) l'évitement, (c) la mitigation, (d) la compensation. D'après Iuell *et al.*, 2003.

La deuxième alternative à la fragmentation totale de l'habitat est la mise en place de mesures de mitigation (Figure 2.16c). La mitigation est l'atténuation des effets d'une infrastructure sur l'habitat qu'elle coupe. Afin d'atténuer l'effet barrière d'une infrastructure, la mesure la plus répandue est l'aménagement de passages pour la faune. En fonction du type de passage à faune employé, cette mesure peut être très efficace. Par exemple, la construction d'un viaduc peut limiter au maximum l'effet barrière d'une infrastructure sur une longueur importante et pour un grand nombre d'espèces.

Lorsque la construction de passages à faune n'est pas rendue possible d'un point de vue économique ou technique, la troisième alternative consiste à compenser le passage de l'infrastructure (Figure 2.16d). Les mesures de compensation visent à recréer autant d'habitats que l'infrastructure a contribué à faire disparaître. Le plus souvent on assiste à la création de nouvelles zones humides, au déplacement de certaines espèces végétales ou la plantation de petits bosquets.

Encadré 3 • Résorber les zones de collisions

Les collisions entre les véhicules et la faune sont une composante importante de l'effet barrière d'une infrastructure. Des mesures existent pour limiter les zones de forte concentration de collision (Glista *et al.* 2009). Sur l'ensemble du réseau routier, quel que soit le gabarit, des panneaux signalent le risque de traversée d'animaux sauvages (Figure 2.17). En France, cette signalétique est le plus souvent localisée dans les espaces boisés et concerne principalement le gibier (chevreuil, sanglier). Cependant cette mesure qui a été la première à voir le jour pour lutter contre les collisions, connaît une limite majeure. Le conducteur habitué à rencontrer cette signalisation, finit par ignorer l'information qu'elle apporte, ce qui réduit son efficacité. Pour pallier ce problème, certaines zones dangereuses sont équipées de signalisation lumineuse permanente ou automatique lorsqu'un animal est détecté aux abords de la route (Iuell *et al.* 2003; Krisp and Durot 2007).

La deuxième solution pour réduire les collisions sur certaines portions est de limiter la vitesse du trafic. La vitesse des véhicules est un facteur important dans la localisation des collisions. Plus la vitesse est élevée, plus il existe un risque de collision. Ainsi, des expérimentations ont été menées dans ce sens en réduisant la vitesse des véhicules sur certaines portions de route, appliquant le concept de « circulation apaisée ». La faune et les conducteurs deviennent dans ce cas plus conscients de la présence de chacun et des accidents peuvent être évités (Danks 2007; Garcia-Gonzalez *et al.* 2011).



Figure 2.17 • Panneau signalant le passage d'animaux sauvages en France. Référence A15b de l'arrêté des 6 et 7 juin 1977

Cependant, lorsque le trafic est trop important, le dispositif d'engrillagement est efficace pour lutter contre la mortalité de la grande faune. Il doit être adapté aux différentes espèces présentes aux abords des infrastructures. Par conséquent, le grillage à mettre en place doit empêcher le passage de la grande faune (chevreuil, cerf, sanglier) ainsi que des animaux fouisseurs (blaireau, renard). Cette méthode peut présenter quelques failles. En effet, certains animaux peuvent endommager les clôtures et réussir à traverser, ils se retrouvent dans ce cas sur les voies de circulation et peuvent entraîner des accidents graves, notamment sur autoroute. Ce procédé est donc un gage de sécurité important le long des grandes infrastructures de transport, mais limite considérablement la capacité de dispersion de la faune sauvage. L'engrillagement des infrastructures doit être couplé à des aménagements, comme les passages à faune, qui permettent de traverser l'infrastructure de manière sécurisée.

La définition du tracé

La définition de la zone de passage d'une infrastructure est l'étape la plus importante pour mettre en place des mesures d'évitement de certaines zones sensibles. Après un diagnostic des besoins liés aux déplacements des personnes et des marchandises, une liaison d'importance nationale est déterminée. Ensuite, deux étapes précèdent la validation définitive du tracé d'une infrastructure.

La première étape consiste à proposer des fuseaux susceptibles d'accueillir son tracé. Un fuseau privilégié est adopté et plusieurs fuseaux alternatifs sont identifiés. Ces fuseaux sont des bandes relativement larges. Ils sont localisés en fonction des potentielles dessertes de l'infrastructure, de la nature des sols et des parcelles traversées. L'évitement de certaines zones naturelles protégées ou remarquables (réserves naturelles, ZNIEFF, Natura 2000) peut être considéré dans le tracé de ces fuseaux. La stratégie la plus rencontrée dans les études préalables à la définition de fuseaux consiste à utiliser les couloirs qui sont empruntés par des infrastructures existantes (Trocmé 2002).

Qu'ils soient économiques, environnementaux ou techniques, les enjeux à l'origine de la définition des fuseaux sont régionaux. Ces réflexions permettent de distinguer le fuseau privilégié et les fuseaux alternatifs en fonction des avantages et des inconvénients de chacun pour l'ensemble du territoire que l'infrastructure traverse.

La seconde étape met en place plusieurs scénarios de tracés à l'intérieur du fuseau choisi. Les alternatives de tracés prennent en compte les contraintes locales comme des stations écologiques rares ou sensibles, des périmètres architecturaux ou historiques classés, ou des aménagements techniques pour relier le réseau existant. Le tracé le moins coûteux et ménageant le plus de compromis possibles est choisi.

2.2.2. Les passages à faune

Les différents types de passage

Les premiers aménagements facilitant le passage de la faune en France datent des années 60. L'objectif principal à l'époque est de faciliter la traversée du gibier de part et d'autre des infrastructures existantes. Aujourd'hui les passages à faune répondent davantage à un objectif plus global de conservation de la biodiversité. Ils permettent d'atténuer l'effet barrière de l'infrastructure en participant au maintien des flux biologiques au sein du paysage (Corlatti *et al.* 2009; Lesbarrères et Fahrig 2012; van der Ree *et al.* 2009; Thorne *et al.* 2009).

Au cours des années, la nature des passages à faune a beaucoup évolué et s'est adaptée au contexte local lié à l'implantation d'une infrastructure. Les aménagements réalisés peuvent être spécifiques à la faune, ou être partagés avec certains usagers comme les agriculteurs ou les forestiers. Ces passages sont alors des passages mixtes dont l'aménagement doit permettre une utilisation comme chemin forestier, sans perturber les éventuels passages de la faune. Ces passages peuvent être spécifiques à la grande faune ou à la petite faune en fonction de leur dimensionnement. Enfin, ils peuvent être aménagés sous l'infrastructure pour les passages inférieurs, ou au-dessus l'infrastructure pour les passages supérieurs. Une typologie des passages

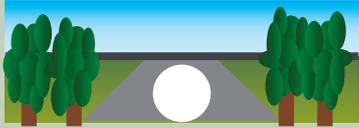
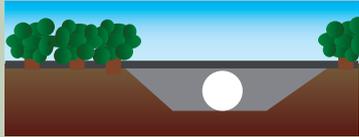
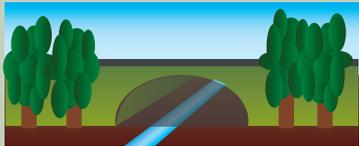
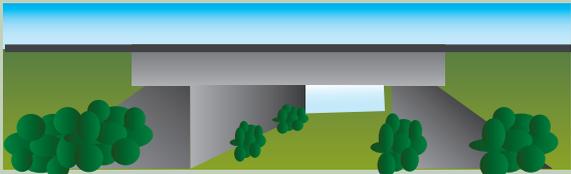
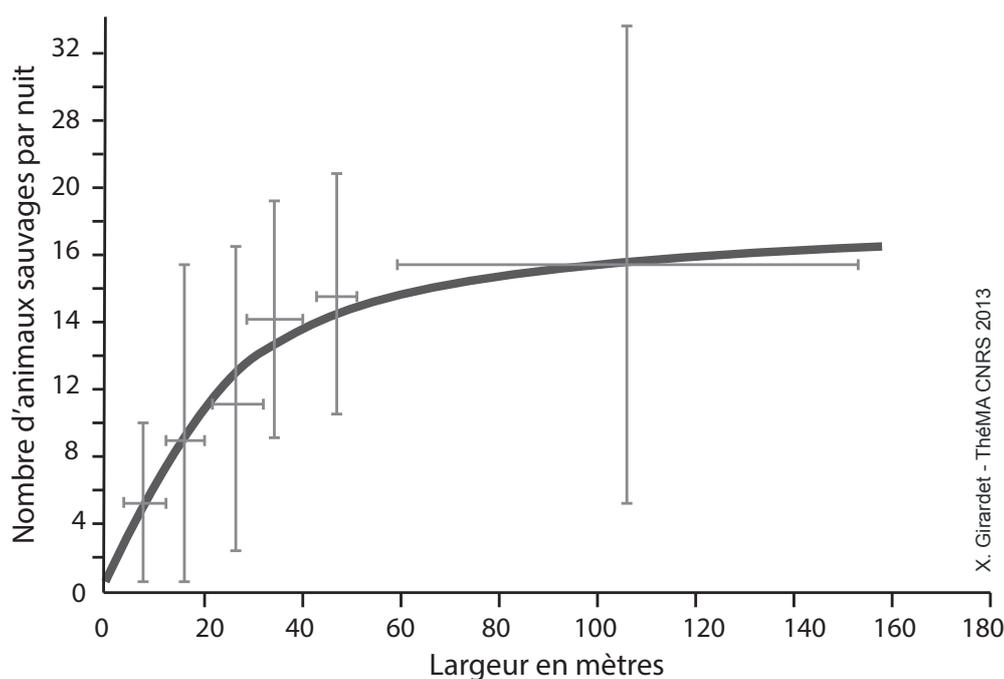
Type de passage		Caractéristiques
	Type 1 : passage simple, conduit ou simple dalot	Buse Ø 400 à 2 000 mm
	Type 2 : passage spécialisé à amphibiens	Passages multiples associés à un dispositif de collecte des individus
	Type 3 : passage hydraulique mixte de petite dimension	Pont cadre ou ovoïde associé à un marchepied
	Type 4 : passage agricole ou forestier à usages mixtes	Passage inférieur ou supérieur aux dimensions réduites longueur inférieure à 8 m
	Type 5 : passage inférieur grande faune	Longueur entre 8 et 12 m
	Type 6 : passage supérieur grande faune écopont, pont vert, ponts végétalisés	Longueur entre 12 et 25 m
	Type 7 : passage sous viaduc	Hauteur supérieure à 8 m et longueur supérieure à 25 m
	Type 8 : Faux tunnel, couloir écologique	Tranchée couverte

Figure 2.18 • Typologie des passages à faune. D'après Carsignol (1993).

à faunes permet de les classer en fonction de leur dimension, de la faune ciblée par ce passage et de leur efficacité (Figure 2.18).

Un facteur déterminant la fréquentation des aménagements est lié à la largeur des passages à faune (Figure 2.19). Plus un passage offre d'espace pour la traversée plus il est fréquenté (Carsignol 1993). Toutes les espèces n'ont pas la même exigence vis-à-vis du dimensionnement des passages. Par conséquent, un passage inférieur dont la hauteur est inférieure à 4 m peut accueillir certaines espèces peu exigeantes comme le renard, mais peut limiter la traversée de grands ongulés comme le cerf.

Pour tous les types de passage à faune, il est recommandé d'intégrer l'aménagement dans son environnement proche. Le plus souvent le passage à faune est aménagé avec des éléments facilitant les déplacements des individus. Dans le cas d'espèces forestières, le passage accueille une végétation abondante procurant un espace abrité le long du parcours et les abords du passage doivent guider les individus en installant des barrières et des espaces végétalisés formant un entonnoir en direction du passage (Iuell *et al.* 2003). Ces aménagements s'adaptent aux espèces ciblées, par exemple des enrochements et des branchages pour les reptiles et les micromammifères.



X. Girardet - ThéMA CNRS 2013

Figure 2.19 • Variations de fréquence d'utilisation de différents passages à faune. Représentation en fonction de la classe de largeur pour le chevreuil, renard, lièvre, blaireau, martre, fouine, sanglier et cerf. D'après Carsignol (1993).

Leur localisation

Il est reconnu qu'un passage est moins fréquenté si sa localisation n'a pas été établie en fonction d'une évaluation stricte au regard de l'abondance et de l'activité des espèces ciblées. Les choix de localisation des passages à faune sont soumis à l'examen d'acteurs locaux comme les associations naturalistes, les agriculteurs, les fédérations de chasse, ou les communes qui prendront la charge d'entretien de ces passages. Sur la base de l'expérience de chacun, le « dire d'expert » permet de localiser les enjeux de maintien des processus écologiques à l'échelle régionale.

« Les continuités biologiques peuvent être rétablies par des ouvrages de grandes dimensions (>25 m) lorsqu'un couloir d'importance régionale est identifié. » (Carsignol 1993)

Les premières recommandations de localisation des passages à faune sont liées aux connaissances de présence du gibier et de sa gestion. Or ces espèces (sanglier, chevreuil) ne sont pas les espèces les plus menacées, leurs populations ont même une tendance à l'expansion. Mais les mesures prises pour faciliter leur traversée des infrastructures profitent à d'autres espèces de la grande faune comme le cerf, et de la petite faune.

Si le principe de la construction d'un passage à faune peut profiter à l'ensemble des groupes faunistiques, leur fréquence le long de l'infrastructure influence les espèces qui les utilisent. Il est important de différencier dans ce cas la grande faune et la petite faune. La fréquence du nombre de passages à faune doit être plus importante pour la petite faune que pour la grande faune. En effet la petite faune possède une capacité de déplacement moins importante qui oblige à localiser des passages plus proches les uns des autres. Il est recommandé d'offrir une possibilité de passage tous les 300 m minimum pour la petite faune. Pour la grande faune, la fréquence des passages à faune doit être mise en relation avec l'habitat que l'infrastructure traverse. Dans un secteur où l'abondance de la faune est importante, il est recommandé de localiser un passage tous les 2 km. D'un point de vue économique l'établissement de passages spécifiques tous les 300 m peut sembler inacceptable. Cependant, l'adaptation de certains passages, prévus initialement aux déplacements des engins agricoles ou à l'écoulement du réseau hydrographique, peut aider à atteindre cet objectif. Ces formes de passages à faune sont des passages à usage mixte et nécessitent d'être aménagés et gérés de manière à favoriser leur fréquentation par la faune.

CONCLUSION

La fragmentation du territoire par les infrastructures linéaires de transport est l'impact le plus direct et le plus visible sur le paysage. Cependant, la construction et l'exploitation d'une infrastructure de transport s'accompagnent de nombreux effets directs et indirects rarement pris en compte dans les bilans environnementaux. Parmi ces effets, l'effet barrière joue un rôle prépondérant à toutes les échelles des processus écologiques. Par conséquent les études d'impacts menées dans un périmètre régulier le long de l'infrastructure sont insuffisantes pour évaluer réellement l'impact de l'effet barrière à l'échelle des différents réseaux écologiques qu'elle coupe. La distance d'impact d'une infrastructure est donc mal connue, ce qui peut conduire à une sous-estimation des risques induits par l'infrastructure sur les populations animales à

long terme. Cependant des solutions sont mises en œuvre pour limiter ces impacts. Lorsque les conditions techniques et économiques le permettent, le tracé d'une infrastructure est défini de sorte qu'il ne coupe pas certains milieux naturels remarquables ou protégés. Si un habitat est coupé par une infrastructure, des passages à faune sont aménagés pour atténuer son effet de barrière.

CONCLUSION DU CHAPITRE 2

Les infrastructures de transports terrestres constituent un outil majeur des politiques d'aménagement du territoire. Elles offrent une accessibilité accrue aux territoires qu'elles traversent et participent à leur développement économique. Aujourd'hui, l'ensemble des infrastructures de transports terrestres forme un maillage dense sur l'ensemble de l'Europe, et de nouveaux projets d'infrastructure viennent compléter ce réseau multimodal (routes, autoroutes, voies ferrées et lignes à grande vitesse). La France occupe une position centrale en reliant le nord et le sud de l'Europe occidentale. Le développement d'infrastructures de transport facilitant ces déplacements nationaux et internationaux est donc un enjeu majeur de l'aménagement du territoire européen.

Le réseau d'infrastructure de transport fragmente l'espace. Le paysage s'en trouve transformé et ce morcellement conduit à changer les processus écologiques présents avant la construction de l'infrastructure. De multiples impacts découlent de la construction et de l'exploitation des infrastructures linéaires de transport. Ils concernent soit directement les individus victimes d'une collision avec un véhicule ou soit indirectement les populations en isolant ces dernières par un effet barrière. Suite à ce constat, la réglementation a su évoluer afin de prendre en compte les effets indésirables des infrastructures de transport. Depuis les années 80, les directives européennes, ainsi que la législation française, cherchent à intégrer l'environnement, au sens large du terme, dans les bilans obligatoires des infrastructures de transport (paysage visible, bilan carbone, impact écologique). Ces bilans sont réalisés à la construction et suite à une phase d'exploitation. Des mesures d'évitement (choix du tracé), de compensation (restauration d'un habitat) ou de réduction (passages à faune) des impacts doivent être mises en place dès la phase de projet jusqu'aux évaluations après la mise en service.

Si certains impacts sont connus et interviennent le plus souvent le long de l'infrastructure, l'étendue spatiale de l'effet barrière est peu prise en compte dans les études d'impact. Les évaluations des impacts d'une infrastructure sont le plus souvent réalisées aux abords de la voie et les localisations des mesures de réduction ou de compensation répondent fréquemment à des problématiques locales. Pourtant, l'effet barrière des infrastructures de transport sur les réseaux écologiques, dont les processus relèvent d'une importance régionale, peut avoir des conséquences très importantes à l'échelle des populations.

POUR UNE ÉVALUATION PAYSAGÈRE DES IMPACTS DES INFRASTRUCTURES

Les infrastructures de transport ont un impact sur les réseaux écologiques. En fragmentant le paysage, elles isolent les taches d'habitat entre elles et contribuent à diminuer le degré de connectivité au sein du paysage. L'écologie du paysage offre un cadre privilégié à la modélisation des impacts des infrastructures de transport. Plusieurs méthodes ont été mises au point pour analyser ces différents effets sur la faune et sur le paysage. Cependant, des recommandations ont été faites dans le cadre des études d'impact face aux limites de ces méthodes pour modéliser le paysage sous un angle plus fonctionnel. Plusieurs méthodes ont été mises au point pour analyser ces différents effets sur la faune et sur le paysage. Elles présentent cependant des limites en analysant le paysage sous un angle essentiellement structurel. Avec l'émergence d'une nouvelle forme de modélisation des réseaux écologiques pour analyser la connectivité du paysage, les graphes paysagers, plusieurs travaux ont cherché à intégrer les aspects fonctionnels dans le cadre des études d'impact. Ce chapitre sera l'occasion de présenter les travaux existants et les apports potentiels de la méthode des graphes paysagers pour les études d'impact. Nous exposerons la question de recherche du travail de thèse, puis nous présenterons les hypothèses et les objectifs qui guideront la démarche expérimentale.

1. LA MODÉLISATION DES IMPACTS DES INFRASTRUCTURES LINÉAIRES DE TRANSPORT

La *road ecology* est une branche de l'écologie très proche de l'écologie du paysage. Elle étudie les impacts des infrastructures de transport sur le paysage. Parmi les impacts explorés, les collisions entre les véhicules et la faune ainsi que la fragmentation du paysage sont largement étudiées, et plusieurs méthodes ont été proposées. Dans un premier temps, nous nous intéresserons aux différentes modélisations des impacts des infrastructures. Nous reviendrons ensuite sur les limites qu'elles présentent et sur les besoins actuels de l'aménagement du territoire dans ce domaine.

1.1. LES MÉTHODES D'ANALYSE PROPOSÉES

1.1.1. Les collisions

La recherche de « hotspots »

Les collisions entre la faune et les véhicules n'interviennent pas de manière aléatoire le long des routes, elles sont agrégées dans le temps et dans l'espace. L'agrégation temporelle des collisions est due à deux principaux facteurs. Le premier facteur est lié à la fréquentation des infrastructures par les véhicules (Iuell *et al.* 2003). Le second facteur est lié aux différentes périodes d'activité de la faune. Plusieurs études mettent en relation la présence de collisions avec la période de l'année et de la journée (Bruinderink et Hazebroek 1996; Clevenger *et al.* 2003; Danks et Porter 2010; Joyce et Mahoney 2001; Madsen *et al.* 2002).

La répartition temporelle des collisions dans un intervalle journalier ou hebdomadaire traduit fortement les horaires et les jours concentrant la majorité du trafic routier (Dussault *et al.* 2006; Haikonen et Summala 2001; Ramp *et al.* 2005). Cette organisation temporelle des collisions peut dans quelques cas être liée à la biologie de l'espèce. Elle reste, cependant, assez difficile à dissocier de l'influence importante des rythmes humains. En revanche, l'évolution annuelle des collisions permet d'identifier les périodes d'activités de certaines espèces, et donc de mettre en relation les accidents avec les types de déplacement de la faune accidentée (Neumann *et al.* 2012; Rosa et Bager 2012; Smith-Patten et Patten 2008).

La recherche de tronçons routiers accidentogènes trouve ses origines dans les analyses des accidents de la route impliquant ses usagers. Les causes de ces accidents, permettant d'identifier ces tronçons, sont liées aux caractéristiques de la route, à la vitesse, ou encore à l'intensité du trafic. À l'image de l'agrégation spatiale des accidents de la route, l'agrégation spatiale des collisions est largement explorée dans les études cherchant à expliquer la localisation des collisions (Clevenger *et al.* 2003; Danks et Porter 2010; Krisp et Durot 2007; Ramp *et al.* 2005).

La recherche de *hotspots* ou *blackspots* le long d'un réseau est issue d'adaptations de méthodes existantes pour l'identification de structures spatiales agrégées dans un espace à deux dimensions (une surface) vers un espace à une dimension (une ligne) (Yamada et Thill 2007).

L'analyse de la structure spatiale des collisions le long du réseau routier est un préalable pour la recherche de leurs déterminants locaux. Dans le cas d'une répartition aléatoire, les causes

de ces collisions sont difficilement identifiables. Dans le cas d'une agrégation, les propriétés de l'infrastructure et le paysage aux alentours des tronçons identifiés peuvent être explorés et identifiés comme les causes des accidents.

La caractérisation des zones de collisions

Afin d'expliquer la présence de tronçons accidentogènes, plusieurs études mettent en relation leur localisation avec les propriétés de la route et du paysage. À l'aide de modèles linéaires généralisés, ces variables sont utilisées pour prédire et localiser un risque potentiel le long d'une route (Clevenger *et al.* 2003; Danks et Porter 2010; Grilo *et al.* 2011; Gunson *et al.* 2011; Madsen *et al.* 2002; Malo *et al.* 2004). Toutes les études réalisées prennent en compte les propriétés techniques de l'infrastructure comme la largeur de la voie, le nombre de voies, la présence de lieux de passages ou de barrières. Le trafic et la vitesse, lorsque ces données sont disponibles, sont des variables importantes à intégrer dans ces analyses (Gunson *et al.* 2011).

Dans le cas d'une espèce dont l'activité est fortement liée à certaines catégories d'occupation du sol, une analyse du paysage aux alentours des tronçons concernés par les collisions permet d'expliquer le phénomène. La majorité des analyses s'appuie sur deux aspects du paysage : sa composition et sa configuration.

La composition du paysage est étudiée à travers une quantification de chaque mode d'occupation du sol à proximité du point ou du tronçon étudié. Cette analyse est réalisée en identifiant la part de chaque mode d'occupation du sol dans un voisinage pouvant atteindre 2 000 mètres. Cette analyse permet d'identifier le paysage préférentiel d'une espèce accidentée.

La configuration du paysage est explorée généralement soit à l'aide de métriques paysagères quantifiant le degré de diversité de l'occupation du sol dans un voisinage, soit en calculant la distance de la zone de collision à certains objets du paysage d'intérêt pour l'espèce. Ces analyses permettent d'évaluer l'influence de la structure locale du paysage sur le risque de collision.

1.1.2. La fragmentation et l'effet barrière

Bien que plusieurs indices de fragmentation ou de connectivité existent (Calabrese et Fagan 2004; Rutledge 2003), les propositions méthodologiques pour implémenter ces métriques dans les études d'impact des infrastructures de transport sur le paysage sont récentes. Deux approches sont utilisées : une analyse de la structure et une analyse fonctionnelle du paysage.

Les analyses structurelles

La fragmentation, à travers la perte d'habitat, est un des impacts les plus explicites, puisqu'il est visible dans le paysage. Les propositions méthodologiques pour l'analyse de cet impact sont nombreuses et sont facilitées par ce caractère spatialement explicite (Geneletti 2002).

Geneletti (2003) se fonde sur le caractère rare de certains écosystèmes, considérant que la rareté constitue le critère principal dans le choix des habitats à prendre en compte dans les études d'impact. La rareté d'un écosystème est définie par sa fréquence dans un espace donné. Dans cette étude, l'impact d'un projet autoroutier est quantifié en mesurant la surface d'habitat prélevé par la présence de l'infrastructure. Dans une autre étude, Geneletti (2004) prolonge ce raisonnement en cherchant à caractériser l'impact d'une infrastructure à travers

trois indicateurs spatiaux. Le premier correspond à la surface d'habitat prélevé. Le deuxième vise à caractériser l'isolement des taches d'habitat entre elles, en calculant la distance moyenne entre les taches d'habitat de la zone d'étude. Le troisième indicateur concerne l'exposition à la perturbation occasionnée par l'infrastructure (sonore, chimique) en mesurant, pour chaque tache d'habitat, la distance à l'infrastructure. Ces indicateurs sont ensuite pondérés en fonction de leur valeur écologique définie par une évaluation auprès d'acteurs de terrain (Geneletti 2002). Les indicateurs proposés sont mobilisés dans le but de quantifier l'impact de plusieurs scénarios d'aménagement d'infrastructures de transport afin d'identifier le scénario ayant le moins de répercussions sur les écosystèmes ciblés.

Une autre approche est suivie par Jaeger (2000). L'auteur propose trois indices globaux pour quantifier la fragmentation d'une zone d'étude à l'échelle du paysage : le degré de division du paysage (*degree of landscape division*), l'indice de fractionnement (*splitting index*) et la taille effective de la maille (*effective mesh size*). Le degré de cohérence C permet de calculer chacun des trois indices proposés. Il est défini par « la probabilité que deux individus placés en deux points différents dans la zone d'étude puissent se rejoindre » tel que :

$$C = \sum_{i=1}^n \left(\frac{a_i}{A} \right)^2 \quad \text{3.1}$$

avec n le nombre de fragments ; a_i la surface du fragment i ; et A la surface totale de la zone d'étude.

Le degré de division D du paysage représente « la probabilité que deux points choisis au hasard dans le paysage ne se situent pas dans le même fragment » tel que :

$$D = 1 - \sum_{i=1}^n \left(\frac{a_i}{A} \right)^2 \quad \text{3.2}$$

soit $D = 1 - C$

L'indice de fractionnement S correspond « au nombre de fragments que l'on obtient en fragmentant artificiellement la zone d'étude en fragments de même surface de manière à obtenir pour cette fragmentation le même degré de division du paysage que l'état réel » tel que :

$$S = \frac{A^2}{\sum_{i=1}^n a_i^2} \quad \text{3.3}$$

soit $S = \frac{1}{C}$

La taille effective de la maille m_{eff} reflète la surface des fragments lorsque la zone d'étude est divisée en S fragments avec le même degré de division D tel que :

$$m = \frac{A}{S} = \frac{1}{A} \sum_{i=1}^n a_i^2 \quad \underline{\underline{3.4}}$$

$$\text{soit } m = A \cdot C$$

Girvetz *et al.* (2008) réduisent la démarche d'analyse de la fragmentation uniquement à la taille effective de la maille. Cet indice, qui est initialement un indice global, peut être adapté pour être calculé à l'échelle d'une maille définie a priori (grille régulière ou unités administratives) tel que :

$$m_{eff}^{CUT}(j) = \frac{1}{A_j} \sum_{i=1}^n a_{ij}^2 \quad \underline{\underline{3.5}}$$

avec n le nombre de fragments dans l'unité spatiale j ; a_{ij} la surface du fragment i dans l'unité spatiale j ; et A_j la surface totale de l'unité spatiale j .

Or cet indice, tel qu'il est défini, divise artificiellement les fragments entre chaque unité spatiale (Moser *et al.* 2007). Pour pallier cet artifice, la taille effective de la maille est modifiée suivant la méthode *cross-boundary connection* (CBC). La surface de l'ensemble du fragment d'intérêt est alors intégrée dans le calcul de la taille effective de la maille m_{eff}^{CBC} tel que :

$$m_{eff}^{CBC}(j) = \frac{1}{A_j} \sum_{i=1}^n a_{ij} a_{ij}^{cimpl} \quad \underline{\underline{3.6}}$$

Avec n le nombre de fragments entrant en intersection avec l'unité spatiale j ; A_j la surface totale de l'unité spatiale j ; a_{ij} la surface du fragment i dans l'unité spatiale j ; et a_{ij}^{cimpl} la surface du fragment i incluant la surface en dehors des limites de l'unité spatiale j .

La taille effective de la maille m_{eff}^{CBC} est utilisée pour caractériser la fragmentation du territoire californien (Girvetz *et al.* 2008). Les auteurs analysent la fragmentation provoquée par les infrastructures, les surfaces bâties et les terres agricoles, en fonction des différentes unités administratives de l'état. Cependant, même si ces métriques de fragmentation cherchent à exprimer la probabilité de rencontre des organismes à l'intérieur de chaque élément naturel fragmenté, elles ne reflètent pas efficacement les processus écologiques au sein de la mosaïque paysagère. Chaque élément fragmentant est considéré comme ayant le même effet sur le paysage. En outre, les espaces « naturels » sont définis indifféremment en termes d'importance pour une espèce ou un ensemble d'espèces.

Les analyses fonctionnelles

La fragmentation est un processus qui conduit à l'isolement des taches entre elles. Elle est accompagnée d'une diminution de la connectivité, c'est-à-dire du caractère fonctionnel du paysage pour le maintien et la viabilité des populations. Suite aux approches structurales développées dans un premier temps, l'analyse des impacts des infrastructures de transport en fonction de la connectivité du paysage, est devenue un enjeu majeur pour la compréhension de ces impacts sur les processus écologiques.

Les approches visant à analyser la connectivité du paysage et l'effet barrière des infrastructures s'appuient sur l'étude d'une espèce ou d'un groupe d'espèces. Dans cette optique, Bissonette et Rosa (2009) se fondent sur des inventaires localisant la présence de plusieurs espèces à différentes distances d'une route. L'inventaire réalisé permet de définir une zone de perturbation de la route en fonction de la présence de ces espèces. Dans une logique plus fonctionnelle, Mader (1984) et Mader *et al.* (1990) cherchent à caractériser l'effet barrière à travers une succession de captures-marquages-recaptures d'individus de part et d'autre d'infrastructures. Bien que ces analyses intègrent les impacts potentiels des infrastructures sur les processus écologiques (présence ou déplacements), elles ne s'intéressent qu'à des situations locales.

Une autre approche peut être adoptée en intégrant les aspects fonctionnels du paysage pour évaluer l'impact d'une infrastructure. Cette approche est fondée sur des indices de connectivité du paysage. La majorité de ces indices est rendue possible par l'intégration des distances effectives entre les taches d'habitat (Vos *et al.*, 2001; Adriansen *et al.*, 2003). Cette distance coût reflète le degré de difficulté pour un individu de traverser la matrice entre deux taches d'habitat. Les chemins modélisés représentent les trajets potentiels entre les différentes taches d'habitat.

L'indice de connectivité (*Connectivity index*) de Mancebo Quintana *et al.* (2010) intègre cette distance coût dans son calcul. L'objectif est d'évaluer l'impact du plan national de développement des transports espagnol sur la connectivité des zones protégées à l'échelle nationale. L'analyse est réalisée avant et après la construction de nouvelles infrastructures, permettant d'évaluer la perte de connectivité. L'indice de connectivité CI , compris entre 0 et 1, est inspiré du modèle des métapopulations de Hanski (Hanski *et al.* 1994). En associant la surface des taches et la distance qui les sépare, il quantifie la connectivité potentielle de chaque tache, tel que :

$$CI_i = \frac{\sum_{j=1}^n \frac{a_j}{d_{i,j}}}{2\pi d_{max}} \quad \text{3.7}$$

avec CI_i la valeur de l'indice pour chaque tache i de départ ; a_j la surface de la tache de destination j appartenant à la même classe d'habitat que la tache de départ i ; $d_{i,j}$ la distance effective entre les taches de départ i et la tache de destination j ; et $2\pi d_{max}$ la valeur maximale du numérateur, un facteur de normalisation.

Dans le modèle de Hanski, pour une espèce spécifique, la distance est pondérée par un facteur α (Équation 3.8). L'inverse de la distance utilisée dans le calcul de CI permet de simplifier le modèle de Hanski pour caractériser la connectivité du paysage d'un groupe d'espèces et non pas pour une espèce spécifique.

$$f(d) = e^{-\alpha d}$$

3.8

Cependant d'autres approches, plus empiriques, sont fondées sur des traces GPS. Ces approches appelées *resource selection functions* (RSF) identifient les catégories d'occupation du sol qui influencent directement les déplacements de la faune. Elles permettent de mesurer directement l'impact d'infrastructures sur les déplacements d'individus (Polfus *et al.* 2011).

1.2. LIMITES ET REPRODUCTIBILITÉ

1.2.1. Un besoin d'approches quantitatives et prédictives

Comment répondre aux objectifs des études d'impact ?

Nous avons pu voir qu'il existait un nombre important d'approches pour analyser l'ensemble des impacts des infrastructures de transport (collisions et fragmentation). La plupart ne concerne que des études menées localement. Cependant, le développement des grandes infrastructures linéaires de transport contribue à la fragmentation du paysage et impacte directement les habitats naturels et le paysage à toutes les échelles (Forman et Alexander, 1998; Coffin, 2007). Par conséquent, le développement de connaissances pour évaluer l'impact potentiel d'une infrastructure linéaire existante, ou à venir, devient un point majeur dans le maintien des populations à l'échelle régionale. Dans cette perspective, Forman *et al.* (2000) recommande que les études d'impact considèrent les structures spatiales et les flux écologiques au sein du paysage.

Une échelle d'analyse plus large est donc nécessaire. Dans ce contexte, l'intégration de l'écologie du paysage (Fernandes, 2000) apporte un cadre utile, à l'échelle spatiale appropriée, pour une évaluation structurelle et fonctionnelle de différents scénarios d'aménagement du territoire (infrastructure de transport ou planification urbaine) (Mortberg *et al.*, 2007).

Parallèlement à ce constat, bien que la fragmentation et la connectivité soient des concepts familiers à la fois pour les chercheurs et pour les gestionnaires des infrastructures, l'aménagement du territoire doit se fonder sur des méthodes quantitatives pour mesurer les impacts potentiels des infrastructures sur les processus écologiques (Journal officiel de la commission européenne, JO, 1985; JO, 2001). En outre, Geneletti (2006) et Gontier *et al.* (2006) rapportent qu'il existe un manque d'outils prédictifs, quantitatifs, et spatialement explicites, à large échelle, pour les études d'impact.

Comment valider les résultats obtenus ?

Certains travaux cités précédemment s'attachent néanmoins à analyser la fragmentation d'un territoire à une échelle régionale (Geneletti 2003; Girvetz *et al.* 2008), voire nationale (Mancebo Quintana *et al.* 2010). Cependant, ces approches proposées dans les études d'impact portent plus sur les habitats que sur des espèces spécifiques. Ceci pose des difficultés dans le processus de validation qui reste nécessaire pour supporter d'importantes décisions d'aménagement, notamment lorsqu'il s'agit de grandes infrastructures linéaires de transport.

1.2.2. Le paysage : une échelle écologiquement pertinente ?

Le paysage, un déterminant de phénomènes locaux

Le paysage est une échelle privilégiée en écologie du paysage qui semble être pertinente pour l'analyse des impacts des infrastructures. Cependant, bien que des facteurs intervenant à une échelle plus large, comme la configuration et la connectivité du paysage, aient été mentionnés comme des déterminants de la dispersion des espèces et des facteurs possibles influençant les collisions (Forman 2000), la majorité des études concernant les collisions sont fondées uniquement sur des facteurs locaux de composition du paysage et de propriété de la route.

Néanmoins, des travaux récents tentent de dépasser cette échelle locale. Ainsi, Grilo *et al.* (2011) ont examiné le lien entre connectivité du paysage et collisions. Ils ont montré à travers des analyses de surfaces de coûts que la mortalité routière de la martre (*Martes martes*) intervient plus fréquemment dans des espaces où les déplacements sont facilités. Dans la même optique, Roger *et al.* (2012) ont mobilisé un modèle de distribution d'espèce pour expliquer, à une échelle régionale, la structure spatiale des collisions du wombat commun (*Vombatus ursinus*) à proximité d'espaces protégés agissant comme des sources de dispersion.

CONCLUSION

L'analyse des impacts des infrastructures de transport sur les processus écologiques est intégrée dans une branche de l'écologie : l'écologie des routes (*road ecology*). Parmi ces impacts, trois sont référencés dans cette revue de travaux, les collisions entre les véhicules et la faune, la fragmentation du paysage et l'effet barrière. Les travaux cités précédemment ont tous un volet spatial très important. Cependant, malgré le nombre de méthodes existantes, peu de méthodes quantitatives, prédictives et analysant les effets des infrastructures de transport à large échelle sont proposées. Ce manque de méthodes est un obstacle majeur à la réalisation des études d'impact. Cependant, une nouvelle forme de modélisation des réseaux écologiques a émergé lors de la dernière décennie. Les graphes paysagers ont récemment été utilisés pour analyser l'impact d'infrastructures de transport sur les réseaux écologiques qu'ils représentent. Ceci nous conduira à nous interroger sur leur pertinence dans le cadre des études d'impact.

2. VERS UN DIAGNOSTIC PAYSAGER DES IMPACTS DES INFRASTRUCTURES DE TRANSPORT

Pour analyser les impacts des infrastructures de transport, la modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers semble être une réponse au besoin de méthodes quantitatives, prédictives et appliquées à l'échelle régionale. Nous nous intéresserons dans un premier temps à cette méthode récente issue de la théorie des graphes et nous détaillerons quelques études d'impact réalisées avec le support des graphes paysagers. Dans un second temps, nous énoncerons la question de recherche et nous exposerons les hypothèses et les objectifs du travail de recherche.

2.1. UN PARTI PRIS MÉTHODOLOGIQUE : LES GRAPHES PAYSAGERS

2.1.1. Modéliser les réseaux écologiques

Dans le champ de l'écologie du paysage, une approche fondée sur la théorie des graphes pour l'analyse de la connectivité du paysage s'est développée durant la dernière décennie (Galpern *et al.* 2011; Urban et Keitt 2001). Les graphes paysagers, dont les objectifs sont de modéliser les réseaux écologiques et d'analyser la connectivité du paysage à l'échelle régionale, constituent un outil pertinent pour la gestion paysagère (Bunn *et al.* 2000; Dale et Fortin 2010).

Les graphes paysagers modélisent un réseau écologique par des nœuds et des liens. Les nœuds représentent les taches d'habitats. Les liens représentent les relations fonctionnelles entre les taches ; le plus souvent, ils représentent les déplacements potentiels d'une tache à l'autre. Afin d'analyser et de quantifier ces relations, plusieurs métriques de connectivité sont empruntées à la théorie des graphes ou développées spécifiquement pour caractériser les réseaux écologiques (Rayfield *et al.* 2011).

En comparaison avec d'autres approches d'analyse de la connectivité, les graphes paysagers offrent un bon compromis entre la difficulté de mise en œuvre du modèle et la réalité qu'il représente (Calabrese et Fagan 2004). La modélisation par les graphes paysagers est spatialement explicite et multiéchelles. Nous détaillerons les origines et la méthode des graphes paysagers dans la partie suivante.

2.1.2. Graphes paysagers et études d'impact

Les graphes paysagers ont été récemment utilisés dans le cadre d'études d'impact. Si Zetterberg *et al.* (2010) et Tannier *et al.* (2012), ont appliqué ces méthodes dans le cadre de l'évaluation paysagère de plans d'urbanisation, elles sont également mobilisées dans l'évaluation des impacts des infrastructures de transport.

En effet, la structure simple des graphes permet de retirer un élément du réseau lorsqu'il entre en intersection avec une infrastructure. Dans cette optique, Minor et Lookingbill (2010) ont cherché à caractériser la connectivité de plusieurs types d'habitat en intégrant l'effet barrière des autoroutes californiennes. Dans ce cas, ces auteurs ont retiré tous les liens croisant ces infrastructures, les considérant ainsi totalement infranchissables.

Une démarche similaire a été suivie par Fu *et al.* (2010). Ces auteurs ont cherché à caractériser distinctement la fragmentation et l'effet barrière d'un réseau routier en prenant en

compte plusieurs distances de dispersion. Pour chaque distance de dispersion, la connectivité du paysage est évaluée avec et sans le réseau routier. La fragmentation et l'effet barrière du réseau routier ont été caractérisés par une métrique de connectivité calculée pour chaque tache. La fragmentation a été déterminée en quantifiant le changement de surface des taches lors de l'ajout du réseau routier. Ici, pour caractériser l'effet barrière, les liens entre les taches d'habitat n'ont pas été systématiquement retirés, néanmoins leur attribut, reflétant la relative difficulté de franchir l'espace d'une tache à l'autre, augmente selon la catégorie de route qu'ils traversent.

A l'aide d'une métrique de connectivité calculée à l'échelle de chaque tache d'habitat, Gurrutxaga *et al.* (2011) ont réalisé un diagnostic de la connectivité des espaces Natura 2000 en Espagne et en France. A la manière de Fu *et al.* (2010), ils ont attribué une résistance aux routes en fonction de leur trafic, et ont quantifié l'importance de chaque nœud et de chaque lien pour la connectivité globale du réseau écologique considéré. Comme pour les études précédentes, plusieurs distances de dispersion ont été explorées.

L'application des graphes paysagers dans le cadre de l'évaluation de scénarios d'aménagement a permis également d'étudier sous un nouvel angle des propositions d'atténuation des impacts. La première étude proposée concerne le choix du tracé d'une autoroute entre la Hongrie et l'Ukraine (Vasas *et al.* 2009). Pour chaque tracé proposé, les auteurs ont évalué l'impact de l'autoroute sur le réseau écologique d'une espèce de carabe. L'analyse du graphe paysager a permis dans ce cas de hiérarchiser les scénarios d'aménagement.

La seconde étude mobilise les graphes paysagers pour aider à la localisation de passages à faune (Downs et Horner 2012). Les auteurs ont eu recours à une construction spécifique de la théorie des graphes, les arbres couvrants de poids minimum entre les taches d'habitat. Cette méthode permet de modéliser le réseau le moins coûteux en termes de distance entre toutes les taches d'habitat. Le réseau routier a ensuite été superposé au graphe paysager pour localiser les points susceptibles d'accueillir un passage à faune.

2.2. DE L'INTÉRÊT DE LA MODÉLISATION DES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES

2.2.1. Problématique et objectifs de la recherche

Quels apports des graphes paysagers dans l'analyse des impacts des infrastructures ?

Dans les paragraphes précédents, nous avons passé en revue l'essentiel des méthodes existantes pour l'analyse de la fragmentation du paysage par des infrastructures linéaires de transport. Plusieurs constats liés aux limites et à la mise en œuvre de ces méthodes dans le cadre d'études d'impact ont été énoncés.

(1) Le premier constat concerne le manque de méthodes liées directement à la connectivité du paysage. En effet, la majorité des méthodes concerne la fragmentation du paysage, c'est-à-dire une analyse structurelle des configurations paysagères. Dans le cadre des collisions véhicules/faune, cet impact n'est majoritairement exploré qu'à travers la composition du paysage.

(2) Dès lors que les impacts des infrastructures de transport sont étudiés en intégrant les aspects fonctionnels de la connectivité paysagère, la question de la validation des résultats reste posée. Downs et Horner (2012) discutent notamment sur la nécessité de considérer des

données de présence d'espèces, et notamment des données de collision, à confronter avec leur méthodologie.

(3) La question de la validation peut donc aboutir à un besoin de méthodes quantitatives dont les résultats peuvent être confrontés à des mesures et des inventaires de terrain. Ce constat a été relayé par l'Union Européenne pour inciter les états membres à développer davantage de méthodes quantitatives et prédictives pour l'analyse des impacts potentiels d'aménagements à venir.

(4) Les études d'impact des infrastructures doivent dans cette optique s'inscrire dans une logique spatiale et intégrer les méthodes développées en écologie du paysage. La question de l'échelle d'analyse devient alors primordiale pour circonscrire au mieux les impacts potentiels des infrastructures. Les analyses de ces impacts, qu'elles concernent la fragmentation, l'effet barrière ou les collisions, ont une échelle préférentielle commune : le paysage. En effet, nous avons pu voir qu'il était nécessaire de prendre en compte les impacts à une échelle spatiale plus importante que celle habituellement considérée. De surcroît, la dispersion des espèces, responsable en partie des collisions le long des infrastructures, est influencée par la configuration du paysage à l'échelle régionale.

(5) Enfin, le dernier constat concerne les avantages des graphes paysagers énoncés par plusieurs auteurs. Cette modélisation des réseaux écologiques offre un cadre méthodologique pertinent et simple à mettre en œuvre pour des analyses à l'échelle régionale. Le manque de méthodes quantitatives d'analyse de la connectivité, relevé précédemment, est un argument supplémentaire en faveur des graphes paysagers.

Les réseaux écologiques sont donc un nouvel élément important à intégrer dans les études d'impact des infrastructures de transport. Cela nécessite pour les aménageurs de disposer de méthodes pour la définition des réseaux écologiques, l'analyse de la variabilité des échelles d'observation et l'analyse quantitative des effets spatiaux des infrastructures de transport. Nous pouvons donc nous interroger sur l'intérêt et sur les apports possibles des graphes paysagers pour répondre à toutes ces questions. Quelle est la pertinence des graphes paysagers, en tant que modèle des réseaux écologiques, pour analyser les impacts des infrastructures de transport ? Et comment cette méthode peut-elle s'inscrire dans le processus d'aide à la hiérarchisation de scénarios d'aménagement pour réduire ces impacts ?

Intégrer l'échelle régionale dans les études d'impact

L'hypothèse générale défendue dans ce travail porte sur la pertinence de l'utilisation de la théorie des graphes pour un diagnostic paysager des impacts des infrastructures de transport. Il semblerait que le caractère linéaire de ces infrastructures, et la coupure qu'elles engendrent dans le paysage, font de la méthode des graphes paysagers une modélisation privilégiée pour explorer les impacts réels ou potentiels des infrastructures sur la connectivité du paysage. De plus l'échelle régionale, à laquelle les recommandations pour les études d'impact font référence, est un niveau d'analyse auquel l'approche méthodologique choisie semble adaptée.

Ainsi, le travail de recherche vise donc à proposer un cadre conceptuel et méthodologique pour (1) la caractérisation des structures paysagères et l'analyse des réseaux écologiques aux échelles locales et régionales, et (2) déterminer les effets spatiaux des infrastructures de transport

sur le paysage et apporter des réponses pour la localisation de mesures d'atténuation de ces effets.

2.2.2. Démarche expérimentale

Pour démontrer l'intérêt des graphes paysagers et de l'approche régionale dans l'analyse des impacts des infrastructures, trois approches sont développées dans ce travail de recherche. Chaque développement est associé à la question de l'approche régionale.

Comprendre l'influence de la connectivité du paysage dans la localisation des collisions

Le premier impact exploré est celui des collisions entre les véhicules et la faune sauvage. Cet impact est présent lorsque l'infrastructure offre la possibilité aux individus de traverser les voies. Plusieurs facteurs, comme la fréquence du trafic le long de l'infrastructure, influencent cette perméabilité. Mais, du point de vue paysager, un des facteurs prépondérants à la présence de collisions est la composition du paysage aux alentours des voies. Cette variable locale est fréquemment rencontrée dans les modèles cherchant à expliquer les localisations des collisions.

Si les flux de dispersion d'une espèce sont canalisés par la structure du paysage à l'échelle régionale, les déplacements de cette espèce pourraient être à l'origine de collisions avec des

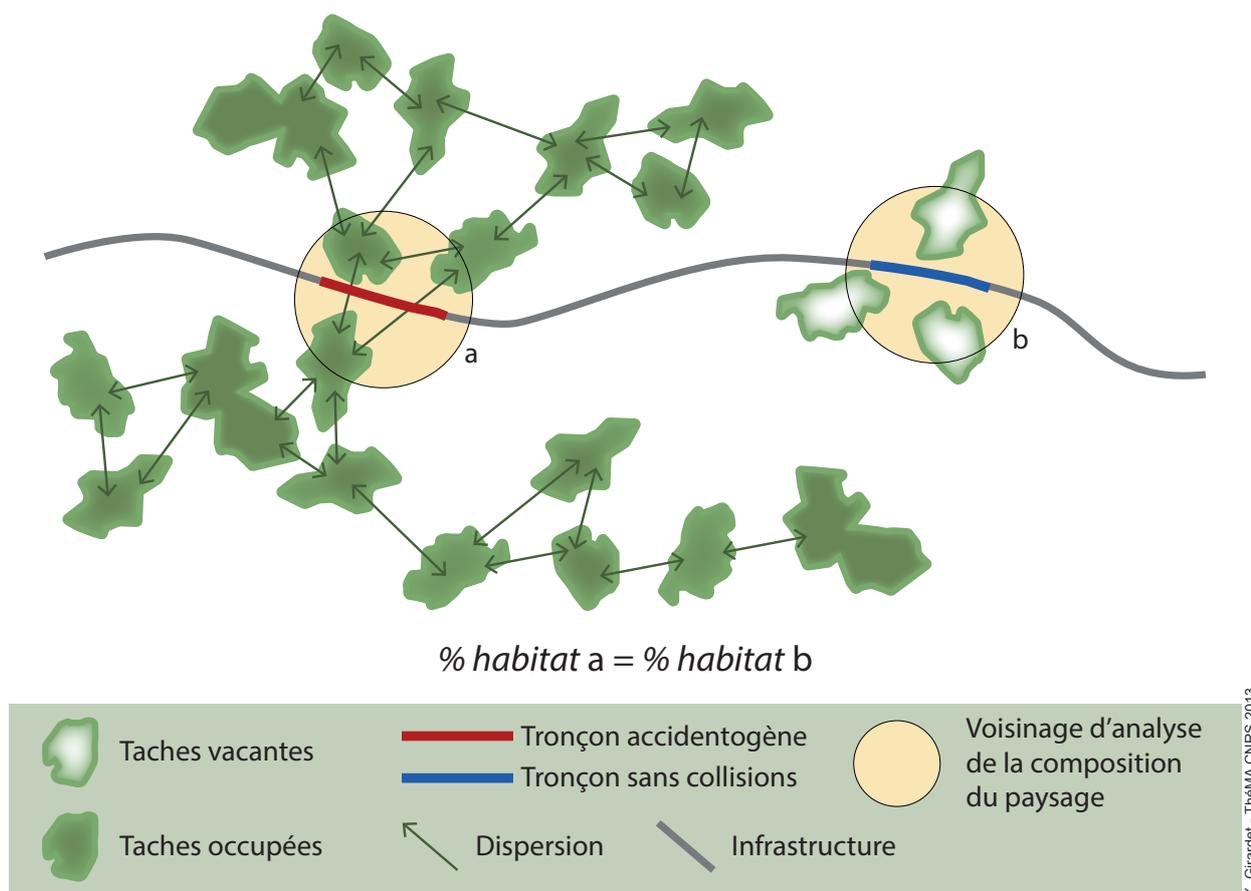


Figure 3.1 • Rôle de la connectivité du paysage dans la localisation des collisions entre les véhicules et la faune. Pour une espèce donnée, tous les tronçons de routes présentant une composition paysagère semblable (a et b) pourraient ne pas présenter la même occurrence de collision selon leur localisation dans le réseau écologique de cette espèce (a).

véhicules. Dans ce contexte, la composition du paysage à proximité de la route ne serait pas le seul facteur influençant la présence de collisions. La configuration du paysage à l'échelle régionale influencerait également leur répartition le long du réseau routier. (Figure 3.1). Ainsi, l'objectif est d'explorer le rôle de la connectivité du paysage dans la localisation des collisions.

Analyser l'impact d'une infrastructure sur la connectivité du paysage

Dans le cas d'une infrastructure linéaire infranchissable, les déplacements des espèces dans le paysage peuvent être totalement bloqués. En retirant les nœuds et les liens coupés par l'infrastructure, le graphe paysager peut aider à modéliser l'effet barrière d'une infrastructure sur le réseau écologique d'une espèce. Dans ce contexte, les métriques de connectivité peuvent contribuer à quantifier la perte de connectivité induite par la construction de l'infrastructure pour chaque tache d'habitat.

L'emprise spatiale d'un réseau écologique est dépendante de la structure du paysage et des capacités de déplacements de l'espèce considérée. Si des éléments paysagers indispensables à ses mouvements sont retirés de son réseau écologique, l'espèce ciblée ne pourra plus parcourir l'ensemble de son réseau. Par conséquent, la distance de perturbation d'une infrastructure de

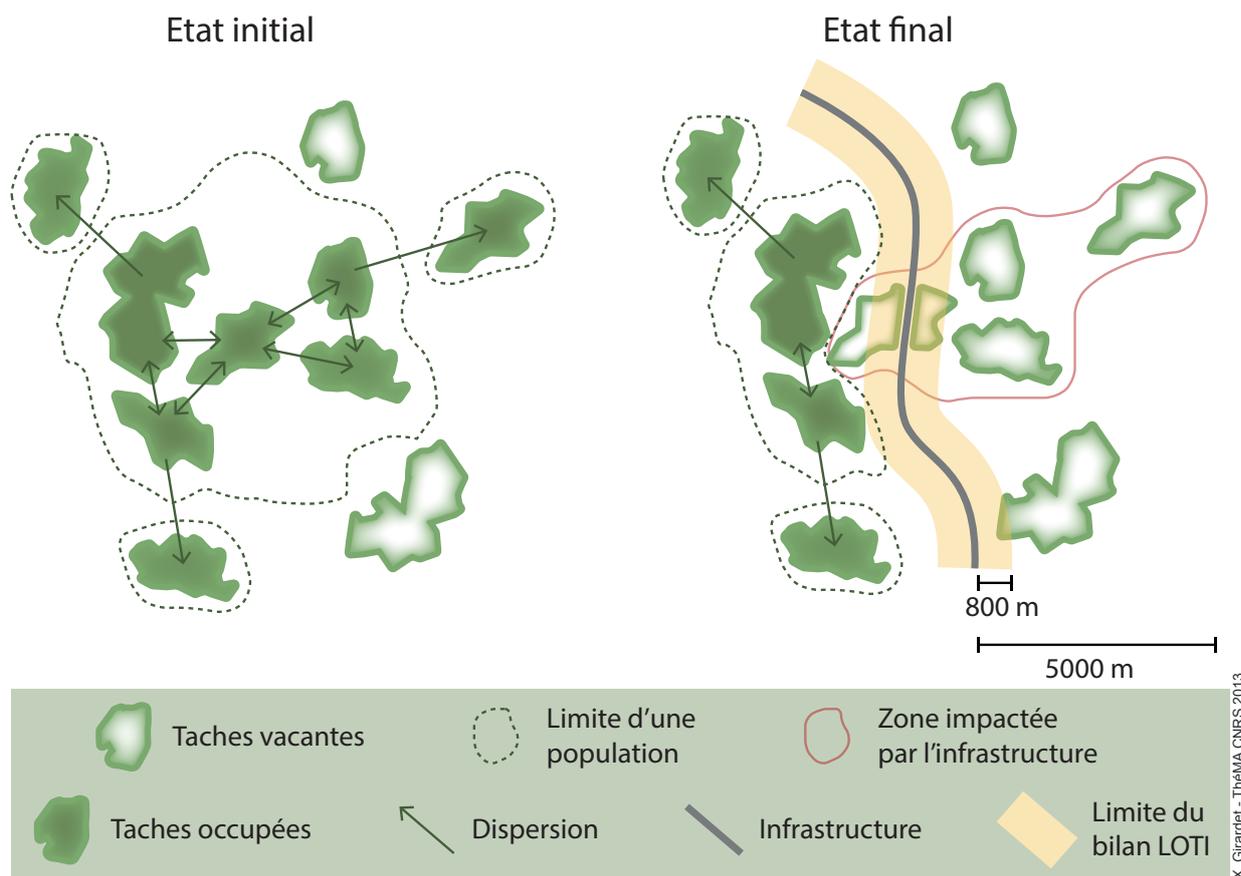


Figure 3.2 • Distance potentielle de l'impact d'une infrastructure sur les processus au sein d'un réseau écologique. En fonction de l'étendue spatiale du réseau écologique d'une espèce (Etat initial), et des éléments qu'une infrastructure coupe dans ce réseau (Etat final), la distance de perturbation de l'infrastructure peut être nettement supérieure au périmètre choisi pour l'étude d'impact (bilan LOTI).

transport serait nettement supérieure à celle prise en compte dans le cadre des études d'impact traditionnelles (Figure 3.2). Pour le démontrer, l'objectif de cette analyse est de quantifier, à travers une démarche diachronique, l'impact d'une infrastructure infranchissable sur la connectivité de plusieurs réseaux écologiques dont l'emprise spatiale est différente.

Hierarchiser différents scénarios d'aménagement d'une infrastructure

Les propositions d'aménagements pour éviter ou atténuer les impacts des infrastructures de transport sont majoritairement fondées sur le dire d'experts. Peu de méthodes quantitatives aident à la décision dans la définition du tracé d'une infrastructure ou dans la localisation des passages à faune. Cependant, le rôle de la connectivité régionale pour la définition de ces mesures est reconnu dans les guides techniques traitant des mesures de mitigation des infrastructures de transport (Carsignol 1993).

En amont de la construction d'une infrastructure linéaire de transport, l'analyse de la perte de connectivité pour chaque fuseau de passage potentiel peut permettre de hiérarchiser les scénarios d'aménagement. Le choix se porterait alors sur le scénario le moins impactant pour la connectivité globale du paysage (Figure 3.3). Ainsi, l'objectif de ce travail est de proposer une

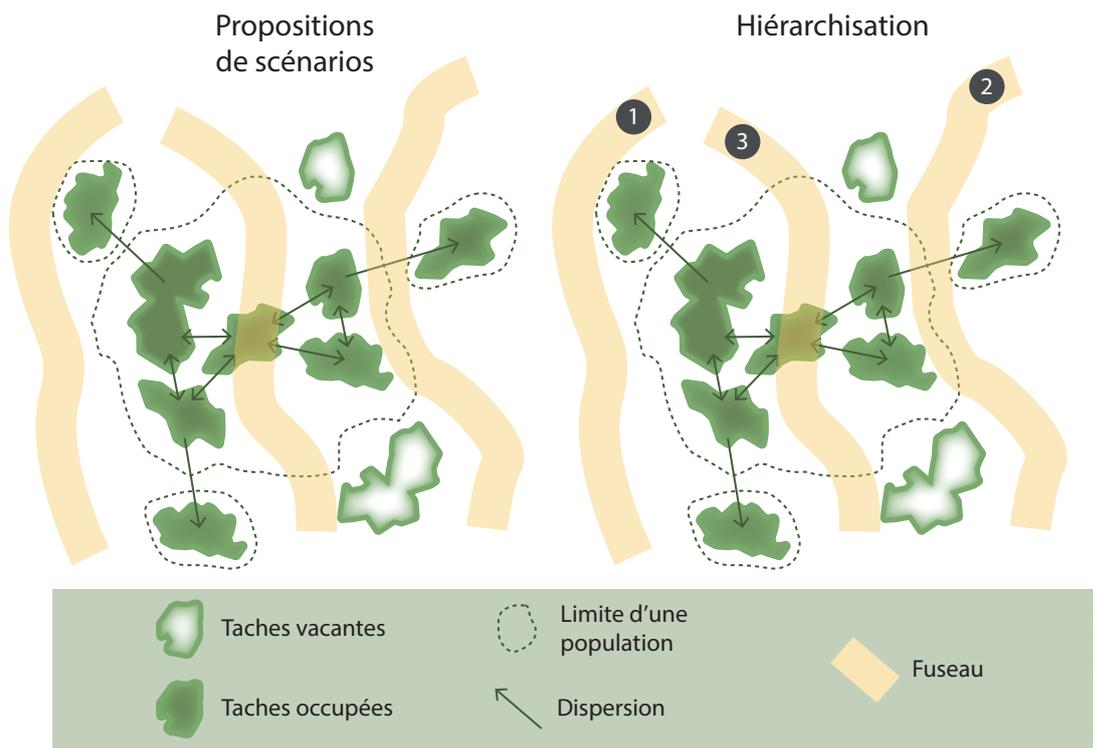


Figure 3.3 • Hiérarchisation des fuseaux de passage d'une infrastructure en fonction de la connectivité globale du réseau écologique. La méthode proposée cherche à quantifier les impacts potentiels induits par chaque scénarios de fuseau sur la connectivité d'un réseau écologique. Sur la base d'un indicateur global, chaque scénario est hiérarchisé selon son degré de perturbation.

approche méthodologique pour tester les différents scénarios de passage d'une infrastructure, en retirant les liens du graphe coupant chaque proposition de fuseau. La hiérarchisation est réalisée en quantifiant la connectivité globale du réseau pour chaque scénario.

Dans le cas d'une infrastructure existante ou planifiée, coupant un graphe représentant le réseau écologique d'une espèce ou d'un groupe d'espèces, il est possible de hiérarchiser les différentes localisations potentielles des passages à faune. L'hypothèse soutenue est que, contrairement à une répartition régulière des passages à faune, la connectivité globale du réseau est davantage favorisée par une répartition des passages en fonction de la structure du paysage à l'échelle régionale (Figure 3.4). L'objectif de cette proposition méthodologique est de rétablir un niveau de connectivité équivalent au niveau de connectivité du réseau écologique initial, en testant tour à tour l'apport de chaque passage potentiel dans la connectivité globale du paysage.

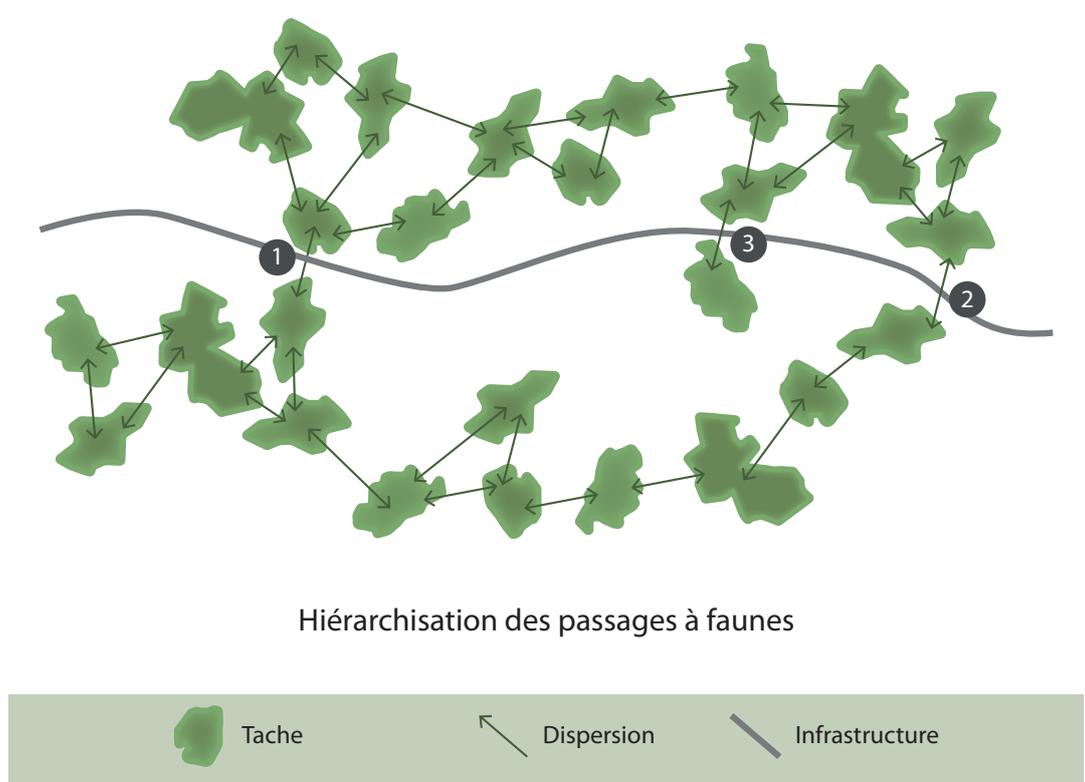


Figure 3.4 • Hiérarchisation des localisations potentielles des passages à faune le long d'une infrastructure en fonction du réseau écologique. Les aménagements de passage à faune sont proposés en fonction de la configuration globale du réseau écologique. La localisation de chaque passage est déterminée de manière à maximiser un indicateur global reflétant la connectivité à l'échelle du graphe entier.

CONCLUSION

Le travail de recherche proposé est articulé autour d'une méthode : les graphes paysagers. Il vise à mettre en évidence l'intérêt de cette méthode dans l'analyse des impacts des infrastructures sur les réseaux écologiques. Trois approches sont exposées pour démontrer la pertinence de l'échelle régionale dans les études d'impact. La première concerne l'influence du réseau écologique à l'échelle régionale dans la localisation des collisions. La deuxième s'intéresse à la localisation des espaces impactés par l'effet barrière d'une infrastructure, notamment à travers la recherche d'une distance de perturbation. La dernière approche a pour ambition de hiérarchiser la localisation de scénarios d'aménagements en fonction de la structure régionale du paysage.

CONCLUSION DU CHAPITRE 3

Ce chapitre nous a permis de revenir sur les différentes formes de modélisations proposées pour l'analyse des impacts des infrastructures de transport. Il en ressort un manque d'approches quantitatives et prédictives dans les études d'impact des infrastructures. Si quelques études sont réalisées à une échelle régionale pour l'analyse de la connectivité du paysage, les méthodes appliquées dans ce cadre restent difficilement reproductibles.

Un corps de méthodes fondé sur la théorie des graphes, les graphes paysagers, offre un cadre théorique et méthodologique adapté à la modélisation des réseaux écologiques à l'échelle régionale. Le travail de recherche proposé vise donc à mobiliser ces méthodes pour l'analyse de la connectivité du paysage. L'objectif général est de démontrer leur intérêt dans l'analyse des impacts des infrastructures à l'échelle régionale. Dans cette optique, les impacts directs et indirects (collisions et effet barrière) sont dans un premier temps explorés. Le travail cherche ensuite à proposer un cadre méthodologique pour aider à localiser les mesures d'évitement et d'atténuation des impacts des infrastructures.

CONCLUSION DE LA PREMIÈRE PARTIE

Le paysage est le témoin des activités humaines et des dynamiques écologiques. Or, il a longtemps présenté un intérêt uniquement esthétique et patrimonial. Les premières mesures de protections des paysages remarquables de la forêt de Fontainebleau et de Yellowstone, datant du XIX^{ème} siècle, en témoignent. Depuis, les préoccupations liées au maintien de la biodiversité ont fait évoluer les principes de protections des espaces naturels d'une vision « conservationniste » des espèces et des écosystèmes rares, à une intégration plus globale des dynamiques des écosystèmes dans les politiques d'aménagement du territoire. Ainsi, le concept de réseau écologique est devenu récurrent, depuis le début des années 2000, dans les documents d'urbanismes.

Le réseau écologique représente, pour une espèce, l'ensemble des éléments paysagers nécessaires au déroulement de son cycle de vie. Ces dynamiques s'expriment, non pas à l'échelle d'un écosystème, mais à travers l'ensemble du paysage, à l'échelle régionale. En aménageant l'espace, l'homme modifie la composition du paysage et bouleverse durablement les dynamiques écologiques présentes au sein des réseaux écologiques. Ce changement d'occupation du sol, et plus particulièrement, l'aménagement d'infrastructures linéaires de transport, crée des discontinuités dans les réseaux écologiques. Ces discontinuités perturbent directement les déplacements de la faune entre les différents éléments paysagers constituant leur réseau écologique.

Les impacts des infrastructures de transport sont évalués, tout au long du projet de construction d'une infrastructure, par des études d'impact. Ces études ont pour objectif de faire état des impacts d'une infrastructure, et de proposer des aménagements pour atténuer ces effets. Cependant la fragmentation du paysage et l'effet barrière sur les réseaux écologiques sont rarement pris en compte dans les études telles qu'elles sont menées actuellement. Pourtant, plusieurs méthodes d'analyse des impacts des infrastructures de transport sur la connectivité du paysage existent. Elles restent néanmoins difficiles à mettre en œuvre à l'échelle régionale.

Récemment, les concepts hérités de la théorie des graphes ont été appliqués en écologie du paysage pour modéliser les réseaux écologiques. Cette modélisation permet, de manière relativement souple, de quantifier la connectivité du paysage à l'échelle régionale. Elle offre ainsi un cadre potentiellement pertinent pour la mise en place de méthodes reproductibles (1) d'analyse des impacts des infrastructures de transport sur la connectivité du paysage et (2) de localisation de mesures d'atténuation de ces impacts.

Cette première partie a été l'occasion de revenir sur les principaux concepts mobilisés dans la thèse. Nous avons pu situer le travail dans son contexte, notamment en revenant sur les principaux travaux engagés dans l'analyse des impacts des infrastructures sur la connectivité paysagère. La question de recherche, relative à l'utilisation des graphes paysagers dans un contexte régional, étant posée, la deuxième partie présentera plus en détail cette méthode. Dans un second temps, nous présenterons la zone d'étude et les données nécessaires à la réalisation du travail.

La troisième partie développera l'ensemble de la démarche expérimentale appliquée à la prise en compte de l'échelle régionale dans (1) la localisation des collisions, (2) l'évaluation de l'effet barrière, et (3 - 4) la hiérarchisation des mesures d'atténuation des impacts. Nous chercherons à démontrer ces quatre hypothèses par des propositions méthodologiques et nous présenterons les résultats de chaque approche.

DEUXIÈME PARTIE

Réseaux écologiques
et échelle régionale :
cadrage méthodologique

INTRODUCTION

Deux points importants sont à retenir de l'objectif principal de la thèse. Le premier point est lié au parti pris méthodologique défendu dans le chapitre 3, la modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers. Le second point, l'échelle régionale, est inhérent à la fois à l'application de cette méthode, et à l'échelle à laquelle les impacts des infrastructures de transport semblent s'exprimer. Cette deuxième partie est consacrée à un cadrage méthodologique nécessaire à l'exécution du travail de recherche. Nous y présenterons plus en détail les graphes paysagers, et la zone d'étude sur laquelle porte la thèse.

Dans le chapitre 4, nous détaillerons la méthode des graphes paysagers. Nous présenterons, tout d'abord, la théorie des graphes, et nous définirons le vocabulaire employé. Dans un second temps, nous énoncerons l'utilisation des graphes dans d'autres disciplines que l'écologie du paysage. L'accent sera ensuite mis sur les méthodes liées à la modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers et nous détaillerons les différents modes de construction possibles de ces graphes. Les graphes offrent un cadre utile à l'analyse des réseaux à l'aide de métriques de connectivité. Nous présenterons ces métriques, qu'elles soient directement issues de la théorie des graphes, ou adaptées pour l'analyse des flux dans les réseaux écologiques. Ce quatrième chapitre sera l'occasion de poser toutes les bases nécessaires à la compréhension des méthodes mises en places dans la partie suivante.

L'étendue, à la fois de la zone de perturbation d'une infrastructure et des structures spatiales influençant les déplacements de la faune, n'étant pas connues *a priori*, la zone d'étude doit être la plus grande possible. Le chapitre 5 sera donc dédié à la présentation d'une zone d'étude régionale, la région Franche-Comté. Nous présenterons dans un premier temps la région et son importance d'un point de vue de l'analyse de la connectivité du paysage. Nous détaillerons ensuite les différentes infrastructures de transport qui maillent son territoire. Enfin, nous présenterons les données d'occupation du sol et les données relatives aux espèces mobilisées dans le travail de recherche.

LES GRAPHES PAYSAGERS

La théorie des graphes est une théorie mathématique utilisée dans l'analyse des réseaux. Elle permet de modéliser les relations entre plusieurs entités contraintes ou non dans l'espace. La théorie des graphes est très utilisée en géographie pour analyser les réseaux de transport et de télécommunication. Elle a également fait l'objet d'applications en écologie (réseaux trophiques, relations génétiques) et plus récemment en écologie du paysage à travers l'utilisation des graphes paysagers. Les graphes paysagers sont une forme de modélisation des réseaux écologiques. Ils appliquent les concepts de la théorie des graphes à l'analyse de la connectivité des structures paysagères. Dans ce contexte, l'analyse de la connectivité du paysage s'appuie sur un ensemble de métriques permettant d'estimer les flux de déplacement potentiels entre les taches d'habitat d'une espèce.

1. UNE MODÉLISATION RÉTICULAIRE DES ASPECTS FONCTIONNELS DU PAYSAGE

Un graphe permet de modéliser de manière simple les relations entre des entités formant un réseau. Dans le cas de l'analyse des réseaux écologiques, la mobilisation de la théorie des graphes permet de mettre en relation les différents éléments d'un paysage présentant un intérêt particulier pour une espèce. Dans une logique spatiale, la relation entre les taches d'habitat est liée à la distance qui les sépare et à la capacité de mouvement de l'espèce considérée. Par conséquent, la construction d'un graphe paysager est dépendante de l'espèce prise en compte et des objectifs de l'étude.

1.1. LA THÉORIE DES GRAPHS

1.1.1. Le graphe : un objet mathématique

Définitions

Un graphe G est défini par deux ensembles d'éléments, un ensemble de sommets $V(G)$, et un ensemble d'arêtes $E(G)$ représentant les relations entre ces sommets. Chaque arête joint deux sommets, ces sommets sont dans ce cas adjacents et chacun est incident à l'arête qu'ils partagent. Si une arête joint obligatoirement deux sommets, un sommet n'est pas toujours incident à une arête. L'ordre du graphe est le nombre de ses sommets et la taille du graphe est le nombre de ses arêtes.

Un graphe G peut être représenté graphiquement en symbolisant les sommets par des points et les arêtes par des lignes. Cette représentation offre une visualisation aisée de la structure générale du graphe. Un graphe peut également être décrit par une matrice d'adjacence dans laquelle chaque sommet est associé à une ligne i et une colonne j . Chaque cellule de la matrice correspond à une arête potentielle a_{ij} entre deux sommets i et j . Si les sommets i et j sont adjacents, la cellule a_{ij} est égale à 1. Si deux sommets ne sont pas adjacents, la cellule correspondante est alors égale à 0. Pour constituer une liste d'adjacence, on ne conserve que les paires de



Figure 4.1 • Représentation graphique, matrice d'adjacence et liste d'adjacence d'un graphe.

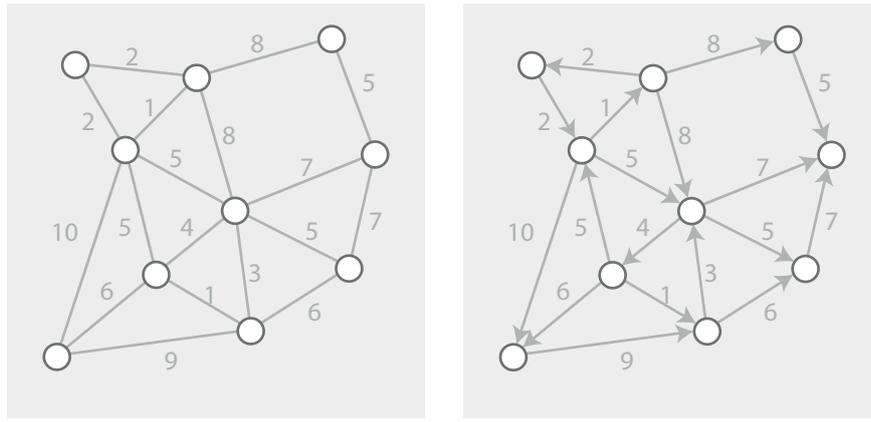


Figure 4.2 • Graphe valué, et graphe valué et orienté.

sommets adjacents en listant toutes les relations effectives (Figure 4.1). En informatique, cette description permet de pallier les limitations de mémoire lors de calculs sur de grands graphes.

Si l'on attribue un sens aux arêtes du graphe, ce dernier est qualifié de graphe orienté ou digraphe, et les arêtes orientées sont appelées arcs. Dans le cas contraire, le graphe est dit symétrique. Si un signe (négatif ou positif), et/ou un poids, sont attribués aux arêtes, le graphe résultant est un graphe valué. Un réseau est un graphe valué, qui peut être orienté ou non, dans lequel les sommets sont appelés nœuds, et où les arêtes, appelées liens, représentent les interactions entre ces nœuds (Figure 4.2).

Un graphe n'est pas obligatoirement connexe, c'est-à-dire que tous ses sommets ne sont pas obligatoirement adjacents. Dans ce cas, il est constitué d'au moins deux composantes, soit deux ensembles de sommets qui ne sont pas reliés entre eux. Un isthme et un point d'articulation sont respectivement, une arête et un sommet dont le retrait entraîne l'augmentation du nombre de composantes du graphe.

La topologie

À partir d'un même ensemble de sommets, deux topologies remarquables peuvent être construites : les graphes complets et les graphes planaires. Un graphe complet K_n est un graphe non orienté, connexe dont tous les sommets n sont reliés entre eux deux à deux par une arête (Figure 4.3).

Un graphe planaire est un graphe qui peut être représenté dans le plan et dont les arêtes ne se croisent pas. Il peut être construit à partir d'un ensemble de sommets pour lesquels on définit les polygones de Voronoï. Selon le principe de la triangulation de Delaunay, tous les sommets dont les polygones de Voronoï partagent une arête commune sont reliés entre eux. Le graphe ainsi obtenu est un graphe planaire et constitue le graphe dual du diagramme de Voronoï (Figure 4.4).

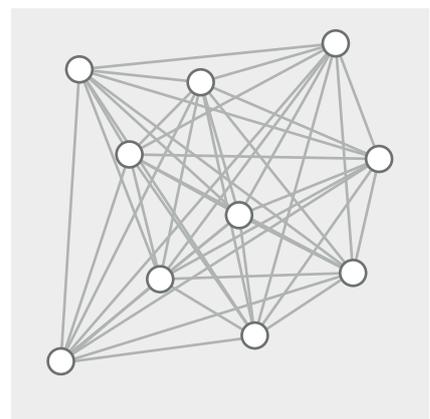


Figure 4.3 • Graphe complet K_{10} .

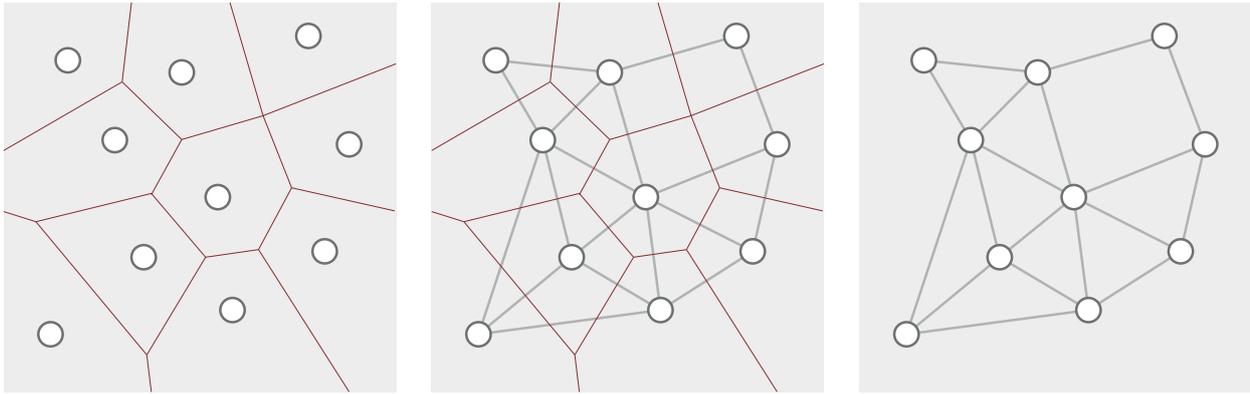


Figure 4.4 • Construction d'un graphe planaire.

Un graphe est composé d'un ensemble de sous-graphes. Un sous-graphe est dit couvrant s'il possède le même ensemble de sommets que le graphe dans lequel il est contenu. Certains sous-graphes sont remarquables, par exemple une clique est un sous-graphe complet. Un arbre est un graphe connexe qui ne présente pas de cycle, et une forêt est un graphe non connexe composé de plusieurs arbres.

1.1.2. Une structure pour l'analyse des phénomènes réticulaires

Les parcours dans un graphe

Un cas d'école de la théorie des graphes est le problème des sept ponts de Königsberg traité par Leonhard Euler en 1741. L'auteur cherche à réaliser un itinéraire qui permette de rejoindre son point de départ en ne passant qu'une seule fois sur chaque pont de la ville. Dans le cas de la ville de Königsberg, le problème ne peut pas être résolu. Selon le théorème d'Euler, dans un graphe, un chemin Eulérien est un parcours qui emprunte une seule fois chaque arête du graphe. Un graphe est dit Eulérien s'il compte un nombre pair d'arêtes.

De nombreux problèmes, traitant de l'optimisation des parcours dans un réseau, sont explorés à travers la théorie des graphes. Parmi eux, le problème du voyageur de commerce vise à créer un cycle passant par tous les sommets d'un graphe. Un arbre couvrant est un sous-

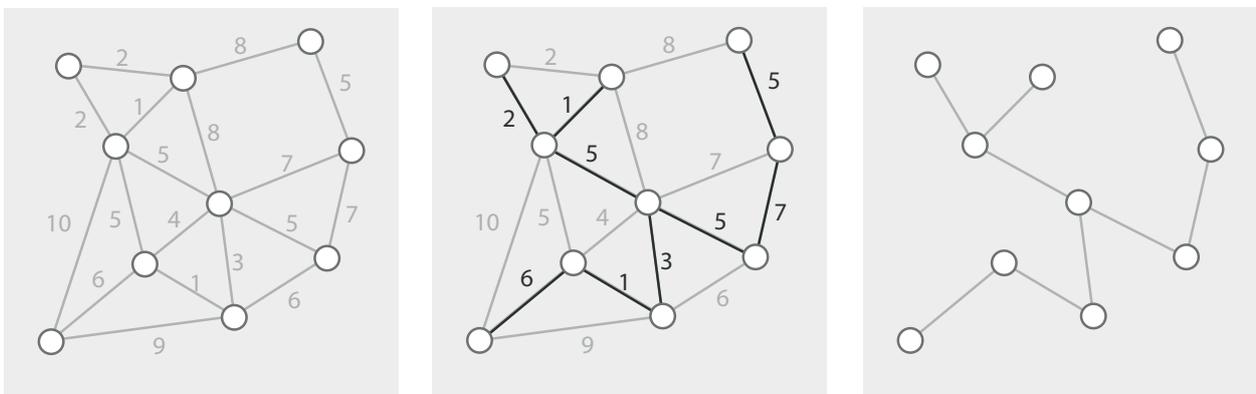


Figure 4.5 • Identification d'un arbre couvrant minimum selon l'algorithme de Kruskal.

graphe qui relie l'ensemble des sommets du graphe dans lequel il est contenu sans présenter de cycle. L'arbre couvrant minimum (*minimum spanning tree* ou ACM) permet d'identifier le parcours le plus court. L'ACM est un cas particulier de sous-graphe contenu dans un graphe valué et est défini pour la composante la plus grande du graphe. Plusieurs ACM peuvent exister dans un graphe.

Dans un ACM, la sélection des arêtes est dépendante de leur poids et minimise le poids total de l'arbre. Deux algorithmes permettent d'identifier un ACM : l'algorithme de Kruskal et celui de Prim. Le premier classe toutes les arêtes du graphe en fonction de leur poids. Les arêtes sont alors sélectionnées une à une, du poids le plus faible au poids le plus élevé. Une arête, dont la sélection constituerait un cycle, n'est pas retenue dans l'arbre. Les arêtes suivantes sont sélectionnées selon la même contrainte. L'ensemble des arêtes et des sommets sélectionnés constituent l'ACM (Figure 4.5).

L'algorithme de Prim sélectionne au hasard un sommet du graphe. À partir de ce sommet, l'arête incidente, dont le poids est le plus faible, est choisie et son deuxième sommet est sélectionné. La seconde arête dont le poids est le plus faible parmi les arêtes incidentes aux sommets précédemment sélectionnés est choisie. L'algorithme continue la sélection de telle sorte qu'aucun cycle ne soit constitué dans le graphe et jusqu'à ce que tous les sommets du graphe soient connexes.

Dans la même logique, la recherche d'un parcours de poids minimum d'un sommet à un autre dans un graphe valué positivement, est à l'origine de plusieurs algorithmes dont celui de Dijkstra. À partir d'un sommet, tous les parcours du sommet d'origine au sommet de destination sont testés successivement. Le parcours ou chemin de moindre coût du sommet d'origine au sommet de destination est retenu. En cas d'égalité entre deux parcours, un des deux parcours est choisi aléatoirement (Figure 4.6).

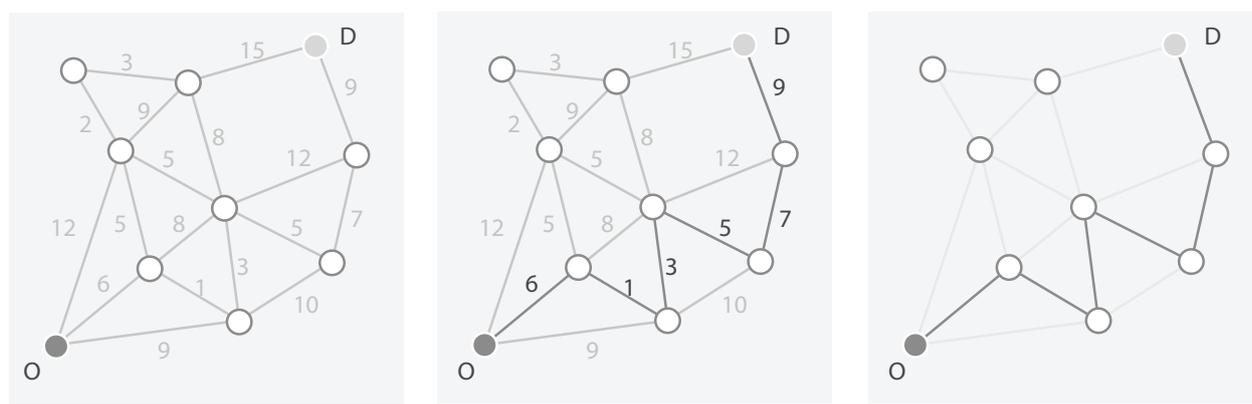


Figure 4.6 • Recherche d'un chemin de moindre coût entre les sommets O et D selon l'algorithme de Dijkstra.

Les flots dans les réseaux

Un réseau de flots (*flow network* ou *transportation network*) est un graphe orienté dont chaque arête reçoit un flot (ou flux). Les réseaux de flots permettent de modéliser par exemple l'écoulement de l'eau dans des canalisations, ou encore le trafic sur un réseau de transport. Dans le cas d'un circuit électrique, les sommets du graphe sont les nœuds du circuit, et les arêtes sont les connexions entre ces nœuds et accueillent le flot, c'est-à-dire le courant électrique.

Trois principes fondamentaux existent dans les réseaux de flots. Le premier principe est que le flot entre dans le réseau par un nœud, appelé source, et qu'il en ressort par un autre appelé puits. Le second principe est la loi des nœuds. Le flot émis par la source est égal au flot qui est accueilli par le puits. Par conséquent, la somme des flots émis par plusieurs sources et égale à la somme des flots accueillis par tous les puits. Le dernier principe fondamental est que chaque arête est caractérisée par une capacité. À l'image du diamètre d'une canalisation, ou de la résistance d'un composant dans un circuit électrique, chaque arête ne peut accueillir qu'une certaine quantité de flots en fonction d'une limite imposée par sa capacité.

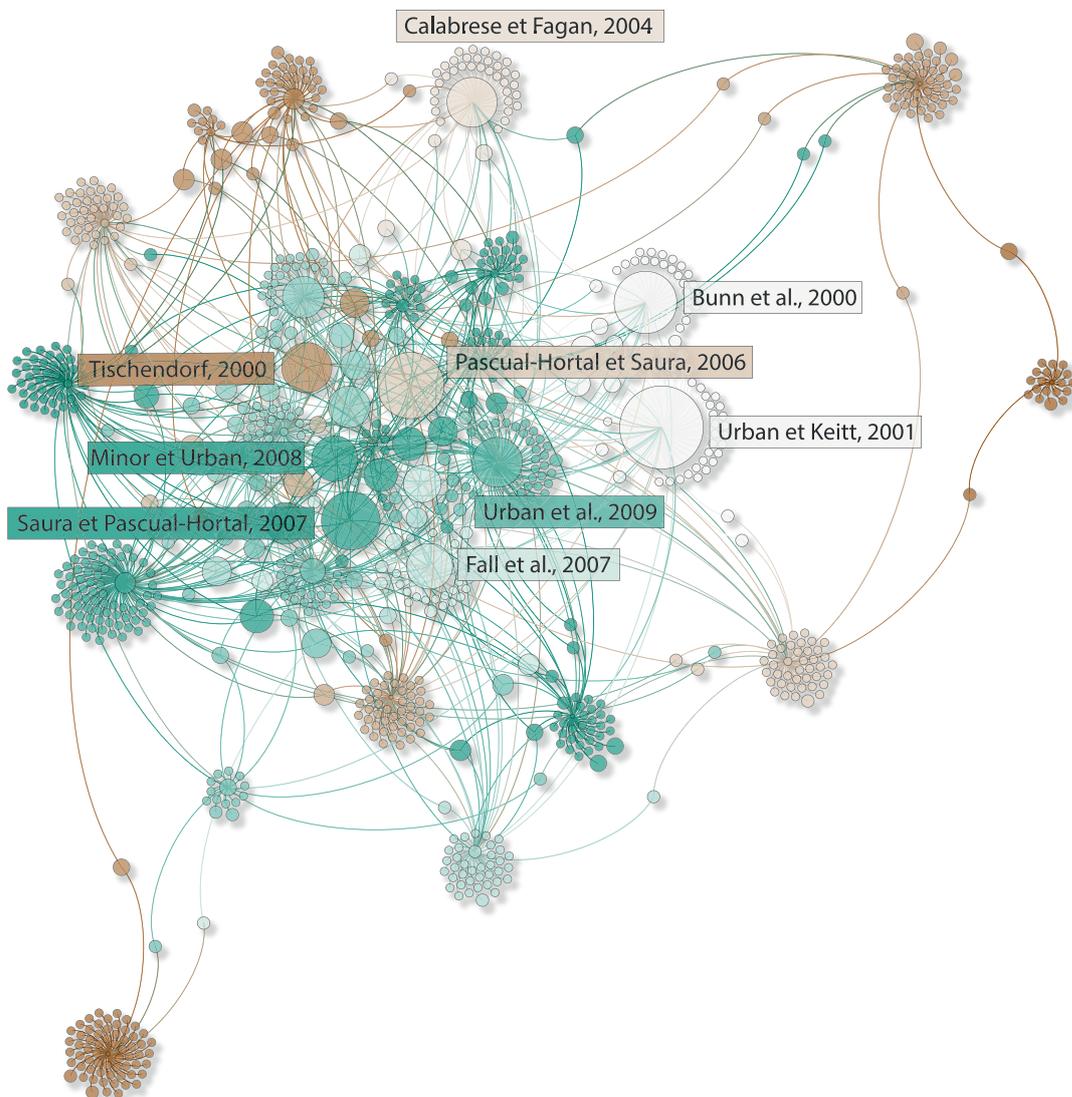


Figure 4.7 • Graphe de co-citations de quelques articles scientifiques cités dans la thèse.

1.1.3. Exploitations de la théorie des graphes

Les domaines d'application

La théorie des graphes est mobilisée dans un grand nombre de disciplines pour modéliser les relations entre des entités, telles que des atomes dans une molécule, des localisations dans une ville, ou des individus à l'intérieur de groupes socioculturels. Les différents problèmes posés sont liés en premier lieu aux réseaux physiques simples, tels que les réseaux routiers, les réseaux électriques ou les réseaux hydrographiques. Avec le développement de l'informatique et l'augmentation des capacités de calcul, des graphes plus grands peuvent être modélisés, et les algorithmes de résolution de problème sont plus rapides à exécuter (Figure 4.7). Dans le domaine de l'internet, la théorie des graphes est mobilisée dans les algorithmes des moteurs de recherche, dans les analyses des liens entre les différents sites internet et blogs, ou dans la mise en relation des personnes au sein des plateformes de réseau social.

À travers ces utilisations, deux structures de graphes sont présentes : les graphes spatiaux et les graphes aspatiaux. Les graphes aspatiaux sont les plus basiques. Dans leur représentation graphique, le positionnement des sommets n'est pas contraint. En revanche, dans un graphe spatial les sommets et les arêtes représentent des entités localisées dans l'espace. Leur représentation graphique est donc contrainte, le plus souvent dans le plan.

Les applications en écologie

La théorie des graphes est utilisée en écologie pour caractériser les relations entre les entités des réseaux trophiques (*food web*) (Girvan et Newman 2002). Ces approches réticulaires sont aussi utilisées pour l'analyse des relations génétiques dans un groupe d'individus (Fortuna *et al.* 2009). Mais ces applications restent limitées à l'utilisation de graphes aspatiaux.

C'est à partir de la dernière décennie que la théorie des graphes est appliquée à l'analyse spatiale en écologie. Les applications des graphes paysagers ont pour objectif d'analyser l'effet de la fragmentation et de la perte de connectivité entre des taches d'habitat ou tout autre élément spatial d'intérêt pour une espèce. Les graphes paysagers (*landscape graphs*) sont mobilisés pour la première fois en milieu terrestre (Keitt *et al.* 1997), mais ils peuvent également être adaptés en milieu océanique (Tremblay *et al.* 2008).

1.2. CONSTRUCTION D'UN GRAPHE PAYSAGER

Un graphe paysager est défini par un ensemble de nœuds, représentant les taches d'habitat d'une espèce ou d'un groupe d'espèces, et de liens, modélisant les relations fonctionnelles entre ces taches. Plusieurs étapes sont nécessaires à sa construction : (1) cartographier le paysage d'une espèce ; (2) définir les nœuds du graphe ; (3) définir les liens du graphe ; (4) choisir une topologie pour la construction du graphe et (5) seuiller les liens du graphe.

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

Les cartes d'occupation du sol

L'occupation du sol est une donnée fréquemment employée en écologie du paysage. Elle permet de mettre en relation les modes d'occupation du sol et les données disponibles sur une

espèce (présence, déplacements). La carte d'occupation du sol, nécessaire à la construction d'un graphe paysager, est assemblée en fonction de l'espèce dont on souhaite modéliser le réseau écologique, elle constitue alors la carte du paysage de l'espèce. Dans ce cas, l'habitat de l'espèce, ainsi que les différents éléments paysagers influençant ses déplacements doivent pouvoir être explicitement cartographiés. Le grain de cette carte est donc défini en fonction de l'échelle des plus petits éléments à prendre en compte dans le paysage. Par exemple, des éléments fins comme les chemins ou les haies sont fréquemment pris en compte dans les déplacements de la faune. Le choix d'une précision importante de la cartographie permet d'intégrer ses éléments sans les surreprésenter. Cependant, le modèle cartographique créé sert de support à la construction du graphe paysager, et le temps de traitement de la carte par un programme informatique doit être optimisé. Il est donc nécessaire de trouver un bon compromis entre la précision nécessaire des données et l'étendue de la zone modélisée.

Les différents modes d'occupation du sol sont ensuite hiérarchisés en fonction de leur degré d'hospitalité, du plus favorable (taches d'habitat) au plus défavorable (espaces artificialisés, barrières aux déplacements) pour l'espèce considérée. Cette hiérarchisation peut être issue d'informations directement extraites d'un corpus bibliographique ou établie en interrogeant des experts de terrain (écologues, associations naturalistes).

Modélisation d'une carte d'aptitude

La carte d'occupation du sol telle qu'elle est définie plus haut, correspond à un modèle *a priori* du paysage d'une espèce. Si l'habitat d'une espèce ne peut pas être explicitement cartographié, une carte d'aptitude à sa présence en tout point de l'espace peut être modélisée selon deux approches. Ces deux approches se fondent sur la combinaison de plusieurs variables, comme une carte d'occupation du sol, des variables topographiques ou climatiques.

La première méthode consiste à modéliser l'aptitude en mettant en relation des variables considérées comme favorables à la présence de l'espèce. Cette approche est fondée sur un modèle linéaire généralisé identifiant les variables explicatives à la présence de l'espèce. En appliquant le modèle à chaque pixel de l'image, le résultat est une carte dont les valeurs indiquent la probabilité de présence d'une espèce en tout point de l'espace.

La seconde méthode vise à quantifier l'aptitude à partir uniquement d'hypothèses sur les facteurs favorables à la présence d'une espèce. Cette approche est issue de la méthode de Hirzel *et al.* (2001) et Hirzel et Guisan (2002) pour la création d'espèces virtuelles. Aucun point d'occurrence ne prend part à la réalisation de la carte d'aptitude, seule une évaluation multicritères est réalisée pour combiner des variables entre elles. Le résultat est une carte de la probabilité de présence d'une espèce virtuelle dont les valeurs sont comprises entre 0 et 1.

Dans les deux cas, les images peuvent ensuite être discrétisées pour permettre l'identification de taches dans lesquelles la probabilité de présence est la plus importante. Le reste de la carte est classé et hiérarchisé en fonction des valeurs d'aptitude à la présence de l'espèce.

Encadré 4 • Analyse morphologique des structures spatiales

Le traitement morphologique nommé Morphological Spatial Pattern Analysis (MSPA) permet, dans une image binaire, de classer un ensemble de pixels selon plusieurs critères (Riitters et al. 2009; Soille et Vogt 2009; Vogt et al. 2007). Ce traitement est réalisé à l'aide du logiciel dédié, GUIDOS MSPA, à partir d'une image classée comprenant un « premier plan » représentant la classe d'intérêt, et un « arrière plan » correspondant au reste de l'image. Le traitement identifie sept classes à l'aide d'une succession d'opérateurs mathématiques et morphologiques selon une échelle définie en nombre de pixels (Figure 4.9). La première classe correspond aux espaces « cœurs », c'est-à-dire aux pixels uniquement connexes à des pixels du premier plan.

Suite à la dilatation de la classe cœur, si les pixels bordant cette classe sont situés à l'extérieur ou à l'intérieur d'un cœur, ils sont attribués à la classe lisière ou à la classe perforation. Les îlots sont classés en regroupant les pixels qui ne sont pas connexes à une classe lisière ou perforation. Les ponts sont des pixels joignant deux cœurs et directement connexes à la classe lisière. Les boucles sont des ponts joignant le même cœur. Enfin, les dendrites sont les ensembles de pixels connexes aux classes lisières et perforation, mais qui ne sont en contact qu'avec le même cœur sans former de boucle.

Dans une optique cartographique, ce traitement permet, pour un type d'occupation du sol, de dissocier plusieurs ensembles de pixels en fonction de leur structure spatiale. Les éléments compacts tels que les taches d'habitat sont ainsi différenciés des éléments linéaires ayant la même nature mais dont la forme ne permet pas d'offrir un espace refuge suffisamment étendu pour avoir la fonction d'habitat.

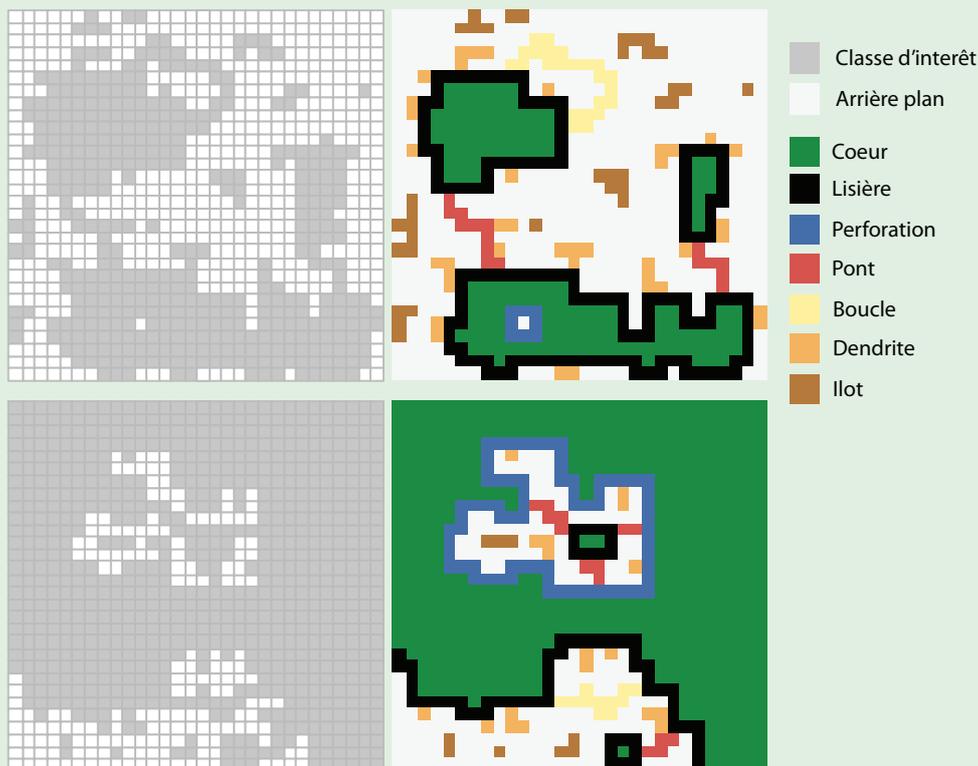


Figure 4.8 • Analyse morphologique MSPA et classes identifiées.

1.2.2. Définition des nœuds

Dans un graphe paysager, les nœuds représentent les taches d'habitats favorables ou toute autre unité spatiale d'intérêt pour une espèce donnée. Les nœuds d'un graphe paysager peuvent être des entités ponctuelles ou surfaciques (Fall *et al.* 2007; Galpern *et al.* 2011).

Lors de la constitution de la carte de paysage, les taches d'habitat préférentiel peuvent avoir des formes géométriques variées (Figure 4.9). Or, au sens de Forman (1995), une tache est une entité relativement compacte. Si la géométrie des taches identifiées dans la carte de paysage est très variable, un traitement morphologique (MSPA) est appliqué à cette classe pour dissocier les agrégats de pixels relativement homogènes des ensembles de pixels formant des structures plus linéaires. Les taches sont alors considérées comme les nœuds du graphe, et les éléments identifiés comme linéaires sont attribués à une nouvelle classe. Cette classe identifiée comme « éléments favorables aux déplacements » est de la même nature que l'habitat et peut être assimilée à un corridor de déplacement.

Dans le cas d'une espèce sensible aux perturbations venant de l'extérieur de la tache (nuisances anthropiques, prédation par exemple) et pour laquelle la matrice entourant la tache d'habitat joue un rôle défavorable, l'habitat optimal peut correspondre à l'espace à l'intérieur des taches, appelé cœur. Un traitement morphologique (MSPA) permet de dissocier le cœur de la tache et sa lisière en fonction d'une distance à la matrice qui est propre à l'espèce (Encadré 4).

1.2.3. Définition des liens

Pondération des liens

Les liens représentent la relation fonctionnelle qui symbolise les mouvements potentiels entre les taches d'habitat. Ces liens sont représentés graphiquement par des lignes joignant les nœuds entre eux. Les liens d'un graphe paysager relient les taches d'habitat soit de centroïde à



Figure 4.9 • Identification des taches d'habitat d'une espèce forestière.

centroïde, soit de bord à bord. Ils sont le plus souvent pondérés par la distance entre les taches qu'ils joignent. La distance euclidienne entre les nœuds du graphe est l'attribut le plus simple à mettre en œuvre pour les liens dans un graphe paysager valué.

Dans un paysage où la matrice est hétérogène, pour construire un modèle écologique pertinent, la distance dite effective entre les taches est fréquemment préférée à la distance euclidienne (Adriaensen *et al.* 2003). Cette distance effective correspond à la distance de moindre coût entre les taches d'habitats, et peut être issue d'un chemin unique de moindre coût ou de l'ensemble des chemins possibles entre deux taches. La totalité ou une partie des chemins possibles entre deux taches constitue une surface de moindre coût. Cette surface de moindre coût est assimilée à un corridor entre deux taches et permet de pallier la principale limitation du chemin unique (Pinto et Keitt 2009). Pour une espèce donnée, des valeurs de résistance doivent être attribuées pour chaque type d'occupation du sol au regard de la difficulté pour un organisme de le traverser. La valeur de résistance des taches d'habitat et des éléments favorables au mouvement est habituellement définie à 1. Au final, chaque lien dans le graphe est caractérisé par un attribut de distance sommant les différentes valeurs de résistance des classes rencontrées entre les taches d'habitat.

Direction des liens

Les graphes paysagers peuvent, comme tous graphes, être dirigés. Les liens du graphe ont donc une direction symbolisant une relation asymétrique entre les taches connexes. Cette propriété peut avoir beaucoup de sens d'un point de vue écologique dès lors que le réseau modélisé correspond à une logique de colonisation – extinction – recolonisation, rencontrée dans les modèles de métapopulation et dans le modèle source-puits. Dans ce travail, les liens modélisés sont symétriques.

1.2.4. Choix de la topologie du graphe

Graphes complets, graphes planaires

À partir d'une même carte de paysage et des mêmes nœuds, plusieurs graphes peuvent être construits, selon sa topologie et le seuillage des liens choisis. Un graphe complet est construit en reliant toutes les taches deux à deux. D'un point de vue écologique, il représente tous les parcours possibles entre toutes les taches d'un paysage. Du fait du nombre potentiel de liens très important, la structure d'un graphe complet requiert une capacité de calcul importante.

Un graphe planaire est construit en ne reliant que les taches voisines entre elles. Ces taches voisines sont identifiées en générant le diagramme de Voronoï pour toutes les taches. La triangulation de Delaunay, graphe dual au diagramme de Voronoï, correspond alors au graphe planaire minimal des taches. Un graphe planaire est une simplification d'un graphe complet. Son nombre de liens potentiellement plus faible que pour un graphe complet, offre la possibilité de réduire considérablement les temps de calcul. En dehors des considérations informatiques, le graphe planaire peut permettre de modéliser le plus fidèlement possible certains comportements de déplacements. En effet, pour certaines espèces les déplacements s'effectuent de proche en proche entre les taches d'habitat.

Un graphe planaire peut être défini dans un espace euclidien ou dans un espace coût. Lors de la création du diagramme de Voronoï, soit la distance entre les taches est calculée directement en distance euclidienne, soit le chemin de moindre coût entre les taches est calculé pour identifier les taches voisines entre elles. La définition d'un graphe planaire dans un espace euclidien est une simplification du même graphe, mais défini dans un espace coût. Ici le temps de calcul pour la création d'un graphe planaire dans un espace coût est nettement supérieur à la création d'un graphe planaire dans un espace euclidien.

Le seuillage du graphe

Seuiller un graphe consiste à retirer tous les liens dont la distance est supérieure à une valeur donnée. Les graphes paysagers ont pour objectif de modéliser le réseau écologique d'une ou plusieurs espèces entre les différentes taches d'habitat à l'échelle des déplacements d'un individu dans son domaine vital, ou à l'échelle des échanges génétiques sur plusieurs générations. Dans le cas d'une modélisation représentant la dispersion d'une espèce d'un domaine vital à un autre, la distance utilisée pour seuiller le graphe correspond à la capacité de dispersion de cette espèce.

Dans le cas d'un graphe dont les liens sont caractérisés par une distance coût, le seuillage du graphe s'effectue en fonction de la valeur des coûts cumulés des liens. Cependant, la distance de dispersion qui sert à définir la valeur de seuillage d'un graphe, est le plus souvent exprimée en valeur métrique. Une conversion entre la distance euclidienne et la distance coût cumulée des liens est alors nécessaire. Pour se faire, une régression linéaire est réalisée entre les valeurs de distances de tous les liens du graphe.

Le seuillage est la dernière étape avant l'exploitation du graphe comme structure de calcul des métriques de connectivité. Le graphe ainsi obtenu peut être représenté en vue topologique, par des nœuds et des liens, ou en vue réaliste, par des taches et des chemins (Figure 4.10).

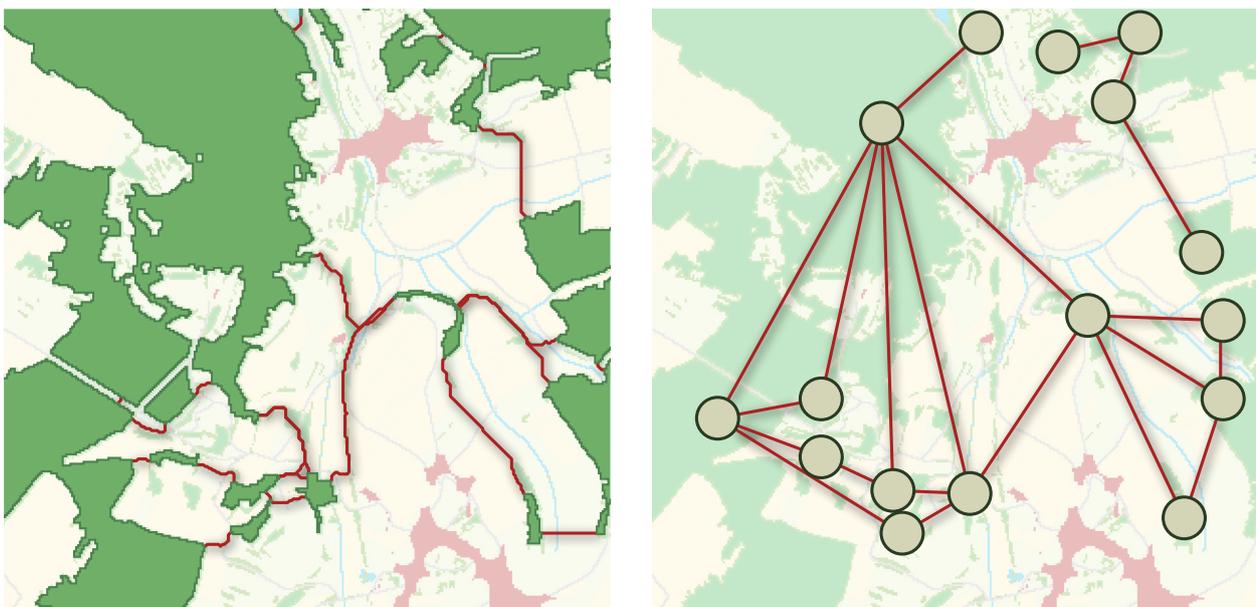


Figure 4.10 • Visualisations réaliste et topologique d'un graphe paysager.

CONCLUSION

La théorie des graphes permet de modéliser les relations entre des entités sous la forme d'un réseau composé de nœuds et de liens. D'un point de vue mathématique, les graphes possèdent de nombreuses propriétés liées à leur topologie (graphe complet, planaire). Cette formalisation est mobilisée dans de nombreuses disciplines, dont les mathématiques, la géographie et l'écologie. Si les premières approches des réseaux en écologie sont majoritairement aspatiales, comme les réseaux trophiques, la théorie des graphes offre de nouvelles perspectives dans l'analyse de la connectivité du paysage. Dans cette optique, les graphes paysagers modélisent les relations entre les taches d'habitat dans un paysage hétérogène. Leur construction, à travers la définition des nœuds et des liens, ainsi que le choix de la topologie et le seuillage des liens est dépendante de l'espèce considérée. Une fois le réseau écologique d'une espèce modélisé, le graphe paysager correspondant offre la possibilité de quantifier la connectivité au sein d'un réseau écologique.

2. L'ESTIMATION DES FLUX DANS UN RÉSEAU ÉCOLOGIQUE

L'analyse de la connectivité par les graphes paysagers permet d'estimer les flux d'individus dans chaque élément des réseaux écologiques modélisés. Les flux dans un réseau écologique représentent les mouvements potentiels d'individus d'une tache à une autre. L'étude des flux dans un réseau est largement traitée dans d'autres disciplines comme les sciences physiques. L'adaptation de l'estimation des flux à une application en écologie du paysage nécessite de prendre en compte de manière plus importante l'espace. De plus, les comportements propres à chaque espèce en fonction des types de déplacements dans le paysage doivent être considérés afin d'obtenir un modèle écologique pertinent.

2.1. LES MÉTRIQUES DE CONNECTIVITÉ

2.1.1. Une logique spatialement explicite

Les échelles d'analyse

Le graphe offre une structure simple permettant le calcul de nombreuses métriques de connectivité. Certaines métriques sont directement issues de la théorie des graphes, comme le degré d'un nœud comptabilisant le nombre de nœuds qui lui sont adjacents, ou encore le diamètre d'un graphe représentant le plus grand parcours qui minimise la distance entre deux nœuds. Depuis la dernière décennie, de nombreuses métriques relatives à l'analyse de la connectivité du paysage ont été proposées. On identifie quatre niveaux d'analyse, soit quatre échelles dans le réseau écologique, pour lesquels les métriques de connectivité ont été développées (Rayfield *et al.* 2011).

Le premier niveau d'analyse est celui de l'élément de base du graphe, le nœud. Il concerne les propriétés du nœud d'intérêt, en relation avec le graphe auquel il appartient, par exemple le degré du nœud, ou encore l'importance de ce nœud en fonction de sa position dans le graphe (Figure 4.11a).

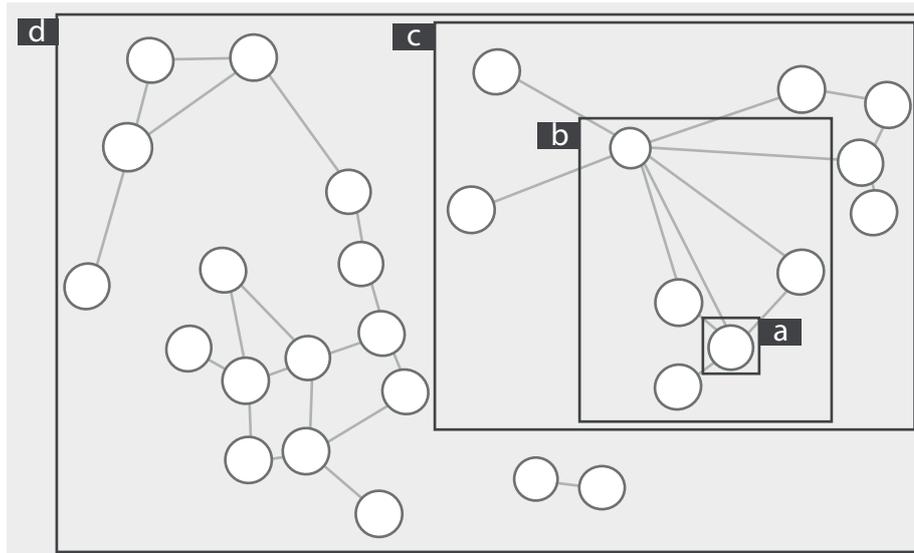


Figure 4.11 • Niveaux d'analyse des graphes.

Le deuxième niveau concerne les métriques dont le calcul prend en compte, pour un nœud donné, les propriétés des nœuds qui lui sont adjacents. Par exemple, la métrique de corrélation évalue la relation entre le degré d'un nœud et le degré de chacun des nœuds qui lui sont adjacents (Figure 4.11b).

Le troisième niveau des métriques s'intéresse aux composantes ou simplement à des ensembles de nœuds connexes partageant des propriétés similaires, les *clusters*. Une composante peut par exemple être caractérisée par son degré, dans ce cas, tous les nœuds appartenant à la même composante ont le même attribut (Figure 4.11c).

Enfin, le dernier niveau se situe à l'échelle de l'ensemble du réseau, qu'il soit connexe ou non. À ce niveau, les métriques caractérisent la connectivité globale du réseau. Le degré peut une nouvelle fois caractériser ce niveau en calculant la moyenne des degrés de chaque nœud du graphe (Figure 4.11d).

Dans le cas d'une métrique à l'échelle du graphe entier, la contribution de chaque nœud à la connectivité globale peut être calculée à travers la méthode du retrait (*removal method*). Le principe de calcul repose sur le retrait tour à tour de chaque nœud du graphe, à chaque retrait la métrique de connectivité globale est calculée. Le taux de variation δ de la métrique suite au retrait de chaque nœud est calculé suivant :

$$\delta_i = \frac{(m - m_i)}{m} \quad \underline{\underline{4.1}}$$

avec δ le taux de variation de la métrique globale lors du retrait du nœud i , m la valeur de la métrique globale, et m_i la valeur de la métrique globale lors du retrait de la tâche i .

Des distances aux probabilités de déplacement

Dans le cas des graphes paysagers, les métriques de connectivité s'appuient sur le type de distance utilisée lors de la construction du graphe. Cette distance peut être la distance euclidienne ou la distance de moindre coût entre deux taches. Lors de la construction d'un graphe paysager, lorsque les chemins relient les taches de bord à bord, le calcul des métriques de connectivités peut être biaisé. En effet, lorsqu'une distance est calculée entre deux taches connexes non adjacentes, la distance à l'intérieure des taches intermédiaires n'est pas prise en compte. Afin que le calcul des métriques soit écologiquement pertinent, la distance intra-tache est calculée et ajoutée au parcours entre deux taches distantes dans le graphe.

Tous les individus d'une population ne se déplacent pas à la même distance. Il existe une variabilité importante dans les capacités de déplacement pour une même espèce. Afin de prendre en compte, la distribution potentielle du nombre d'individus pouvant atteindre une certaine distance, cette distance est transformée par une relation de probabilité. La majorité des métriques de connectivité prend en compte la relation présente dans le modèle des métapopulations de Hanski (1994) afin de quantifier, à partir de la distance inter-tache, la probabilité de dispersion d'une espèce cible. Cette relation de probabilité est exprimée par :

$$p_{ij} = e^{-\alpha d_{ij}} \quad \underline{\underline{4.2}}$$

avec p la probabilité de dispersion entre les deux taches i et j ; et d_{ij} la distance entre les taches i et j . α est un facteur de la distance propre à l'espèce considérée tel que :

$$\alpha = \frac{-\ln(p)}{d} \quad \underline{\underline{4.3}}$$

avec d la distance de dispersion de l'espèce cible, et p la probabilité de dispersion à cette distance. α est paramétré le plus souvent à l'aide de la distance de dispersion maximale ou médiane de l'espèce. Dans le cas d'une espèce dont la distance de dispersion médiane est de 3 000 m, 50% des individus dispersent à plus de 3 000 m, soit $p=0,5$.

2.1.2. Typologie des métriques

Attributs des taches

Parmi les trois types de métriques de connectivité identifiées par Baranyi *et al.* (2011), le premier caractérise des propriétés intrinsèques des taches. Il s'agit dans la majorité des cas de la surface de la tache d'habitat qui peut être pondérée par un paramètre personnalisé tel que :

$$R_i = a_i \cdot k_i \quad \underline{\underline{4.4}}$$

avec R_i le recrutement de la tache i , a_i la surface de la tache, et k_i un paramètre de pondération. Cette métrique fait référence au recrutement, ou capacité d'une tache, c'est-à-dire à son

potentiel démographique. Dans le cas de la surface, plus une tache est grande, plus elle peut potentiellement « émettre » des individus. Bien que cette métrique soit indépendante de la topologie du réseau, l'attribut qui en résulte peut être intégré dans le calcul d'autres métriques à des niveaux supérieurs.

Mesure des flux entre les taches

Le deuxième type de métriques de connectivité est plus dépendant de la topologie du réseau. Il s'agit d'un ensemble de métriques directement issues des modèles d'interactions, pour mesurer un flux entre deux entités en fonction de la distance qui les sépare.

$$F_{ij} = k \frac{P_i P_j}{d_{ij}} \quad \underline{\underline{4.5}}$$

avec F_{ij} la quantité de flux entre les entités i et j , P_i et P_j les masses respectives des entités i et j , d_{ij} la distance qui sépare les entités i et j , k une constante d'ajustement du modèle.

Ces modèles d'interaction sont adaptés afin de modéliser les interactions potentielles entre deux taches d'habitat. Deux niveaux de calcul des métriques de flux existent : les métriques globales et les métriques locales. Les métriques globales peuvent être transposées localement en calculant son taux de variation par retrait itératif des nœuds.

Les métriques *Integral Index of Connectivity* (IIC) (Pascual-Hortal et Saura 2006), *Probability of Connectivity* (PC) (Saura et Pascual-Hortal 2007) et *Area-Weighted Flux* (AWF) (Bunn *et al.* 2000; Urban et Keitt 2001) sont toutes les trois des métriques dites globales qui caractérisent la somme des interactions sur le réseau entier. La métrique IIC est une métrique de connectivité pour les réseaux dont les liens ne sont pas pondérés. Cette métrique estime la possibilité de dispersion d'une tache à une autre pour toutes les taches d'un réseau. Elle est exprimée par :

$$IIC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i a_j}{1 + nl_{ij}}}{A_L^2} \quad \underline{\underline{4.6}}$$

avec a_i et a_j les surfaces respectives des taches i et j , nl_{ij} le nombre de liens appartenant au parcours entre la tache i et j , et A_L la surface totale de la zone d'étude.

Le PC est similaire à la métrique IIC mais pour les réseaux dont les liens sont pondérés. Il mesure la probabilité que deux individus placés au hasard dans la zone d'étude se situent dans des taches d'habitats connexes. Cette métrique est proche de la taille effective de la maille de Jaeger (2000), mais intègre la probabilité de dispersion directe p en fonction de la distance entre les taches d'habitat. Elle intervient à travers le facteur p^* représentant le produit maximum des

probabilités de dispersion de tous les parcours possibles entre la tache i et j . Le PC est défini tel que :

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}^*}{A_L^2} \quad \underline{\underline{4.7}}$$

En normalisant par la surface de la zone, le PC s'interprète comme une probabilité. S'il n'existe pas d'habitat dans la zone d'étude, $PC=0$. S'il n'y a qu'une seule tache dans la zone d'étude avec $a_i=A_L$, donc $a_i=a_j$ par conséquent $p_{ij}=1$ et $PC=1$.

La métrique globale PC peut être transposée localement par la méthode de retrait des taches et le calcul du *deltaPC* tel que :

$$dPC_k = 100 \times \frac{PC_k}{PC} \quad \underline{\underline{4.8}}$$

avec dPC_k la valeur du *deltaPC* pour la tache k , PC la valeur de PC globale, et PC_k la valeur de PC globale après le retrait de la tache k .

La métrique AWF somme les probabilités de dispersion entre chaque paire de taches dans un réseau, pondérées par les attributs de ces taches. La métrique AWF quantifie le flux de dispersion, soit la capacité pour des individus de se disperser à partir de l'ensemble des taches d'un réseau. Elle est définie par :

$$AWF = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i p_{ij} \quad \underline{\underline{4.9}}$$

La formule de la métrique AWF peut être soit transposée localement à travers le *deltaAWF* ou décomposée pour être calculée localement. Sa décomposition F représente alors pour chaque tache sa capacité d'émettre des individus en fonction des attributs des taches qui leurs sont connexes. F diffère de la méthode de retrait des nœuds (*deltaAWF*) qui quantifie la contribution de chaque tache par rapport à la valeur globale de la métrique. F est donnée par :

$$F_i = \sum_{j=1}^n a_j p_{ij} \quad \underline{\underline{4.10}}$$

avec a_j la surface de la tache j , et p_{ij} la probabilité de dispersion entre les taches i et j .

Contribution des taches relais

Les métriques de centralités sont fréquentes dans l'application de la théorie des graphes afin de mesurer l'importance d'une tache (pont) ou d'un lien (isthme) pour la connexité de l'ensemble des sous-graphes. La centralité intermédiaire caractérisée par la métrique *Betweenness centrality* (BC) permet d'identifier les nœuds dans un graphe par lesquels passe un nombre important de parcours (Figure 4.12). La métrique classique du BC calcule, à partir de tous les parcours possibles dans un graphe dont les liens ne sont pas pondérés, la fréquence du nombre de parcours passant par un nœud. Cette métrique est donc une métrique calculée au niveau de chaque tache. Le même calcul peut être réalisé pour chaque lien. Le BC classique est donné par :

$$BC_i = \sum_j \sum_k \frac{g_{jk}(i)}{g_{jk}} \quad j, k \neq i \quad \underline{\underline{4.11}}$$

avec $g_{jk}(i)$ le nombre de parcours entre les taches j et k passant par la tache i , et g_{jk} le nombre total de parcours dans le graphe.

Appliqué aux graphes paysagers, le BC peut être pondéré par la probabilité de dispersion p_{jk} et les attributs des taches j et k dans :

$$BC_i = \sum_j \sum_k a_j a_k p_{jk} \quad j, k \in \{1..n\}, \quad k < j, i \in P_{jk} \quad \underline{\underline{4.12}}$$

avec a_j et a_k les surfaces de la tache d'origine j et de la tache de destination k (Foltête *et al.* 2012; Saura et Rubio 2010).

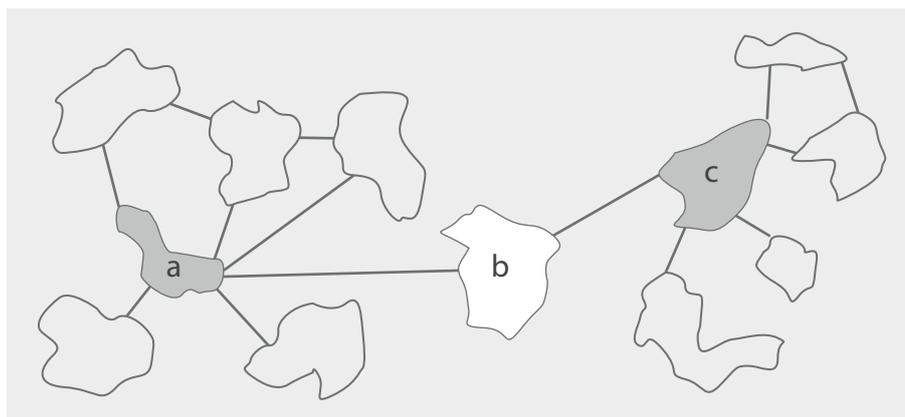


Figure 4.12 • Illustration du principe de centralité dans un graphe paysager. Un seul parcours est modélisé entre la tache a et la tache c. Ce parcours emprunte la tache b, pour laquelle la centralité dans ce réseau est importante.

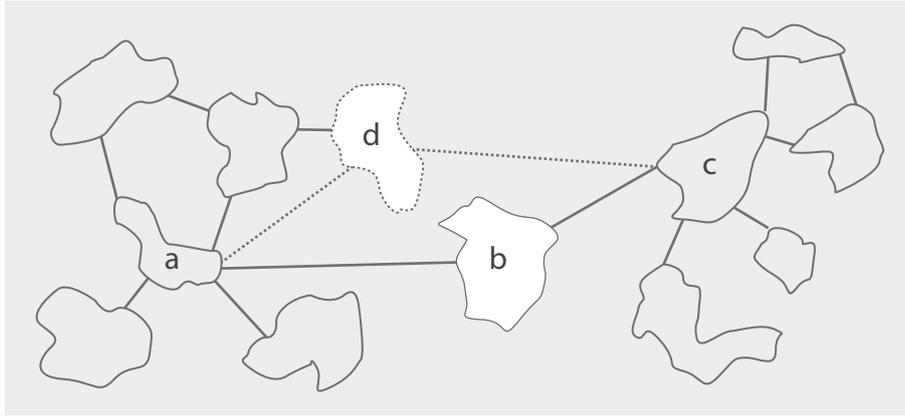


Figure 4.13 • Identification d'une tache offrant un parcours alternatif. Si un lien existe entre les taches c et d et entre les taches a et d, alors, le parcours entre a et c n'est plus le seul parcours possible. Plusieurs parcours entre a et c empruntent la tache d. Si ces liens (pointillés) ne sont pas intégrés dans le calcul de la centralité de la tache b, alors, la centralité de b sera identique à la figure 4.11.

Comme pour les chemins de moindre coût, d'un point de vue fonctionnel, les individus traversant un paysage d'une tache à l'autre, n'utilisent pas systématiquement le parcours le moins coûteux. Leurs mouvements répondent à des choix rationnels propres à chaque individu. Ainsi, les déplacements des espèces ne sont dans la réalité, ni totalement déterministes, ni totalement aléatoires. En prenant en compte uniquement le paysage, leur modélisation dans les graphes paysagers intègre un seul facteur possible parmi d'autres (risque de prédation, luminosité...). Habituellement, le calcul de la centralité intermédiaire s'effectue en ne considérant comme parcours entre deux taches que simplement le parcours de moindre coût unique entre ces taches. Or, il peut exister dans un graphe une multitude de parcours pouvant relier deux taches, qu'ils soient égaux au parcours de moindre coût, ou ayant une valeur supérieure (Figure 4.13). L'intégration de ces parcours alternatifs dans le calcul des métriques de connectivité peut augmenter la pertinence des déplacements modélisés.

2.2. LA THÉORIE DES CIRCUITS

2.2.1. Principes généraux

Des circuits électriques au paysage

La théorie des circuits (*circuit theory*) (McRae 2006) permet l'analogie entre la connectivité fonctionnelle d'un paysage et les flux présents dans un circuit électrique. Les réseaux de flux permettent de modéliser des circuits électriques. Dans ce cas, le graphe est valué et les nœuds du graphe sont reliés par des résistances. Chaque nœud peut émettre ou recevoir du courant selon qu'il est assimilé à un générateur ou relié à la terre. Dans ce cas il jouera alors le rôle de source ou de puits.

Les applications en écologie des mesures issues des circuits électriques sont récentes (McRae *et al.* 2008). Ces mesures sont essentiellement destinées à mettre en évidence une relation entre

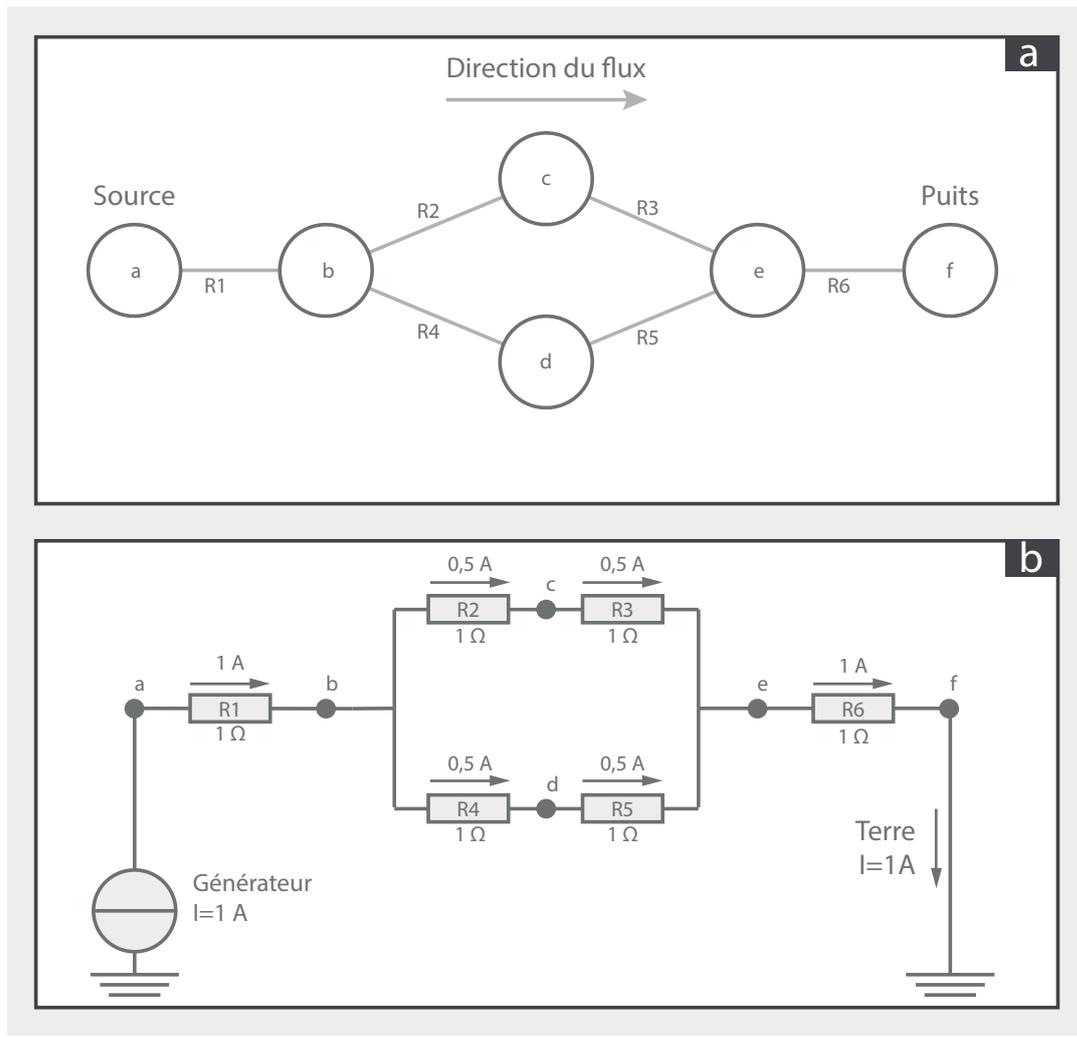


Figure 4.14 • Analogie entre un réseau de flux (a), et un circuit électrique (b). Chaque nœud du réseau de flux correspond à un nœud du circuit électrique (a, b, c...). Chaque lien correspond à une résistance (R1, R2, R3...). En alimentant le premier nœud (a) par un générateur, et en connectant le dernier nœud (f) à la Terre, tout le flux émis par a se dirige vers f. Les résistances R2, R3, R4 et R5 étant égales, la même quantité de flux transite par les nœuds c et d.

les flux génétiques et le courant entre des individus au sein d'un paysage hétérogène (McRae et Beier 2007). Dans une autre application mise en évidence par Carroll *et al.* (2012), il s'agit d'utiliser la quantité de courant mesurée dans certains éléments du réseau comme valeur de centralité dans le réseau. A l'image de la métrique de centralité intermédiaire BC, les flux traversant les différents éléments du réseau sont sommés. Ce calcul reflète ainsi la fréquence des parcours passant par chacun de ces éléments.

La loi d'Ohm

L'utilisation des résistances entre chaque couple de nœuds offre la possibilité de répartir le flux dans tous les parcours possibles entre une source et un puits. Cette répartition des flux est fonction des résistances définies pour chaque lien du graphe (Figure 4.14). Si la résistance cumulée d'un parcours est plus importante que dans un autre, le flux y sera moins important. De la même manière, si un parcours entre deux nœuds offre une résistance très faible, ce parcours joue le rôle de « court-circuit » et accueille donc la majorité du flux. Dans le calcul d'une métrique de centralité dans un graphe, la répartition du flux sur l'ensemble des parcours permet de pallier les limitations du BC qui ne comptabilise que le parcours le plus court dans le graphe entre chaque paire de nœuds.

Outre les trois principes fondamentaux des réseaux de flots, la mesure du flux dans un circuit électrique est dépendante de la loi d'Ohm. Elle établit qu'une relation de proportionnalité existe entre la tension, la résistance du circuit et l'intensité du courant électrique telle que :

$$U = R \cdot I$$

4.13

avec U la tension exprimée en volt (V), R la résistance en ohm (Ω) et I l'intensité en ampère (A).

La résistance (R) entre deux nœuds représente la résistance au déplacement d'un flux entre ces deux nœuds. D'un point de vue écologique, il s'agit d'une valeur proportionnelle à la distance effective comme la distance coût. Plus la valeur d'une résistance est élevée, plus le flux passant par cette résistance est faible. L'inverse de la résistance est la conductance (G) exprimée en Siemens (s).

Ainsi l'intensité du courant (I) constitue en électricité la quantité d'électrons circulant dans un circuit. Dans un modèle paysager, le courant (*current flow*) est assimilé aux flux d'individus dans le paysage. Le courant peut être calculé au niveau de chaque élément du graphe et sa valeur peut être assimilée au nombre de traversées de marcheurs aléatoires (*random walkers*) dans cet élément.

2.2.2. Mesure des flux dans un paysage hétérogène

Application à une grille régulière

La théorie des circuits est communément appliquée à une grille régulière issue d'une image raster classée, représentant chaque mode d'occupation du sol d'un paysage (Carroll *et al.* 2012; McRae *et al.* 2008). Dans ce cas, les nœuds du réseau représentent les cellules de la grille qui sont reliées par des résistances. Chaque lien possède une valeur de résistance, correspondant au degré de difficulté pour une espèce de traverser les classes d'occupation du sol de l'image. La valeur de résistance des liens correspond à la moyenne des résistances des cellules qu'ils relient.

Dans une grille régulière, les cellules ayant une conductance infinie (taches d'habitat) sont rassemblées et chaque groupe de cellules est symbolisé par un nœud. Les cellules présentant

une valeur de résistance finie sont systématiquement représentées par un nœud (Figure 4.15). Dans le cas d'une classe d'occupation du sol totalement infranchissable, une valeur de résistance infinie est attribuée aux cellules correspondantes. Par conséquent, ces cellules ne sont pas intégrées dans le réseau (McRae *et al.* 2008).

Pour résoudre un circuit, c'est-à-dire quantifier l'intensité du flux transitant dans chaque élément, trois approches sont possibles (McRae et Shah 2009). La première solution, par paires (*pairwise*), consiste à relier tour à tour une tache à un générateur et une seconde tache à la terre. Cette opération se fait itérativement pour toutes les paires de taches possibles dans le circuit. Les valeurs de flux sont ensuite sommées dans chaque élément du réseau.

La solution par paires peut demander une capacité et un temps de calcul importants dans le cas d'une image comportant un nombre très grand de taches. Par conséquent deux autres méthodes de résolution du circuit sont possibles. La première consiste à connecter itérativement une tache à un générateur et toutes les autres à la terre (une à toutes). La seconde, à l'inverse de la première, consiste à connecter itérativement une tache à la terre et toutes les autres à un générateur (toutes à une).

Adaptation à un graphe paysager

L'application des principes issus des circuits électriques à une grille raster pose le problème de la capacité et du temps de calcul quand la zone d'étude considérée est à une échelle régionale. En acceptant de simplifier le modèle, une solution est d'adapter ces principes à un graphe paysager. Dans cette approche, un paramètre supplémentaire peut être intégré dans le calcul des flux en attribuant une valeur d'émission de courant à chaque tache. Cette valeur peut être égale pour toutes les taches du graphe, ou être proportionnelle à sa capacité reflétant son potentiel démographique.

Ceci a également pour avantage de ne plus considérer l'ensemble de la grille raster pour le calcul des résistances mais de prendre uniquement en compte les attributs de distance des liens qui relient les taches. La résolution du circuit est dans ce cas plus rapide que lorsqu'il est fondé sur une grille raster.

Si cette approche prive le modèle de tous les chemins potentiels entre deux taches en ne conservant que le chemin de moindre coût, il offre cependant la possibilité de répartir le flux sur tous les liens du graphe. En effet, dans le cas de l'algorithme de centralité intermédiaire, un seul parcours, le moins coûteux, est identifié entre deux taches du graphe. Considérer un graphe paysager comme un circuit permet de répartir les flux sur l'ensemble des parcours

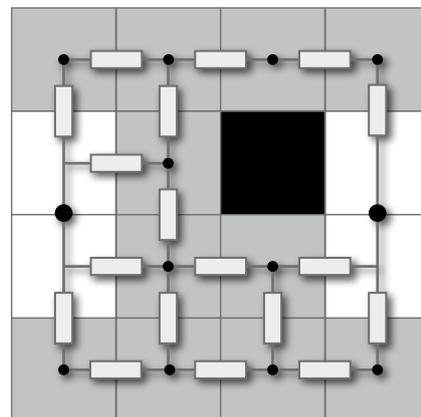


Figure 4.15 • Application d'un circuit à une grille raster. Les cellules blanches correspondent à l'habitat d'une espèce (conductance infinie). Les cellules grises offrent une résistance finie aux déplacements, en noir est figurée une cellule dont la résistance est infinie. D'après Mcrae *et al.* (2008).

possibles entre deux taches dans le graphe. Dans ce cas, l'intensité du flux dans chaque lien et chaque nœud est fonction de la résistance des parcours.

Les modes de résolution du circuit restent les mêmes que dans le cas d'une grille raster. Une résistance issue de l'attribut de distance est attribuée à chaque lien, et une résistance à la terre est attribuée à chaque tache. Lors de la résolution du circuit, un générateur est relié au niveau des taches. A chaque itération de la résolution, le flux mesuré dans chaque élément du circuit est sommé. Ainsi la capacité, en tant qu'attribut de qualité d'une tache, peut permettre de paramétrer l'intensité du courant émis par une tache (source) ou au contraire, paramétrer la résistance à la terre (puits) en fonction de cette capacité.

CONCLUSION

Les métriques liées à la théorie des graphes sont nombreuses et caractérisent chaque élément du graphe en fonction de leur position dans le réseau. Dans le cas des graphes paysagers, l'utilisation de métriques de connectivité est intimement liée à la distance entre les taches et à l'échelle à laquelle la connectivité est prise en compte dans le graphe. Ces considérations spatiales sont directement issues des capacités d'une espèce à se déplacer dans le paysage étudié. Trois familles de métriques, liés à trois échelles, existent. Une première métrique, plus attributaire que dépendante du graphe, reflète la qualité d'une tache pour une espèce donnée. La deuxième famille de métrique est issue des modèles d'interactions fondés sur le modèle gravitaire. Ces métriques reflètent, pour une tache, sa propension à émettre des individus se dispersant dans le réseau en fonction de la capacité des taches qui lui sont adjacentes. La dernière famille de métriques compte les indices de centralité quantifiant l'importance d'un élément du graphe dans la connexité de l'ensemble du réseau écologique.

L'ensemble de ces métriques est lié aux parcours de moindre coût entre les différentes paires de taches. Cependant, un biais peut persister dans le cas où seul le parcours unique de moindre coût est considéré. Dans cette optique, une autre approche appliquant les principes des circuits électriques aux réseaux écologiques permet de pallier ces limitations. La théorie des circuits est applicable soit sur une grille raster modélisant un paysage pseudo-continu, soit sur un graphe paysager modélisant un paysage discret. Dans le cadre du calcul d'une métrique de centralité, la répartition du flux d'individus sur l'ensemble du graphe permet de mieux rendre compte des parcours potentiels empruntés par des marcheurs aléatoires. Cette méthode se rapproche donc de certains modèles de simulations basés sur les déplacements d'agents obéissant à des règles de comportement (Tischendorf et Fahrig 2000).

CONCLUSION DU CHAPITRE 4

La théorie des graphes offre un cadre privilégié à la modélisation des phénomènes réticulaires. Si la théorie est apparue dès le milieu du XVIII^{ème} siècle, elle s'est développée grâce à l'essor de l'informatique et à l'augmentation des capacités de calcul. À travers les différentes topologies possibles lors de la construction d'un graphe, plusieurs problèmes liés à la résolution d'un réseau peuvent être traités, à l'image de l'algorithme de Dijkstra, ou encore l'identification d'un arbre couvrant minimum. La théorie des graphes est présente dans de nombreuses disciplines

ayant recours à la modélisation des réseaux, et plus spécialement en sciences humaines à travers les réseaux de transport ou les réseaux sociaux. En écologie, les graphes sont utilisés pour analyser les relations *proie-prédateur*, *site-espèce*, ou encore les relations génétiques entre les individus d'une ou plusieurs populations.

Lors de la dernière décennie, les graphes ont été appliqués en écologie du paysage pour analyser la connectivité entre les taches d'habitat dans un paysage hétérogène. Les nœuds du graphe représentent dans ce cas les taches, et les liens symbolisent les relations potentielles entre elles. Ces relations représentent le plus souvent les déplacements liés à la dispersion des individus au sein du paysage et sont tributaires d'une impédance définie au préalable (distance euclidienne ou effective). Selon la définition des nœuds, des attributs des liens, du seuillage du graphe, et de la topologie choisie, un réseau écologique peut être modélisé de manière multiple. Le paramétrage nécessaire à une application orientée espèce est, dans ce cas, dépendant à la fois de la biologie de l'espèce, mais aussi des capacités informatiques disponibles.

La structure simple du graphe, composé uniquement de nœuds et de liens, permet le calcul de nombreuses métriques caractérisant la connectivité d'un paysage à plusieurs échelles. Ces métriques sont directement inspirées des métriques développées dans le cadre de l'analyse de réseaux théoriques ou de réseaux réels en mathématiques. Parallèlement, les principes des réseaux de flots à travers l'analogie entre le paysage et les circuits électriques étendent le spectre des applications des graphes paysagers. Ces méthodes permettent de modéliser de manière de plus en plus réaliste les déplacements potentiels au sein du paysage.

TERRAIN D'ÉTUDE ET DONNÉES

Le terrain d'étude sur lequel s'appuie le travail de recherche est la région Franche-Comté. Ce choix est motivé par la construction de la branche est de la ligne à grande vitesse Rhin-Rhône dont les effets sur la connectivité du paysage peuvent justifier une approche régionale. L'intérêt des collectivités locales de la région pour les conséquences, sur les déplacements de la faune, de la fragmentation du paysage par les activités humaines a permis de mettre en place des partenariats durables entre les acteurs du territoire et la recherche. Le choix de la région est également conditionné par la disponibilité des données sur l'occupation du sol. Les différents partenariats engagés avec les associations naturalistes de la région permettent de disposer des connaissances des acteurs de terrain, de données d'occurrences et de collision pour quelques espèces. Nous présenterons l'ensemble des données mobilisées dans ce travail dans une seconde partie.

1. TERRAIN D'ÉTUDE

La région Franche-Comté est, avec l'Alsace et Rhône-Alpes, une des régions pionnières en termes de description de la fragmentation de son espace par les activités humaines, et d'analyse de la connectivité de ses paysages. Cet intérêt est motivé par une consommation foncière non négligeable en périphérie des pôles urbains, mais aussi, par la construction d'infrastructures de transport, en réponse à l'augmentation constante du trafic routier et ferroviaire.

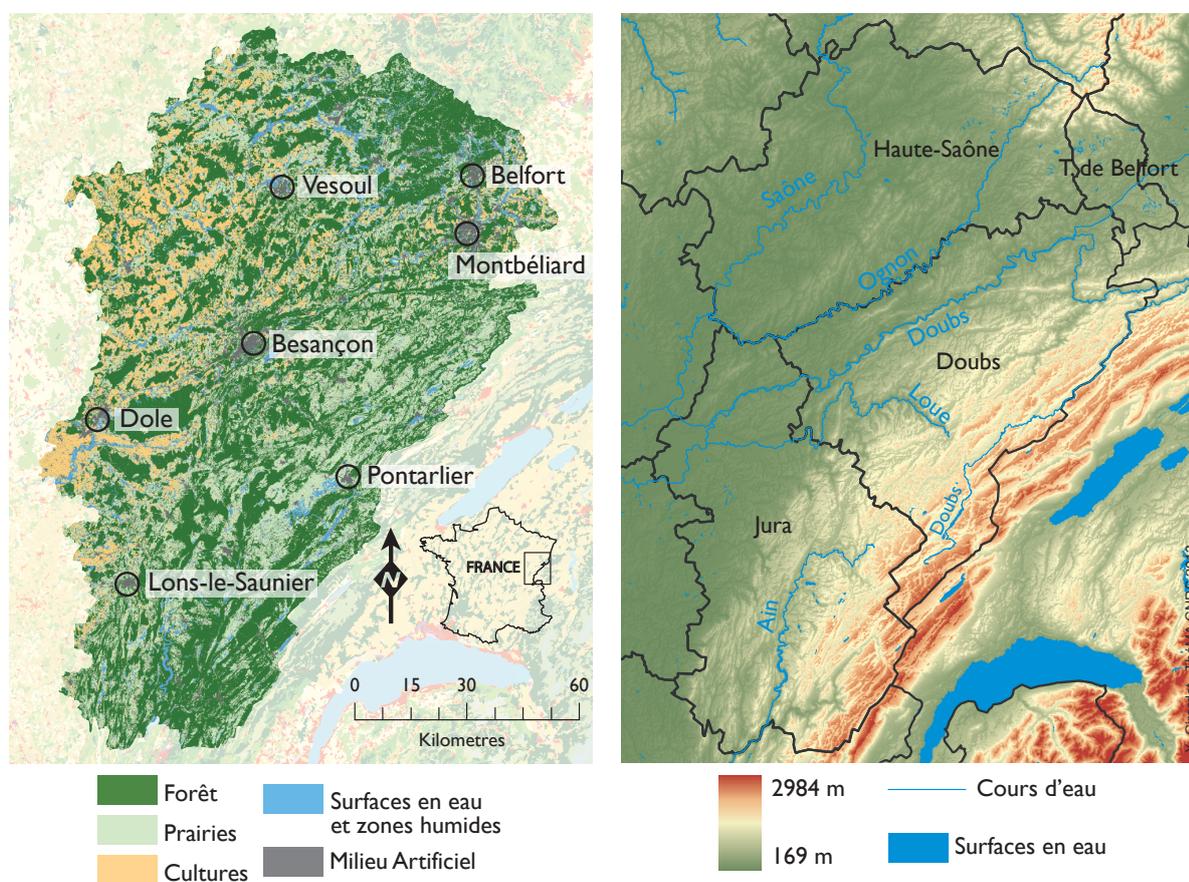
1.1. CONTEXTE RÉGIONAL

1.1.1. La région Franche-Comté

Présentation de la Région

La région Franche-Comté est une région administrative française qui regroupe quatre départements : le Doubs, la Haute-Saône, le Jura et le Territoire de Belfort. Située à l'est de la France, elle partage une frontière avec la Suisse et fait figure de carrefour européen en reliant l'Europe du nord et du sud par le fossé rhénan et la vallée du Rhône. Les principales agglomérations sont Besançon, Montbéliard et Belfort.

Avec une superficie de 16 202 km² et une couverture forestière de 43%, la région Franche-Comté est la deuxième région la plus boisée de France derrière la région Aquitaine. Plus grande sapinière européenne grâce au massif du Jura, la région possède aussi la deuxième plus grande



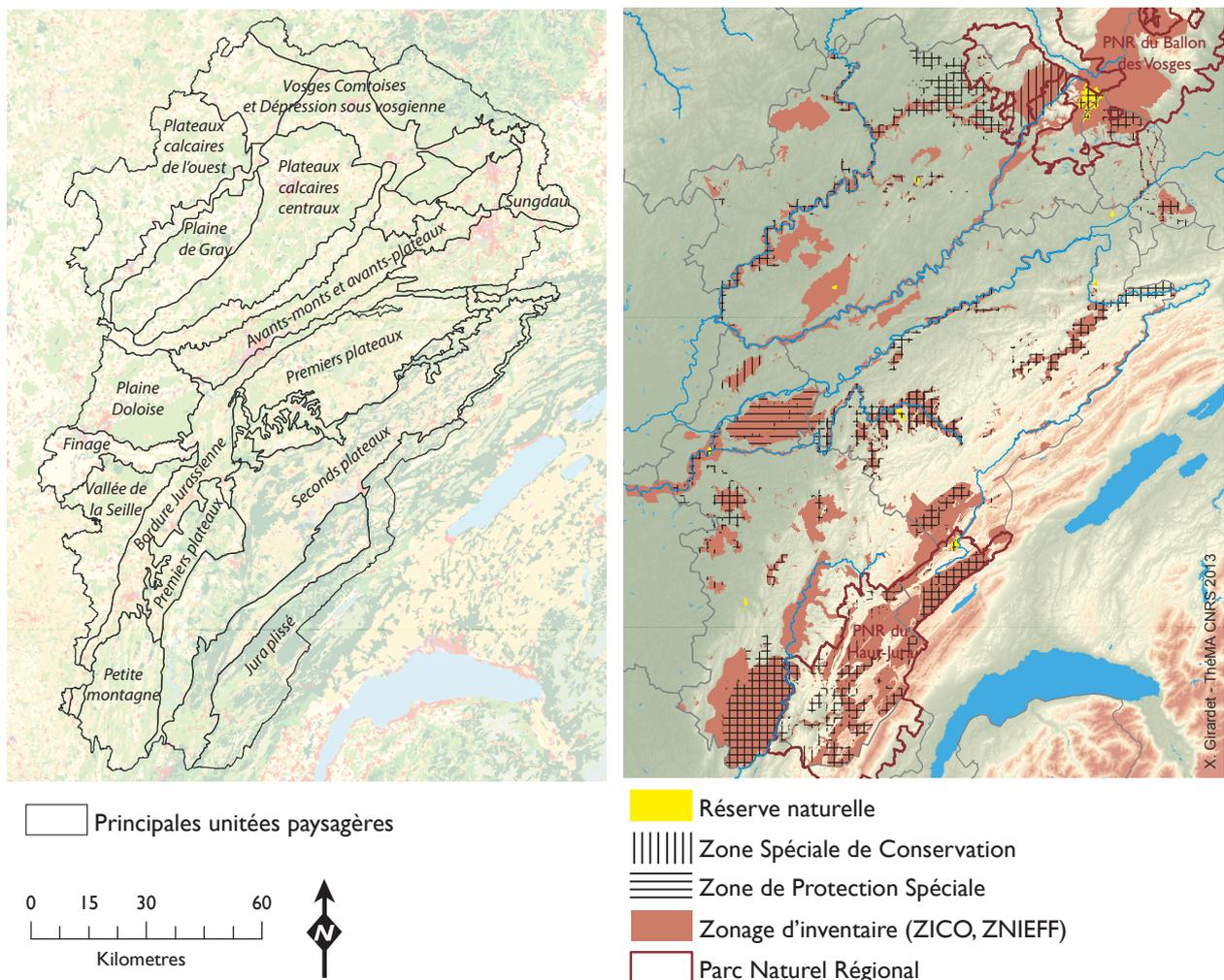


Figure 5.2 • Unités paysagères et zones de protection en Franche-Comté.

forêt de feuillus de France avec la Forêt de Chaux située au nord du département du Jura. La forêt joue donc un rôle prédominant dans les paysages francs-comtois (Figure 5.1).

La topographie de la région est marquée au sud et à l'est par le massif jurassien formé par une succession de plateaux karstiques suivant un axe sud-ouest/nord-est. Elle est limitée au nord par la retombée méridionale du massif des Vosges et comporte une plaine agricole ouverte sur sa façade ouest. Quatre vallées majeures traversent la région (Figure 5.1). Longeant la Bordure Jurassienne, la basse vallée du Doubs et la vallée de l'Ognon forment un axe structurant entre l'agglomération de Belfort-Montbéliard et le pays Dolois. Elles forment un axe structurant à l'échelle de la région entre la plaine d'Alsace et le bassin de la Saône. La Vallée de la Loue, d'abord encaissée dans le Premier Plateau au sud de Besançon, contourne la forêt de Chaux et se jette dans le Doubs au sud de Dole. Enfin, la Basse Vallée de la Saône méandre au nord-ouest, le long de la plaine agricole à l'ouest de la Haute-Saône encadrée par les Plateaux Calcaires Centraux et les Plateaux Calcaires de l'Ouest.

Indépendamment de leurs caractéristiques topographiques, les principales unités paysagères de la région se distinguent aussi par un système agricole spécifique (Figure 5.2). Le Premier Plateau et les Plateaux Calcaires Centraux sont marqués par un système parcellaire complexe

présentant en certains lieux des signes caractéristiques d'une déprise agricole et de fermeture du paysage. Le Second Plateau et le Jura Plissé sont essentiellement tournés vers l'élevage et composés de prairies bocagères. Les unités paysagères telles que la vallée de la Seille en Bresse Comtoise, le Finage et le Val d'Amour, la Plaine Doloise, et la Basse Vallée de la Saône offrent un paysage ouvert de cultures intensives (Atlas des paysages de Franche-Comté, 2000).

Les périmètres de protection

En matière de protection de l'environnement, la région Franche-Comté présente de nombreux périmètres réglementaires (Figure 5.2). Ils représentent près de 34% de la superficie de la région et sont composés essentiellement de réserves naturelles, de parcs naturels régionaux et de zonages d'inventaires.

La région compte une vingtaine de réserves naturelles nationales et volontaires de tailles modestes dont l'objectif est de protéger et conserver des espaces naturels remarquables. La région compte aussi deux parcs naturels régionaux (PNR) dont l'objectif est d'allier développement économique des territoires ruraux et protection de l'environnement. Le PNR du Haut-Jura est créé en 1986 et réunit 122 communes de l'Ain, du Doubs et du Jura. Le PNR du Ballon des Vosges, créé en 1989, regroupe 208 communes de la Région Alsace, et des départements des Vosges, de Haute-Saône et du Territoire de Belfort.

Dès les années 80, plusieurs zones d'inventaires sont définies en Franche-Comté, à l'image des zones importantes pour la conservation des oiseaux (ZICO) et des zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique (ZNIEFF de types 1 et 2). La mise en place du réseau Natura 2000 s'est appuyée sur ces inventaires, et plus particulièrement sur les ZICO, afin de définir les zones de protection spéciales (ZPS) constituant un des deux piliers du réseau Natura 2000. Le second pilier est composé des zones spéciales de conservation (ZSC) issues de la directive Habitat de 1992. L'objectif de cet assemblage d'inventaires au sein de Natura 2000 est la mise en place d'un ensemble cohérent de sites européens, dans une logique de déplacement des espèces en s'affranchissant des limites administratives internationales.

1.1.2. Problématique des continuités écologiques en Franche-Comté

Un espace « pivot »

Depuis le début des années 2000, les réflexions de la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de Franche-Comté (DREAL) conduisent à la mise en place d'un ensemble d'espèces cibles, au ciblage de méthodologies pour cartographier les zones de « connexion biologique » ou encore à l'estimation de la fragmentation du paysage à l'échelle de la région. Situé à l'articulation de trois principaux massifs des Vosges, de la Forêt Noire et de la chaîne des Alpes, le massif jurassien joue un rôle essentiel dans la continuité des déplacements de la faune en Europe de l'ouest. La distribution des populations de lynx boréal (*lynx lynx*) permet de mettre en évidence le rôle que l'espace régional peut jouer pour cette espèce forestière (Encadré 5).

Outre l'exemple de l'habitat forestier, différents types d'habitats sont pris en compte dans les documents préparatoires à la mise en place de la Trame Verte et Bleue de la Région Franche-Comté. L'attention est aussi portée sur le milieu agricole extensif ainsi que sur les

Encadré 5 • Le lynx, une espèce emblématique

Disparu du massif du Jura dès le début du XX^{ème} siècle, le lynx eurasiatique (*lynx lynx*) est (re) devenu une espèce emblématique des forêts de la région. Quelques individus, essentiellement originaires de Slovénie, ont été réintroduits dans Alpes et le Jura Suisse dans les années soixante-dix (Breitenmoser *et al.*, 1998), ainsi que dans les Vosges depuis le début des années 80. Depuis, l'espèce a progressivement recolonisé les forêts franc-comtoises via le Jura suisse et son aire de distribution continue à s'étendre vers le nord et l'ouest.

On dénombre trois populations de lynx en Europe de l'Ouest, une population dans les Alpes suisses, une autre dans les Vosges, et la plus ancienne, la population jurassienne. La population présente dans le massif de la Chartreuse semble être issue d'individus provenant du Jura. Or la diminution de la taille de son habitat et la présence de barrières, telles que les autoroutes, peuvent limiter la dispersion du Lynx dans certaines zones de la région. Pour permettre le maintien du lynx dans cette région, il a été recommandé de reconnecter ces massifs forestiers afin de permettre suffisamment d'échanges génétiques entre les populations (Zimmermann and Breitenmoser, 2007). Le massif du Jura et la Région Franche-Comté font alors office de pivot entre les populations des massifs des Vosges et des Alpes.

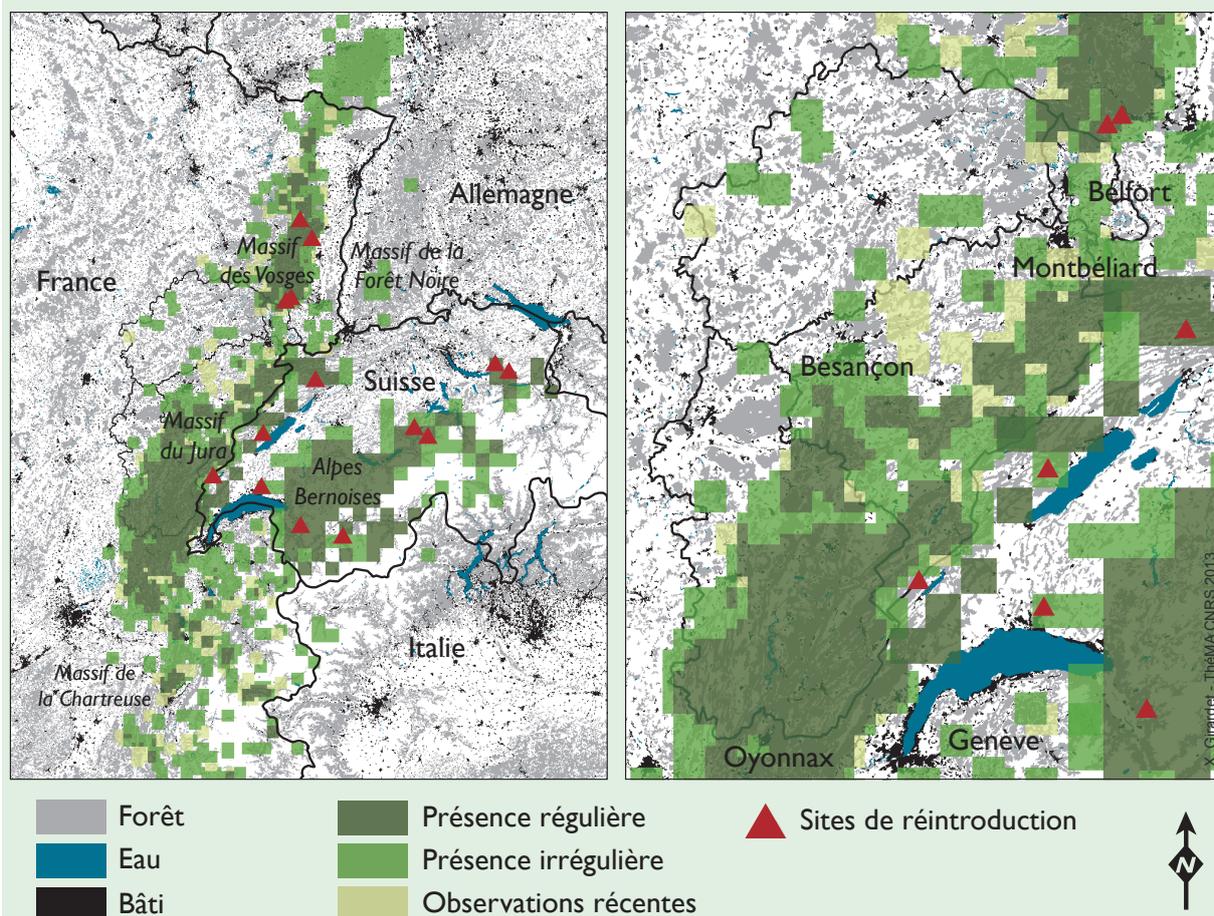


Figure 5.3 • Répartition du Lynx eurasiatique en Europe de l'Ouest (a) et en Franche-Comté (b). Source : Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (2010).

milieux xériques. Concernant les zones humides, la Franche-Comté occupe une place tout aussi stratégique en Europe. En effet, les vallées du Doubs et de l'Ognon forment un couloir de déplacement renforcé par de nombreuses zones humides de fond de vallée (bras morts) ou d'altitude (tourbières). Ces espaces font office de stations indispensables pour certains oiseaux migrateurs reliant le nord de l'Europe à la Méditerranée (Paul et Weidmann 2008).

La problématique des continuités écologiques en Franche-Comté possède donc des enjeux clairement transfrontaliers. Les décisions politiques en faveur du maintien ou du rétablissement des continuités écologiques en Franche-Comté nécessitent d'intégrer les politiques des régions limitrophes et des pays frontaliers.

Mise en cohérence des stratégies régionales

La situation de « carrefour écologique » de la Franche-Comté nécessite une mise en cohérence des politiques pour l'identification des réseaux écologiques à l'échelle locale, régionale, et internationale. À l'échelle locale, la région se fonde, dans un premier temps, sur les périmètres réglementaires de protection et les zonages d'inventaires. L'ensemble des PNR œuvre depuis leur création à soutenir le développement économique en accord avec les principes de développement durable et à maintenir les milieux naturels et leurs fonctionnements. Ils sont les premiers grands périmètres dans lesquels les autorités agissent pour limiter la fragmentation du paysage.

Les premières réflexions pour la cartographie des réseaux écologiques régionaux intègrent les périmètres Natura 2000 et les PNR. Les ZNIEFF sont alors définies comme les zones nodales du réseau. En réalisant une analyse générique, fondée sur les résistances aux déplacements, des « corridors » sont cartographiés entre ces zones nodales (Coulette 2007). Parallèlement, un effort est mené pour réaliser un inventaire des passages à faune le long des grandes infrastructures de la région (Loisy 2008).

Les objectifs renforcés des Schémas de Cohérence Territoriale (SCoT), des Plans Locaux d'Urbanisme (PLU), et des cartes communales en matière de protection et gestion de l'environnement, offrent un échelon supplémentaire dans les réflexions autour de la Trame Verte et Bleue. En Franche-Comté, les SCoT du Grand Besançon, du Territoire de Belfort et du Pays Dolois intègrent ces objectifs et participent à l'élaboration du SRCE.

Au niveau européen, l'identification des réseaux écologiques aux échelles régionale, nationale et internationale s'exprime par la cartographie du réseau écologique pan-européen. Une carte indicative du réseau est proposée pour l'Europe centrale et de l'est, de l'ouest et du sud-est (Jongman *et al.* 2011). Cependant, les recommandations de ce rapport restent à l'échelle européenne. Ils confient à chaque pays le soin d'identifier leurs réseaux écologiques nationaux en prenant en compte les espaces à reconnecter dans une logique inter-régionale ou internationale. La mise en cohérence des Trames Verte et Bleue des régions Rhône-Alpes, Bourgogne, Lorraine et Alsace avec le réseau franc-comtois est intégrée dans les réflexions liées au SRCE. Cette cohérence vise à être intégrée dans le Schéma National de Cohérence Écologique (SNCE). Cependant, dans une logique européenne, le cas franc-comtois nécessite de prendre en compte le Réseau Écologique Nationale (REN) Suisse. Ce dernier met en évidence l'importance des connexions transfrontalières tout le long du massif du Jura au nord-

ouest et en direction des Vosges au nord-est. Ces connexions concernent le milieu forestier, les prairies sèches, et les zones agricoles extensives (Berthoud *et al.* 2004).

1.2. LES AMÉNAGEMENTS EN FRANCHE-COMTÉ

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

L'état de la fragmentation en France

La taille effective de la maille (*Effective Mesh Size*) permet de rendre compte du degré de fragmentation d'un espace (Jaeger 2000). D'après cet indice calculé à l'échelle d'une maille régulière de 1 km de résolution sur toute l'Europe, la France fait partie des pays européens les plus soumis à la fragmentation (EEA 2011).

Le ministère de l'écologie français reprend cet indice pour caractériser la situation de la fragmentation à l'échelle des unités forestières de l'Institut Forestier National (IFEN) (Figure 5.4). Il met en évidence une dichotomie entre d'une part, les massifs montagneux, et d'autre part les plaines et grandes vallées françaises. Les plaines et les vallées sont soumises à une très forte pression anthropique. Les premières constituent des espaces d'openfield dont les espaces agricoles ont été remembrés, convertissant d'anciennes parcelles agricoles extensives en agriculture intensive. Les secondes concentrent la majorité des activités humaines, dont les villes les plus importantes, ainsi que les grands axes de déplacements le long de leur cours d'eau.

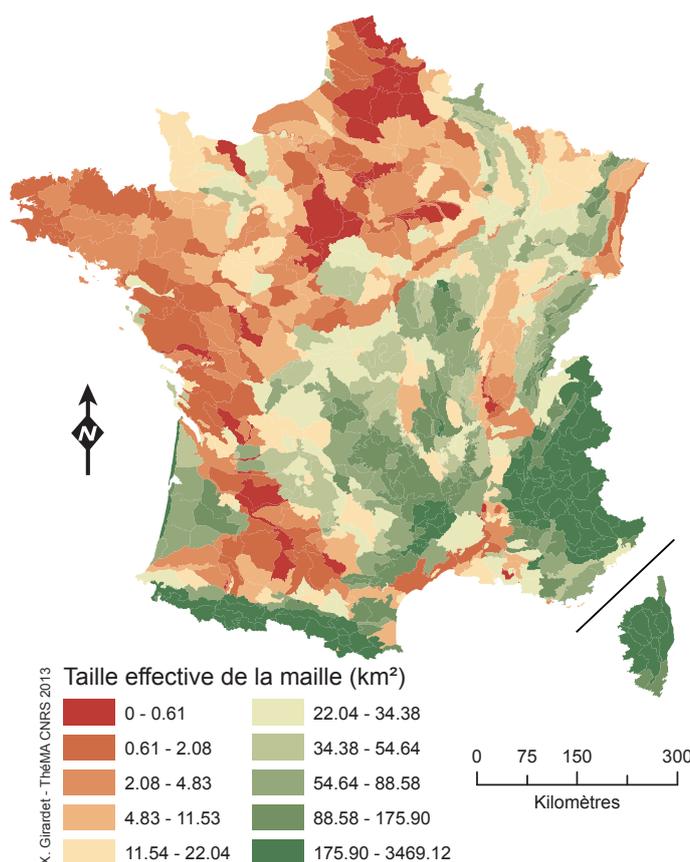


Figure 5.4 • Fragmentation du territoire Français. Calcul de la taille effective de la maille pour chaque unité forestière. Source : Ministère de l'écologie, IFEN

L'ouest et le nord de la France présentent les espaces les plus fragmentés. Ce constat est également vrai pour les vallées de la Garonne, du Rhône et le fossé Rhénan. *A contrario*, l'ensemble des massifs montagneux sont épargnés par la fragmentation. Notons que la grande forêt des Landes offre un des espaces les moins fragmentés en France. Selon l'indicateur utilisé, la région Franche-Comté est partagée entre les espaces peu fragmentés du massif des Vosges et du Jura, et des espaces très fortement fragmentés le long de la vallée du Doubs.

Les espaces fragmentés en Franche-Comté

La Franche-Comté est une région qui subit une pression anthropique importante dans ses vallées. Sa topographie, concentre l'essentiel des activités et de la population dans ces vallées devenues des axes préférentiels de déplacement.

Pour chaque commune franc-comtoise, la taille effective de la maille (Jaeger 2000) est calculée aux espaces dits « naturels », par opposition aux espaces anthropisés tels que les zones bâties, les principales infrastructures de transports (routes nationales, autoroutes, voies ferrées) (Figure 5.5). Il met en évidence une diagonale d'espaces très fragmentés, orientée sud-ouest / nord-est, longeant les vallées de l'Ognon et du Doubs entre Dole et Belfort. L'essentiel de la fragmentation dans la partie sud-ouest de cet axe est dû à une pratique intensive de l'agriculture. Le reste de la diagonale est dû au processus de périurbanisation des agglomérations de Dole, Besançon et Belfort-Montbéliard et à la présence d'infrastructures de transport (Autoroutes et LGV).

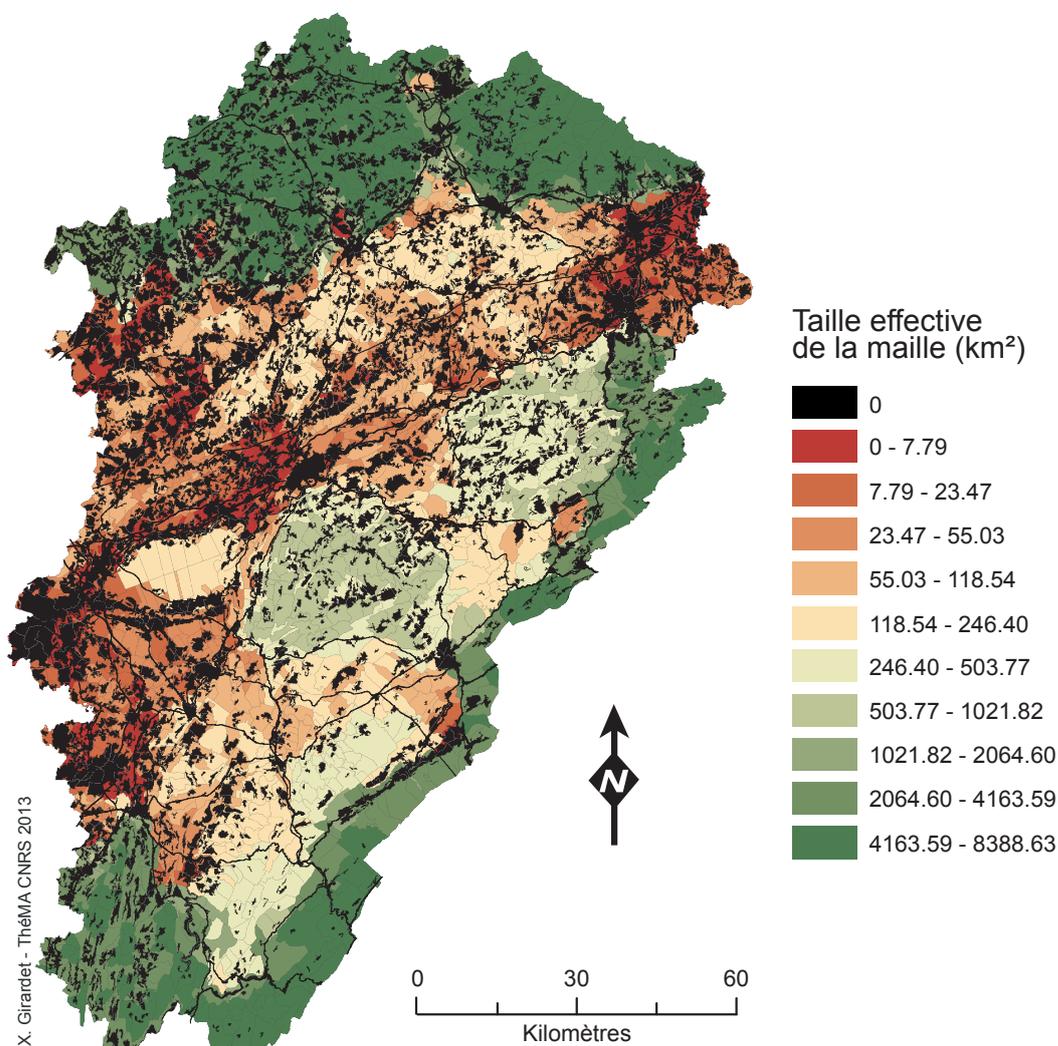


Figure 5.5 • Fragmentation du territoire franc-comtois. Calcul de la taille effective de la maille pour chaque commune. Source : IGN

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.

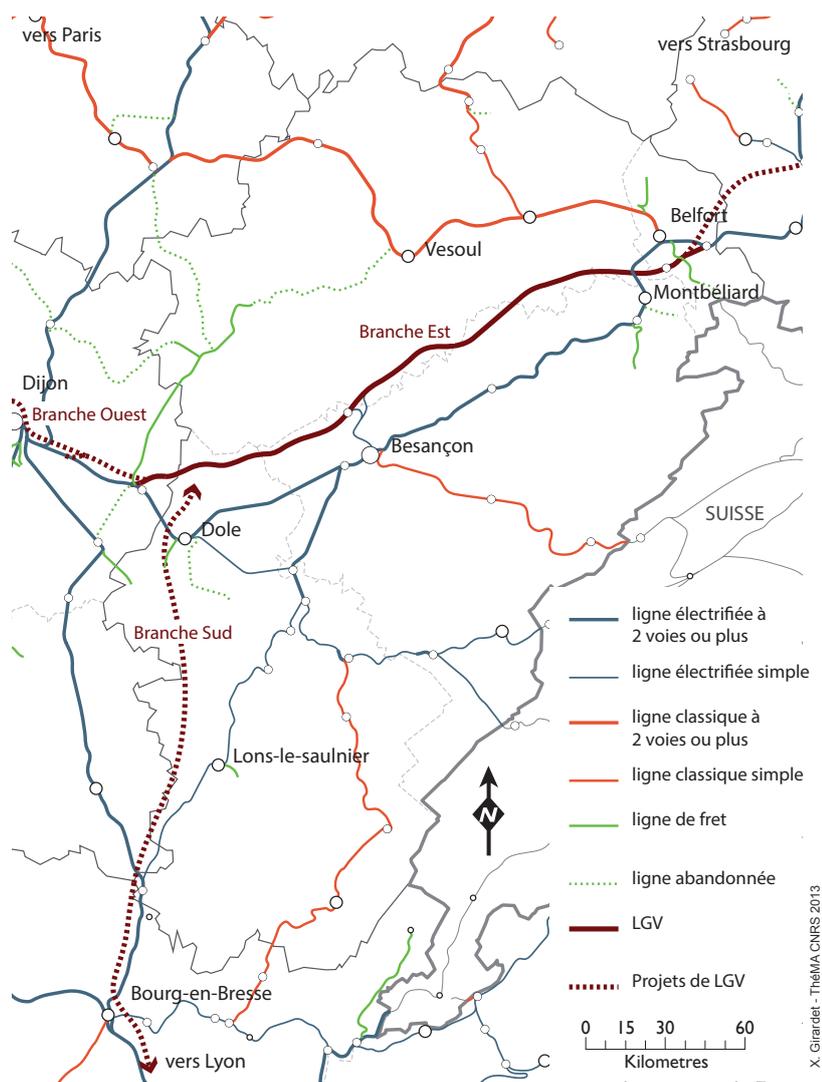


Figure 5.6 • Les voies de chemin de fer en Franche-Comté. Source : RFF

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.

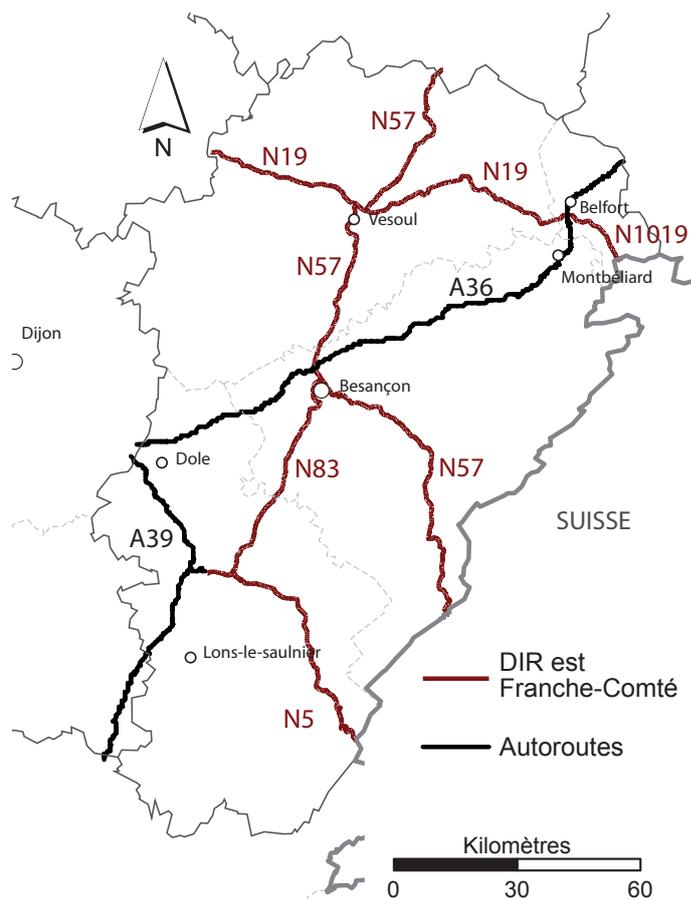


Figure 5.7 • Réseau routier primaire en Franche-Comté.
Source : DIR est

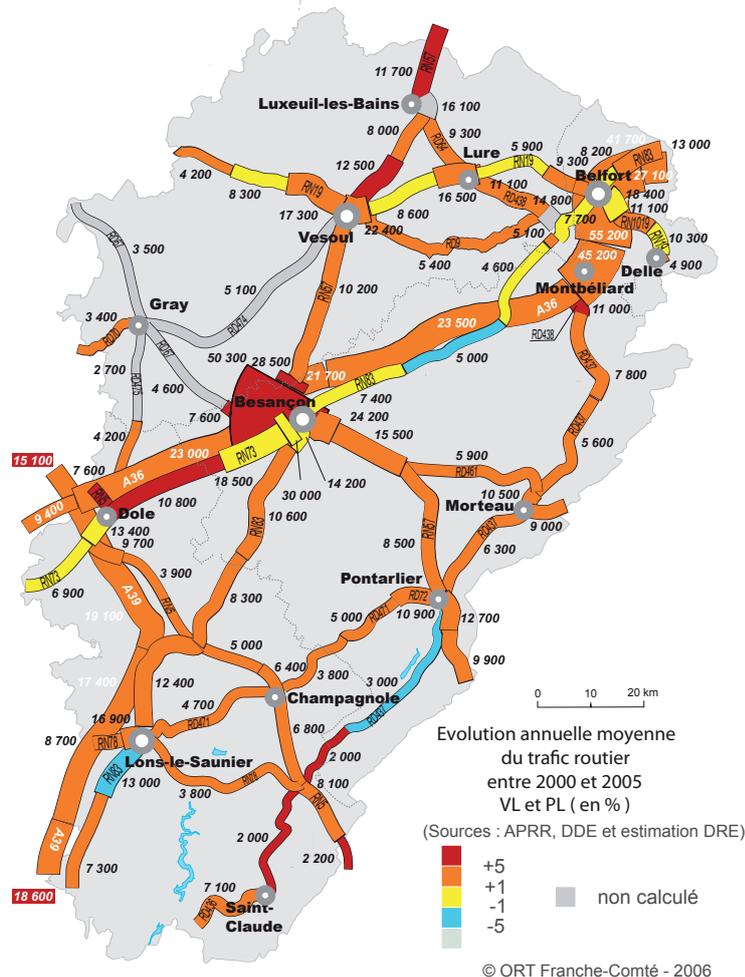


Figure 5.8 • Evolution annuelle moyenne du trafic routier en Franche-Comté entre 2000 et 2005. Source : Observatoire Régional du Transport en Franche-Comté (2006)

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,

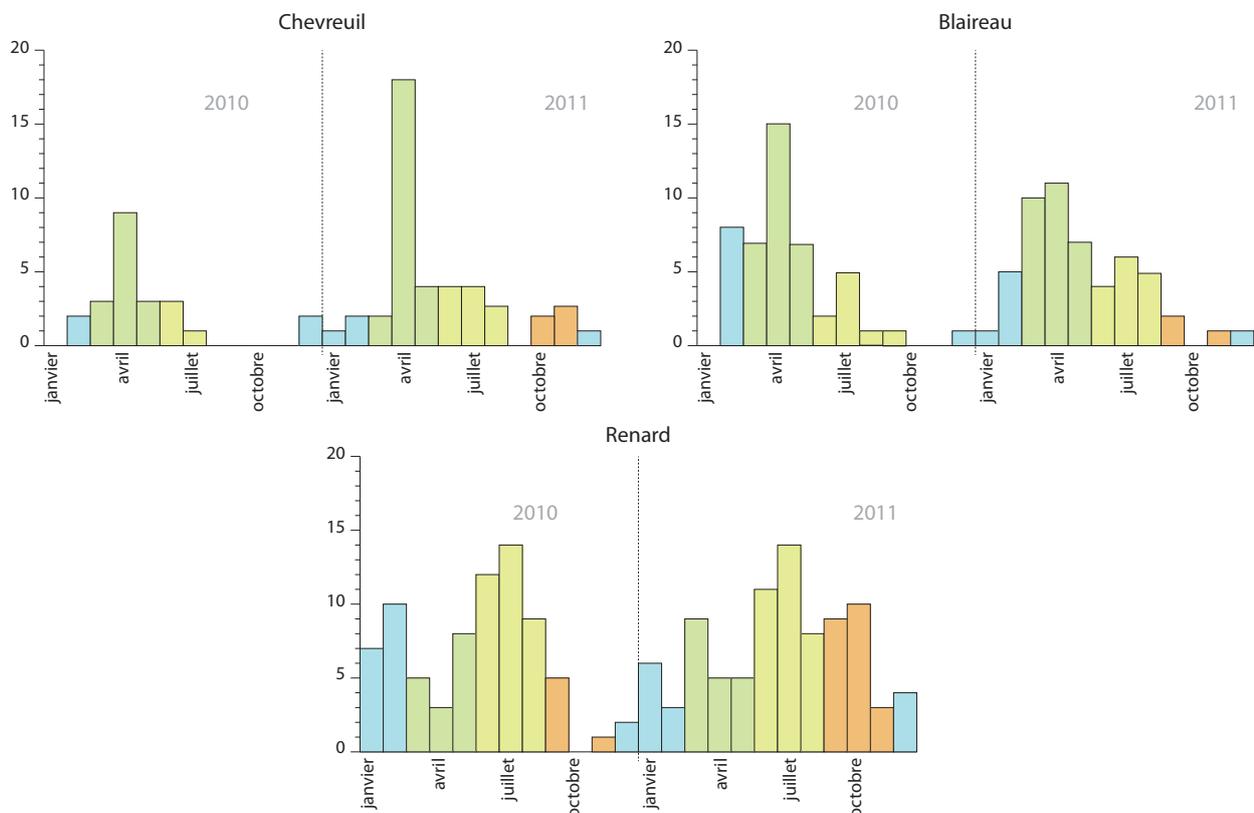


Figure 6.1 • Distributions mensuelles des collisions du chevreuil, renard, blaireau.

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 ($p < 0,05$).

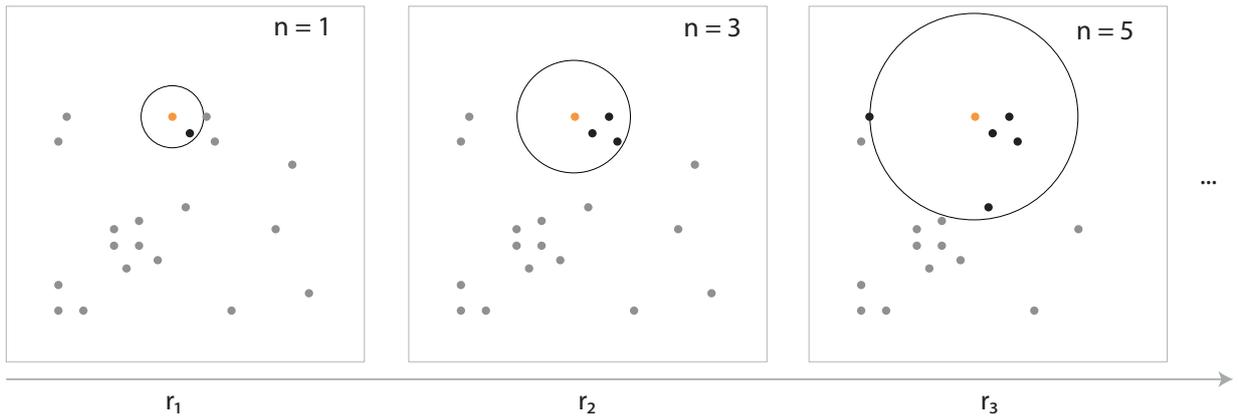


Figure 6.2 • Somme des voisins d'un point donné dans une fenêtre d'observation croissante dans un espace à deux dimensions.

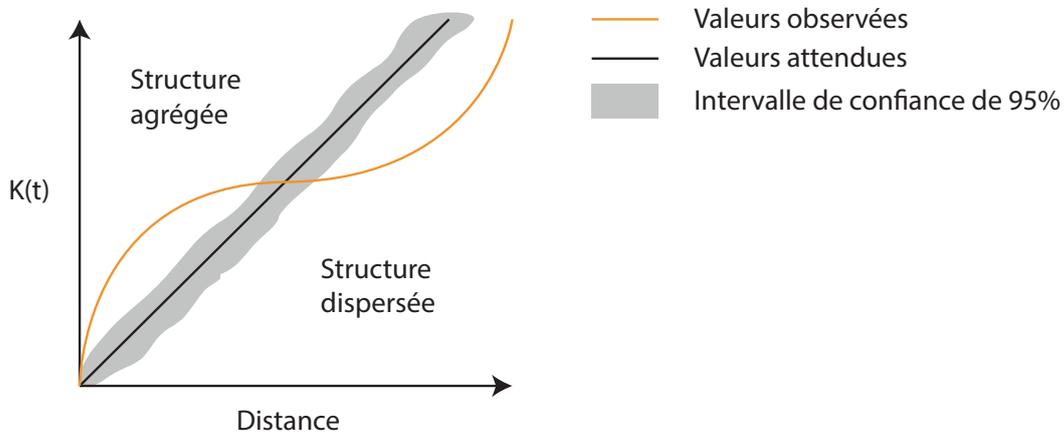


Figure 6.3 • Exemple schématique du résultat graphique de la méthode de Ripley.

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 :

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

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

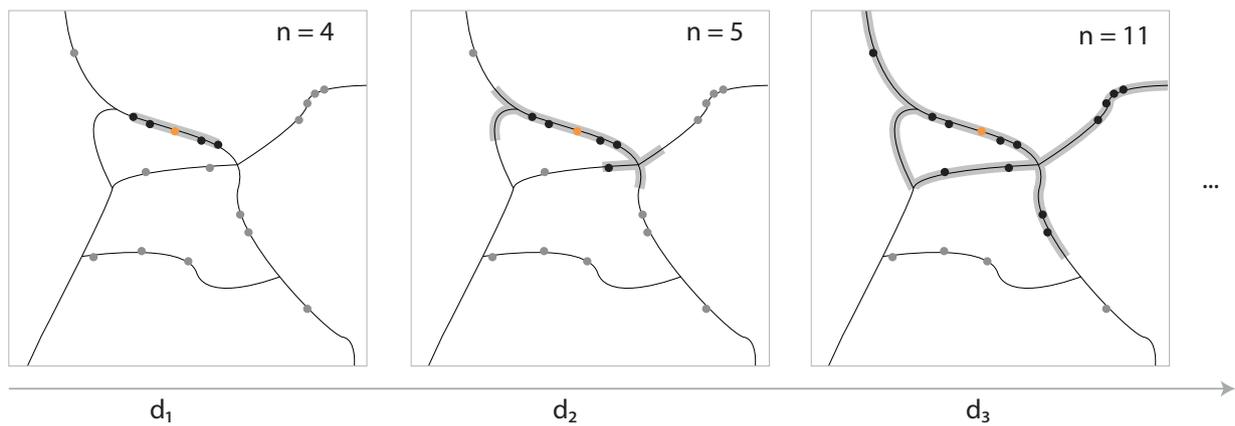


Figure 6.4 • Somme des voisins d'un point donné dans une fenêtre d'observation croissante le long d'un réseau.

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-

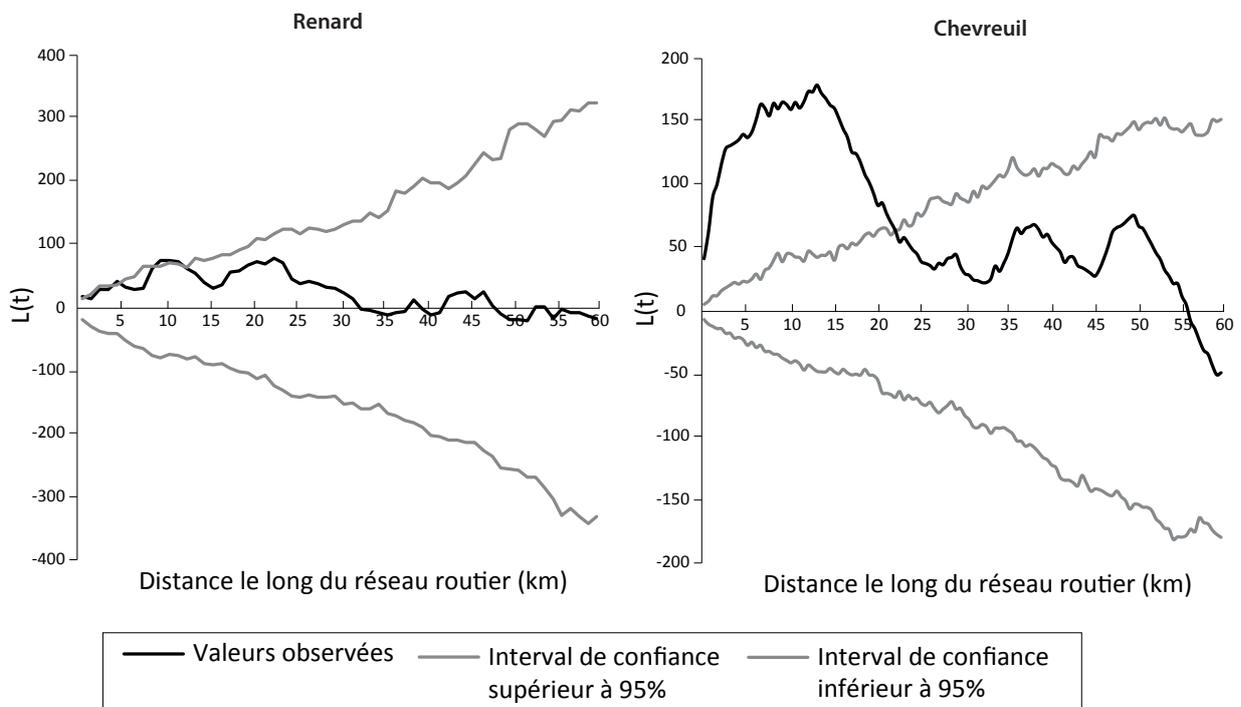


Figure 6.5 • Transformations linéaires des fonctions K du renard et du chevreuil.

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.

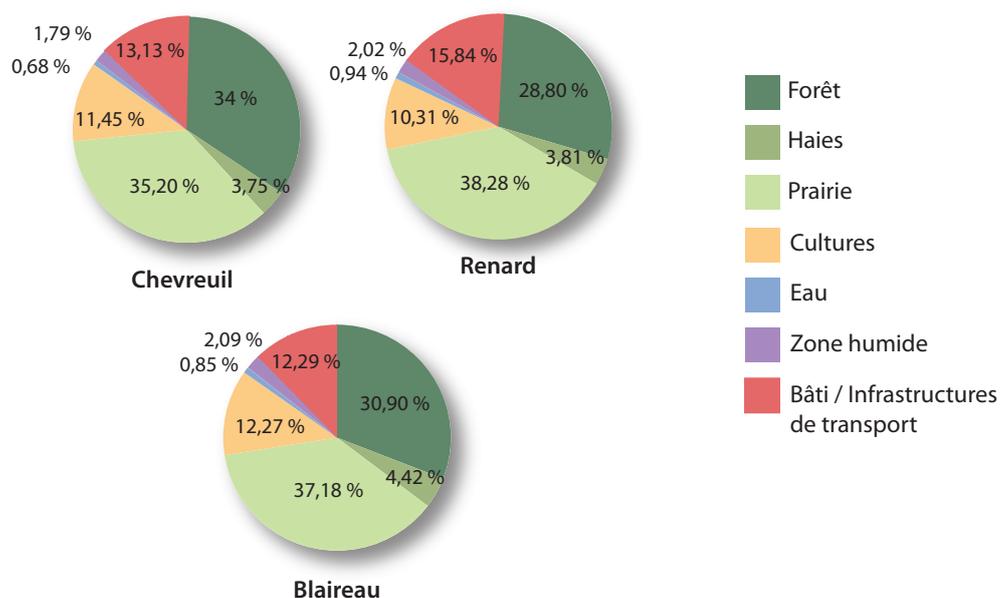


Figure 6.6 • Parts moyennes des différents modes d'occupation du sol dans un voisinage isotrope de 500 m autour des points de collision du chevreuil, renard, et du blaireau.

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.

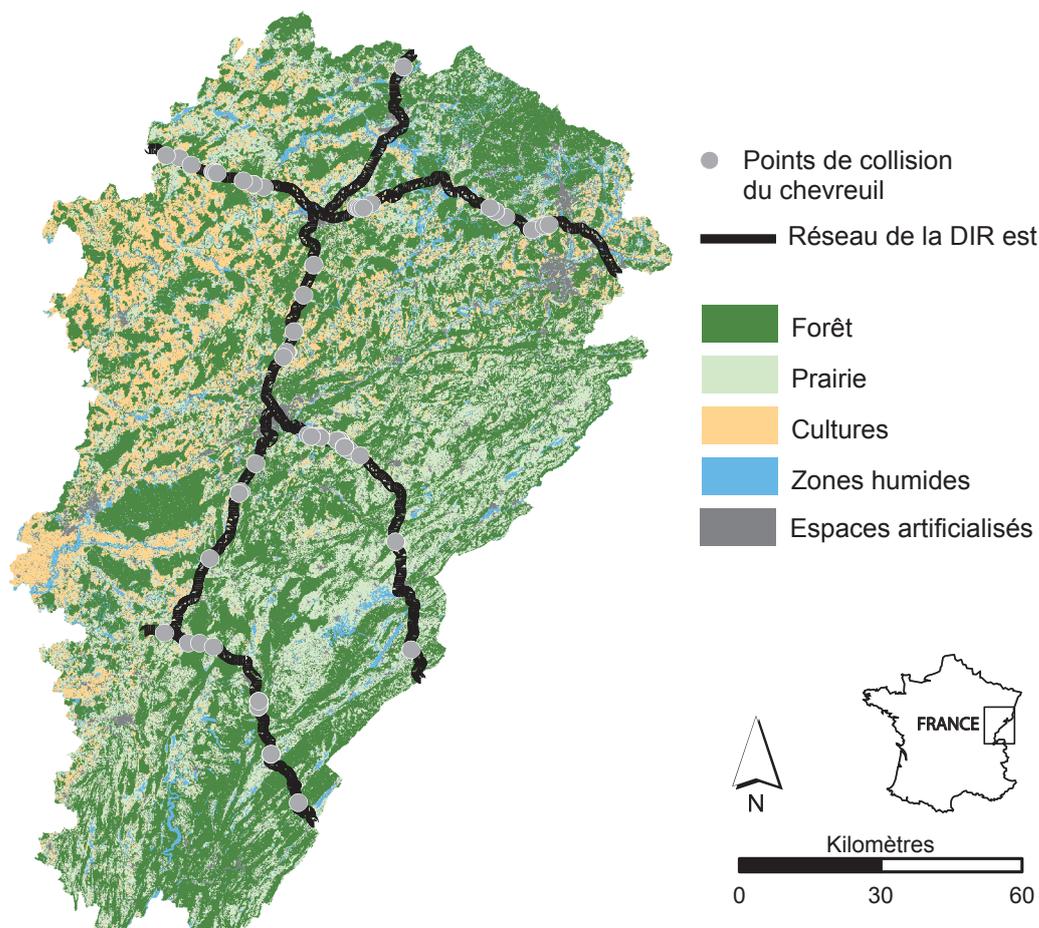


Figure 6.7 • Zone d'étude et points de collision du chevreuil pour la période 2010-2011.

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).

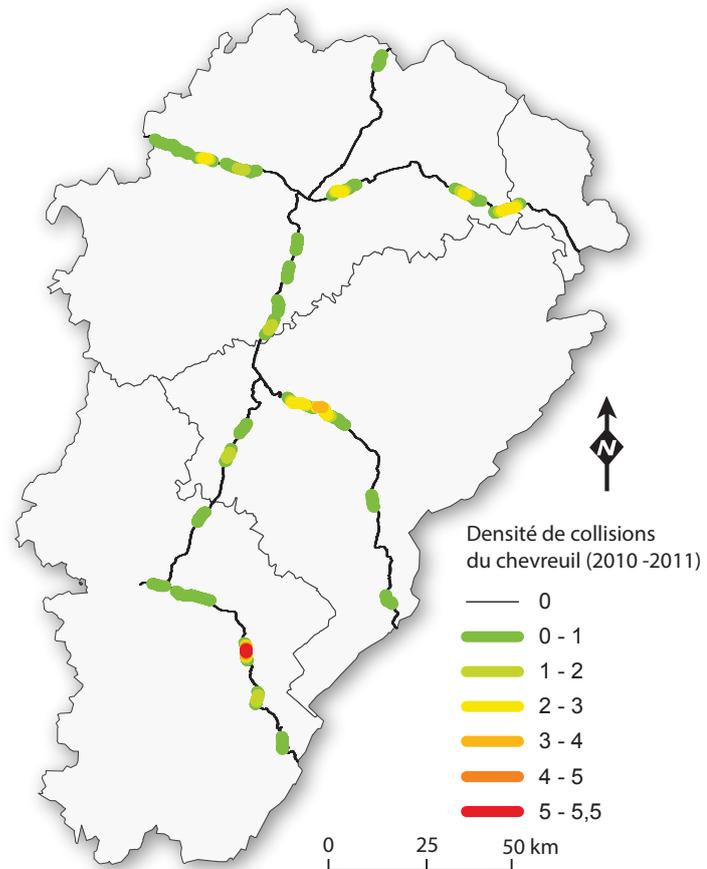


Figure 6.8 • Localisation des tronçons accidentogènes et de leur densité de collision respective pour le chevreuil.

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.

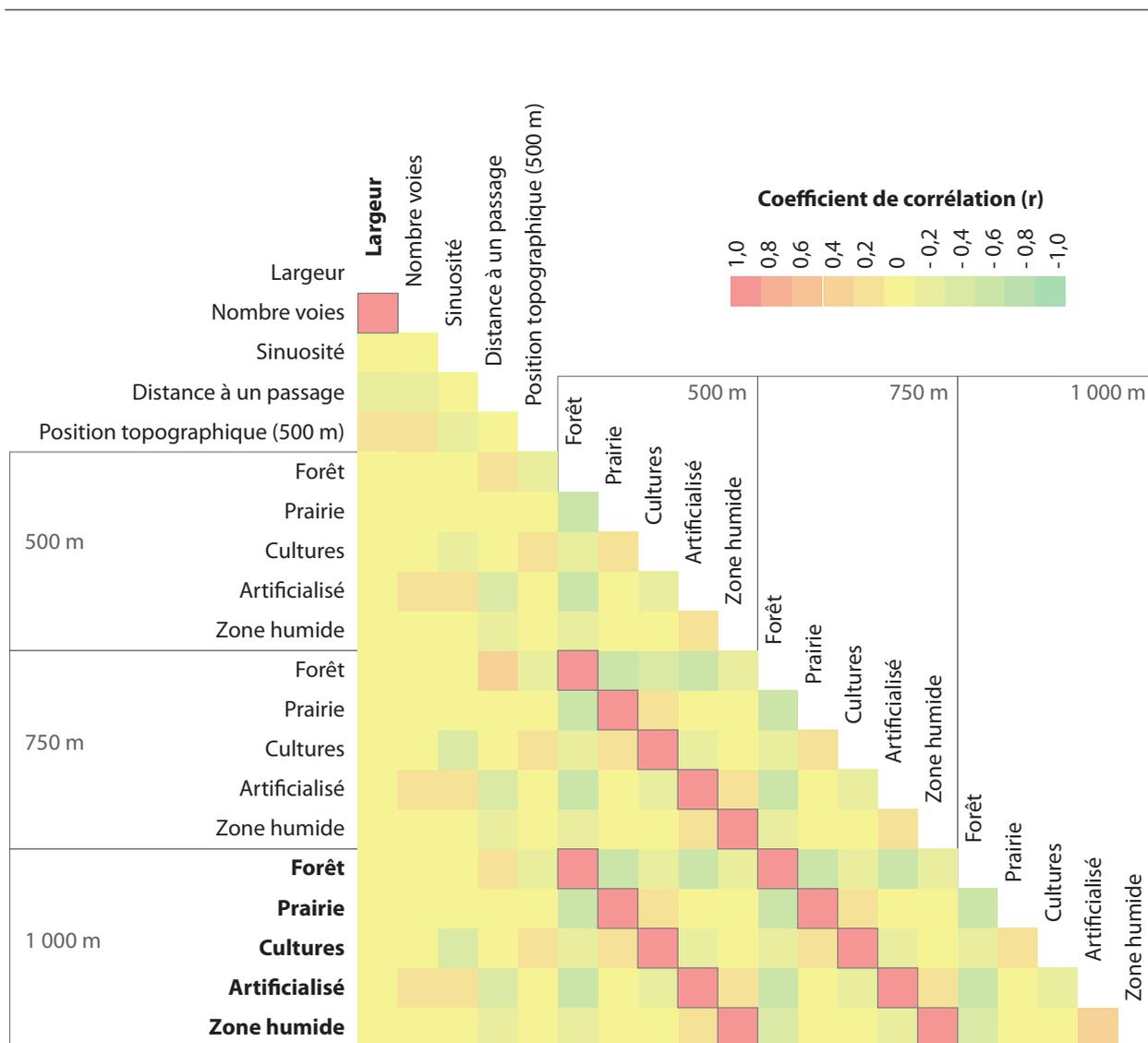


Figure 6.9 • Matrice de corrélation entre les variables significatives. Les paires dont la corrélation $r > 0,8$ sont délimitées dans la matrice. Les variables retenues pour le modèle sont figurées en gras.

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).

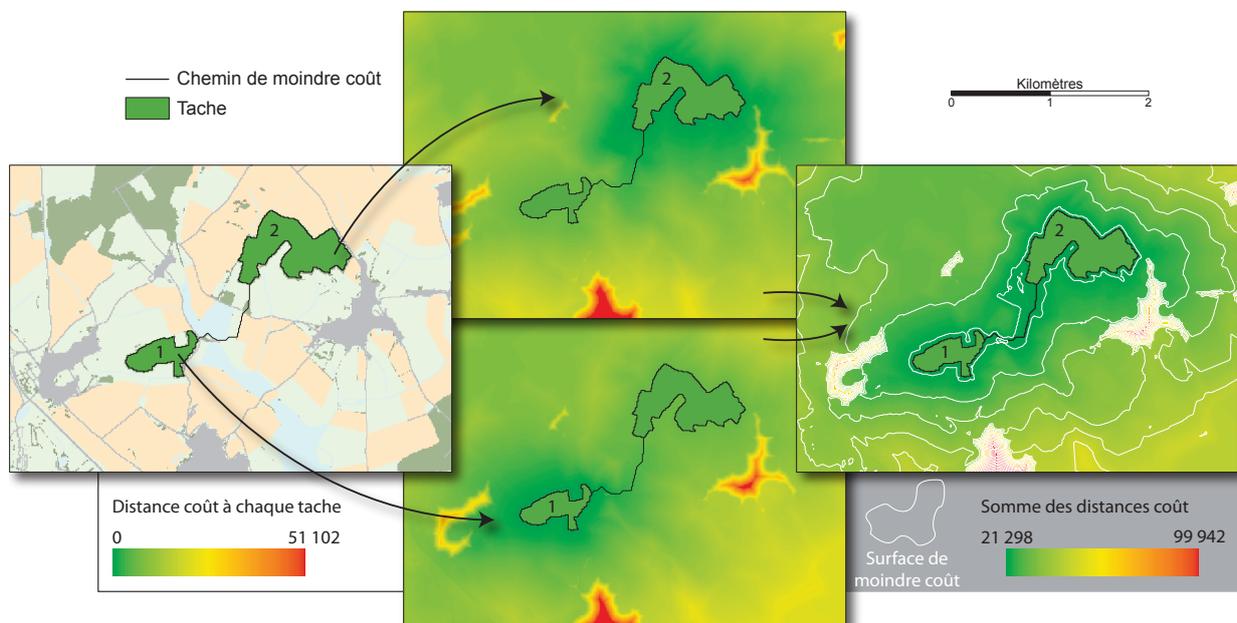


Figure 6.10 • Principe de construction d'un corridor de moindre coût.

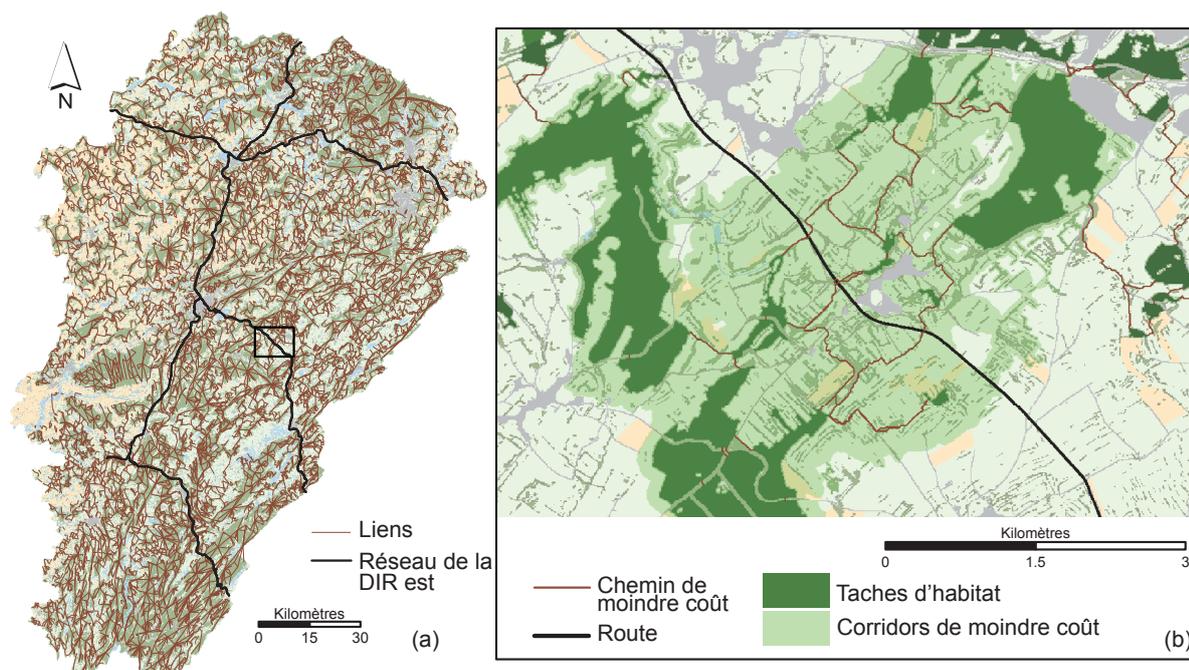


Figure 6.11 • Graphe paysager (a) et exemple de corridor de moindre coût (b).

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

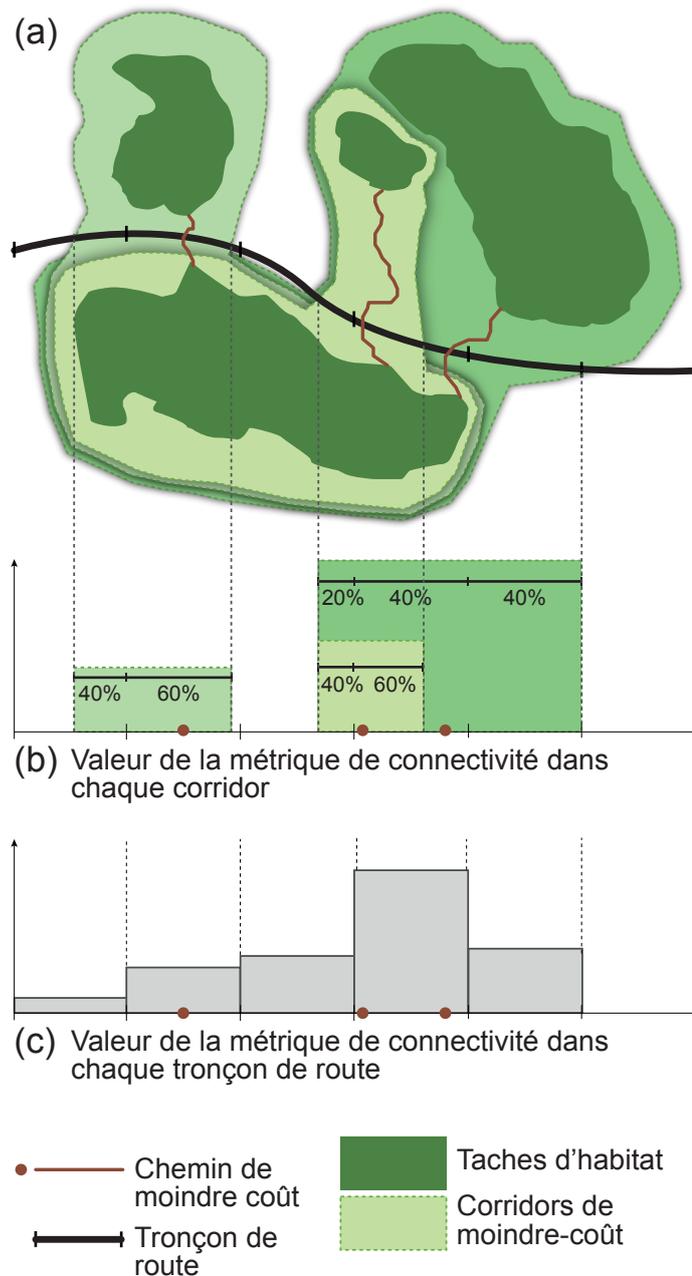


Figure 6.12 • Attribution des valeurs de connectivité aux corridors.

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).

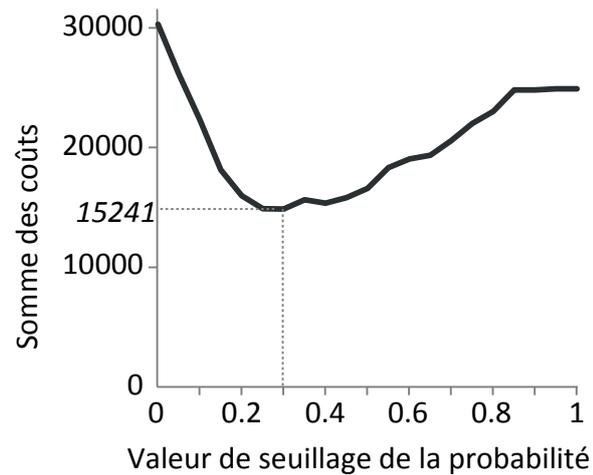


Figure 6.13 • Choix de la valeur de seuillage de la probabilité du modèle en fonction de la somme des coûts de ce modèle.

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.

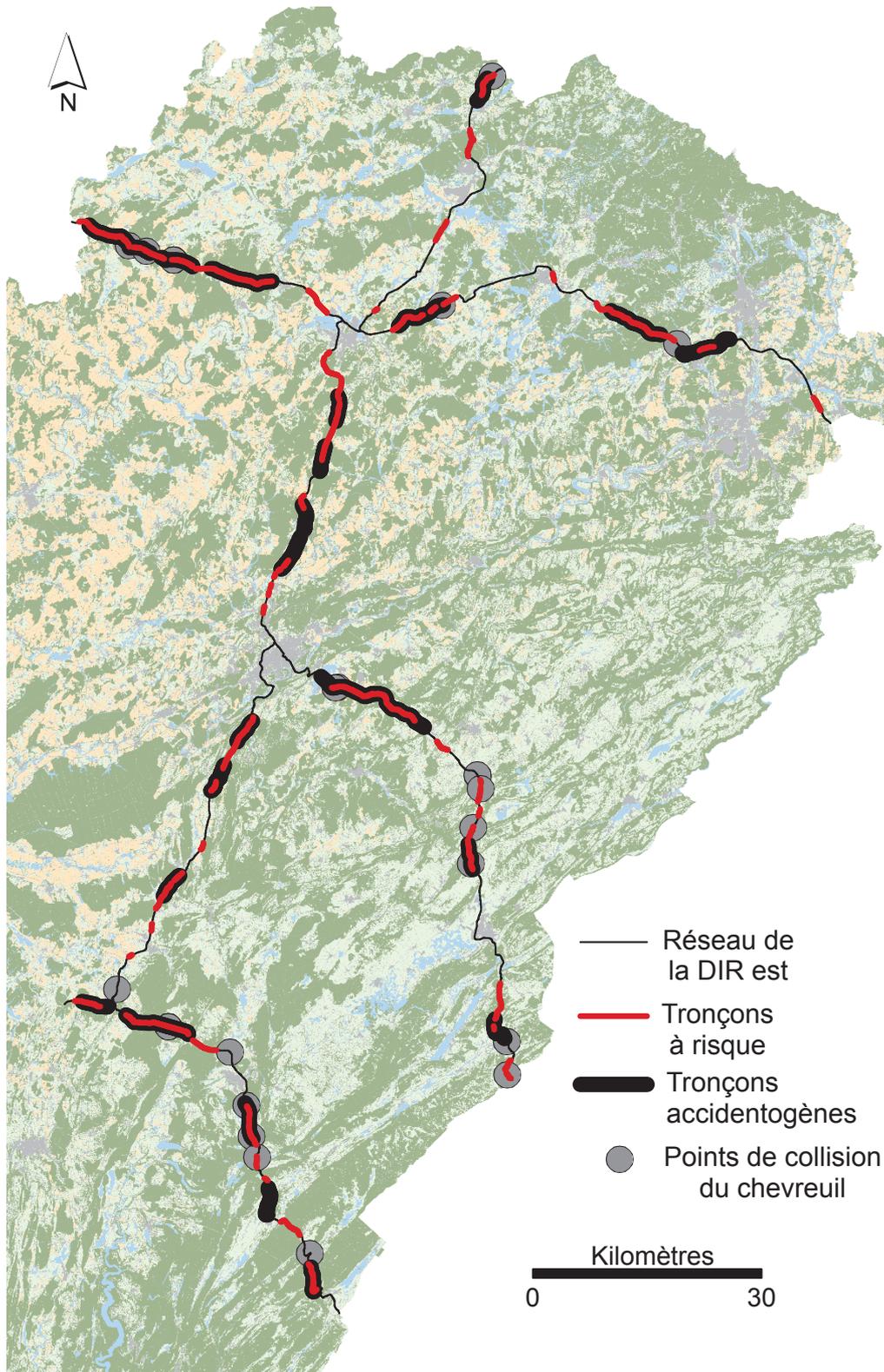


Figure 6.14 • Localisation des tronçons accidentogènes, des tronçons à risques, et des points de collision du chevreuil pour l'année 2012. Les tronçon accidentogènes sont définis à partir des données 2010 et 2011, les tronçons à risque sont définis par le modèle réalisé.

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).

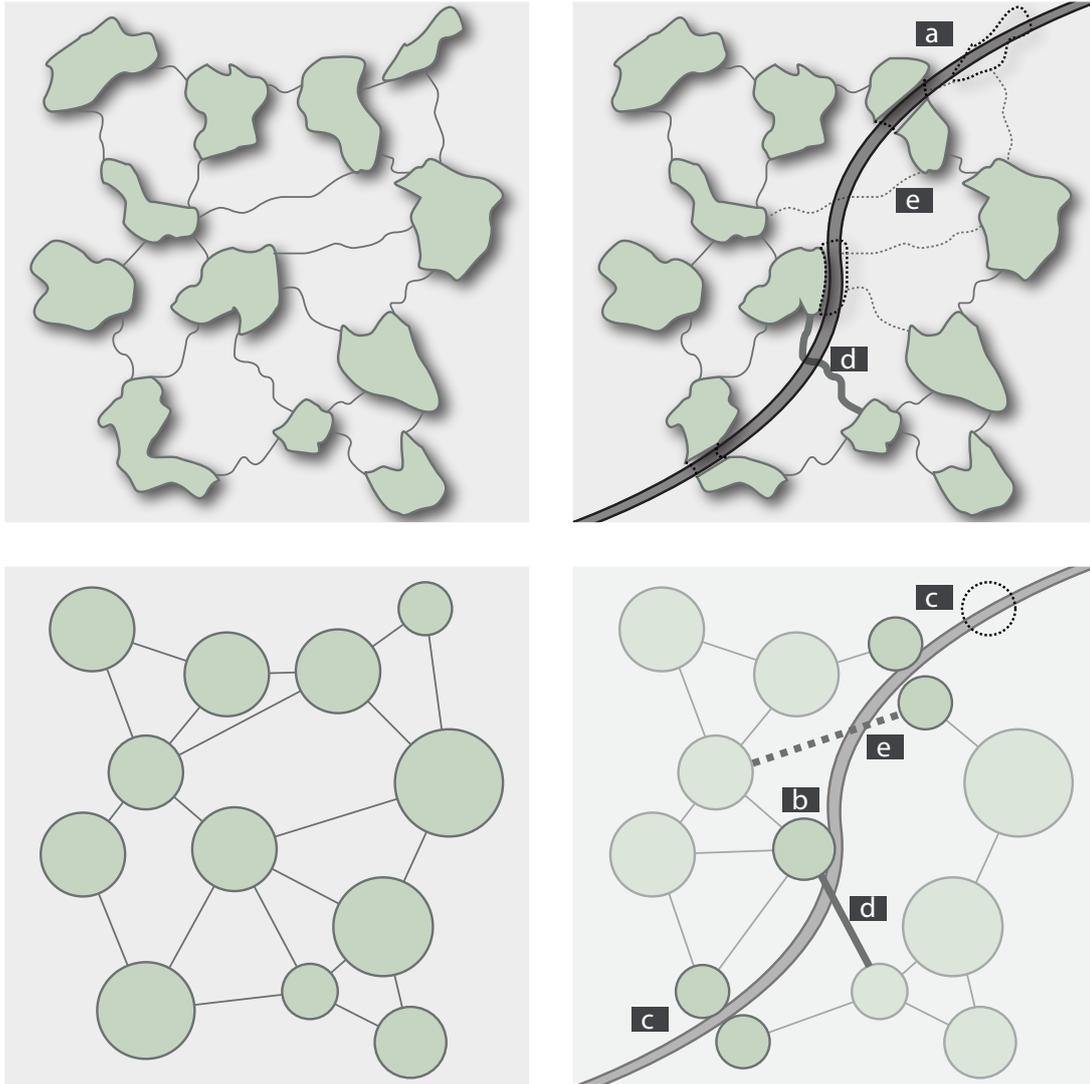


Figure 7.1 • Modifications potentielles engendrées par une infrastructure linéaire de transport sur un graphe paysager. L'infrastructure peut avoir plusieurs impacts sur les taches, elle peut les couper (a), ou les rogner (d), ceci se traduit respectivement dans le graphe par un dédoublement (c), et 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).

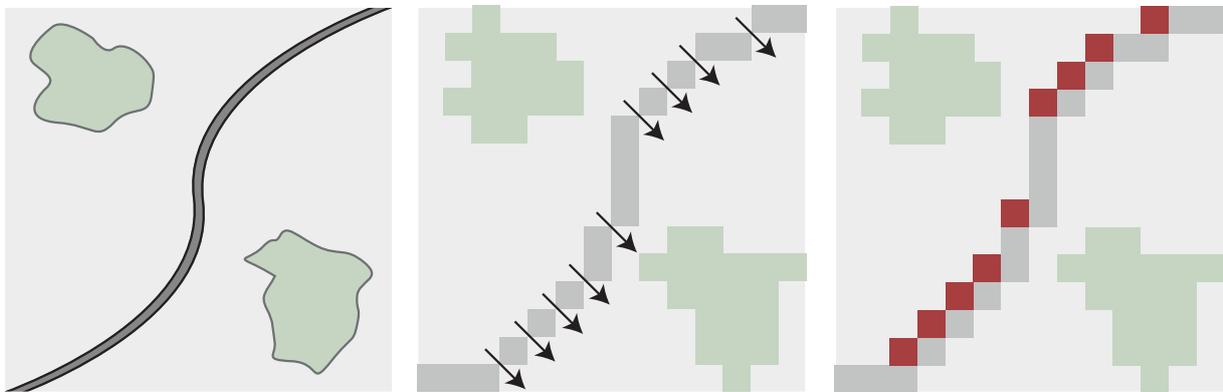


Figure 7.2 • Illustration des discontinuités artificielles le long d'une infrastructure linéaire de transport dans une image au format raster. D'après Rothley (2005).

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

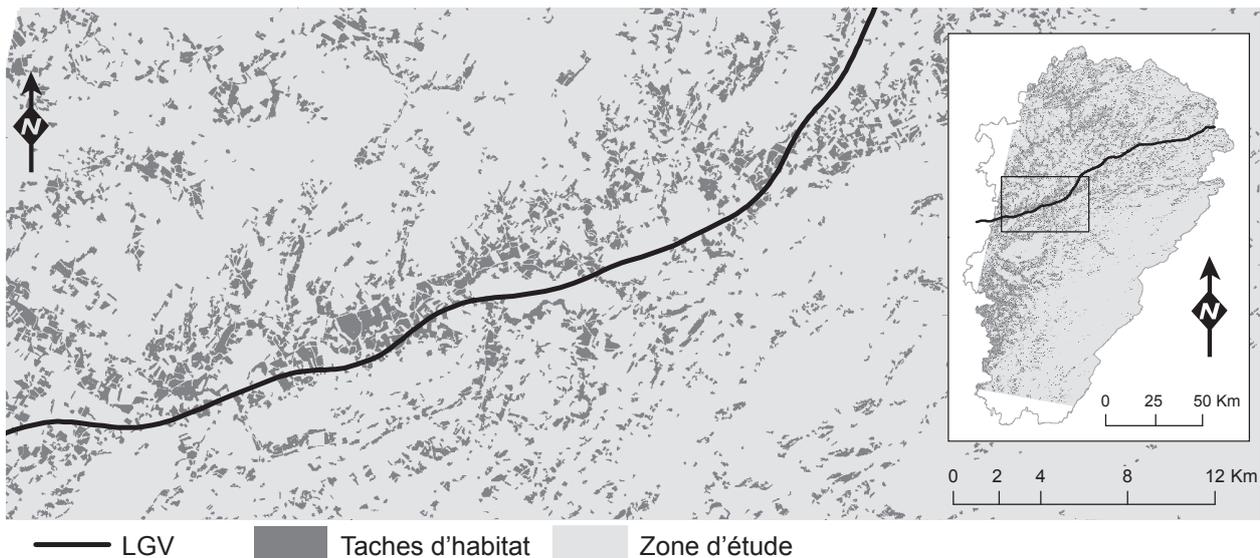


Figure 7.4 • Zone d'étude et détail de la branche est de la LGV Rhin-Rhône.

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 (Scoccianti 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.

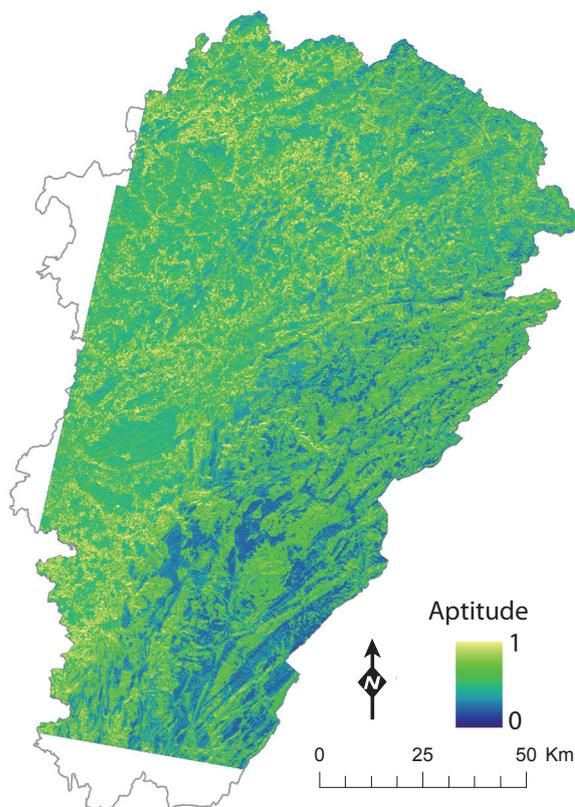


Figure 7.5 • Carte d'aptitude de l'espèce virtuelle. Les limites rectilignes à l'ouest et à l'est de la zone d'étude correspondent aux limites de l'image satellite utilisée pour cartographier les zones de prairie et de culture.

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.

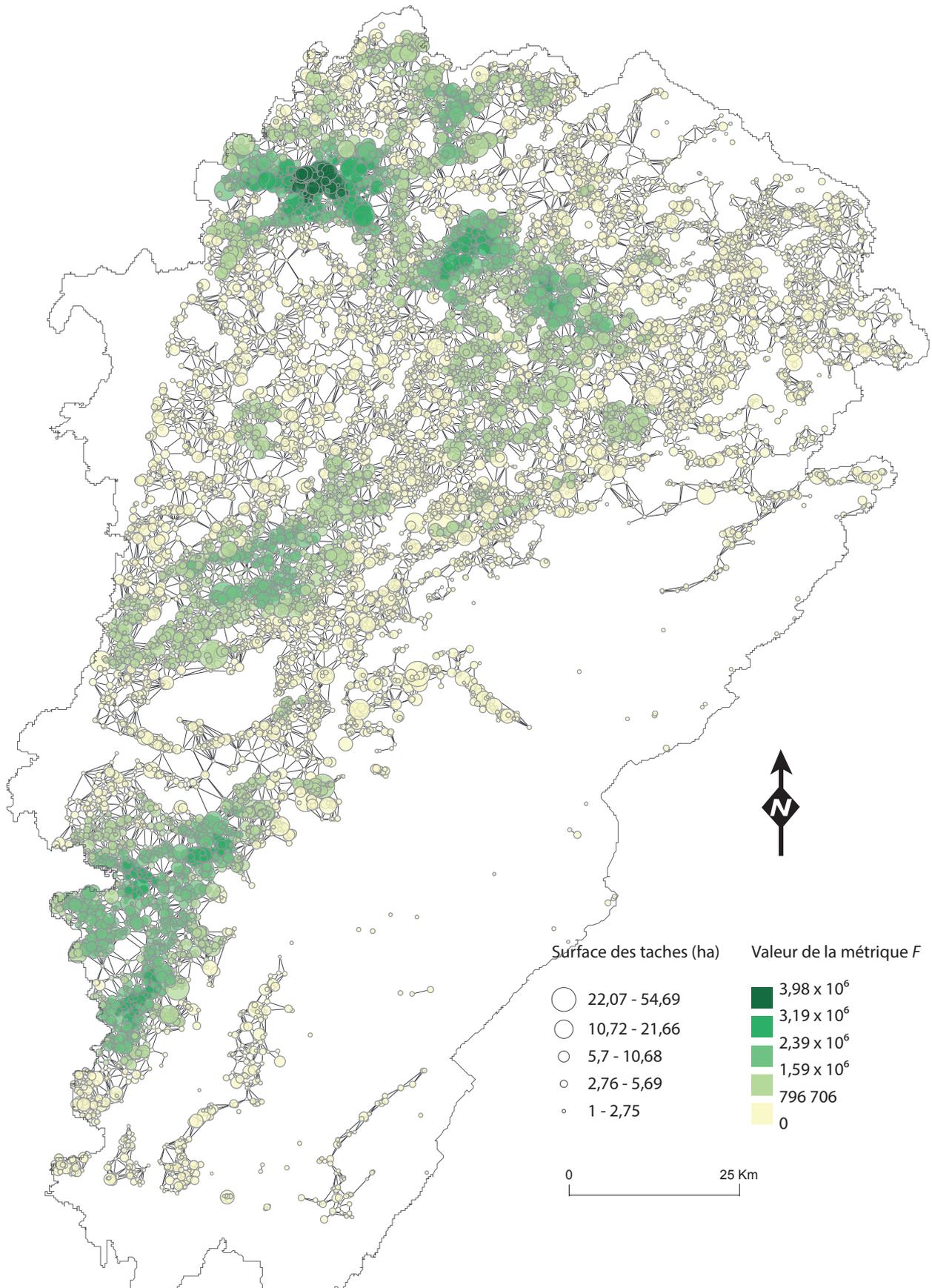


Figure 7.6 • Représentation topologique du graphe paysager de l'espèce virtuelle. Ce graphe correspond au graphe seuillé à 5 000 m.

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	r ² 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.

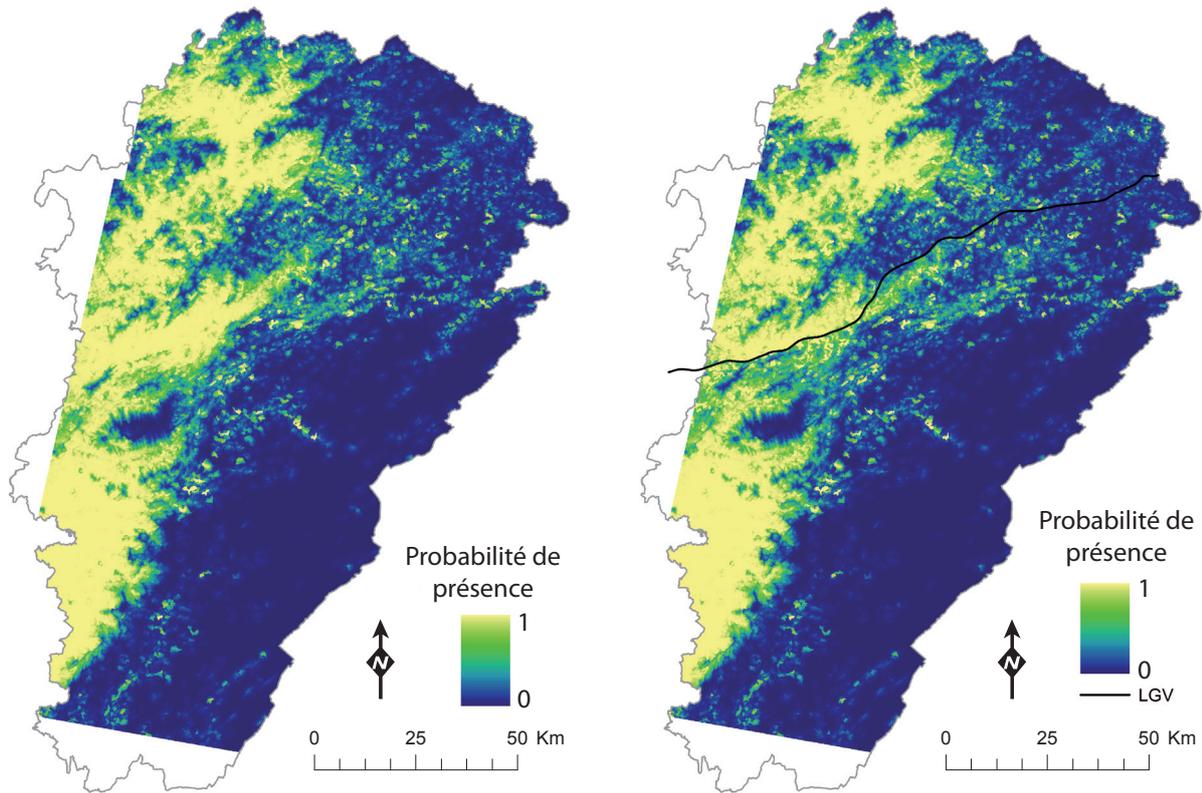


Figure 7.7 • Extrapolations du modèle de distribution de l'espèce virtuelle avant et après l'implémentation de la LGV dans la carte d'aptitude.

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.

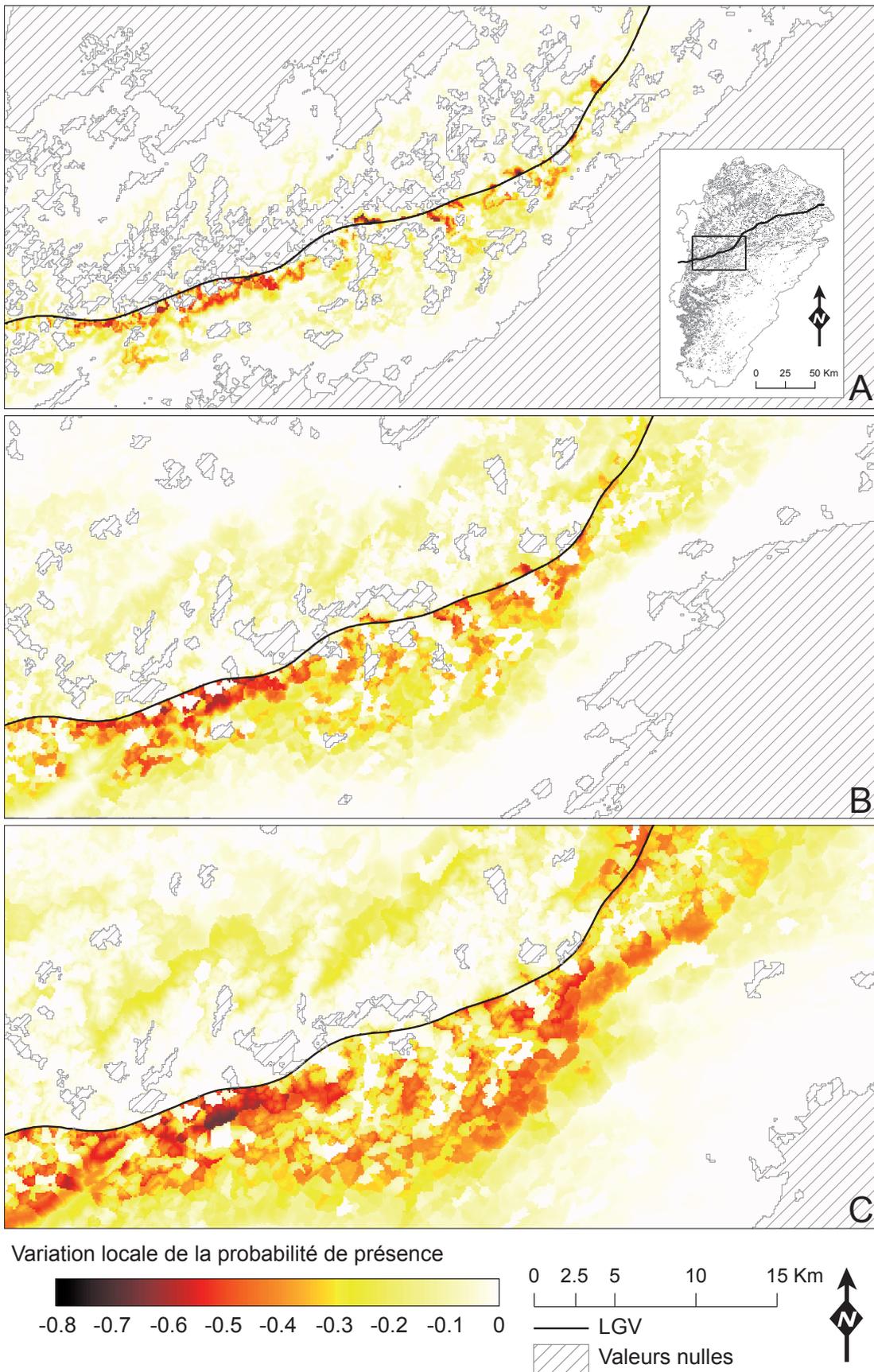


Figure 7.8 • Variation locale de la probabilité de présence de l'espèce virtuelle. Les populations avec une distance de dispersion maximale de 2 000 m, 5 000 m et 10 000 m correspondent respectivement aux encadrés A, B et C. Les zones hachurées ne sont soumises à aucune variation dans la probabilité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

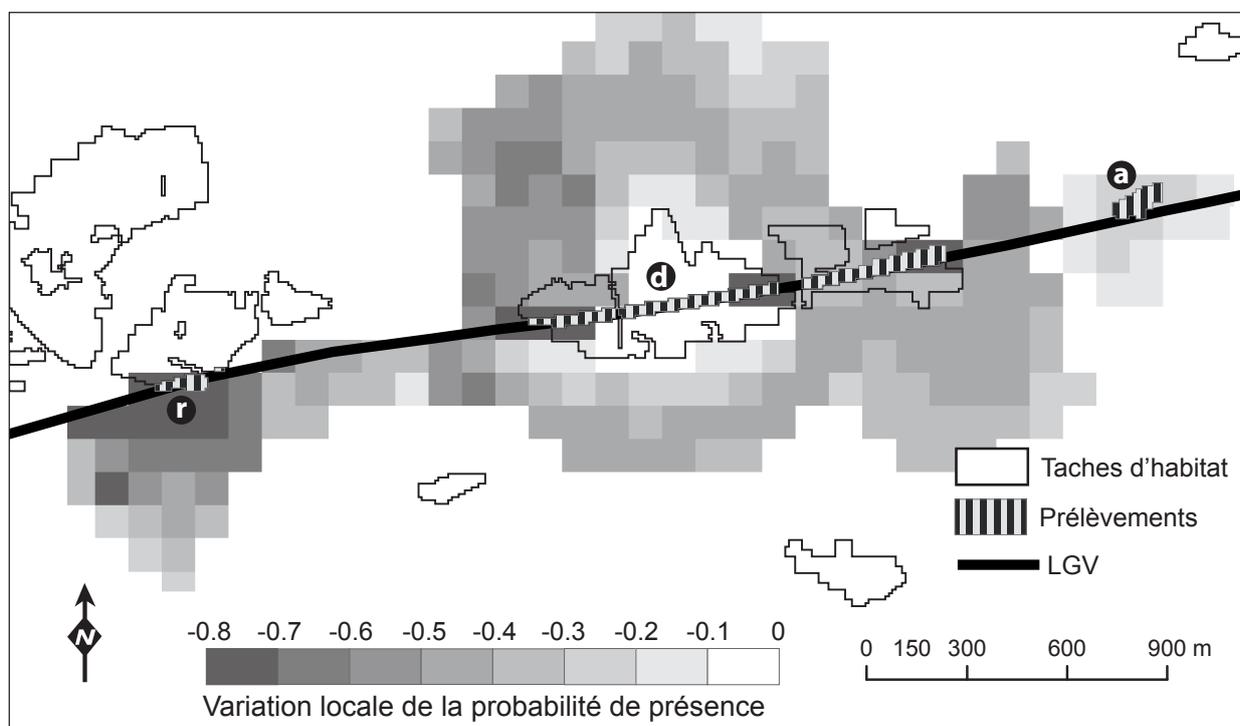


Figure 7.9 • Conséquences des processus de rognage (r), coupure (d), et ablation (a) dans la perte locale de probabilité de présence.

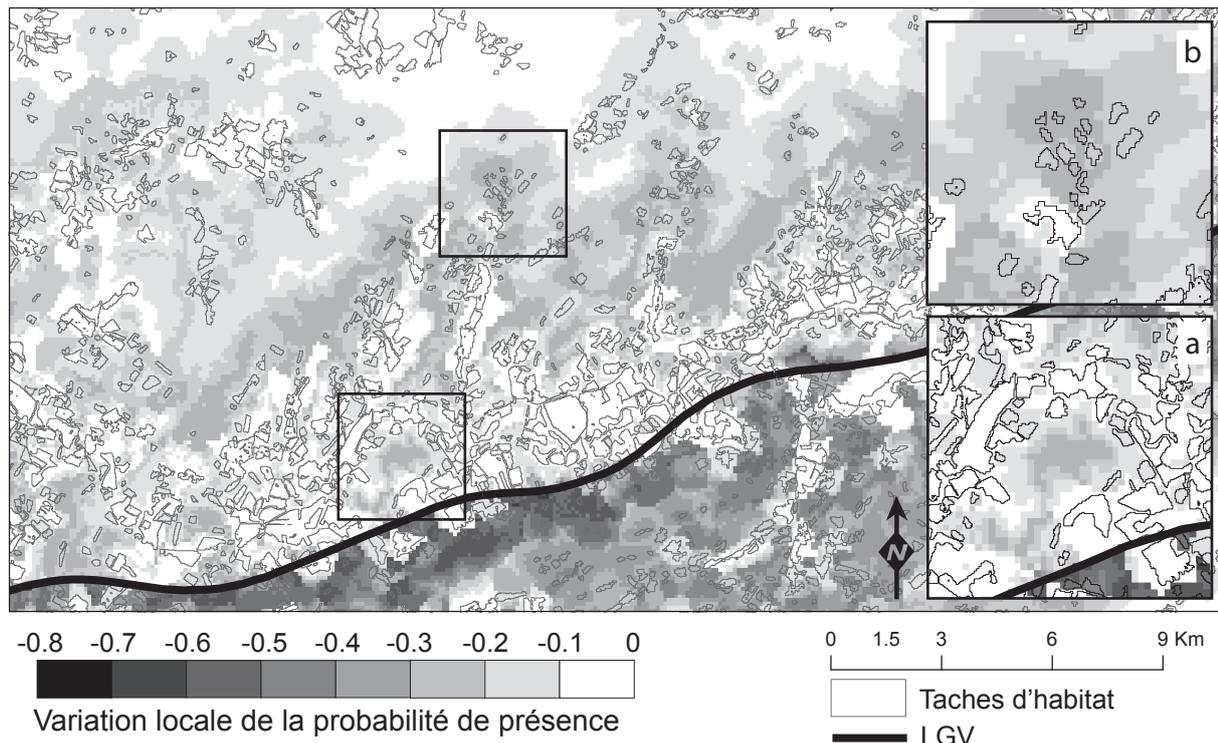


Figure 7.10 • Détails de la localisation de la perte locale de probabilité de présence.

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

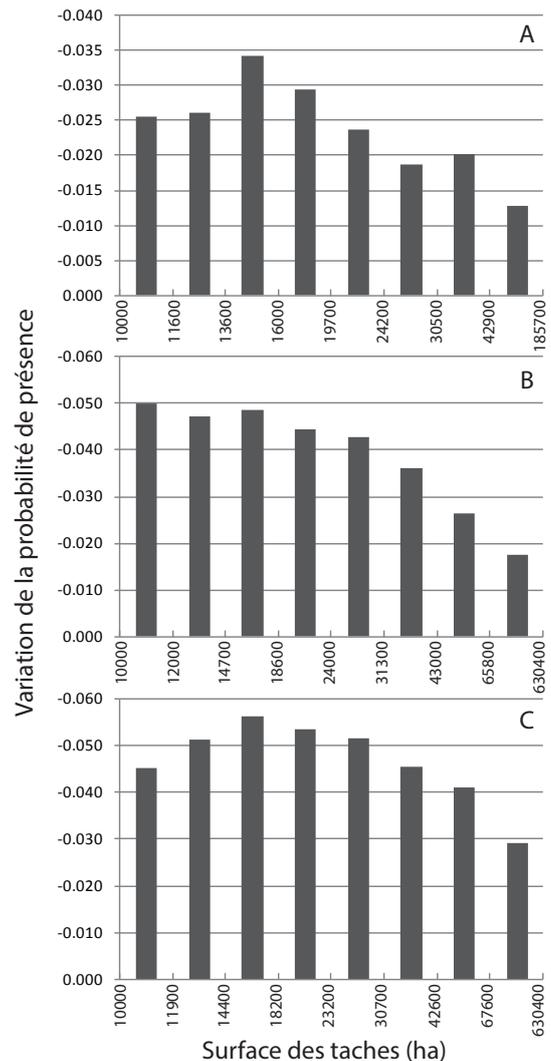


Figure 7.11 • Évolution de la perte de probabilité de présence à l'intérieur des taches en fonction de leur surface.

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.

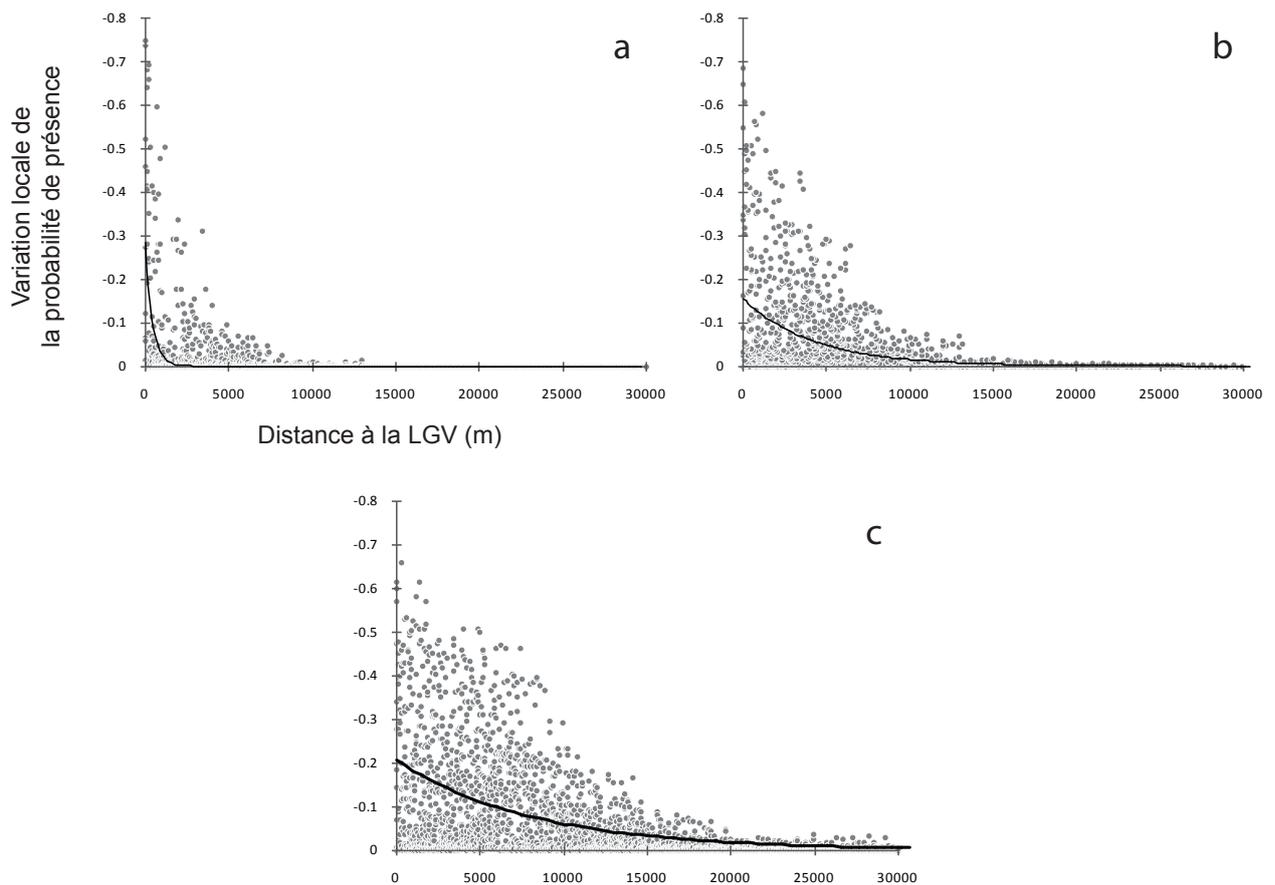


Figure 7.12 • Nuages de points de la perte locale de probabilité de présence en fonction de la distance à la LGV. Représentation des populations se dispersant à 2 000 m (a), 5 000 m (b), 10 000 m (c). Les fonction exponentielles sont représentées pour chaque nuage.

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.

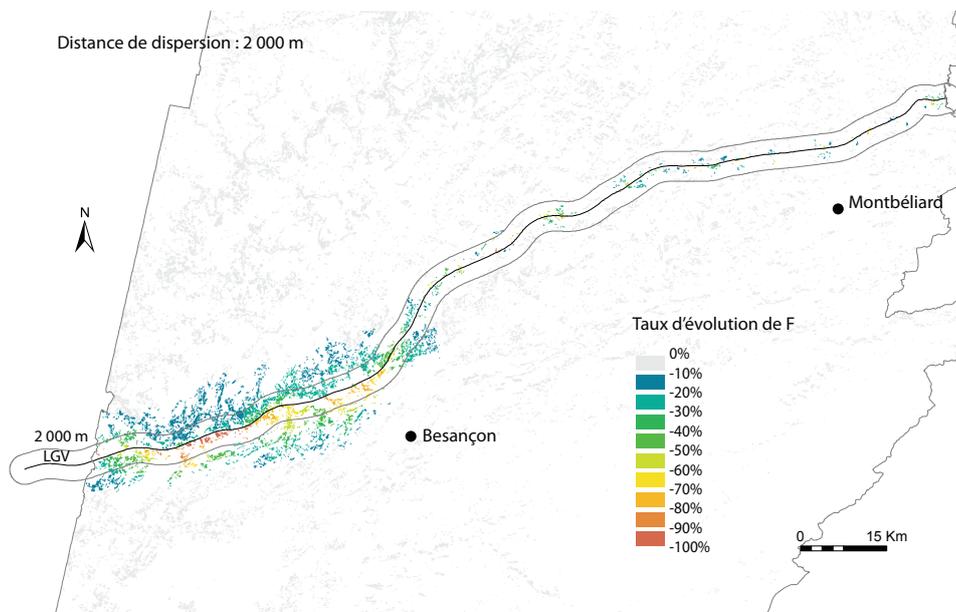


Figure 7.13 • Variation de la métrique F dans chaque tache pour une distance de dispersion de 2 000 m.

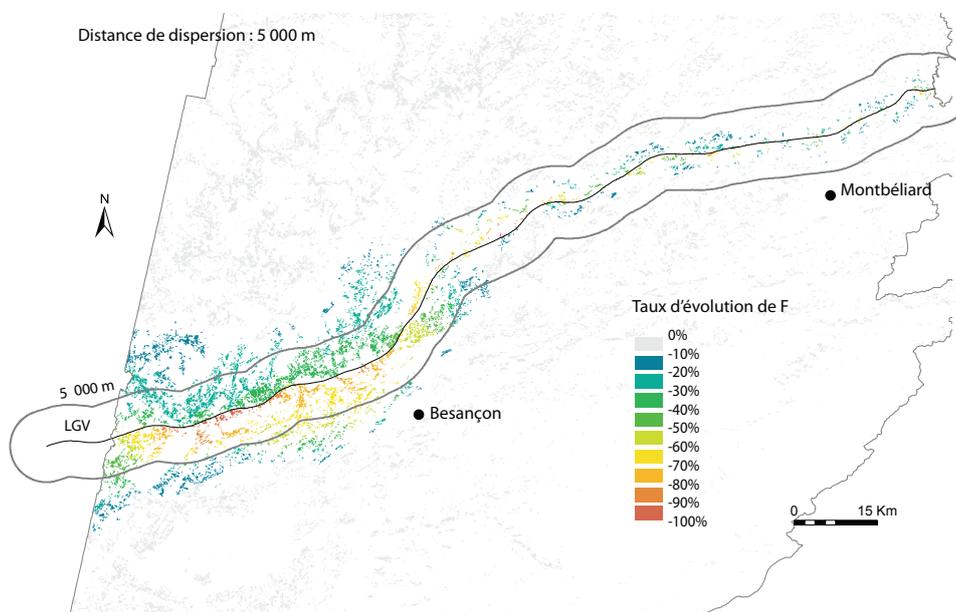


Figure 7.14 • Variation de la métrique F dans chaque tache pour une distance de dispersion de 5 000 m.

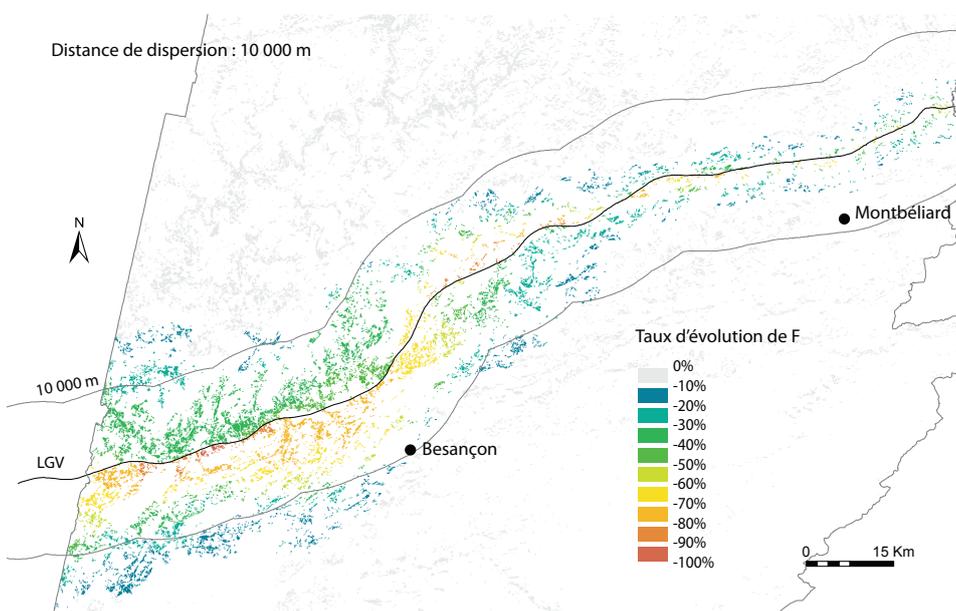


Figure 7.15 • Variation de la métrique F dans chaque tache pour une distance de dispersion de 10 000 m.

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

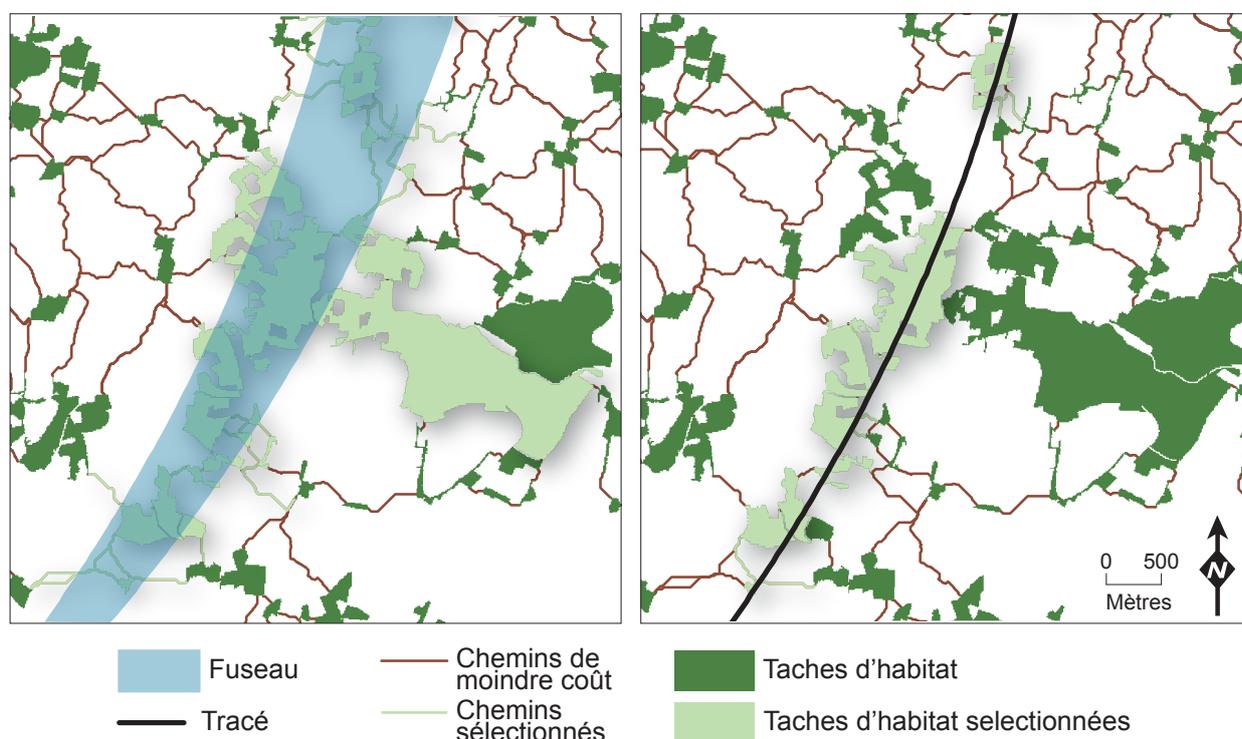


Figure 8.1 • Variabilité du nombre de taches et de liens coupé par un fuseau ou par un tracé. Un fuseau coupe un nombre de taches et de liens plus important qu'un tracé. Si ces éléments sont retirés du graphe, l'impact de l'infrastructure risque d'être surévalué.

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.

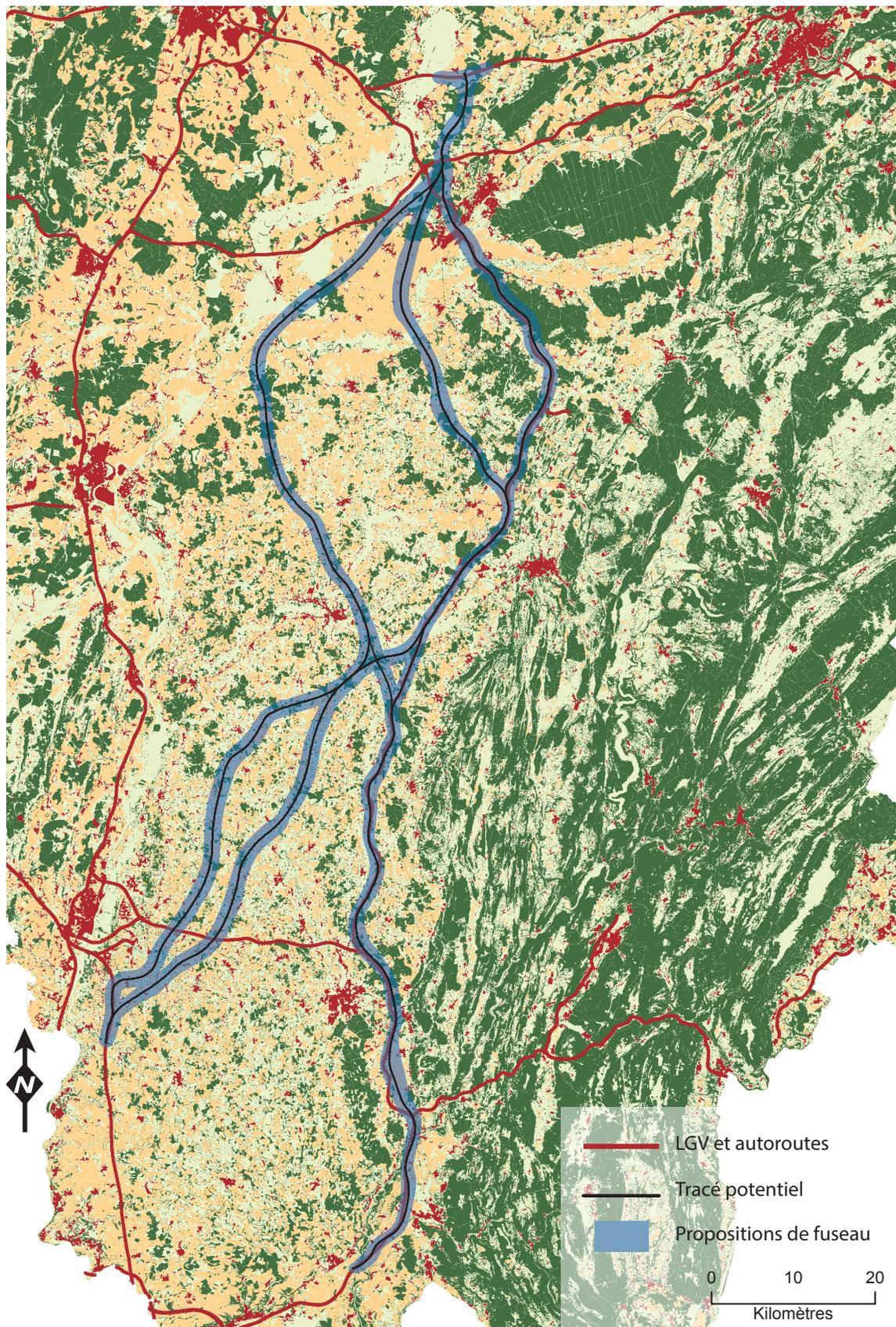


Figure 8.2 • Localisation des fuseaux de passage de la branche sud de la LGV Rhin-Rhône. (source : RFF) Tous les fuseaux traversent la plaine de la Bresse entre la vallée de la Saône et le massif du Jura.

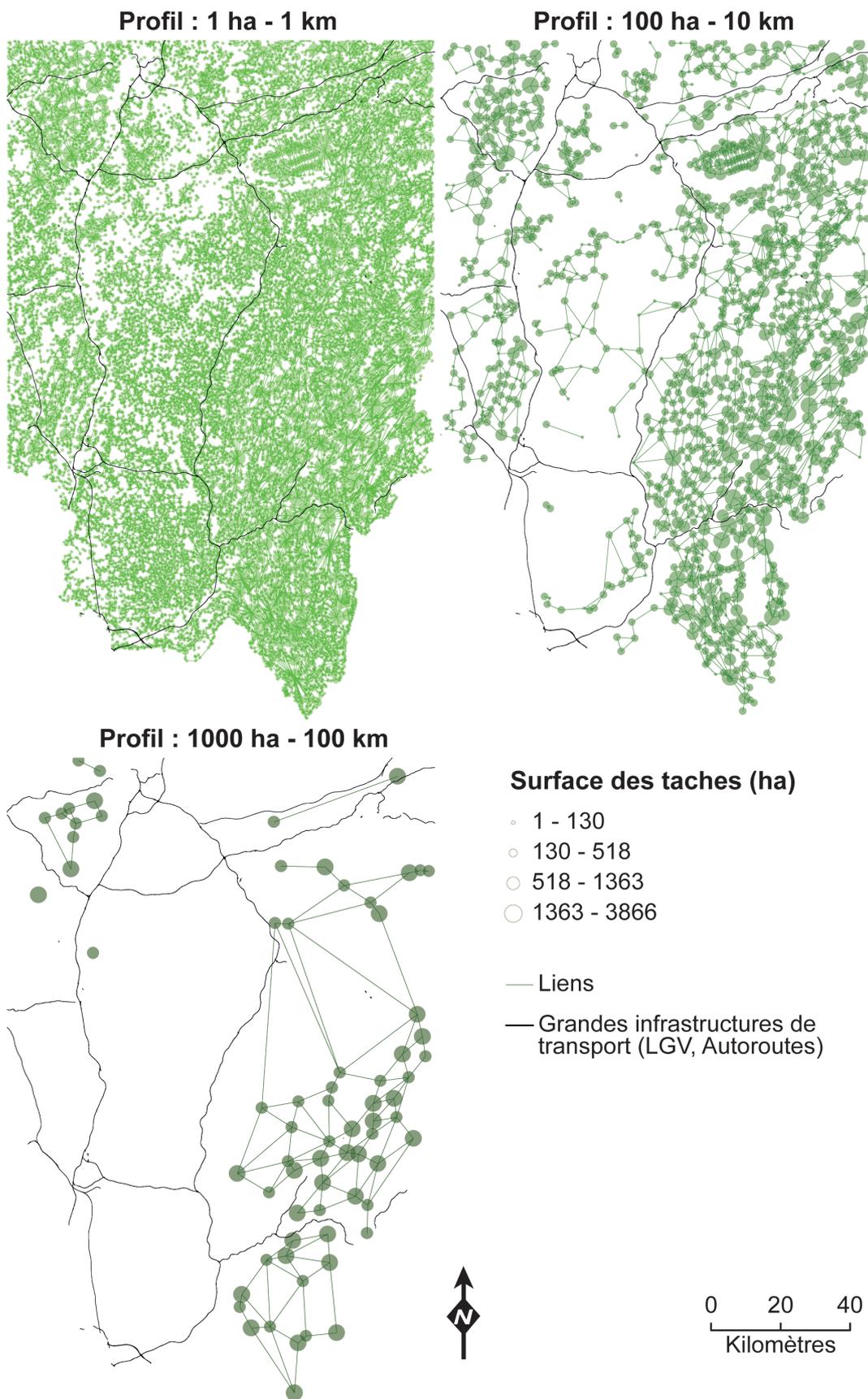


Figure 8.3 • Représentation topologique des graphes paysagers des trois profils d'espèces forestières entre la plaine de la Bresse et le massif du Jura.

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.

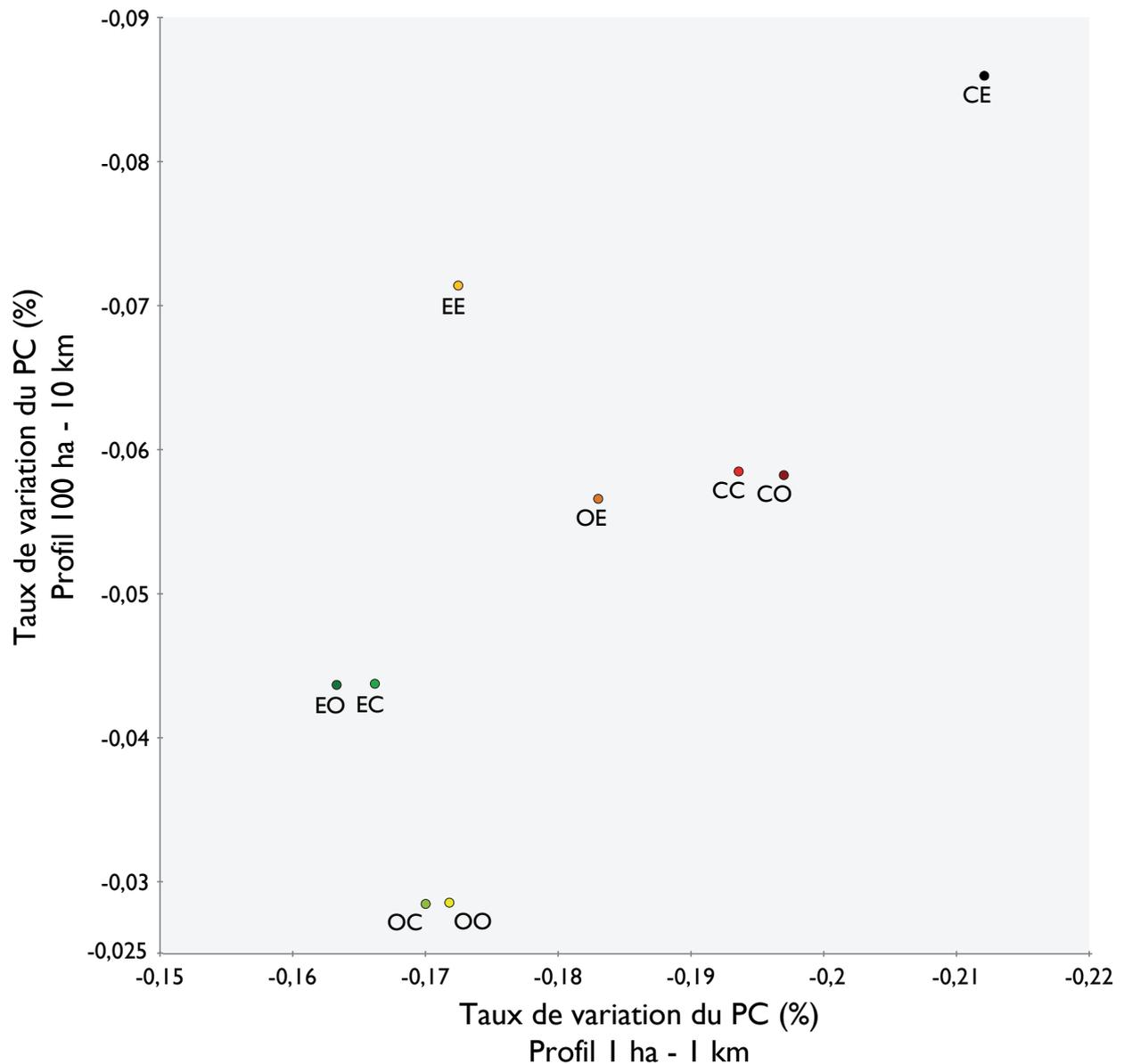


Figure 8.4 • Taux de variation de la métrique de connectivité PC pour chaque scénario de fuseau. Les valeurs sont représentées en fonction des profils 1 et 2. Pour faciliter la lecture, les deux axes du graphique ont une valeur maximale inférieure à 0 et une échelle différente.

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.

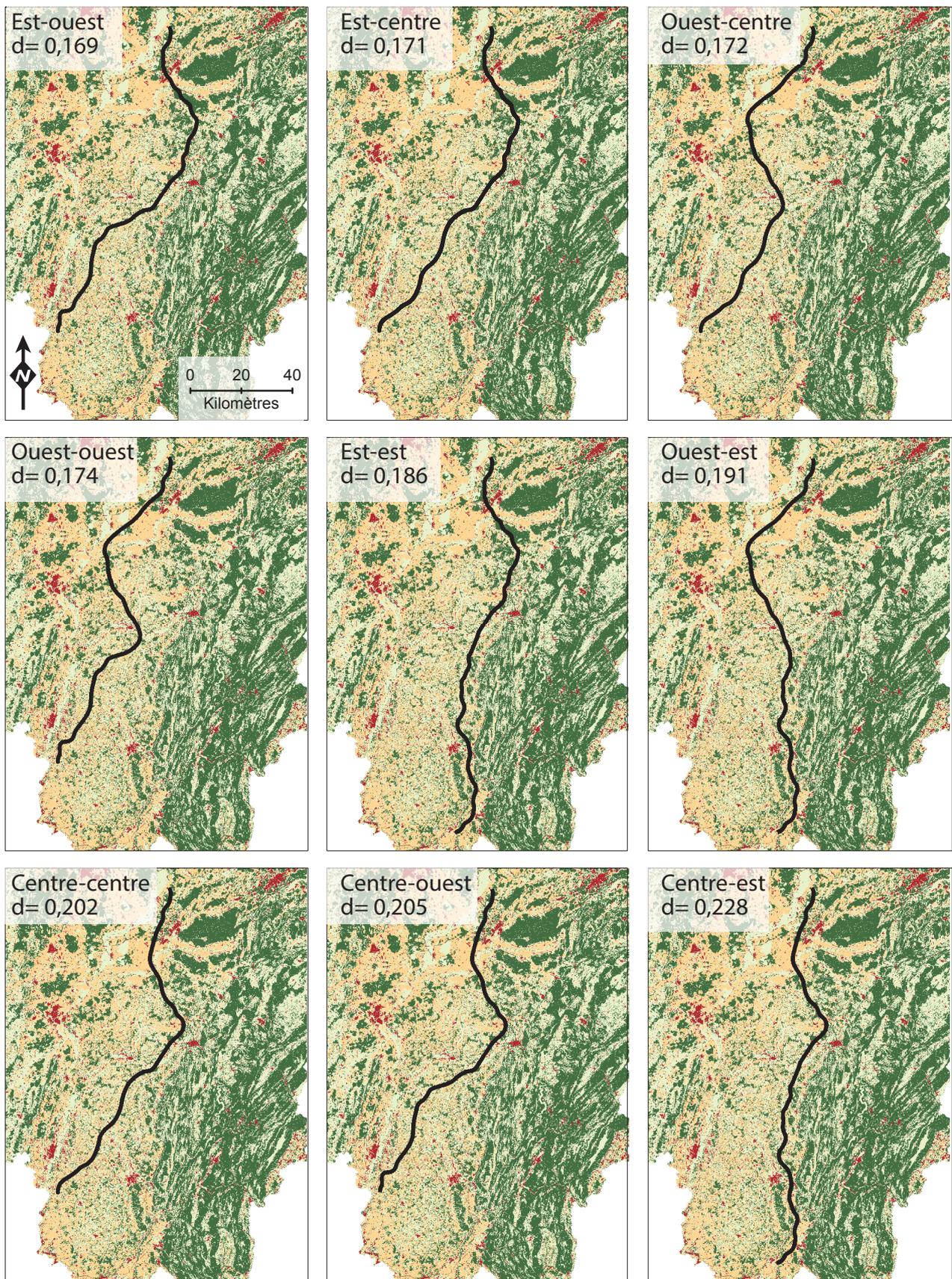


Figure 8.5 • Classement des 9 scénarios de passage de l'infrastructure. La distance d à l'état initial permet de hiérarchiser chaque scénario du moins impactant au plus impactant (de gauche à droite et de haut en bas)

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

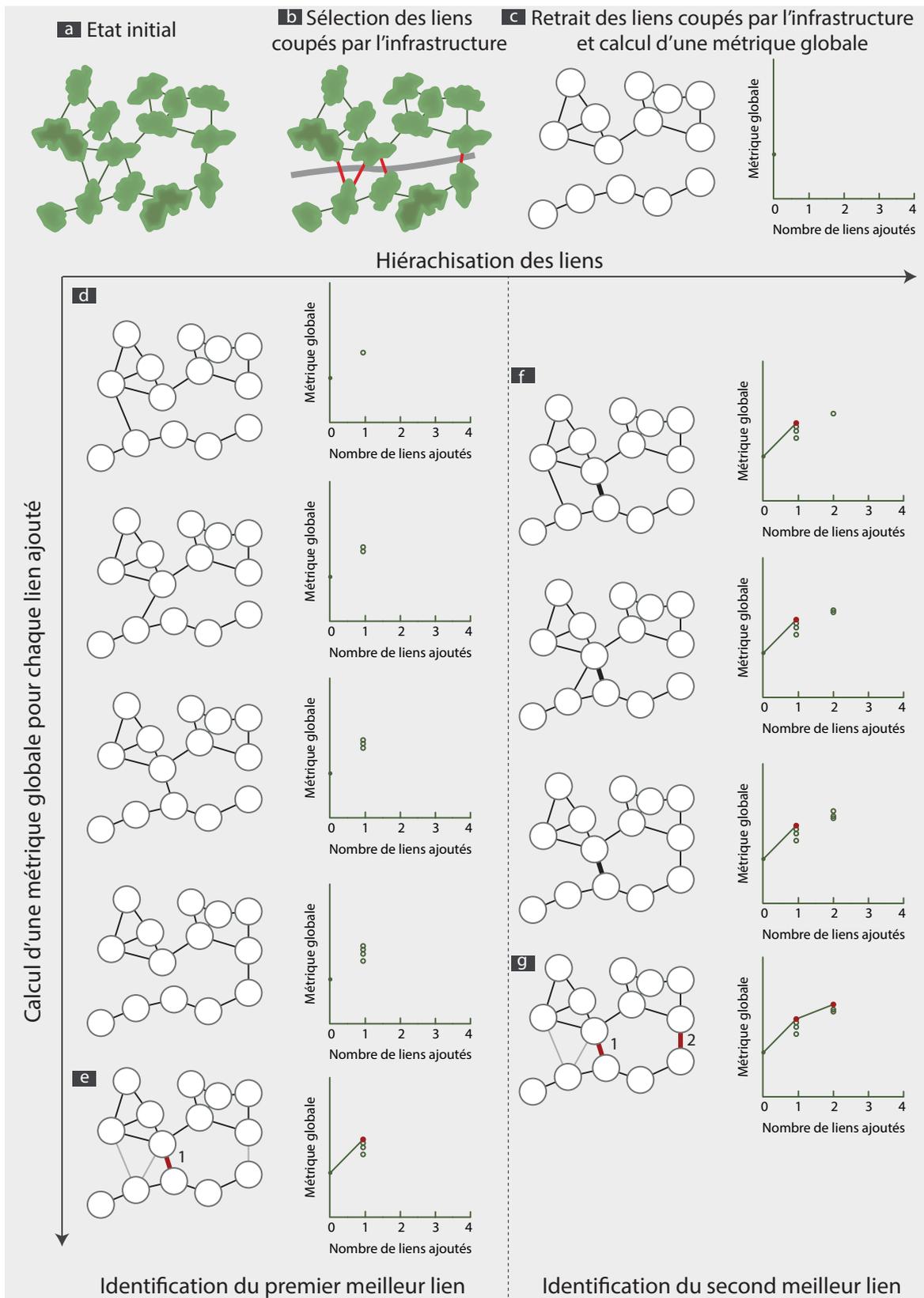


Figure 8.6 • Test itératif de chaque lien candidat pour la localisation de passages à faune. Parmi les liens coupés par une infrastructure (a et b), l'analyse identifie tout d'abord le premier lien à ajouter dans le graphe paysager pour maximiser une métrique de connectivité calculée à l'échelle du graphe 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

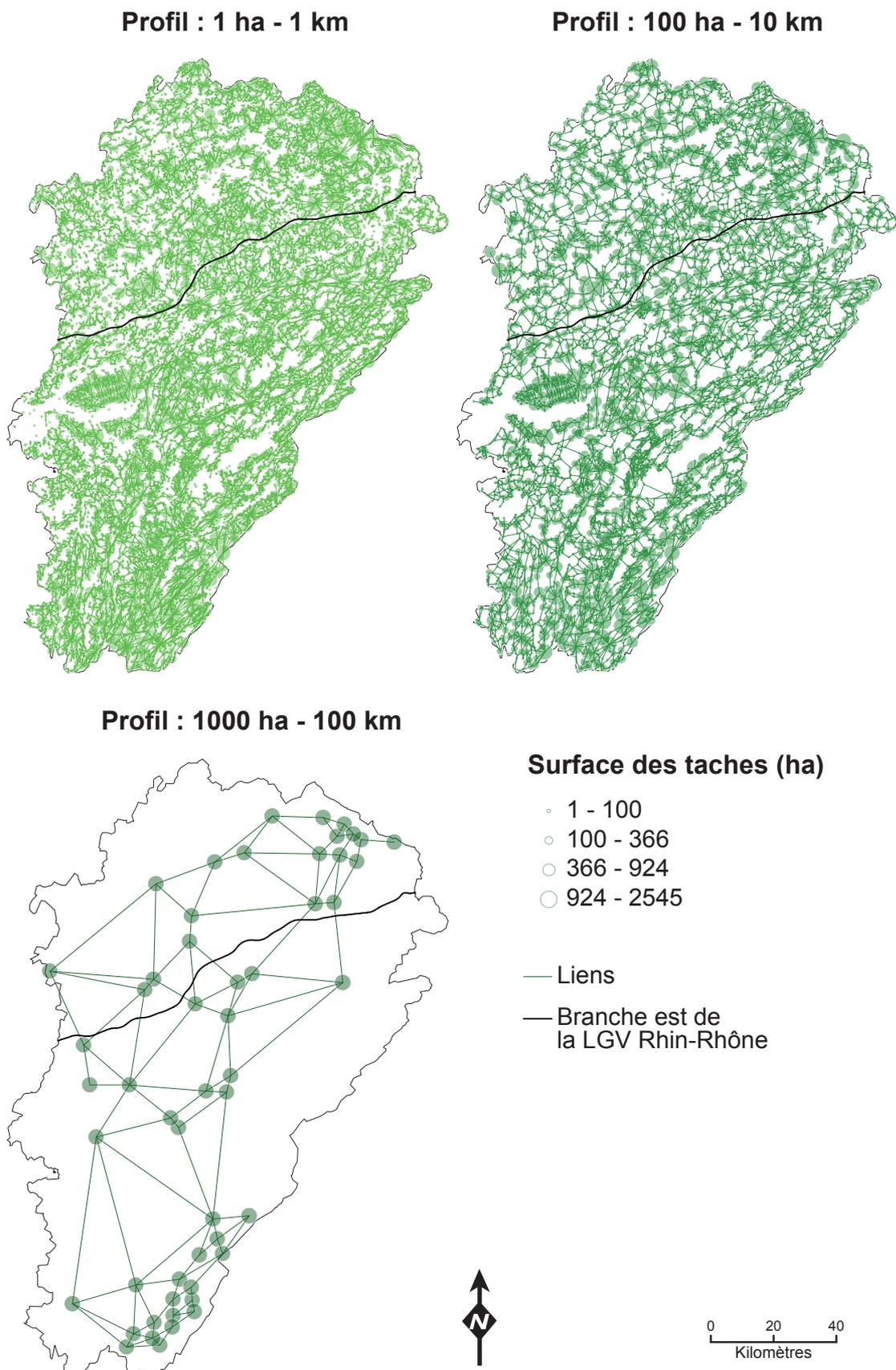


Figure 8.7 • Représentation topologique des graphes paysagers des trois profils d'espèces forestières en Franche-Comté.

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.

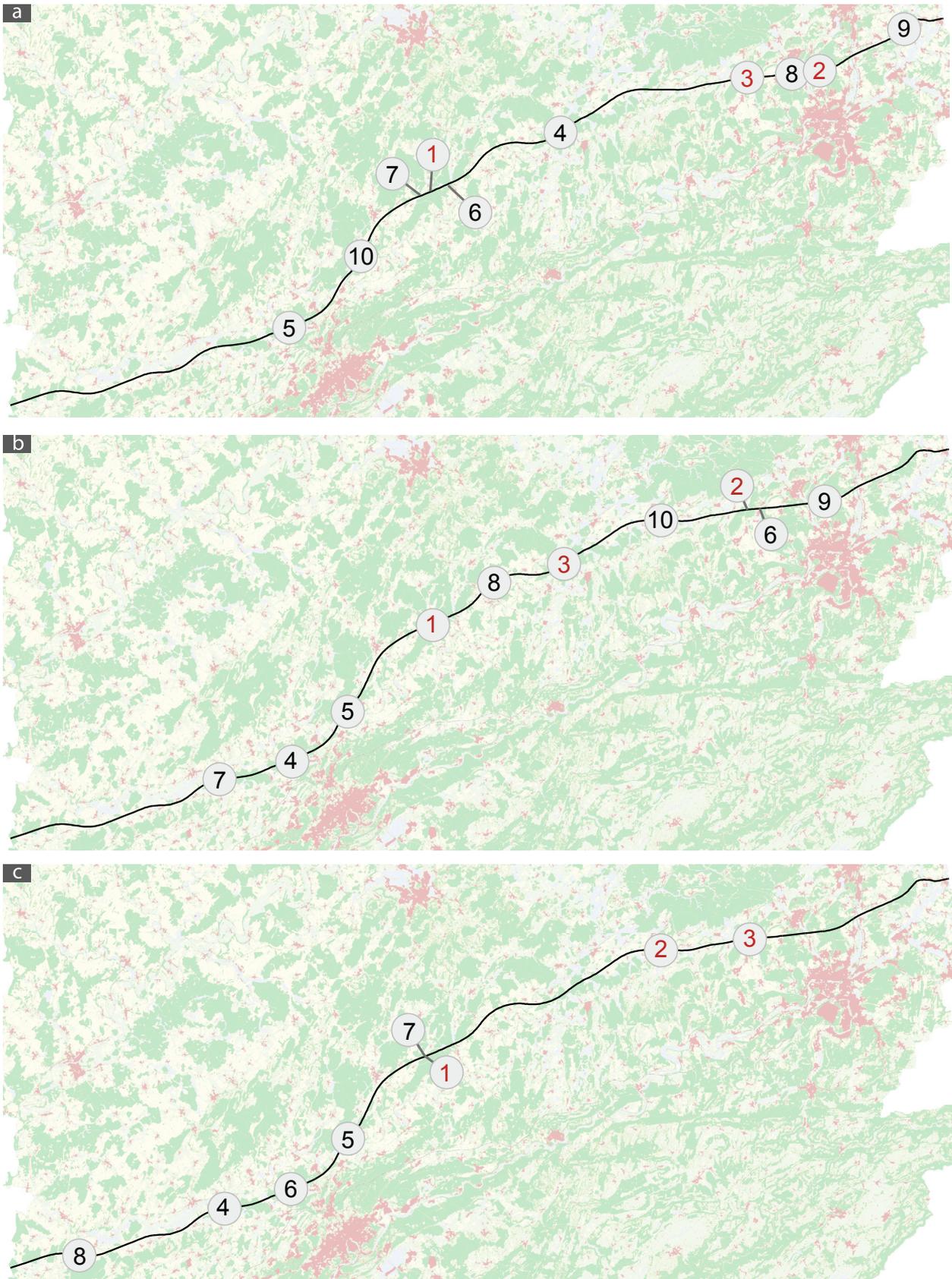


Figure 8.8 • Localisation des 10 meilleurs liens à ajouter aux graphes paysagers des 3 profils d'espèces. (a) profil 1 ha-1 km ; (b) profil 100 ha-10 km ; (c) profil 1 000 ha-100 km.

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.

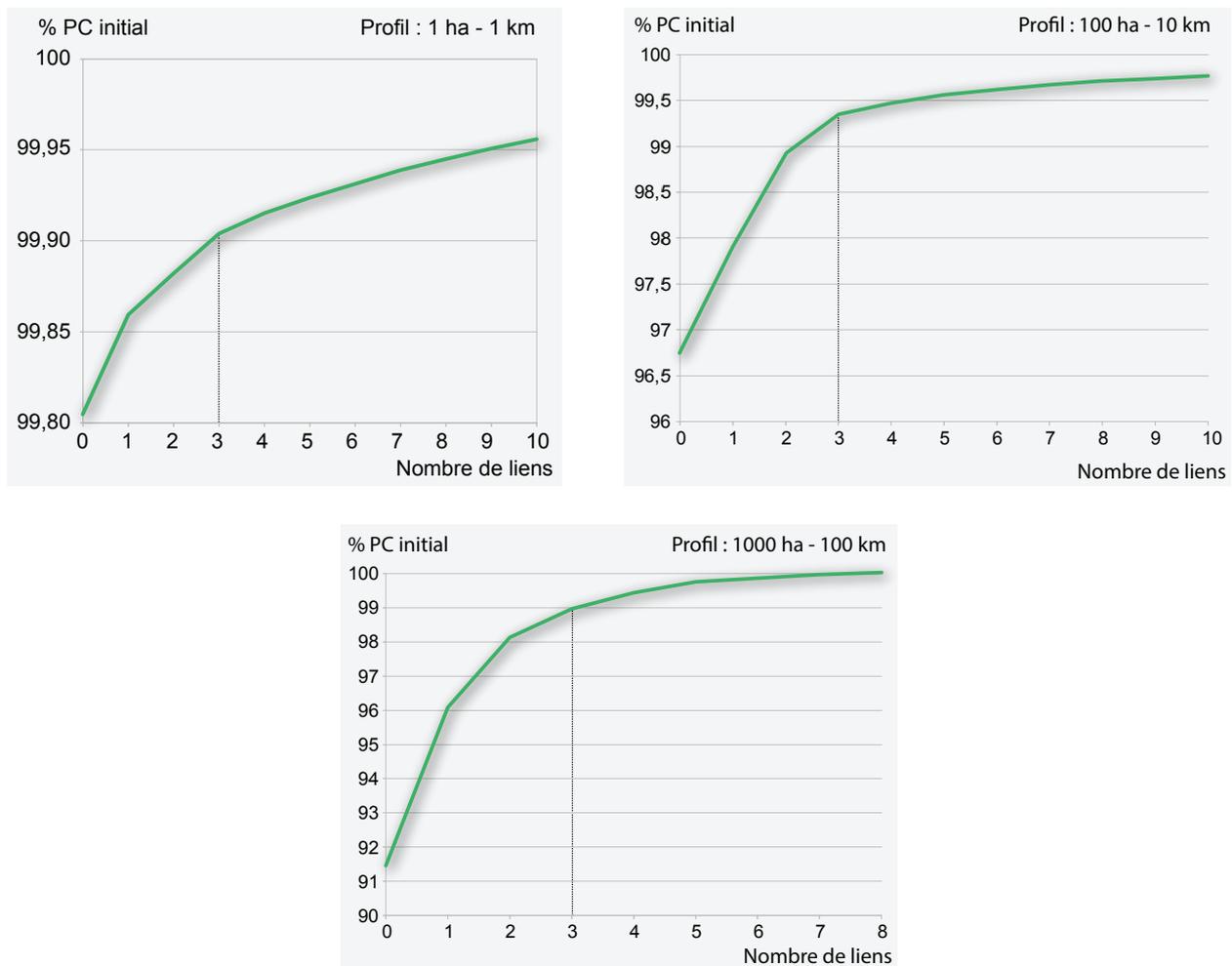
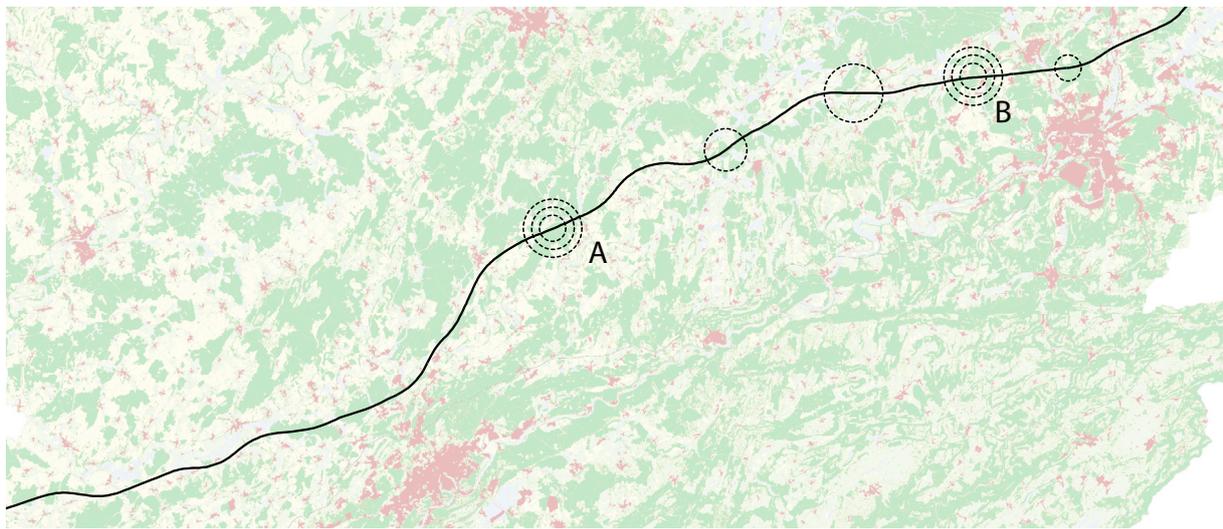


Figure 8.9 • Contribution à la connectivité globale du graphe paysager de chaque lien ajouté pour les 3 profils d'espèces.



○ 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 accentogènes 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).

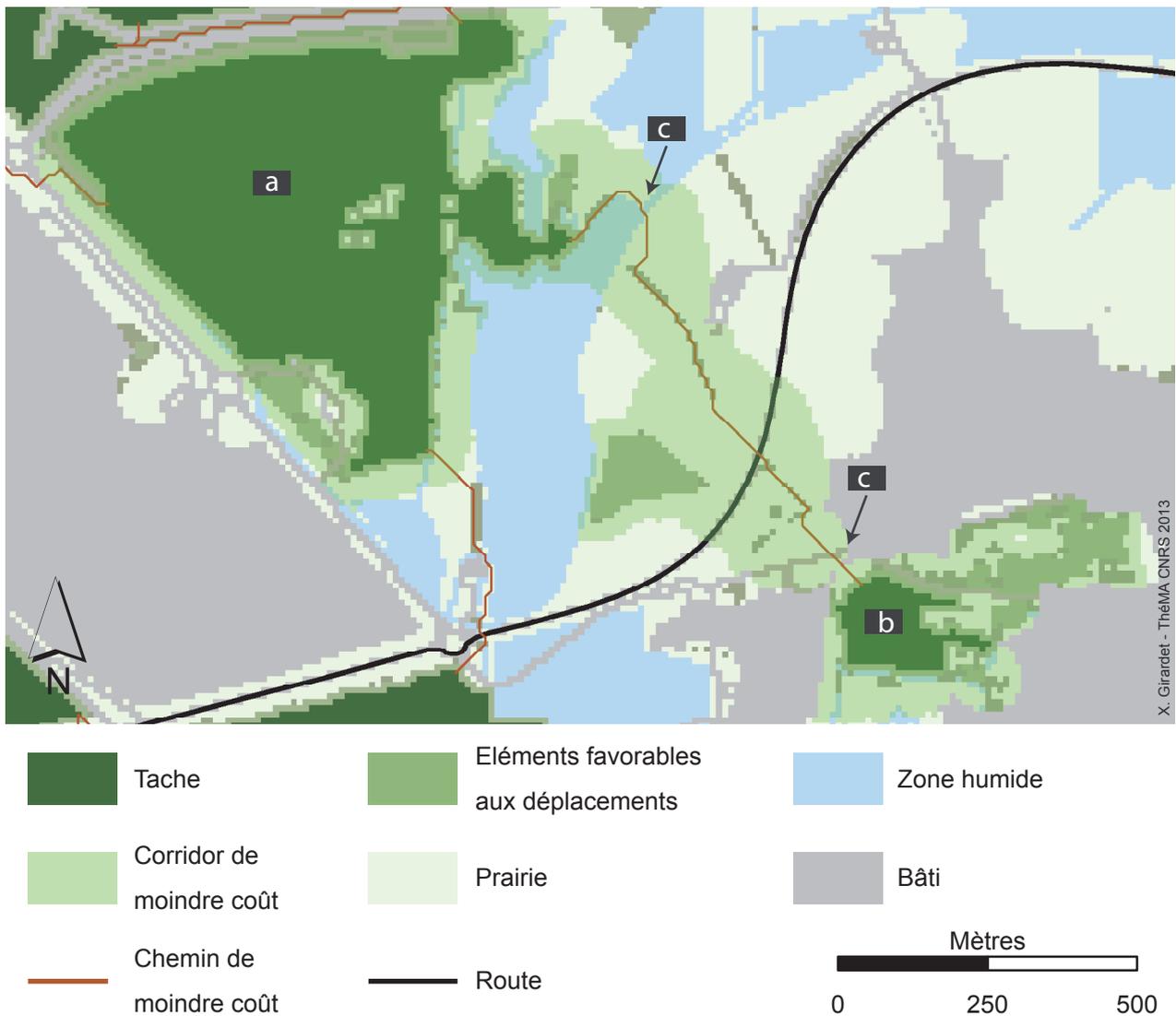


Figure 9.1 • Éléments paysagers pris en compte par un chemin et un corridor de moindre coût. Le chemin de moindre coût optimise le parcours entre les taches a et b. Il franchit les éléments défavorables (zones humides et bâties) en traversant des «détroits» pour minimiser son coût total (c). *A contrario*,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

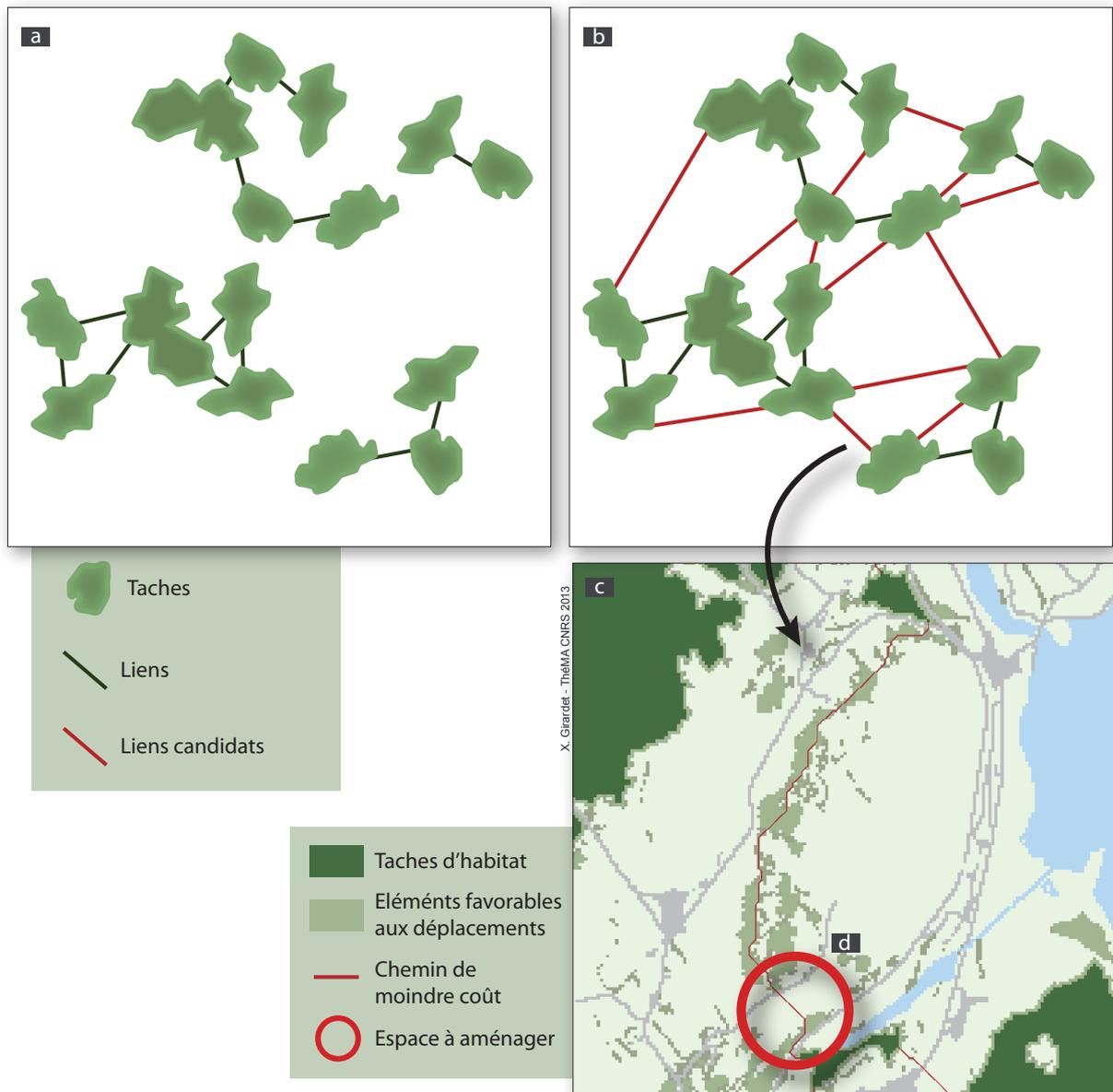


Figure 9.2 • Exemple de l'ajout de liens dans un graphe paysager. A partir d'un graphe paysager représentant le réseau écologique d'une espèce (a), un ensemble de liens potentiels (liens candidats) est identifié (b). Le test de l'ajout de chaque lien peut aider à localiser des espaces à aménager pour 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* 127C125134.
- 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.

N

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.

O

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.

P

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.

*Thèse en vue de l'obtention du titre de docteur en Géographie
Université de Franche-Comté
Ecole Doctorale « Langues, Espaces, Temps, Sociétés »*