

Modélisation de réseaux écologiques et impacts des choix méthodologiques sur leur configuration spatiale : analyse de cas en Estrie (Québec, Canada)

Amélie Bernier and Jérôme Théau

Volume 13, Number 2, September 2013

URI: <https://id.erudit.org/iderudit/1026439ar>

[See table of contents](#)

Publisher(s)

Université du Québec à Montréal
Éditions en environnement VertigO

ISSN

1492-8442 (digital)

[Explore this journal](#)

Cite this article

Bernier, A. & Théau, J. (2013). Modélisation de réseaux écologiques et impacts des choix méthodologiques sur leur configuration spatiale : analyse de cas en Estrie (Québec, Canada). *VertigO*, 13(2).

Article abstract

Ecological networks are designed to maintain biodiversity and ecological processes by protecting habitats and their connectivity. Several approaches can be used to define the components of these networks at each stage of their design. These choices are a major source of uncertainty that influence the spatial configuration of the networks obtained, but they have not been extensively studied. In this study, several methods were applied to the steps for selecting core areas and designing corridors for the same territory in the Eastern Townships, Quebec. The aim of the study was to design an ecological network suitable for an indicator species, the Pileated Woodpecker (*Dryocopus pileatus*). Two methods for selecting core areas were tested : a multi-criteria analysis and a habitat suitability index. These two methods, which were also used in the step for creating matrices of resistance to movement, were combined with three methods to design corridors : least-cost path, least-cost corridor, and circuit theory. Six ecological networks were created and compared. The results show considerable differences in the spatial configuration of the networks, whether in terms of the area and perimeter of different elements or the corridor width. These results are discussed in relation to two limiting factors for these methodological steps, which are data availability and the representativeness of the models. We also provide suggestions to help decision makers facing the many possible scenarios for ecological networks.



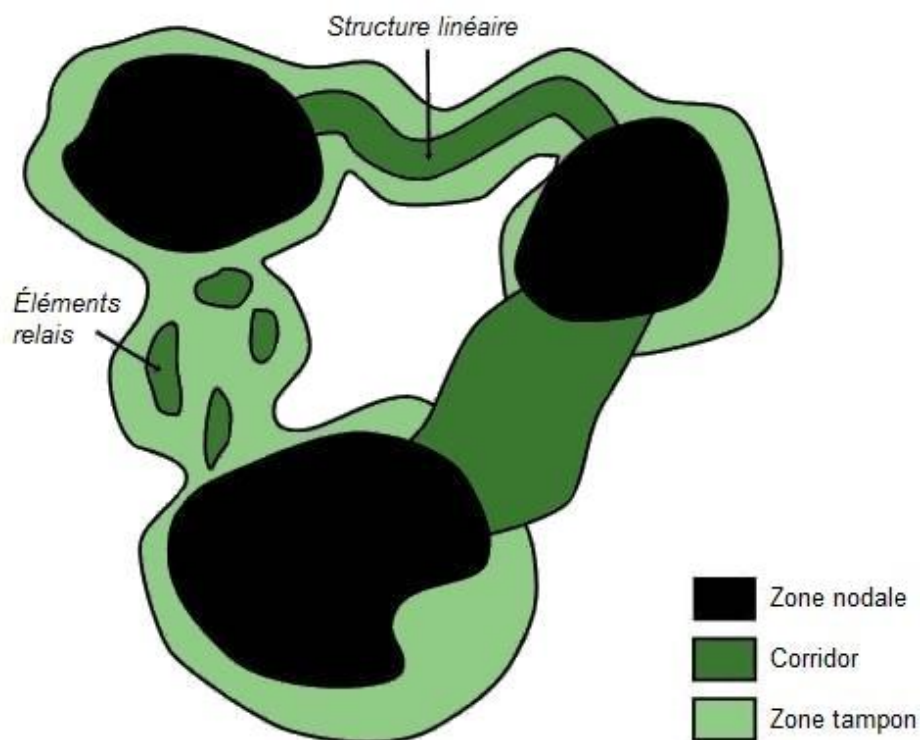
Amélie Bernier et Jérôme Théau

Modélisation de réseaux écologiques et impacts des choix méthodologiques sur leur configuration spatiale : analyse de cas en Estrie (Québec, Canada)

Introduction

Réseaux et corridors écologiques

- 1 La fragmentation des habitats est reconnue comme étant la principale cause de la diminution de la biodiversité et de la disparition des espèces (Naveh et Lieberman, 1984 ; Fahrig, 2003). La fragmentation survient lorsque les activités humaines modifient le paysage en diminuant la taille des parcelles de milieu naturel et en créant des barrières à la circulation des espèces entre ces parcelles. L'émergence du concept de réseau écologique découle de la volonté de protéger la biodiversité non seulement en conservant des territoires isolés, mais également en contribuant à protéger les processus écologiques dans le paysage par le maintien de la connectivité entre les habitats (Fahrig et Merriam, 1994 ; Bennett et Wit, 2001).
- 2 Les premiers réseaux écologiques ont été conçus au cours des années 1980 en Europe Centrale et de l'Est en se basant sur le principe de l'écostabilisation, qui suggère un zonage fonctionnel du territoire qui compense les usages anthropiques intensifs par des zones naturelles et de restauration organisées en un système cohérent (Jongman et al., 2004). Ailleurs dans le monde, le concept de réseau écologique s'est développé autour de la théorie de la biogéographie des îles de MacArthur et Wilson et de la théorie des métapopulations, selon lesquelles la fragmentation des habitats menace la survie des espèces en diminuant l'habitat disponible et en limitant les mouvements de dispersion, de migration et les échanges génétiques (Bennett et Mulongoy, 2006). Au cours des années 1990, diverses initiatives d'intégration des aires protégées à des réseaux écologiques ont vu le jour en Europe de l'Ouest, en Amérique du Nord, en Amérique latine, en Australie et en Asie (Bennett et Mulongoy, 2006). Malgré le fait que la théorie scientifique derrière le modèle de réseau écologique a été et continue d'être l'objet de débats parmi les écologistes et les conservationnistes (Simberloff et al., 1992 ; Beier et Noss, 1998 ; Boitani et al., 2007), leur mise en place se poursuit et s'intègre à de nouvelles politiques et réglementations nationales (ex. : trame verte et bleue en France) et municipales (ex. : projet de ceinture verte de la grande région de Montréal).
- 3 De façon générale, le terme réseau écologique désigne un ensemble d'écosystèmes liés entre eux par des flux d'organismes dans un ensemble spatialement cohérent, en interaction avec la matrice du paysage (Opdam et al., 2006). La façon de conceptualiser le modèle peut toutefois varier sensiblement d'un projet à l'autre selon les caractéristiques naturelles et culturelles de la région concernée ainsi que les politiques de gestion du territoire en place (Jongman et al., 2004). Malgré ces variantes, les réseaux écologiques tendent généralement vers deux principaux objectifs, soit (1) de préserver la fonctionnalité des écosystèmes pour permettre la conservation des espèces et/ou des habitats et (2) protéger la biodiversité de l'impact des activités humaines en favorisant une gestion durable du territoire (Bennett et Wit, 2001).
- 4 Le modèle de réseau écologique est généralement appliqué en attribuant des fonctions spécifiques à différentes zones du territoire selon leur valeur écologique (Bennett et Mulongoy, 2006). La Figure 1 présente la structure typique d'un réseau écologique, qui se compose de trois principaux éléments : les zones nodales, les corridors et les zones tampons.

Figure 1. Structure type d'un réseau écologique / Typical structure of an ecological network

Source : adaptée de Kohler et al. (2009)

5 Une grande variabilité existe dans la terminologie associée à chacune des composantes des réseaux écologiques, mais on peut tout de même établir une description générale du rôle de chacun des éléments (Berthoud et al., 2004 ; Bennett et Mulongoy, 2006) :

- Zones nodales : Espaces naturels dédiés à la conservation de la biodiversité permettant de préserver des espèces et/ou des écosystèmes spécifiques. Les zones nodales sont les réservoirs à partir desquels les espèces se dispersent vers d'autres habitats potentiels.
- Corridors : Éléments qui assurent les liaisons fonctionnelles entre les zones nodales. Ce sont des surfaces linéaires ou sous forme d'éléments relais (« stepping stones ») qui permettent aux espèces de se déplacer dans le paysage afin d'assurer les échanges physiques et génétiques entre les habitats, favorisant le maintien des processus écologiques et de la biodiversité dans les paysages fragmentés.
- Zones tampons : Zones entourant le réseau, visant à le protéger des perturbations externes potentiellement dommageables et à assurer le maintien de certains processus écologiques. Ce sont des espaces de transition à l'intérieur desquels ne sont admis que les usages du territoire compatibles.

Démarche méthodologique de conception des réseaux écologiques

6 Il est difficile d'établir une méthodologie universelle de conception d'un réseau écologique, car chaque projet est spécifique à la région considérée et aux objectifs de conservation à atteindre (Jongman et al., 2004). La figure 2 présente un aperçu général des principales étapes de conception d'un réseau écologique, en soulignant celles qui font l'objet de cette étude.

Étapes préliminaires

7 La première étape consiste à déterminer les objectifs de conservation visés par le réseau écologique. Cette étape est essentielle dans la stratégie de conservation et influencera directement le choix de la zone d'étude et des espèces et /ou écosystèmes cibles. Les espèces cibles peuvent être des espèces vulnérables directement concernées par les objectifs de conservation ou encore être choisies pour leur capacité à servir de « parapluie » pour un groupe d'espèces ou certains processus écologiques (Beier et al., 2008). Si les objectifs

de conservation visent à protéger des écosystèmes particuliers, les espèces sélectionnées devraient être représentatives des différents types d'habitat et fonctions écosystémiques associés à ces milieux de façon à concevoir le réseau le plus fonctionnel possible (Hilty et al., 2006).

Méthodes de sélection des zones nodales

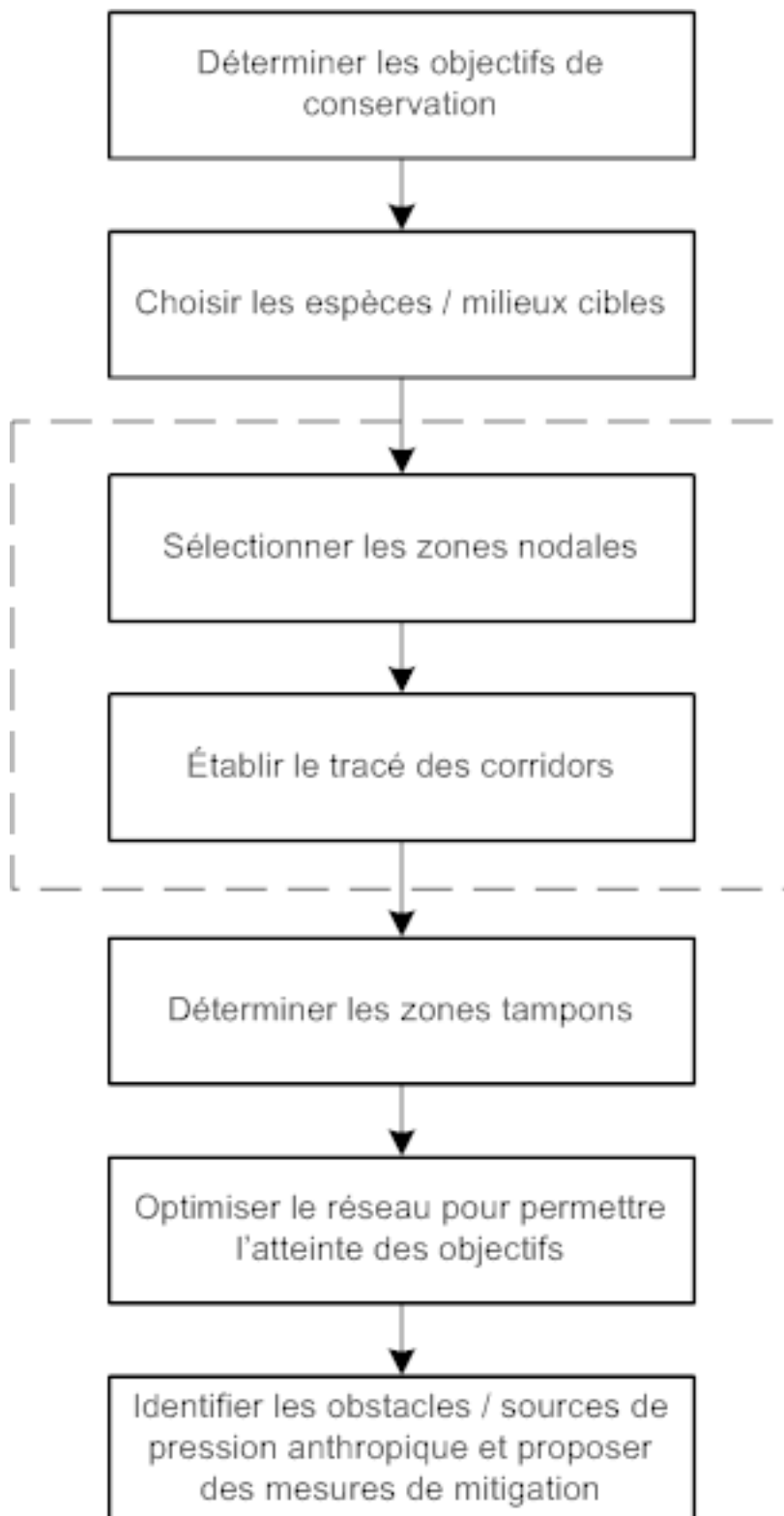
8 Les méthodes de sélection des zones nodales sont généralement basées sur trois principales approches : (1) les aires protégées, (2) l'analyse multicritère et (3) la qualité de l'habitat. Les approches de sélection des zones nodales peuvent également être combinées afin de retenir un éventail plus complet d'habitats et d'espèces d'intérêt (Rouget et al., 2006).

9 (1) Les zones nodales sont formées d'aires protégées vouées à la conservation et encadrées par une juridiction. Au Québec, ce sont par exemple des parcs nationaux, des réserves fauniques, des réserves de biodiversité, des habitats fauniques, des écosystèmes forestiers exceptionnels, etc. (Ministère de l'Environnement du Québec, 1999).

10 (2) Cette méthode consiste à sélectionner les zones nodales à partir de critères normalisés et pondérés. Le résultat est un poids qui permet de retenir les milieux les plus favorables du point de vue écologique. Les critères utilisés peuvent être, par exemple, la superficie du milieu, le degré de connectivité, la rareté et le niveau d'exposition aux pressions anthropiques (Geneletti, 2004). Le concept d'« irremplaçabilité » (*irreplaceability*) peut également servir de base à une analyse multicritère pour sélectionner les zones nodales qui contribuent le plus à l'atteinte des objectifs de conservation (Noss et al., 2002).

11 (3) Selon cette méthode, les milieux présentant la meilleure qualité pour la ou les espèces cibles choisies sont sélectionnés comme zones nodales. Pour une espèce ou groupe d'espèce donné, la qualité de l'habitat peut être établie par différentes méthodes, comme (1) une analyse de perméabilité, où les milieux offrant une moindre résistance aux déplacements sont considérés comme d'une meilleure qualité (Singleton et al., 2004) ; (2) un indice de qualité de l'habitat ou « *habitat suitability index* » (Rouget et al., 2006) ; et (3) une fonction de sélection des ressources (« *resource selection function* »), qui établit la probabilité relative d'utilisation d'un milieu donné (Chetkiewicz et al., 2006).

Figure 2. Approche méthodologique générale de conception d'un réseau écologique. Le cadre en pointillé indique les étapes méthodologiques qui font l'objet d'une analyse comparative dans le cadre de cette étude. / General approach for designing an ecological network. The dashed box indicates the steps which are the subject of our comparative analysis.



Méthodes de détermination des corridors

- 12 Les méthodes pour déterminer le tracé des corridors peuvent être regroupées en trois catégories : (1) l'interprétation visuelle, (2) les opérateurs morphologiques et (3) les analyses de perméabilité.

1. Les corridors sont délimités à partir de données d'occupation du sol en reliant les parcelles d'habitat les plus directement connectées entre elles ou considérées comme telles selon certaines règles de proximité (Duchesne et al., 1998).
2. Il s'agit d'opérateurs mathématiques de traitement d'image qui permettent d'identifier automatiquement les corridors structuraux dans le paysage à partir de données matricielles d'occupation du sol (Vogt et al., 2007). Le paysage est représenté comme un ensemble de parcelles d'habitat dans une matrice inhospitalière (non-habitat). À partir de règles de voisinages établies, les deux opérateurs morphologiques de base (dilatation et érosion) sont appliqués aux pixels de l'image pour permettre l'identification des éléments structuraux d'intérêt.
3. Cette approche comprend une grande variété de méthodes et est très utilisée pour établir le tracé des corridors écologiques. L'analyse se déroule en deux principales étapes. Premièrement, une matrice de résistance aux déplacements de l'espèce cible est établie, ce qui consiste à faire le lien entre les caractéristiques de l'occupation du sol et leur influence sur les déplacements de l'espèce en question (Adriaensen et al., 2003). Il existe différentes méthodes pour ce faire ; généralement, la résistance relative associée aux paramètres du territoire (utilisation du sol, topographie, perturbations anthropiques, etc.) est déterminée à partir de la littérature et d'opinions d'experts, mais il est aussi possible d'analyser des données empiriques (présence/absence, chemins observés par radio-téléométrie, analyses génétiques) dans le cadre d'une fonction de sélection des ressources pour estimer les résistances (Beier et al., 2008). La deuxième étape consiste à déterminer le tracé optimal des corridors à partir de la matrice de résistance aux déplacements. Cette étape identifie les continuités de pixels connectés et offrant le moins de résistance aux déplacements. Là encore, plusieurs méthodes peuvent être utilisées, les principales étant basées : sur la plus faible résistance cumulative aux déplacements, comme les chemins et les corridors de moindre coût (Beier et al., 2008), sur la théorie des circuits, où la résistance aux déplacements dans le paysage est traitée comme la résistance au passage du courant dans un circuit électrique (McRae et al., 2008), sur la théorie des graphes (Foltête et al., 2012) et sur les modèles simulant le déplacement d'individus dans le paysage (Hargrove et al., 2005).

Étapes finales

- 13 Une fois que les composantes du réseau sont désignées, il est possible de procéder à une optimisation du réseau afin d'améliorer le niveau d'atteinte des objectifs de conservation. Cette étape peut permettre, par exemple, d'intégrer des habitats d'intérêt pour la conservation ou de minimiser l'effet de lisière dans le réseau (Beier et al., 2008). Finalement, il est utile d'identifier les barrières et les sources de pressions anthropiques qui peuvent nuire à la fonctionnalité du réseau, particulièrement en ce qui a trait aux corridors. En effet, l'implantation d'un réseau écologique ne permettra pas nécessairement d'atteindre les objectifs de conservation si aucune mesure de mitigation n'est appliquée pour contrer l'impact des obstacles majeurs présents dans le paysage (Beier et al., 2008).
- 14 Comme le montre cette synthèse des étapes effectuées pour la conception de réseaux écologiques, plusieurs choix s'imposent tout au long de la démarche méthodologique. Ces choix ont possiblement une influence sur les caractéristiques structurelles et fonctionnelles des réseaux produits. Cependant, peu d'études ont étudié l'impact de ces choix méthodologiques sur les réseaux écologiques résultants. L'objectif de cette étude est donc de tester différentes méthodes à deux étapes d'élaboration d'un réseau écologique visant à répondre à un même objectif de conservation et de comparer les réseaux écologiques résultants. Les implications de ces choix méthodologiques sur la modélisation des réseaux et sur leur mise en œuvre potentielle sont discutées et des recommandations sont émises afin de prendre en compte ses impacts potentiels. Plus spécifiquement, deux méthodes de sélection des zones nodales combinées à trois méthodes de délimitation des corridors ont été appliquées sur un même territoire afin de comparer les réseaux écologiques résultants, pour la conservation d'une espèce indicatrice, le Grand Pic (*Dryocopus pileatus*).

Méthodologie

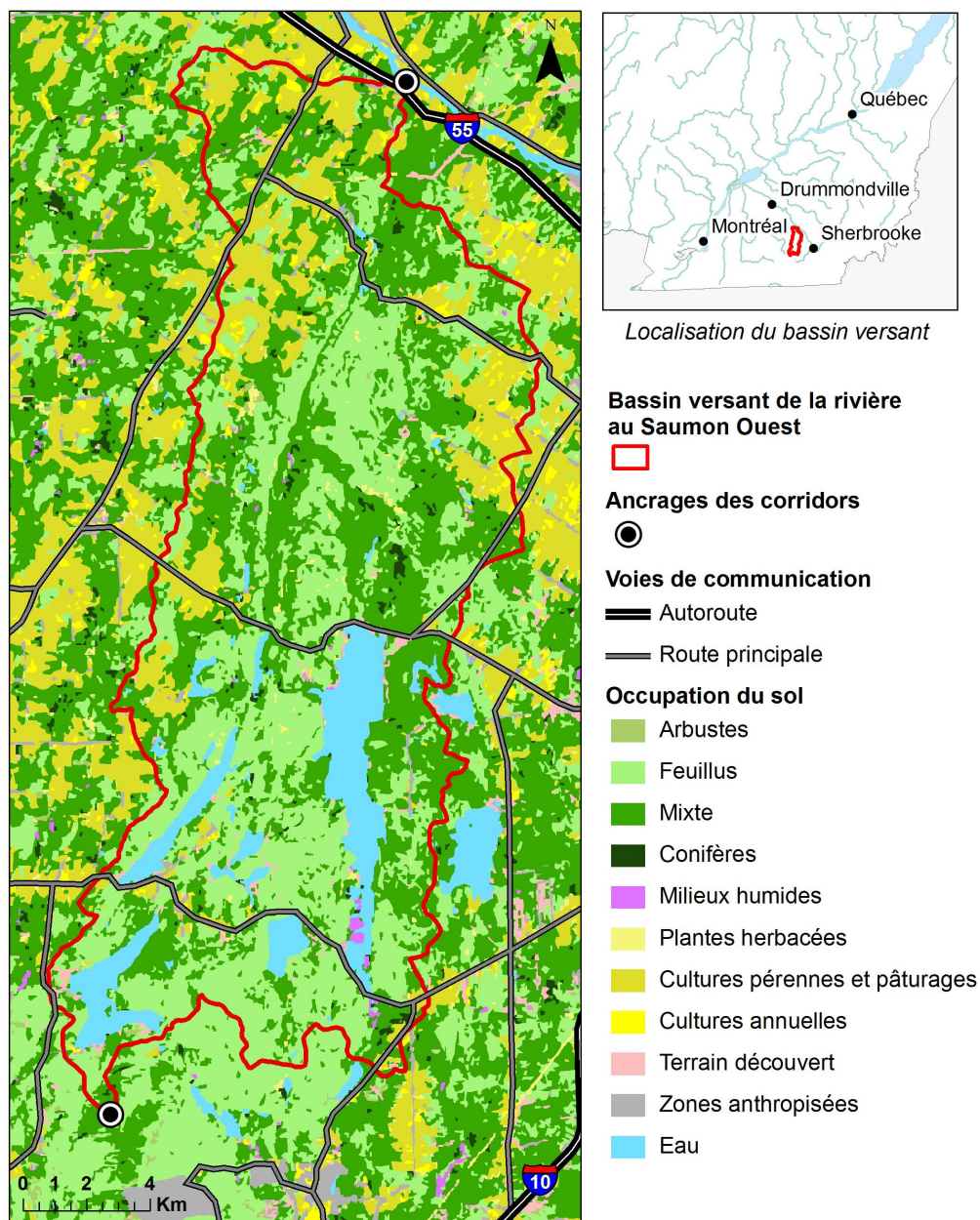
Choix de l'espèce cible et de la zone d'étude

- 15 Le patron d'occupation du sol dans la partie ouest de l'Estrie forme une mosaïque de zones forestières et de parcelles agricoles favorable aux espèces généralistes comme le cerf de Virginie, qui profitent de l'effet de bordure (Société de la faune et des parcs du Québec, 2002). L'exploitation forestière est également une activité économique importante dans la région (COGESAF, 2006), ce qui peut entraîner le remplacement des forêts matures par des peuplements plus jeunes. Il est donc justifié de s'intéresser à un réseau écologique pour les espèces spécialistes des habitats forestiers matures, surannés et sénescents, qui sont à risque de subir les effets de la fragmentation de leur habitat dans ce type de paysage.
- 16 L'espèce retenue pour le projet est le Grand Pic (*Dryocopus pileatus*), une espèce représentative des forêts matures et surannées à dominance feuillue (Lafleur et Blanchette, 1993), car il creuse son nid dans des arbres de grand diamètre, préférablement morts. De plus, il se nourrit principalement d'insectes qu'il obtient par excavation sur des chicots, des souches ou des arbres de grand diamètre (Lafleur et Blanchette, 1993). Le Grand Pic est associé à des processus écologiques importants dans les forêts matures en Amérique du Nord (Bonar, 2000) et il est considéré comme un oiseau sédentaire qui ne se déplace que sur de courtes distances (Lafleur et Blanchette, 1993) et qui est sensible aux changements de son habitat étant donné sa dépendance à la présence de bois mort (Virkkala, 2006). De plus, cet oiseau a besoin d'un domaine vital relativement grand, qui varie entre 0,53 et 10,56 km² selon les études, avec une valeur moyenne de 3,60 km² (Lemaître et Villard, 2005). Toutes ces caractéristiques font en sorte que le Grand Pic peut être considéré comme une espèce sensible à la fragmentation du paysage (Villard et al., 1999) et peut être utilisé comme espèce indicatrice de la biodiversité des écosystèmes forestiers matures (Mikusiński et al., 2001).
- 17 Le Grand Pic étant un oiseau très lié au milieu forestier dense (Lafleur et Blanchette, 1993), l'absence de couvert forestier serait le principal élément pouvant limiter ses déplacements. En effet, plusieurs oiseaux forestiers seraient généralement réfractaires à traverser n'importe quel milieu ouvert, que ce soit des routes ou des champs, et particulièrement les rivières (St. Clair, 2003). De plus, ceux-ci sembleraient enclins à parcourir de plus grandes distances en milieu forestier pour éviter de se retrouver en milieu découvert (Bélisle et Desrochers, 2002). Le risque de prédation plus élevé en milieu ouvert pourrait expliquer en partie ce comportement (Desrochers et Hannon, 1997).

Zone d'étude

- 18 La zone d'étude choisie est le bassin versant de la rivière au Saumon Ouest, sous-bassin de la rivière Saint-François, qui est bordé par le parc national du Mont-Orford au sud. Un organisme de conservation, la Société de conservation du corridor naturel de la rivière au Saumon, œuvre déjà sur le territoire afin de protéger le patrimoine environnemental et les milieux de grande valeur écologique (SCCNRS, 2006). Ce bassin est situé en Estrie, dans le sud du Québec (Figure 3). Il s'agit d'un bassin versant essentiellement forestier d'une superficie de 291 km² où les peuplements feuillus et mixtes sont dominants. Les zones forestières se retrouvent principalement dans le sud du bassin et de part et d'autre de la rivière au Saumon, où le relief plus accidenté est peu propice aux activités agricoles. L'agriculture est surtout présente dans les parties ouest et nord-est du bassin. On observe également que le bassin versant est très peu urbanisé, mais il est tout de même traversé par quatre routes principales.

Figure 3. Zone d'étude / Study area



19 Afin de permettre la comparaison entre les différentes méthodes de délimitation des corridors, deux points ont été choisis comme extrémités des corridors à délimiter. Ces points d'ancrage correspondent au point le plus en amont du bassin versant de la rivière au Saumon et au point le plus en aval (Figure 3). Le choix de ces points d'ancrage permettra de mieux caractériser le potentiel du bassin versant en tant que « corridor naturel » (SCCNRS, 2006). Les données utilisées dans le cadre du projet sont présentées au tableau 1.

Tableau 1. Données utilisées / Data used in this study.

Nom	Type	Information utilisée	Échelle	Source
Limites des bassins versants : sud du fleuve	Vectériel	Limite du bassin versant de la rivière au Saumon	1 :20 000	CEHQ ¹
Territoires récréatifs et protégés	Vectériel	Limite des parcs	1 :100 000	MRNF ²
Base de données des habitats fauniques (HAFA)	Vectériel	Aires de confinement du cerf de Virginie	1 :20 000	MRNF ²

Système d'information écoforestière (SIEF)	Vectériel	Peuplements écoforestiers	1 :20 000	MRNF ²
Couverture du sol, circa 2000	Vectériel	Occupation du sol	1 :250 000	RNC ³
Base de données topographiques du Québec (BDTQ)	Vectériel	Voies de communication	1 :20 000	MRNF ²

¹ Centre d'expertise hydrique du Québec ; ² Ministère des Ressources naturelles et de la Faune ; ³ Ressources naturelles Canada

Sélection des zones nodales

Superficie minimale des zones nodales

20 Afin de pouvoir remplir leur rôle dans le réseau écologique, les zones nodales doivent avoir une superficie suffisante pour constituer des habitats viables. Dans le cadre de cette étude, la superficie minimale des zones nodales a été établie en considérant le domaine vital du Grand Pic, ce qui permet de retenir les habitats pouvant soutenir au moins un couple d'individus et ainsi agir à titre de « source » dans le réseau écologique. Bull et Holthausen (1993) avaient recommandé de considérer un domaine vital de 3,64 km² pour l'aménagement du territoire en fonction du Grand Pic en Oregon. Plus près de la zone d'étude considérée, Savignac et al. (2000) ont évalué le domaine vital du Grand Pic dans les forêts mixtes de la Mauricie à 2,68 km². Cet ordre de grandeur correspond à la dimension moyenne de 3,60 km² observée dans la littérature par Lemaître et Villard (2005). Cette dernière valeur a donc été retenue comme seuil pour le choix des zones nodales.

21 Afin d'établir la superficie des zones nodales, la superficie effective sera considérée. Le terme superficie effective désigne la quantité d'habitats qui n'est pas affectée par l'effet de lisière, créé par les changements microenvironnementaux qui surviennent aux limites d'un habitat naturel (Saunders et al., 1991). En effet, le succès de nidification des oiseaux forestiers tend à diminuer près de la bordure de la forêt en raison de la pression due aux perturbations, à la prédation et au parasitisme (Paton, 1994). La superficie effective a été obtenue en excluant une zone de 100 mètres de largeur à partir des bords des polygones, valeur utilisée par Darr et al. (1998) pour établir un plan de conservation pour les oiseaux forestiers sensibles à la perte d'habitat.

Approche selon l'indice de qualité de l'habitat

22 La sélection de zones nodales à partir d'un indice de qualité de l'habitat (IQH) consiste à retenir les habitats les plus favorables à l'espèce cible considérée selon les caractéristiques du milieu. Les valeurs d'IQH pour le Grand Pic ont été calculées grâce à une extension développée par Forêt Modèle Bas-Saint-Laurent et Université du Québec à Rimouski (2003) pour le logiciel ArcView® à partir des données écoforestières du Système d'information écoforestière (SIEF), produit par le gouvernement du Québec (MRNFP, 2004). Le modèle d'IQH employé a été développé par Lafleur et Blanchette (1993) et prend en compte trois paramètres des habitats forestiers qui couvrent les besoins du Grand Pic en termes de reproduction, d'alimentation et d'abri.

23 Le premier paramètre concerne la composition en essence, car le Grand Pic au Québec fréquente surtout les forêts feuillues ou mixtes à dominance feuillue qui offrent des arbres de grand diamètre pour la construction des nids. Les forêts mixtes à dominance résineuse, les pinèdes blanches ou rouges, les prucheraies et les cédrières peuvent également offrir un habitat approprié. Les forêts résineuses, quoique pouvant être fréquentées par le Grand Pic, sont généralement moins favorables. Le deuxième paramètre est la classe de densité et de hauteur des peuplements, indicatrice du stade de développement de la forêt. La densité du couvert arborescent semble être un élément déterminant pour l'habitat du Grand Pic, particulièrement en période de reproduction. Le troisième et dernier paramètre est la disponibilité de chicots de grand diamètre (plus de 35 cm à hauteur de poitrine). Cette donnée n'étant pas disponible, ce paramètre n'a pas été inclus dans le calcul de l'IQH.

- 24 La valeur en terme d'habitat de chacun des paramètres est classée selon les catégories nulle, faible, modérée et élevée, auxquelles ont attribué respectivement les valeurs 0, 1, 2 et 3. Le Tableau 2 présente la valeur associée à chacun des paramètres retenus.

Tableau 2. Valeurs associées aux paramètres forestiers pour le calcul de l'IQH du Grand Pic / Values associated with forest parameters used for the HSI calculation for the Pileated woodpecker.

Valeur	Composition en essence	Classe de densité - hauteur*
0	Pas de composition en essence	6 - pas de classe de densité ou de hauteur
1	Résineuse	A4 - A5 - B4 - B5 - C3 - C4 - C5 - D3 -D4 - D5
2	Pinède rouge et blanche ; Prucheraie ; Mélangé à dominance résineuse ; Mélangé sans dominance	A3 - B3 - C1 - C2 - D1 - D2
3	Feuillus ; Mélangé à dominance feuillue	A1 - A2 - B1 - B2

Légende : * Densité : % de recouvrement formé par la projection au sol des cimes (A : 81 % et plus, B : 61-81 %, C : 41-60 %, D : 25-40 %) ; Hauteur : hauteur moyenne du peuplement (1 : 22 m et plus, 2 : 17-22 m, 3 : 12-17 m, 4 : 7-12 m, 5 : 4-7 m, 6 : 1,5-4 m).

Source : adapté de Lafleur et Blanchette, 1993

- 25 Pour obtenir l'IQH, les valeurs associées à chacun des paramètres sont combinées en utilisant une moyenne géométrique, les paramètres étant considérés comme mutuellement exclusifs et limitatifs pour l'habitat du Grand Pic. Ainsi, si un des paramètres a une valeur nulle, la qualité de l'habitat sera nulle. L'IQH est calculé en utilisant l'équation 1 :

Équation 1

$$IQH = \frac{\sqrt{CE \cdot DH}}{3}$$

Où CE est la valeur associée à la composition en essence et DH la valeur associée à la classe de densité-hauteur. Le résultat est divisé par 3 afin d'obtenir un IQH qui varie entre 0 et 1.

- 26 Le Tableau 3 montre les niveaux de qualité de l'habitat associés aux résultats de calcul de l'IQH.

Tableau 3. Qualité de l'habitat selon le résultat de l'IQH / Habitat quality according to HSI results.

IQH	Valeur d'habitat
0	Nulle
0,33 à 0,53	Faible
0,60 à 0,76	Moyenne
0,87 à 1	Élevée

Source : Lafleur et Blanchette, 1993

- 27 La sélection des zones nodales a été effectuée sur la base de la valeur de l'IQH et de la superficie des habitats. D'abord, les polygones forestiers ayant un IQH élevé ont été sélectionnés et les entités contigües ont été agrégées. Ensuite, les polygones résultants dont la superficie effective était de plus de 3,60 km² ont été retenus comme zones nodales.

Approche selon l'analyse multicritères

- 28 L'analyse multicritères consiste à sélectionner les zones nodales à partir de critères normalisés et pondérés. Le résultat est un poids qui permet de retenir les milieux les plus favorables du point de vue écologique pour constituer des zones nodales. Les zones nodales potentielles ont été identifiées à partir de données de couverture du sol Circa 2000 (Tableau 1) produites par Ressources naturelles Canada (RNC, 2009). Les classes retenues sont celles qui présentent le meilleur potentiel d'habitat pour le Grand Pic selon les informations disponibles, soient les classes « Feuillus – dense » et « Mixte – dense », où la fermeture du couvert est de plus de 60 % (RNC, 2009). En effet, le Grand Pic au Québec fréquente de préférence les

forêts feuillues ou mixtes à dominance feuillues denses (Lafleur et Blanchette, 1993). Les polygones correspondant à ces classes ont été fusionnés puis divisés avec les autoroutes, les routes principales et les routes secondaires. Les parcelles forestières obtenues constituent les zones nodales potentielles évaluées dans l'analyse multicritères. Encore une fois, seules les parcelles ayant une superficie effective de plus de 3,60 km² ont été considérées dans l'analyse.

29 Afin de retenir les parcelles forestières les plus adaptées pour constituer les zones nodales, chaque parcelle est évaluée à l'aide de différents critères. Ces derniers sont ensuite combinés afin d'obtenir un poids qui permet de classer les polygones du plus favorable au moins favorable. Les critères retenus s'inspirent de la démarche de Geneletti (2004). Pour chaque critère, un indicateur représentatif a été choisi tel que montré au Tableau 4.

Tableau 4. Critères et indicateurs utilisés pour l'analyse multicritères / Criteria and indicators used for the multi-criteria analysis.

Critère	Indicateur
Dimension	Superficie effective (<i>Core Area</i>)
Connectivité	Proximité (<i>Proximity Index</i>)
Exposition aux perturbations d'origine anthropique	Densité de routes

30 L'indicateur de proximité utilisé permet d'évaluer le degré de connectivité de chaque parcelle forestière avec les autres parcelles dans le paysage. Toutes les parcelles forestières contenues dans le cadre de 60 km x 60 km autour de la zone d'étude ont été considérées, afin de ne pas négliger la connectivité avec les parcelles forestières situées en périphérie du bassin versant. L'indicateur de proximité (P_i) entre une parcelle i et les autres parcelles j est obtenu selon l'équation 2 (d'après FRAGSTATS, 2002) :

Équation 2

$$P_i = \sum_{j=1}^{n-1} \frac{A_j}{d_{ij}^2}$$

où d_{ij} est la distance en ligne droite la plus courte entre les parcelles i et j , A_j est l'aire de la parcelle j et n est le nombre de parcelles dans l'aire d'étude. Les distances ont été calculées à partir de la bordure des parcelles.

31 Le niveau d'exposition aux perturbations d'origine anthropique a été estimé en calculant la densité de routes à l'intérieur de chaque parcelle (routes d'accès aux ressources, chemins forestiers, etc.). Les routes ont été retenues, car elles constituent la voie d'accès des humains sur le territoire et que les activités anthropiques se concentrent le long de celles-ci. De plus, il a été démontré que plusieurs espèces animales (arthropodes, petits mammifères, oiseaux) évitent les routes et que certains impacts négatifs des routes comme le bruit ont des effets jusqu'à plusieurs dizaines ou de centaines de mètres de distance (Forman et Alexander, 1998). Les routes considérées comprennent tous les types de routes excluant les chemins carrossables non pavés, les chemins non carrossables et les voies de communication abandonnées.

32 Les valeurs brutes des indicateurs sont ensuite normalisées en utilisant les valeurs minimales et maximales comme points d'ancrage pour étaler les valeurs brutes entre 0 et 1 (Phua et Minowa, 2005). L'équation 3 est utilisée dans le cas où plus la valeur d'un indicateur est élevée, plus le potentiel à former une zone nodale est élevé. L'équation 3 est utilisée dans le cas d'un indicateur où un nombre élevé signifie une valeur élevée en tant que zone nodale (superficie effective, proximité) et l'équation 4 dans le cas contraire (densité de routes) :

Équation 3

$$N_i = \frac{I_i - I_{\min}}{I_{\max} - I_{\min}}$$

Équation 4

$$N_i = \frac{I_{\max} - I_i}{I_{\max} - I_{\min}}$$

où N_i est la valeur normalisée entre 0 et 1, I_i est la valeur de l'indicateur pour la parcelle i , I_{min} est la valeur minimale de l'indicateur pour l'ensemble des parcelles et I_{max} est la valeur maximale de l'indicateur.

- 33 La dernière étape est la combinaison des résultats normalisés des indicateurs permettant d'ordonner les parcelles forestières selon leur potentiel à former une zone nodale. Dans le cas présent, chaque indicateur a été jugé d'égale importance et ceux-ci ont donc simplement été additionnés. Le résultat pour chaque parcelle est un poids variant entre 0 et 3 : 0 correspondant à une parcelle peu convenable pour former une zone nodale et 3 à une parcelle parfaitement convenable.

Approche selon les aires protégées

- 34 Une troisième approche de sélection des zones nodales, basée sur les aires protégées, a également été testée dans le cadre de cette étude. Cette approche, bien que simple à réaliser, offre peu de flexibilité, car elle est déterminée d'avance par l'emplacement et la configuration des aires protégées. De plus, selon sa nature et la réglementation en place, une aire protégée ne fournit pas nécessairement le meilleur habitat disponible, n'étant généralement pas configurée pour une espèce en particulier. Celle-ci n'a pas été retenue pour la suite des analyses, car la faible présence de ces aires dans le secteur étudié ne permettait pas le tracé de corridors.

Détermination des corridors

- 35 Les méthodes de détermination des corridors testées dans le cadre de ce projet appartiennent à la catégorie des analyses de perméabilité. Cette catégorie d'analyse s'effectue en 2 étapes : la création des matrices de résistance aux déplacements et le tracé optimal des corridors. Deux et trois approches différentes ont été testées pour chacune de ces étapes respectivement.

Création des matrices de résistance aux déplacements

Approche selon l'indice de qualité de l'habitat

- 36 Les matrices de résistance aux déplacements peuvent être établies d'après un indice de qualité de l'habitat, suivant l'hypothèse que plus un habitat est de qualité pour une espèce donnée, plus il est perméable aux déplacements des individus de cette espèce (Beier et al., 2008). Le modèle d'IQH employé est identique à celui utilisé à l'étape précédente pour la création des zones nodales.

- 37 Comme la résistance aux déplacements augmente avec la diminution de la qualité de l'habitat, les valeurs de l'IQH ont été inversées pour créer les matrices de résistance. Les valeurs ont également été distribuées sur une échelle de 1 à 100, un poids de résistance de 1 étant associé aux habitats de qualité élevée et un poids de 100 aux habitats de qualité nulle. La résistance aux déplacements selon l'IQH (R_{IQH}) est obtenue selon l'équation 5 :

Équation (5)

$$R_{IQH} = 100 - 99 * IQH$$

Où IQH est la valeur de l'IQH obtenue d'après l'équation 1. L'information polygonale a été transformée au format matriciel avec une résolution de 30 mètres.

Approche selon le poids de résistance aux déplacements basé sur les classes d'occupation du sol

- 38 Une matrice de résistance aux déplacements pour le Grand Pic a également été créée en attribuant des poids à différentes catégories d'occupation du sol obtenues à partir d'images satellitaires. Bien que le choix des poids soit appuyé sur la littérature, les valeurs accordées à chaque classe d'occupation du sol demeurent subjectives. Cette façon de créer des matrices de résistance aux déplacements est toutefois régulièrement utilisée (Rayfield et al., 2010 ; Zeller et al., 2012) ; en effet, il existe très rarement des mesures de coûts de déplacement associées aux catégories d'occupation du sol pour une espèce donnée.

- 39 À la lumière de ces informations, des poids de résistance aux déplacements ont été associés aux différentes classes de données de couverture du sol (Tableau 5). Pour réaliser l'attribution des poids, les classes de milieux forestiers ont été ordonnées selon la densité du couvert forestier. Les milieux arbustifs ont obtenu un poids de résistance intermédiaire en raison de la présence d'un certain couvert et de la possibilité d'y retrouver quelques arbres pouvant agir comme éléments relais. Les milieux sans couvert ont été ordonnés selon leur niveau d'anthropisation,

considérant que les milieux moins aménagés ont plus de probabilité de contenir quelques arbres et arbustes et que les milieux anthropiques sont plus bruyants et risquent de repousser davantage les grands pics. L'eau a obtenu un poids de résistance élevé étant donné que les oiseaux forestiers semblent éviter fortement ce milieu (St. Clair, 2003).

Tableau 5. Poids de résistance aux déplacements relatifs associés aux classes d'occupation du sol / Resistance to movement weights associated with land use classes.

Type de milieu	Classe	Poids de résistance aux déplacements
Couvert forestier	Feuille - dense Mixte - dense Coniférien - dense	1
	Feuille - ouvert Mixte - ouvert Coniférien - ouvert Zone humide - boisée	10
Couvert arbustif	Grands arbustes	30
	Petits arbustes Zone humide - arbustive	50
	Plantes herbacées Zone humide - herbacée Cultures pérennes et pâturages	70
Sans couvert ligneux	Cultures annuelles	75
	Terrain découvert Eau	80
	Zone développée	90

40 Les routes sont également des barrières importantes pour la faune en général et auraient également un impact non négligeable sur les oiseaux forestiers (Spellerberg, 1998). En plus du taux de mortalité accru qu'elles peuvent engendrer, plusieurs effets indirects peuvent causer l'évitement des routes par les oiseaux (Forman et Alexander, 1998). Le bruit aurait notamment un effet répulsif sur les oiseaux jusqu'à une distance de plusieurs dizaines voire centaines de mètres des routes, selon la vitesse des voitures et le débit routier (Reijnen et al., 1995). Dans son estimation de la superficie du territoire subissant les effets écologiques des routes aux États-Unis, Forman (2000) a considéré que la distance d'influence pour les oiseaux en milieu forestier est de 305 mètres pour une route avec un débit de 10 000 véhicules par jour. Dans cette même étude, la distance d'influence des routes secondaires (avec un débit routier plus faible) a été établie à 200 mètres. Le réseau routier a donc aussi été considéré comme un élément pouvant créer des obstacles au déplacement du Grand Pic. Le Tableau 6 montre les poids de résistance associés à chaque classe de routes ainsi que la distance d'influence correspondante. L'attribution des poids est basée sur le type de route et non sur le débit routier, puisque ces données n'étaient pas disponibles. Pour modéliser l'influence des routes, le poids de résistance a été considéré comme diminuant de façon linéaire à partir des routes jusqu'à l'atteinte d'une valeur nulle à la distance maximale d'influence. Cette méthode a été employée par Vuilleumier et Prélaz-Droux (2002) pour créer une matrice de résistance aux déplacements pour des espèces de mammifères gibiers.

Tableau 6. Poids de résistance aux déplacements associés au réseau routier / Resistance to movement weights associated with the road network.

Catégorie	Classes de la BDTQ	Poids de résistance aux déplacements	Distance d'influence (mètres)
Autoroutes	Autoroute	110	300
Routes principales	Route nationale Route régionale Route collectrice	100	200
Routes secondaires	Route locale	95	100

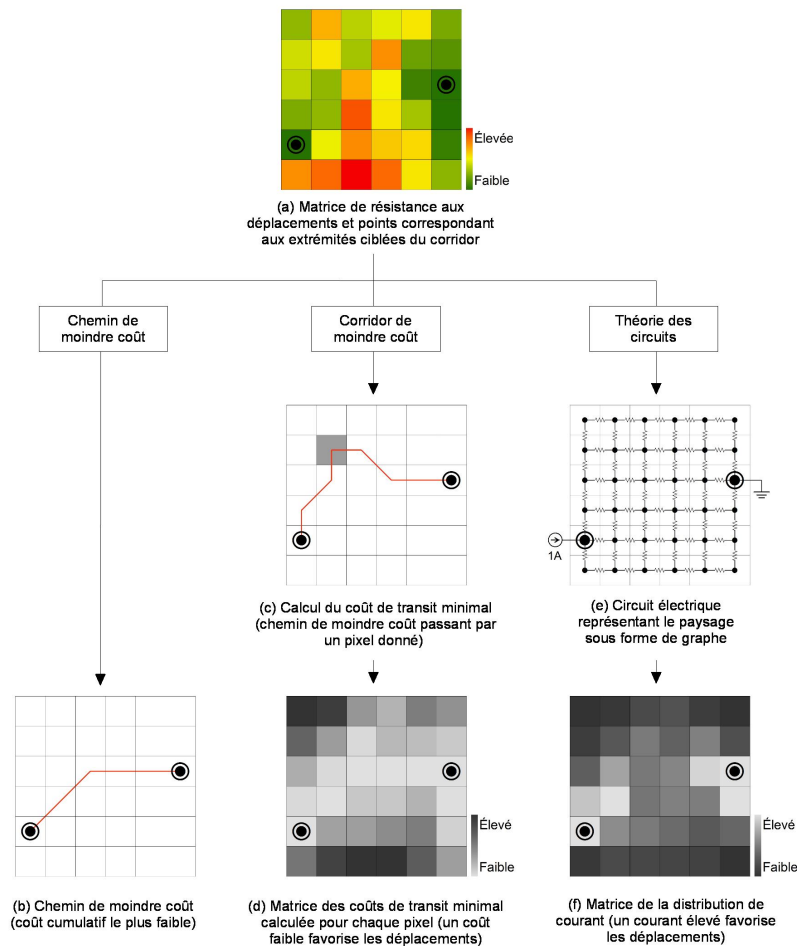
- 41 Les matrices de résistance aux déplacements associées aux classes d'occupation du sol et aux routes ont été superposées afin de former la matrice de résistance finale. Les données ont été rééchantillonnées à une résolution de 30 mètres pour correspondre à la matrice basée sur l'IQH. Pour chaque pixel, le poids de résistance le plus élevé a été retenu ; l'effet additif des barrières aux déplacements n'a donc pas été modélisé, faute de documentation à ce sujet.

Tracé optimal des corridors

Largeur minimale des corridors

- 42 Plus un corridor est large, plus il est susceptible de faciliter les mouvements de la faune ; cependant, les contraintes financières et pratiques incitent plutôt à la mise en place de corridors étroits (Beier et al., 2008). Le corridor idéal doit donc avoir une largeur suffisante pour être en mesure de remplir son rôle écologique tout en étant réaliste quant à son implantation. La largeur minimale d'un corridor doit aussi être déterminée en fonction de sa longueur. Si la longueur du corridor est inférieure à la distance de dispersion pour les individus de l'espèce cible, les individus n'occuperont le corridor que de façon passagère lors de leurs déplacements. Au contraire, si la longueur excède la distance de dispersion, il est nécessaire que les individus puissent trouver au sein du corridor un habitat convenable qui servira de « relais » dans la dispersion globale de l'espèce le long du corridor. Ces espèces sont considérées comme des résidents du corridor (« *corridor dwellers* ») et il est alors suggéré que le corridor soit de la même largeur que leur domaine vital (Harrison, 1992). James et al. (2005) ont estimé la distance de dispersion du Grand Pic pour la conception d'un réseau d'aires protégées en se basant sur le diamètre d'un cercle de superficie égale à son aire vitale. Selon la valeur de domaine vital utilisée dans cette étude (3,64 km²), la distance de dispersion théorique du Grand Pic serait donc de 2,14 km.
- 43 La distance à vol d'oiseau entre les deux points d'ancrage des corridors (Figure 3) est de 3,37 km, ce qui excède la distance de dispersion théorique estimée. Les corridors qui seront créés devraient donc avoir une largeur suffisante pour satisfaire les exigences d'une espèce résidente. Harrison (1992) suggère que la largeur d'un corridor pour une espèce résidente soit établie en calculant la racine carrée de la moitié de la superficie du domaine vital, en supposant que ce dernier ait la forme d'un rectangle deux fois plus long que large. Toujours en considérant un domaine vital de 3,60 km² pour le Grand Pic, on obtient une largeur idéale de corridor de 1,34 km.
- 44 Toutefois, les méthodes comme celles du « moindre coût » n'identifient pas des corridors linéaires, mais bien des zones d'une largeur inégale. On observe souvent des goulots d'étranglement aux endroits où la résistance aux déplacements est élevée et des zones plus larges aux endroits où elle est faible. Dans ce cas de figure, il est donc possible que certaines sections du corridor soient assez larges pour fournir un habitat potentiel au Grand Pic mais que ces zones soient entrecoupées de zones d'étranglement qui ne seront utilisées par les individus que pour leurs déplacements. En se basant sur la littérature, la largeur minimale d'un corridor de déplacement pour le Grand Pic a été établie à 150 m. Cette valeur correspond à la largeur minimale des corridors ripariens où des espèces d'oiseaux forestiers comme le Grand Pic ont été observés par Spackman et Hughes (1995) au Vermont. Au Texas, Conner et al. (2004) a quant à lui observé que la présence du Grand Pic dans les corridors ripariens n'augmentait sensiblement que lorsque la largeur des corridors dépassait 60 à 70 m de largeur. Les corridors écologiques ont été obtenus en appliquant trois approches de tracé aux deux matrices de résistance présentées précédemment. Ces trois approches sont schématisées à la Figure 4.

Figure 4. Méthodes de tracé des corridors utilisées / Methods used for designing the corridors"



Approche du chemin de moindre coût

45 Le chemin de moindre coût correspond au chemin ayant le coût cumulatif le plus faible entre deux points (Figure 4b). Les chemins de moindre coût ont été obtenus en utilisant les fonctions « *Cost Distance* » et « *Cost Path* » de l'extension *Spatial Analyst* d'ArcGIS. Comme les corridors identifiés par cette méthode sont des éléments linéaires, une zone tampon doit être appliquée aux chemins de moindre coût afin de les transformer en corridors. La largeur de la zone tampon utilisée est de 1,34 km, soit la largeur minimale d'un corridor pour le Grand Pic.

Approche du corridor de moindre coût

46 Le corridor de moindre coût entre deux points est déterminé à partir d'une matrice du coût minimal de transit (CMT). Le coût minimal de transit correspond au coût de déplacement cumulatif associé au chemin de moindre coût passant par un pixel donné (Figure 4c). Le CMT est calculé pour chaque pixel du paysage (Figure 4d). Une valeur seuil peut ensuite être utilisée pour sélectionner les continuités de pixels ayant les CMT les plus faibles, ce qui permet d'obtenir le corridor de moindre coût entre les deux points. Il est à noter que les pixels ayant

la valeur de CMT la plus faible sont toujours situés le long du chemin de moindre coût. Afin de déterminer les corridors de moindre coût, les fonctions « *Cost Distance* » et « *Corridor* » de l'extension *Spatial Analyst* d'ArcGIS ont été utilisées.

47 L'identification du corridor de moindre coût à partir de la matrice des CMT introduit une certaine subjectivité puisqu'il faut déterminer une valeur seuil. Dans le cadre du travail, l'approche itérative basée sur un critère de largeur minimale suggérée par Beier et al. (2008) a été adoptée. Différents corridors potentiels ont d'abord été identifiés en retenant les pixels ayant le coût cumulatif le plus faible totalisant différentes superficies (entre 1 % et 20 % du territoire, avec un pas de 1 %). Pour ce faire, l'application libre *Corridor design*, spécifiquement conçue pour la création de corridors écologiques, a été utilisée (Majka et al, 2007). Le corridor retenu est celui qui a la plus petite superficie tout en présentant une largeur minimale de 150 m sur au moins 90 % de sa longueur. Dans le cas où le corridor se sépare en plusieurs branches, le critère de largeur s'applique à la plus large des branches.

Approche de la théorie des circuits

48 La théorie des circuits peut être utilisée pour identifier les corridors en considérant que la résistance au déplacement dans le paysage est analogue à la résistance dans un circuit électrique (McRae et al., 2008). La probabilité qu'un individu dont le déplacement suit une marche aléatoire (*random walk*) traverse un pixel donné est considérée proportionnelle au courant qui circule dans ce pixel. Le lien entre la résistance et le courant est donné par la loi d'Ohm, présentée à l'équation 6 :

Équation 6

$$I = \frac{V}{R}$$

où I est le courant, R est la résistance et V est la tension électrique.

49 La théorie des graphes est utilisée pour modéliser le paysage, en le représentant sous forme d'un réseau de nœuds connectés par des segments différents attributs. Dans son application aux réseaux écologiques, les nœuds et segments représentent par exemple des zones d'habitats connectées par des corridors qui impliquent des liens fonctionnels permettant le déplacement des individus, mais qui possèdent des caractéristiques variables (ex. : valeurs de résistance aux déplacements) (Urban et Keitt, 2001).

50 Le logiciel *Circuitscape* a été utilisé pour appliquer la théorie des circuits aux matrices de résistance aux déplacements. Le logiciel transforme dans un premier temps la matrice de résistance aux déplacements en graphe où chaque nœud correspond à un pixel et chaque segment entre deux nœuds prend la valeur de la résistance moyenne des deux pixels qu'il relie (Shah et McRae, 2008), comme le montre la figure 4e. Les points entre lesquels on veut modéliser la connectivité correspondent également à des nœuds du graphe. Pour connaître la connectivité entre chaque paire de nœuds (*pairwise*), un nœud est arbitrairement choisi comme source d'un courant de 1 ampère et l'autre nœud est considéré comme relié à la masse (*ground*). En connaissant le courant injecté dans le système et la résistance entre chaque nœud du graphe, il est possible d'utiliser l'analyse nodale (basée sur les lois de Kirchoff et d'Ohm en forme matricielle) afin d'obtenir la tension électrique à chaque nœud. La loi d'Ohm est ensuite utilisée pour calculer le courant passant à travers tous les nœuds du graphe (McRae et al., 2008). Comme un point du graphe correspond à un pixel, on peut établir une matrice permettant de visualiser la distribution du courant dans le paysage entre les deux sources (Figure 4f). Les zones avec un courant élevé peuvent permettre d'identifier les corridors potentiels, car elles indiquent une probabilité élevée qu'un individu s'y déplace par marche aléatoire (McRae et al., 2008).

51 Afin de délimiter les corridors à partir de la carte du courant, l'approche retenue est semblable à celle utilisée pour les corridors de moindre coût. Les corridors potentiels ont été identifiés en retenant les pixels ayant le courant le plus élevé totalisant différentes superficies (entre 1 % et 20 % du territoire, avec un pas de 1 %). Il est à noter que la distribution des valeurs sur les cartes de courant ne forme pas une continuité spatiale comme dans le cas des corridors de moindre coût. En effet, les valeurs élevées de courant peuvent se concentrer en différents

endroits et non seulement le long d'un corridor entre les zones à relier. Certaines zones qui n'étaient pas contiguës au corridor entre les deux points d'ancrage ont donc dû être supprimées même si elles avaient un courant de valeur aussi élevé que les pixels formant le corridor, afin d'éviter de créer des éléments non connectés aux points d'ancrage.

Création des réseaux écologiques

52 Les réseaux écologiques ont été obtenus en combinant les zones nodales et les corridors délimités selon les méthodes présentées dans les étapes précédentes. Le tableau 7 montre les combinaisons sélectionnées pour obtenir les six réseaux écologiques présentés.

Tableau 7. Combinaison des composantes pour la création des six réseaux écologiques présentés / Component combination used for the six ecological networks presented.

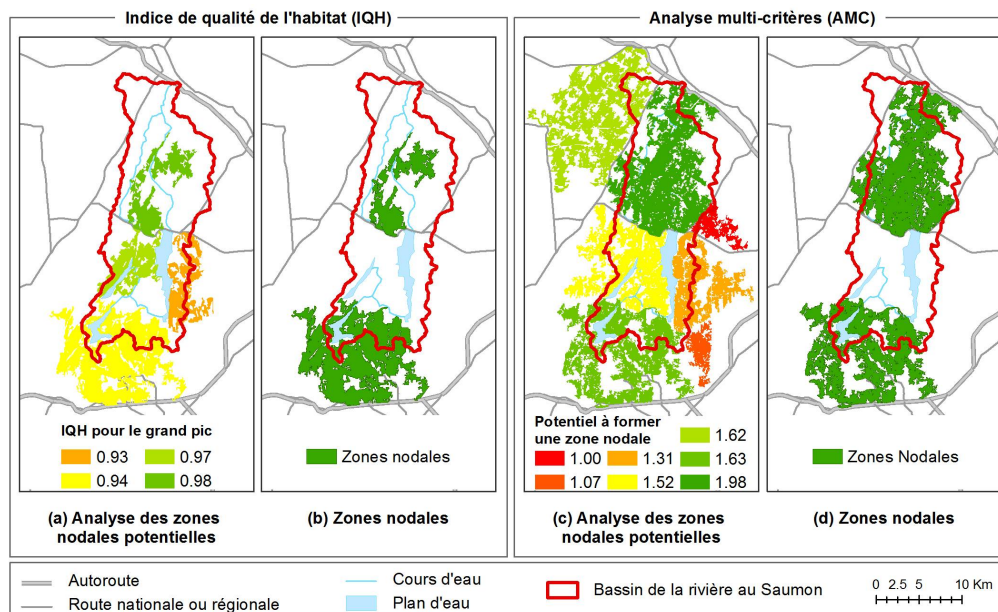
Méthodes de sélection des zones nodales	Méthodes de délimitation des corridors		
	Chemin de moindre coût	Corridor de moindre coût	Théorie des circuits
<i>Matrice de résistance basée sur l'inverse de l'IQH</i>			
IQH	Réseau a	Réseau b	Réseau c
<i>Matrice de résistance basée sur l'attribution de poids aux classes d'occupation du sol</i>			
Analyse multicritères	Réseau d	Réseau e	Réseau f

Résultats

Comparaison des zones nodales selon les deux approches utilisées

53 Le résultat de la sélection des zones nodales selon l'approche de l'indice de qualité d'habitat (IQH) et selon celle de l'analyse multicritères (AMC) est présenté à la Figure 5.

Figure 5. Zones nodales sélectionnées selon l'approche de l'indice de qualité d'habitat (a, b) et selon l'analyse multicritères (c, d). / Core areas selected using the habitat suitability index (HSI) approach (a, b) and the multi-criteria analysis approach (c, d)



Données de base : - Base de données géographiques et administratives (MRNF), 1: 1 000 000
 - Limites des bassins versants: sud du fleuve (CEH), 1: 20 000

54 Chaque méthode a permis d'obtenir des zones nodales différentes en termes de superficies et de configuration spatiale (Tableau 8). Cependant, on remarque certains points communs dans la localisation des zones nodales résultantes. Par exemple, le secteur sud de la zone d'étude, qui correspond à celui du parc national du Mont-Orford, semble offrir un milieu propice à la mise en place d'une zone nodale selon les deux approches. De plus, la deuxième zone nodale retenue par la méthode de l'AMC (au nord) englobe presque totalement celle identifiée par la méthode de l'IQH (24,6 km² sur 26,8 km²).

Tableau 8. Superficies des zones nodales sélectionnées par chaque approche / Area of core areas selected by each approach.

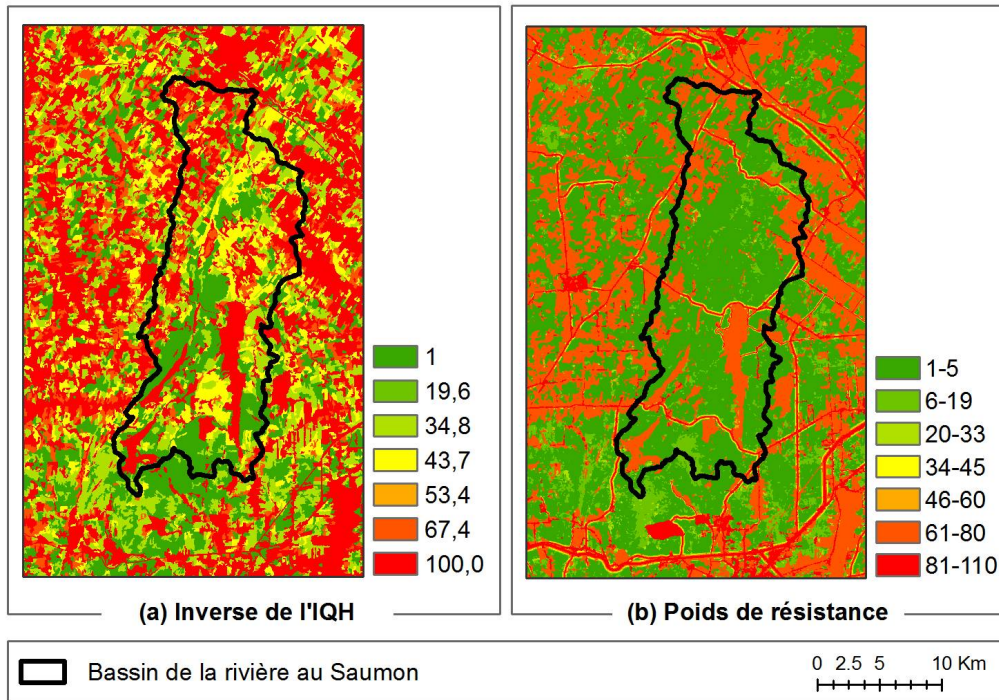
Méthode de sélection des zones nodales	Superficie totale (km ²)	Superficie effective totale (km ²)	% de superficie effective
IQH	119,6	81,7	68,3
AMC	193,7	110,8	57,2

55 La méthode de l'AMC a fourni des zones nodales de très grande superficie en raison de la nature des données d'occupation du sol à la base de cette méthode. En effet, les classes de forêt feuillue dense et de forêt mixte dense ont été retenues comme représentant le meilleur habitat potentiel du Grand Pic, et ces classes occupent la presque totalité du milieu forestier dans la zone d'étude. On obtient donc des parcelles forestières très grandes étant donné l'impossibilité d'analyser les caractéristiques de l'habitat à un niveau plus fin. Les zones nodales sélectionnées à partir de l'IQH ont, quant à elles, permis de considérer des paramètres plus détaillés des peuplements forestiers. Bien que la zone nodale au Sud ressemble beaucoup à celle sélectionnée par l'AMC au même endroit, la zone nodale plus au nord du bassin versant est beaucoup plus petite. Selon les données écoforestières utilisées, les peuplements ont subi davantage de perturbations dans ce secteur, notamment des activités de coupe forestière qui donnent à la zone nodale sa forme en « C ». Les données d'occupation du sol utilisées pour l'AMC ne permettent pas de détecter ces perturbations puisque ces zones sont classifiées comme des forêts feuillues ou mixtes denses. Comme les coupes forestières peuvent dater de plusieurs années, la présence d'un couvert forestier continu a pu entraîner la classification de ces secteurs comme des forêts feuillues ou mixtes denses d'après les images Landsat sur lesquelles les données d'occupation du sol sont basées. Les données écoforestières ont, quant à elles, permis d'identifier que la classe de densité - hauteur de ces peuplements forestiers n'était pas optimale pour l'habitat du Grand Pic.

Comparaison des matrices de résistance aux déplacements selon les 2 approches utilisées

56 La figure 6 présente les matrices de résistance aux déplacements pour le Grand Pic basées sur l'approche de l'inverse de l'IQH et sur celle du poids de résistance aux déplacements basés sur les classes d'occupation du sol.

Figure 6. Matrices de résistance au déplacement obtenues selon l'approche de l'inverse de l'IQH (a) et celle du poids de résistance aux déplacements basés sur les classes d'occupation du sol (b). Les secteurs en vert correspondent à des résistances faibles et les secteurs en rouge à des résistances élevées / Resistance-to-movement matrices obtained using (a) the reverse HSI approach and (b) the resistance-to-movement weights approach based on land use classes. The green areas correspond to low resistance and red areas to high resistance.



Données de base : - Limites des bassins versants: sud du fleuve (CEH), 1 : 20 000

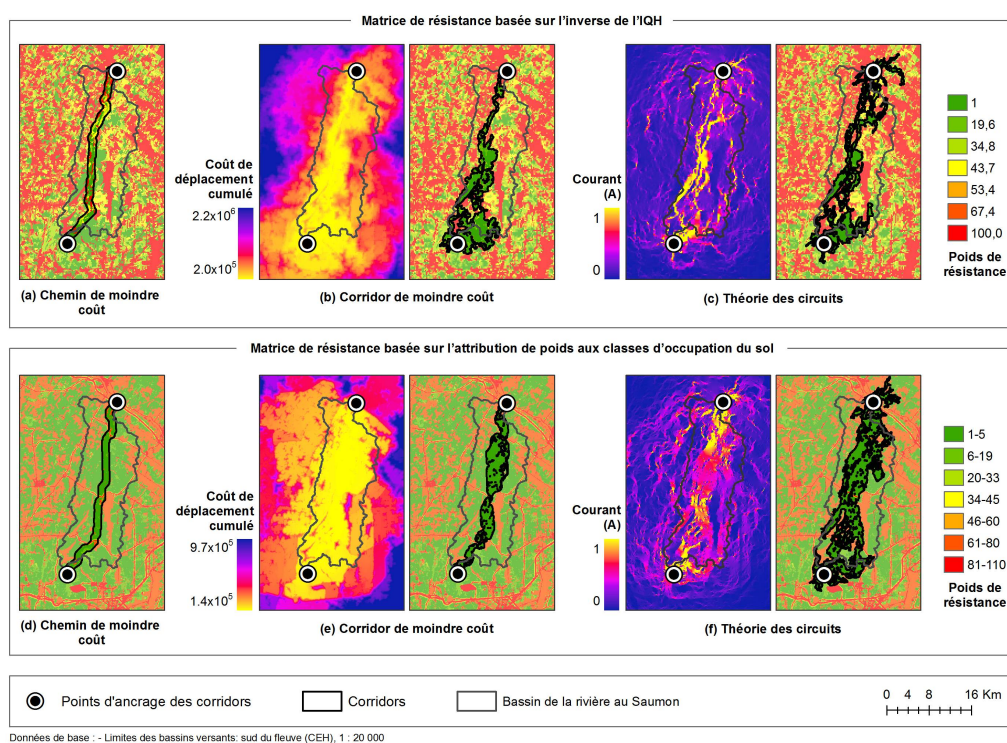
57 On observe que le bassin versant de la rivière au Saumon offre une certaine quantité d'habitats de qualité pour le Grand Pic (43 % du territoire du bassin versant présente un IQH élevé ou très élevé), mais que ces milieux sont entrecoupés de zones moins propices à l'habitat du Grand Pic et pouvant causer de la résistance aux déplacements. Les zones en jaune sont principalement associées aux forêts feuillues ou mixtes moins denses. Les zones orange sont liées aux peuplements résineux et aux forêts ayant fait l'objet de coupes forestières. Finalement, les zones de résistance élevée (en rouge) correspondent aux milieux découverts tels que les champs agricoles, les routes, les milieux urbains et les étendues d'eau. L'utilisation des données écoforestières a permis de prendre en compte des informations relativement détaillées sur les caractéristiques des milieux forestiers, comme la composition en essence et la densité des peuplements. La matrice de résistance aux déplacements obtenue reflète donc une certaine variabilité dans le milieu forestier qui pourrait influencer les déplacements du Grand Pic.

58 La matrice de résistance obtenue par l'attribution de poids de résistance aux déplacements selon les classes d'occupation du sol montre, quant à elle, que la majeure partie du bassin versant semble présenter peu de résistance aux déplacements pour le Grand Pic, puisque la principale classe d'occupation du sol est la forêt feuillue ou mixte dense. Les zones en vert plus pâle correspondent généralement à des milieux forestiers ouverts. Les principales sources de résistance aux déplacements dans le bassin versant sont l'agriculture, les étendues d'eau et les routes. La méthodologie utilisée a accordé une grande importance à la résistance créée par les routes en leur attribuant un poids élevé et une distance d'influence allant de 100 à 300 mètres, ce qu'on observe sur la matrice résultante. L'attribution de poids de résistance aux déplacements aux classes d'occupation du sol a permis de faire ressortir les principaux éléments qui structurent le paysage. Les milieux anthropiques et les étendues d'eau ressortent comme les principales barrières aux déplacements du Grand Pic dans le bassin versant de la rivière au Saumon.

Comparaison du tracé optimal des corridors selon les trois approches utilisées

59 Les corridors obtenus selon les trois approches de tracé, combinées aux deux approches de calcul des matrices de résistance aux déplacements sont présentés à la figure 7. Les corridors obtenus à l'aide de la méthode du chemin de moindre coût pour les deux matrices de résistance aux déplacements sont présentés à la figure 7a et 7d.

Figure 7. Tracé des corridors obtenus selon les trois méthodes étudiées : le chemin de moindre coût (a, d), le corridor de moindre coût (b, e) et la théorie des circuits (c, f), pour chacune des deux approches de calcul des matrices de résistance aux déplacements : l'inverse de l'indice de qualité d'habitat (a, b, c) et l'attribution de poids basé sur les classes d'occupation du sol (d, e, f) / Design of corridors Corridor selection obtained from the three selected methods : least-cost path (a, d), least-cost corridor (b, e), and circuit theory (c, f), for each approach for calculating the resistance to movement matrices : reverse HSI approach (a, b, c) and resistance to movement weights approach based on land use classes (d, e, f).



60 Dans la partie sud du bassin versant, les corridors identifiés sont très semblables. La partie intermédiaire du corridor déterminé à partir de la matrice de résistance basée sur l'IQH (figure 7a) se situe toutefois davantage à l'ouest que le corridor identifié à partir de la matrice des poids de résistance basée sur les classes d'occupation du sol en raison de la présence de petites zones d'habitat de grande qualité, situées à peu de distance les uns des autres. Dans le cas du corridor tracé à partir de la matrice des poids de résistance (figure 7d), le tracé est plus direct dans l'axe nord-sud en raison de la plus grande homogénéité du milieu sur le plan de la de résistance. Dans la section nord du corridor, la présence d'activité agricole dévie légèrement les corridors vers l'est. Cette déviation est moins prononcée pour le corridor basé sur l'IQH, qui trouve un passage étroit entre deux zones agricoles qui offrent une résistance élevée.

61 L'application de la zone tampon pour obtenir un corridor de 1,34 km de largeur conduit à une grande variabilité de qualité d'habitat dans le cas du corridor basé sur l'IQH. On retrouve en effet à l'intérieur du corridor des zones qui présentent une résistance élevée aux déplacements, comme des champs et des étendues d'eau. Le corridor obtenu avec la matrice des poids de déplacement contient quant à lui une majorité d'habitats de faible résistance aux déplacements, les exceptions étant la présence de routes et de quelques champs ou de lacs.

62 La figure 7b et 7e montre le résultat de l'application de la méthode du corridor de moindre coût aux deux matrices de résistance. Le tracé principal du corridor de moindre coût correspond à celui du chemin de moindre coût, mais la sélection des pixels qui présentent le coût de

déplacement cumulatif le plus faible permet de prendre en compte la présence d'obstacles dans le paysage. Ainsi, le corridor peut se séparer pour contourner un obstacle difficilement franchissable, comme c'est le cas pour le corridor de moindre coût basé sur l'IQH (figure 7b). En effet, dans la partie sud du bassin, on voit que le corridor évite complètement un secteur (lac Stukeley) et contourne également un autre plus au nord (zone développée). Plus d'un chemin peut être suivi pour contourner ces obstacles avec un coût de déplacement cumulatif équivalent. Dans la partie nord du bassin versant, la plus faible disponibilité de milieux de moindre résistance aux déplacements mène à un corridor beaucoup plus linéaire.

63 La structure spatiale du corridor délimité en utilisant la matrice des poids de déplacement est très différente (figure 7e), ce qui reflète les caractéristiques de la matrice de résistance utilisée. Le corridor obtenu est formé d'une suite de zones plus larges aux endroits où la résistance aux déplacements est faible et de goulots d'étranglement aux endroits où elle est élevée, ce qui correspond principalement aux intersections avec les routes. Le corridor est formé d'un seul bloc, ce qui encore une fois résulte de la plus grande homogénéité de la matrice de résistance utilisée.

64 La méthode basée sur la théorie des circuits a permis d'identifier les corridors présentés aux figures 7c et 7f. La localisation spatiale des deux corridors obtenus est très semblable, mais le corridor basé sur la matrice des poids de résistance aux déplacements est beaucoup plus large (Figure 7f). Comme le courant était moins concentré dans la carte de distribution du courant pour cette matrice, il a été plus difficile d'identifier un corridor continu entre les deux points d'ancrage. Il a donc fallu utiliser un seuil de courant plus faible que pour le corridor basé sur les données de l'IQH, ce qui provoque un corridor grand en superficie. Dans le cas du corridor délimité à partir de la matrice de l'IQH, la partie centrale suit assez fidèlement les contours des zones d'IQH élevé présentes dans le territoire (Figure 7c).

65 On observe dans les deux cartes de distribution du courant que les zones entourant les points d'ancrage ont un courant élevé, car celui-ci s'y concentre à son injection ou à sa sortie du circuit. Cela mène à l'inclusion dans les deux corridors d'un secteur agricole et d'une partie de l'autoroute 55, situés à proximité du point d'ancrage sud. De plus, comme la distance parcourue n'est pas directement prise en compte dans la méthode, il y a présence de zones avec un courant élevé qui ne sont pas contigües au corridor principal. Ces zones n'ont pas été retenues dans le tracé final du corridor, leur contribution à la connectivité entre les deux points d'ancrage étant compromise en raison de leur distance avec le reste du corridor.

66 Les principales caractéristiques des corridors obtenus par les méthodes du chemin de moindre coût, du corridor de moindre coût et de la théorie des circuits sont présentées au tableau 9.

Tableau 9. Caractéristiques des corridors obtenus selon les différentes méthodes. / Characteristics of the corridors obtained by the different methods.

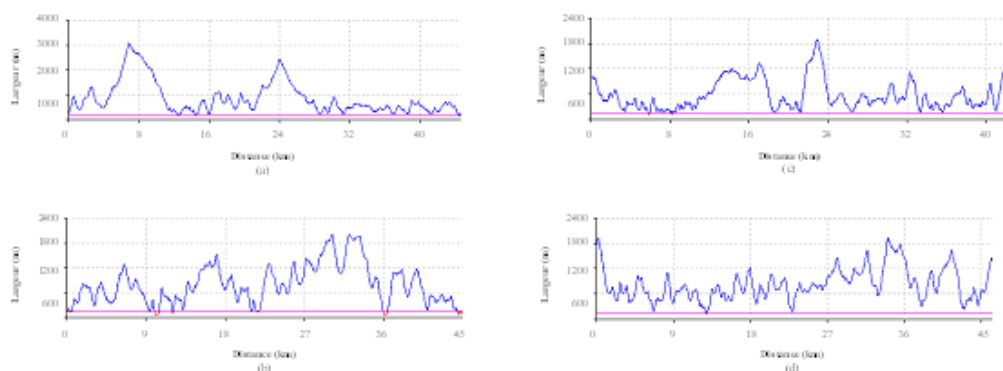
Méthode de délimitation des corridors	Matrice de résistance basée sur l'IQH		Matrice de résistance basée sur les classes d'occupation du sol	
	Superficie du corridor (km ²)	Inverse de l'IQH moyen	Superficie du corridor (km ²)	Poids de déplacement moyen
Chemin de moindre coût	52,9	36,2	52,5	12,1
Corridor de moindre coût	97,8	11,2	68,4	1,6
Théorie des circuits	101,9	10,6	156,7	4,1

67 Les corridors délimités avec la méthode du chemin de moindre coût contiennent davantage de milieux présentant une résistance aux déplacements élevée que les deux autres méthodes. En effet, comme le tracé de ces corridors a été déterminé en ne considérant qu'un pixel de largeur, la résistance aux déplacements dans les milieux environnants n'est pas prise en compte. Lorsque la zone tampon a été appliquée, plusieurs milieux peu adéquats pour le Grand Pic ont été inclus dans le corridor même si le long du tracé du chemin la résistance aux déplacements était minimale. Les chemins de moindre coût identifiés pour les deux matrices étant de longueur semblable, les superficies des deux corridors sont presque identiques.

68 La superficie des corridors obtenus avec les deux autres méthodes est sensiblement plus importante que pour le chemin de moindre coût. Afin d'obtenir un corridor qui respecte le critère de largeur minimale, il a parfois fallu retenir une valeur seuil de coût de déplacement cumulé ou de courant qui entraînait la création de zones plus larges aux endroits où la résistance aux déplacements était plus faible. Dans le cas de la matrice de résistance basée sur l'IQH, les deux méthodes ont permis d'obtenir des corridors avec une superficie et une valeur de résistance moyenne assez semblable. Cependant le tracé des corridors présente plusieurs différences, principalement dans la partie sud du bassin versant (figure 7b et 7c). Pour la matrice basée sur les poids de déplacement relatifs des classes d'occupation du sol, la méthode de la théorie des circuits a produit un corridor beaucoup plus étendu et avec un poids de déplacement moyen plus élevé que le corridor de moindre coût. Il a en effet fallu sélectionner un seuil de courant assez faible afin de parvenir à obtenir un corridor continu en raison de la présence de plusieurs lacs dans la partie sud du bassin qui divisaient le courant en plusieurs chemins alternatifs ayant une résistance faible.

69 La largeur des corridors est un aspect d'importance qui influence à la fois la capacité du corridor à maintenir les processus écologiques et la complexité de sa mise en place. La figure 8 montre la largeur des corridors obtenus par les méthodes du corridor de moindre coût et de la théorie des circuits. Ces graphiques ont été obtenus en calculant la largeur des corridors en chaque point le long du chemin central des corridors passant par la branche la plus large.

Figure 8. Largeur des corridors obtenus selon la méthode du corridor de moindre coût (a, b) et celle de la théorie des circuits (c, d), selon deux approches de matrices de résistance au déplacement : l'inverse de l'IQH (a, c) et celle du poids de résistance aux déplacements basée sur les classes d'occupation du sol (b, d). La largeur est calculée à chaque point le long du chemin central des corridors passant par la branche la plus large. La largeur minimale de 150 m pour les goulots d'étranglement est représentée par la ligne rose. / Corridor width obtained from the least-cost corridor method (a, b), and the circuit theory method (c, d) based on two approaches for the resistance to movement matrices : reverse HSI (a, c), and resistance to movement weights based on land use classes (b, d). The width is calculated at every point along the central path of corridors running through the largest branch. The pink line indicates the minimum width of 150 m associated with bottlenecks.

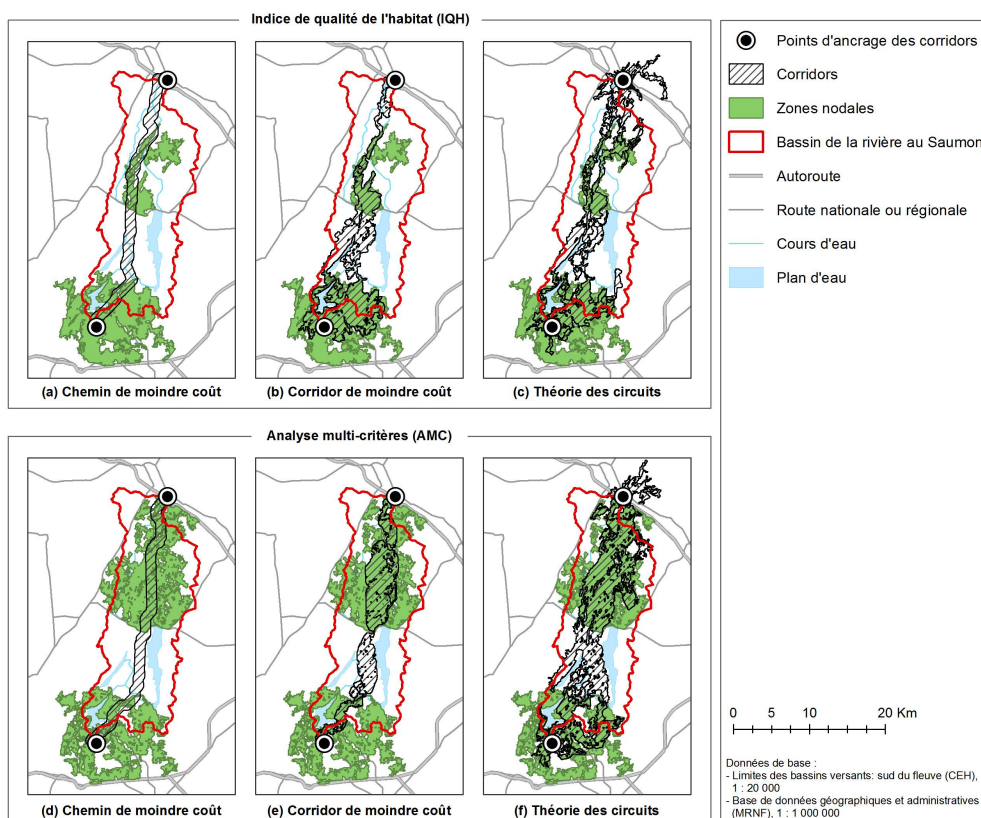


70 On observe que tous les corridors sont formés d'une alternance de zones plus larges et de goulots d'étranglement. Pour les corridors délimités à partir de la matrice de résistance basée sur l'IQH (figures 8a et 8c), les goulots d'étranglement sont plus étendus que pour les corridors tracés à partir de la matrice des poids de déplacement se basant sur les classes d'occupation du sol, où les goulots d'étranglement sont plutôt ponctuels (figures 8b et 8d). Il serait intéressant de pouvoir évaluer la capacité de ces méthodes à déterminer un réseau écologique complet, car les zones plus étendues pourraient servir de zones nodales au sein même des corridors identifiés.

Comparaison des réseaux écologiques résultants

71 Les 6 réseaux écologiques sélectionnés qui combinent les zones nodales et les corridors déterminés selon les différentes approches utilisées sont présentés à la figure 9.

Figure 9. Réseaux écologiques obtenus en utilisant l'approche des IQH pour la sélection des zones nodales et la création de la matrice de résistance aux déplacements (a, b, c) et l'approche de l'analyse multicritère pour la sélection des zones nodales associée à celle du poids de résistance basé sur les classes d'occupation du sol pour la matrice de résistance aux déplacements (d, e, f). Les réseaux sont également présentés selon les trois méthodes de tracé des corridors / Ecological networks obtained using the HSI approach for the selection of core areas and the creation of the resistance to movement matrix (a, b, c), and the approach combining multi-criteria analysis for the selection of core areas with resistance to movement weights based on land use classes for the calculation of the resistance to movement matrix (d, e, f). The networks are also presented according to the method used to design the corridors.



72 Afin de permettre la comparaison des réseaux écologiques entre eux, les indicateurs suivants ont été utilisés et sont présentés dans le tableau 10 :

- Superficie totale : superficie totale du réseau écologique.
- Superficie applicable : désigne la quantité d'habitats qui n'est pas affectée par l'effet de lisière, créé par les changements microenvironnementaux qui surviennent aux limites d'un habitat naturel (Saunders et al., 1991). Comme pour les zones nodales, une zone de 100 mètres de largeur a été exclue aux limites des réseaux écologiques.
- Pourcentage de superficie applicable : pourcentage du réseau écologique étant constitué d'habitat n'étant pas affecté par l'effet de lisière.
- Périmètre : périmètre total du réseau écologique.
- Superficie de zone nodale : superficie des zones nodales dans le réseau.
- Superficie de corridor : superficie du réseau étant constitué de corridor. Les sections de corridor se superposant aux zones nodales ont été exclues du calcul.
- IQH moyen : valeur moyenne de l'IQH pour le Grand Pic dans l'ensemble du réseau (varie entre 0 et 1, où 0 correspond à une qualité d'habitat nulle et 1 à une qualité de l'habitat élevée).
- Poids de résistance aux déplacements moyen : valeur moyenne des poids de résistance aux déplacements attribués aux classes d'occupation du sol pour le Grand Pic (varie entre 1 et 110, où 1 correspond à résistance faible et 110 à une résistance élevée).
- Distance entre les zones nodales : longueur du chemin le plus direct entre les zones nodales passant par le corridor.

Tableau 10. Caractéristiques des réseaux écologiques obtenus / Characteristics of the resulting ecological networks.

	Réseau a	Réseau b	Réseau c	Réseau d	Réseau e	Réseau f
Superficie totale (km ²)	155,1	157,7	169,0	215,5	213,1	248,2
Superficie effective (km ²)	117,7	109,6	105,3	138,2	128,0	146,0
% de superficie effective	75,9	69,5	62,3	64,1	60,1	58,8
Périmètre (km)	409,2	546,5	783,5	836,3	928,1	1146,1
Superficie de zone nodale (km ²)	119,6	119,6	119,6	193,7	193,7	193,7
Superficie de corridor (km ²) ¹	35,5	38,1	49,4	21,8	19,4	54,5
IQH moyen	0,831	0,896	0,896	0,723	0,736	0,736
Poids de résistance aux déplacements moyen	11,96	8,99	10,16	6,56	4,36	5,31
Distance entre les zones nodales (km) ²	9,3	9,5	9,6	8,5	8,7	9,1

¹ Excluant les zones nodales.

² Longueur du chemin le plus direct entre les zones nodales passant par le corridor.

- 73 Les réseaux a, b, c ont une superficie plus faible que les réseaux d, e, f en raison des zones nodales et des corridors basés sur l'IQH qui avaient une superficie plus petite que ceux obtenus par l'analyse multicritères. Pour chacun des deux types de zones nodales, les superficies des réseaux basés sur les corridors de moindre coût et les corridors selon le chemin de moindre coût sont semblables (a et b, d et e). Les réseaux comprenant les corridors basés sur la théorie des circuits (c et f) ont quant à eux une superficie sensiblement plus élevée. Toutefois, les superficies applicables des réseaux ne varient pas de la même façon. En effet, les réseaux avec un corridor basé sur le chemin de moindre coût présentent une superficie applicable plus élevée que ceux avec le corridor de moindre coût. Le réseau c, qui avait une superficie totale supérieure aux réseaux a et b, présente même une superficie applicable inférieure à ceux-ci. Les corridors obtenus avec le chemin de moindre coût sont plus directs et ont une forme régulière, ce qui explique les résultats obtenus. Les corridors de moindre coût et ceux basés sur la théorie des circuits ont plutôt tendance à avoir une forme complexe et irrégulière, ce qui mène à un pourcentage de superficie applicables moindre. On observe le même comportement général pour l'indicateur de la distance entre les zones nodales.
- 74 On constate également que les réseaux dont les composantes ont été déterminées à partir des données d'occupation du sol (d à f) présentent une superficie nettement plus élevée que ceux basés sur l'IQH du Grand Pic. La relative homogénéité du milieu forestier dans la zone d'étude explique que les méthodes basées sur les données d'occupation du sol ont systématiquement mené à des réseaux ayant une superficie plus élevée. Cette superficie plus élevée pourrait rendre plus complexe et coûteuse la mise en place du réseau sans nécessairement contribuer davantage à la capacité du réseau à soutenir une population de Grand Pic.
- 75 Les méthodes du corridor de moindre coût et de la théorie des circuits ont permis de considérer la distribution spatiale de la résistance aux déplacements dans le territoire à l'étude et ainsi d'optimiser la quantité d'habitat de qualité élevée ou de moindre résistance aux déplacements dans les réseaux écologiques obtenus (réseaux b, c, e, f). Cela peut présenter un avantage étant donné que plus l'IQH moyen est élevé et plus le poids de résistance aux déplacements moyen est faible, moins il y aura besoin de mesures de restauration pour l'implantation d'un

réseau écologique. Les corridors basés sur le chemin de moindre coût ont, quant à eux, mené à l'inclusion de zones moins favorables aux déplacements du Grand Pic. Les valeurs de poids de déplacement moyen obtenues pour les réseaux élaborés à partir des données sur l'IQH sont également plus élevées que celles pour les réseaux élaborés à partir des données d'occupation du sol et vice-versa. Ce résultat n'est pas surprenant puisque les réseaux écologiques sont optimaux pour les données à partir desquelles ils ont été élaborés. La répartition des valeurs (un réseau avec un IQH moyen plus élevé a généralement un poids de déplacement moyen plus faible) reflète également qu'il existe une certaine corrélation entre les deux matrices de résistance aux déplacements utilisées. Cependant, il est clair que la matrice basée sur l'attribution de poids de déplacement aux classes d'occupation du sol a mené à l'obtention de réseaux ayant une plus grande superficie en raison de la faible hétérogénéité de l'habitat pour le Grand Pic pour le territoire à l'étude. Toutes ces observations soulignent l'importance de choisir des données avec le niveau d'information le plus approprié pour l'espèce cible étudiée.

Discussion et conclusion

- 76 Les résultats obtenus permettent d'illustrer que l'utilisation d'approches méthodologiques différentes, bien que rigoureusement mise en oeuvre, conduit à la conception de réseaux écologiques relativement variables. Cette diversité de résultats est influencée par les choix méthodologiques effectués à différentes étapes de la conception d'un réseau. Dans cette étude, deux de ces étapes ont été particulièrement ciblées, soient la sélection des zones nodales et le tracé des corridors.
- 77 Les résultats de sélection des zones nodales issues de deux approches différentes ont montré une importante variation dans la partie nord de la zone d'étude, illustrant l'aspect critique de la donnée source. Les informations plus détaillées contenues notamment dans les données écoforestières de la SIEF ont permis d'identifier les zones forestières les plus propices pour le Grand Pic, alors que l'habitat était très homogène si l'on ne considérait que les données d'occupation du sol issues de la classification d'images satellitaires. Le niveau de précision associé aux caractéristiques de l'habitat est donc un point très important à considérer lors du choix des données à utiliser, car cela peut avoir un impact important sur les réseaux écologiques obtenus, particulièrement lorsque l'habitat est relativement homogène (ex. : en milieu forestier). Généralement, dans le cadre de cette étude, les composantes des réseaux écologiques délimitées selon les données d'occupation du sol étaient toujours plus grandes en superficie que celles délimitées à l'aide des données d'IQH étant donné le plus faible contraste des caractéristiques forestières fournies par les premières.
- 78 L'étape du tracé des corridors se distingue, quant à elle, par ses deux sous-étapes principales qui présentent chacune des contraintes différentes. Alors que l'étape de la construction de la matrice de résistance aux déplacements est influencée par la donnée source et l'attribution de pondérations, au même titre que l'étape de sélection des zones nodales, l'étape du tracé optimal du corridor est quant à elle dépendante de l'algorithme choisi. Les approches testées appartiennent toutes à la catégorie des analyses de perméabilité. Il faut rappeler que les approches basées sur l'interprétation visuelle et les opérateurs morphologiques n'ont pas été abordées.
- 79 Les résultats permettent de faire ressortir deux principales limitations de la conception des réseaux écologiques pour les étapes de sélection des zones nodales et de tracé des corridors, soient la disponibilité des données et la représentativité des modèles utilisés.

Disponibilité des données

- 80 La disponibilité des données, leur précision ou encore les coûts et les possibilités d'acquisition peuvent influencer les choix méthodologiques. Beier et al. (2008) mentionnent que même si la qualité de l'habitat pour une espèce donnée dépend de paramètres tels que la disponibilité de nourriture, d'abris, de sites de nidification et la relation avec les espèces compétitrices et prédatrices, il n'existe pas de données géoréférencées sur ces paramètres, car ils sont souvent impossibles à cartographier. Il faut donc choisir des données plus courantes qui renseignent indirectement sur ces paramètres, comme l'occupation du sol, la densité de routes et la topographie. Traduire ces données en valeurs de qualité de l'habitat ou de résistance aux

déplacements, comme c'est le cas dans cette étude, implique de se baser sur des hypothèses de travail qui sont le plus souvent soutenues par l'opinion d'experts et/ou la littérature (Beier et al., 2008 ; Zeller et al. 2012) mais qui présentent un niveau d'incertitude variable et difficile à quantifier.

- 81 Dans certains cas, il est possible d'utiliser des données empiriques (inventaires, radio-télémetrie) pour mettre en relation, par des analyses statistiques, la présence ou le comportement d'individus de l'espèce cible avec les paramètres du paysage pour lesquels on dispose de données. Clevenger et al. (2002) ont démontré lors d'une étude de cas pour la délimitation d'un corridor qu'une combinaison des opinions d'expert avec des informations tirées de la littérature fournissait une meilleure correspondance avec les résultats provenant de données empiriques que les opinions d'experts seuls. Les données empiriques présentent l'avantage d'apporter des preuves scientifiques directes aux choix effectués, car elles sont considérées comme la « vérité » terrain, mais ces données ne sont pas non plus exemptes d'incertitudes. De plus, les méthodes d'inventaires et de radio-télémetrie, par exemple, ne peuvent pas être appliquées aussi facilement pour n'importe quelle espèce et ces approches deviendraient facilement trop longues et coûteuses si plusieurs espèces cibles sont considérées (Newell, 2006). Il est aussi important de mentionner que les observations terrain ne permettent pas de prendre en compte la perméabilité potentielle du paysage, par exemple suite à des mesures de restauration qui permettraient d'augmenter la qualité de l'habitat ou de diminuer l'impact d'une barrière (Newell, 2006). Chetkiewicz et al., (2006) proposent également d'estimer la résistance en utilisant les fonctions de sélection des ressources, qui permettent d'établir la probabilité d'utilisation d'un habitat pour une espèce donnée ; cependant, Beier et al. (2008) soulèvent que ces valeurs de probabilité sont également soumises à une importante incertitude et que les valeurs relatives de résistance qui en sont tirées ne sont pas nécessairement meilleures que celles établies par les méthodes plus simplistes.

La représentativité des modèles

- 82 Les méthodes utilisées pour choisir les zones nodales et délimiter les corridors impliquent d'accepter une certaine incertitude quant au degré de représentativité des éléments considérés par rapport aux processus écologiques qui justifient la mise en place du réseau écologique. Cette question de représentativité des processus est particulièrement controversée en ce qui a trait aux corridors écologiques, car il est en effet difficile de prouver qu'il existe une relation directe entre la configuration spatiale des habitats (« pattern ») et la façon dont les organismes se déplacent réellement dans le paysage (« process ») (Chetkiewicz et al., 2006). Ainsi, les valeurs de résistance aux déplacements calculées dans cette étude à partir des données disponibles (occupation du sol, topographie, âge des peuplements forestiers, densité de routes, etc.), peuvent induire beaucoup d'incertitude dans le modèle étant donné que la corrélation entre ces paramètres et l'utilisation de l'habitat ou la quantité de mouvement de l'espèce cible ne peut être directement établie (Beier et al., 2008). Rayfield et al. (2010) avaient notamment montré que la localisation de chemins de moindre coût basés sur la théorie des graphes était sensible aux différences de coûts relatifs attribués aux classes d'occupation du sol ainsi qu'à la structure spatiale d'un paysage modélisé dans lequel se déplace une espèce virtuelle. Zeller et al. (2012) mentionnent également que l'utilisation de ces modèles prend pour acquis que le comportement de déplacement d'un individu répond aux mêmes préférences que celui de la sélection d'habitats, ce qui reste à démontrer.
- 83 Les méthodes de délimitation des corridors se situent à différentes positions le long de l'axe de la dichotomie « pattern vs process ». D'un côté, les méthodes qui se basent sur l'interprétation visuelle et sur les opérateurs morphologiques considèrent principalement la configuration spatiale des habitats jugés adéquats, alors que peu d'importance est donnée à la fonctionnalité du reste du paysage, qui joue pourtant un rôle non négligeable dans l'accomplissement des processus écologiques (Chetkiewicz et al., 2006). De l'autre côté, les méthodes d'analyse de perméabilité, telles que celles utilisées dans cette étude, utilisent une matrice de résistance aux déplacements permettant de mieux prendre en compte les processus écologiques puisque le paysage est considéré comme un continuum de milieux plus ou moins perméables. Les

techniques de délimitation des corridors ont également différentes implications. Par exemple, les concepts de chemin et de corridor de moindre coût proposent la trajectoire de déplacement optimale que choisirait un organisme ayant une connaissance complète du territoire, ce qui n'est bien sûr pas le cas pour les organismes réels qui se déplacent dans le paysage (McRae et al., 2008). D'autres approches, comme les modélisations simulant le déplacement d'individus, tentent plutôt de recréer les choix de trajectoires d'organismes traversant la matrice paysagère tout en intégrant une composante aléatoire dans ces choix (Hargrove et al., 2005). Cependant, ces modèles nécessitent de définir plusieurs paramètres difficiles à évaluer, comme le coût énergétique de déplacement, le taux de mortalité et la fréquence de changement de direction (Newell, 2006).

84 Le modèle de réseau écologique, comme tout modèle, implique la simplification des processus étudiés. Selon les méthodes choisies, les données utilisées et les espèces cibles retenues, différentes sources d'incertitudes peuvent entrer en ligne de compte, ce qui doit être pris en considération dans les choix méthodologiques pour la conception d'un réseau écologique. Les résultats de cette étude montrent l'aspect critique que revêtent ces choix. Compte tenu des connaissances actuelles, il reste hasardeux de privilégier certaines approches plutôt que d'autres, car malgré certaines tendances, celles-ci sont rarement comparées entre elles sur un même territoire. Cependant, selon le principe de précaution, la mise en place de mesures visant à conserver et à restaurer la connectivité des habitats s'avère pertinente. La perte de biodiversité et la fragmentation des habitats constituent des enjeux environnementaux face auxquels il est urgent d'agir et pour lesquels les réseaux écologiques constituent des solutions prometteuses, et ce malgré les incertitudes entourant la variété de méthodologies disponibles. Les décisions d'aménagement territorial doivent toutefois prendre en compte d'autres valeurs que la dimension écologique, par exemple l'accessibilité sociale et les coûts d'implantation. Dans ce contexte, comment aider les décideurs, qui ne sont généralement pas des spécialistes en écologie, à s'orienter vers l'un ou l'autre des réseaux écologiques suggérés ?

85 Parmi les pistes de réponse à cette question sont présentés ci-dessous trois éléments de réflexion issus de cette étude :

86 (1) Cette étude n'a testé que quelques-unes des approches disponibles pour la sélection des zones nodales et des corridors. Il serait nécessaire d'étendre ces tests à d'autres approches, notamment celles qui concernent les corridors obtenus par interprétation visuelle et par opérateurs morphologiques, mais surtout d'effectuer des analyses de sensibilité concernant les paramètres d'entrée de ces approches.

87 (2) Au delà des implications méthodologiques des choix effectués aux étapes de sélection des zones nodales et de tracé des corridors, d'autres études devront s'attarder aux implications liées aux autres étapes telles que le choix des espèces cibles ou des milieux représentatifs sur lesquels se basent les réseaux. Ces éléments servent notamment de base pour définir les échelles spatiale et temporelle de travail, éléments critiques à la pertinence d'un réseau écologique sur un territoire donné.

88 (3) Il apparaît raisonnable de dire qu'il n'existe pas un scénario unique de réseau écologique sur un territoire donné. Chaque carte représentant un réseau écologique peut être vue comme une base de discussion. Compte tenu de la multitude d'approches possibles qui conduisent à la proposition de nombreux scénarios, il devient nécessaire de développer des outils d'évaluation pragmatiques des réseaux écologiques sur une base écologique, sociale et économique pour permettre d'orienter les décideurs dans leurs choix.

Remerciements

89 Ce projet a été rendu possible grâce au support financier du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada ainsi que de Ressources naturelles Canada. Les auteurs remercient également Catherine Brown (Cartel) ainsi que les réviseurs anonymes pour leur contribution.

Biographie

- 90 Amélie Bernier détient un baccalauréat en géomatique appliquée à l'environnement ainsi qu'une maîtrise en sciences géographiques de l'Université de Sherbrooke. Ses intérêts de recherche portent sur l'écologie du paysage et la conservation.
- 91 Biologiste de formation, Jérôme Théau (PhD) possède également une formation en gestion de la faune et des habitats ainsi qu'en télédétection et géomatique. Il est actuellement professeur agrégé au département de géomatique appliquée et chercheur membre du Cartel (Centre d'applications et de recherches en télédétection) à l'Université de Sherbrooke. Ses recherches visent à mettre au point des outils et méthodes de caractérisation des milieux naturels (ex. : forêts, écosystèmes riverains, habitats fauniques) et anthropiques (ex. : milieux agricoles), à l'aide de la télédétection et des systèmes d'information géographique, dans un contexte de conservation et de changements climatiques.

Bibliographie

- Adriaensen, F., J.P. Chardon, G. De Blust, E. Swinnen, S. Villalba, H. Gulinck et E. Matthysen, 2003, The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model, *Landscape and Urban Planning*, 64, 4, pp. 233-247.
- Beier, P. et R.F. Noss, 1998, Do Habitat Corridors Provide Connectivity ?, *Conservation Biology*, 12, 6, pp. 1241-1252.
- Beier, P., D.R. Majka et W.D. Spencer, 2008, Forks in the Road : Choices in Procedures for Designing Wildland Linkages, *Conservation Biology*, 22, 4, pp. 836-851.
- Bélisle, M. et A. Desrochers, 2002, Gap-crossing decisions by forest birds : an empirical basis for parameterizing spatially-explicit, individual-based models, *Landscape Ecology*, 17, 3, pp. 219-231.
- Bennett, G. et P. Wit, 2001, *The development and application of ecological networks, a review of proposals, plans and programmes*, IUCN/AIDEnvironment, Amsterdam, 132 p.
- Bennett, G. et K.J. Mulongoy, 2006, *Review of Experience with Ecological Networks, Corridors and Buffer Zones*, Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical series n° 23, 100 p.
- Berthoud, G., R.P. Lebeau et A. Righetti, 2004, Réseau écologique national REN : Rapport final, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne, *Cahier de l'environnement* n° 373, 132 p.
- Boitani, L., A. Falcucci, L. Maiorano et C. Rondinini, 2007, Ecological Networks as Conceptual Frameworks or Operational Tools in Conservation, *Conservation Biology*, 21, 6, pp. 1414-1422.
- Bonar, R.L., 2000, Availability of Pileated Woodpecker Cavities and Use by Other Species, *The Journal of Wildlife Management*, 64, 1, pp. 52-59.
- Bull, E.L. et R.S. Holthausen, 1993, Habitat Use and Management of Pileated Woodpeckers in Northeastern Oregon, *The Journal of Wildlife Management*, 57, 2, pp. 335-345.
- Chetkiewicz, C.B., C.C. St. Clair et M.S. Boyce, 2006, Corridors for Conservation : Integrating Pattern and Process, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37, pp. 317-342.
- Clevenger, A.P., J. Wierzchowski, B. Chruszcz et K. Gunson, 2002, GIS-Generated, Expert-Based Models for Identifying Wildlife Habitat Linkages and Planning Mitigation Passages, *Conservation Biology*, 16, 2, pp. 503-514.
- COGESAF, 2006, *Analyse du bassin versant de la rivière Saint-François. Conseil de gouvernance de l'eau des bassins versants de la rivière Saint-François*, Sherbrooke, 255 p.
- Conner, R.N., J.G. Dickson, J.H. Williamson et B. Ortego, 2004, Width of Forest Streamside Zones and Breeding Bird Abundance in Eastern Texas, *Southeastern Naturalist*, 3, 4, pp. 669-682.
- Darr, L.J., D.K. Dawson et C.S. Robbins, 1998, Land-use planning to conserve habitat for area-sensitive forest birds, *Urban Ecosystems*, 2, 2, pp. 75-84.
- Desrochers, A. et S.J. Hannon, 1997, Gap Crossing Decisions by Forest Songbirds during the Post-Fledging Period, *Conservation Biology*, 11, 5, pp. 1204-1210.
- Duchesne, S., L. Bélanger, M. Grenier et F. Hone, 1998, *Guide de conservation des corridors forestiers en milieu agricole*, Service canadien de la Faune (région du Québec) et Fondation Les oiseleurs du Québec, 60 p.

- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity, *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 34, pp. 487-515.
- Fahrig, L. et G., Merriam, 1994, Conservation of fragmented populations, *Conservation Biology* 8, pp. 50-59.
- Foltête, J.C., C. Clauzel, X. Girardet, P. Tournant et G. Vuidel, 2012, La modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers, *Revue Internationale de Géomatique*, 22, 4, pp. 641-658.
- Forêt Modèle Bas-Saint-Laurent, Université du Québec à Rimouski, 2003, *Extension IQH 3.01 pour ArcView 3.1 et 3.2a.*, Forêt Modèle Bas-Saint-Laurent, Rimouski. [En ligne] URL : <http://www.foretmodelebsl.org/produits/coffre.html>. Consulté le 25 novembre 2012.
- Forman, R.T.T., 2000, Estimate of the Area Affected Ecologically by the Road System in the United States, *Conservation Biology*, 14, 1, pp. 31-35.
- Forman, R.T.T., L.E. Alexander, 1998, Roads and their major ecological effects, *Annual Review of Ecology & Systematics*, 29, pp. 207-231.
- FRAGSTATS, 2002, FRAGSTATS Documentation, in *Fragstats Home, Landscape Ecology Program*, University of Massassuchets, Amherst, [En ligne] URL : http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats_documents.html. Consulté le 23 octobre 2012.
- Geneletti, D., 2004, A GIS-based decision support system to identify nature conservation priorities in an alpine valley, *Land Use Policy*, 21, 2, pp. 149-160.
- Hargrove, W.W., F.M. Hoffman et R.A. Efroymsen, 2005, A Practical Map-Analysis Tool for Detecting Potential Dispersal Corridors, *Landscape Ecology*, 20, 4, pp. 361-373.
- Harrison, R.L., 1992, Toward a Theory of Inter-Refuge Corridor Design, *Conservation Biology*, 6, 2, pp. 293-295.
- Hilty, J.A., W.Z.Jr. Lidicker et A.M. Merenlender, 2006, *Corridor Ecology : the Science and Practice of Linking Landscapes for Biodiversity Conservation*, Island Press, Washington DC, 323 p.
- James, P., B. Rayfield, M. Fortin, A. Fall, G. Farley, 2005, Reserve network design combining spatial graph theory and species' spatial requirements, *Geomatica*, 59, 3, pp. 323-333.
- Jongman, R.H.G., M. Külvik et I. Kristiansen, 2004, European ecological networks and greenways, *Landscape and Urban Planning*, 68, 2-3, pp. 305-319.
- Kohler, Y., T. Scheurer et A. Ullrich, 2009, *Réseaux écologiques dans l'Arc alpin : Des démarches innovantes pour la sauvegarde de la biodiversité*, Revue de géographie alpine [En ligne] URL : <http://rga.revues.org/index798.html>. Consulté le 1^{er} octobre 2012.
- Lafleur, P.-É. et P. Blanchette, 1993, *Développement d'un indice de qualité de l'habitat pour le Grand Pic (Dryocopus pileatus L) au Québec*, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction générale de la ressource faunique, Gestion intégrée des ressources, document technique 93/3, 36 p.
- Lemaître, J. et M. Villard, 2005, Foraging patterns of pileated woodpeckers in a managed Acadian forest : a resource selection function, *Canadian Journal of Forest Research*, 35, 10, pp. 2387-2393.
- Majka, D., J. Jenness et P. Beier, 2007, *CorridorDesigner : ArcGIS tools for designing and evaluating corridors*, [En ligne] URL : <http://corridordesign.org>. Consulté le 05 décembre 2012.
- McRae, B.H., B.G. Dickson, T.H. Keitt et V.B. Shah, 2008, Using Circuit Theory to Model Connectivity in Ecology, Evolution and Conservation, *Ecology*, 89, 10, pp. 2712-2724.
- Ministère de l'Environnement du Québec, 1999, *Aires protégées au Québec : Contexte, constats et enjeux pour l'avenir*. 64 p. [En ligne] URL : http://www.mddep.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/contexte/index.htm. Consulté le 22 novembre 2012.
- Mikusiński, G., M. Gromadzki et P. Chylarecki, 2001, Woodpeckers as Indicators of Forest Bird Diversity, *Conservation Biology*, 15, 1, pp. 208-217.
- MRNFP, 2004, Système d'information écoforestière (SIEF) : Produits de diffusion, spécifications techniques. Ministère des ressources naturelles, faune et parcs, Québec, 80 p.
- Naveh, Z. et A. Lieberman, 1984, *Landscape ecology : theory and application*, Springer-Verlag, New York, 356 p.
- Newell, S.L., 2006, *An Evaluation of a Science-based Approach to Habitat Linkage Design*, Mémoire de maîtrise, Northern Arizona University, Flagstaff, 94 p.

- Noss, R.F., C. Carroll, K. Vance-Borland et G. Wuerthner, 2002, A Multicriteria Assessment of the Irreplaceability and Vulnerability of Sites in the Greater Yellowstone Ecosystem, *Conservation Biology*, 16, 4, pp. 895-908.
- Opdam, P., E. Steingröver et S.V. Rooij, 2006, Ecological networks : A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes, *Landscape and Urban Planning*, 75, 3-4, pp. 322-332.
- Paton, P.W.C., 1994, The Effect of Edge on Avian Nest Success : How Strong Is the Evidence ?, *Conservation Biology*, 8, 1, pp. 17-26.
- Phua, M. et M. Minowa, 2005, A GIS-based multi-criteria decision making approach to forest conservation planning at a landscape scale : a case study in the Kinabalu Area, Sabah, Malaysia, *Landscape and Urban Planning*, 71, 2-4, pp. 207-222.
- Rayfield, B., M.-J. Fortin et A. Fall, 2010, The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values, *Landscape Ecology*, 25, pp. 519-532.
- Reijnen, R., R. Foppen, C.T. Braak et J. Thissen, 1995, The Effects of Car Traffic on Breeding Bird Populations in Woodland. III. Reduction of Density in Relation to the Proximity of Main Roads, *Journal of Applied Ecology*, 32, 1, pp. 187-202.
- RNC, 2009, *Couverture du sol, circa 2000-vectorielle : Catalogue d'entités (Vue segmentée)*. Édition 1.0, Centre d'information topographique - Secteur des sciences de la Terre, Ressources naturelles Canada, Sherbrooke, 7 p. [En ligne] URL : <http://www.geobase.ca/geobase/fr/data/landcover/csc2000v/description.html>. Consulté le 12 septembre 2012.
- Rouget, M., R.M. Cowling, A.T. Lombard, A.T. Knight et G.I. Kerley, 2006, Designing Large-Scale Conservation Corridors for Pattern and Process, *Conservation Biology*, 20, 2, pp. 549-561.
- Saunders, D.A., R.J. Hobbs et C.R. Margules, 1991, Biological consequences of ecosystem fragmentation : A review, *Conservation Biology*, 5, pp. 18-32.
- Savignac, C., A. Desrochers et J. Huot, 2000, Habitat use by Pileated Woodpeckers at two spatial scales in eastern Canada, *Canadian Journal of Zoology*, 78, 2, pp. 219-225.
- SCCNRS, 2006, Découvrez la société. *Accueil, Société de conservation du corridor naturel de la rivière au Saumon*, [En ligne] URL : <http://www.sccnrs.ca/inx-cms/fr/Decouvrez> (Consultée le 25 novembre 2012).
- Shah, V.B. et B.H. McRae, 2008, Circuitscape : A Tool for Landscape Ecology. p. 62-65, in Varoquaux G., Vaught T. and Millman, J. (Eds.) *Proceedings of the 7th Python in Science conference (SciPy 2008)*, Pasadena (CA), 19-24 août 2008, [En ligne] URL : http://conference.scipy.org/proceedings/SciPy2008/paper_14/. Consulté le 12 décembre 2012.
- Simberloff, D., J.A. Farr, J. Cox et D.W. Mehlman, 1992, Movement Corridors : Conservation Bargains or Poor Investments ?, *Conservation Biology*, 6, 4, pp. 493-504.
- Singleton, P.H., W.L. Gaines et J.F. Lehmkuhl, 2004, Landscape permeability for grizzly bear movements in Washington and southwestern British Columbia, *Ursus*, 15, 1, pp. 90-103.
- Société de la faune et des parcs du Québec, 2002, *Plan de développement régional associé aux ressources fauniques de l'Estrie*, Direction de l'aménagement de la faune de l'Estrie, Sherbrooke, 83 p.
- Spackman, S.C. et J.W. Hughes, 1995, Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation : Species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA, *Biological Conservation*, 71, 3, pp. 325-332.
- Spellerberg, I.F., 1998, Ecological Effects of Roads and Traffic : A Literature Review, *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7, 5, pp. 317-333.
- St. Clair, C.C., 2003, Comparative Permeability of Roads, Rivers, and Meadows to Songbirds in Banff National Park, *Conservation Biology*, 17, 4, pp. 1151-1160.
- Urban, D., T. Keitt, 2001, Landscape connectivity : a graph-theoretic perspective, *Ecology*, 82, pp. 1205-1218.
- Villard M., M.K. Trzcinski et G. Merriam, 1999, Fragmentation Effects on Forest Birds : Relative Influence of Woodland Cover and Configuration on Landscape Occupancy, *Conservation Biology*, 13, 4, pp. 774-783.
- Virkkala R., 2006, Why study woodpeckers ? The signifiante of woodpeckers in forest ecosystems, *Annales Zoologici Fennici*, 43, 2, pp. 82-85.
- Vogt P., K.H. Riitters, M. Iwanowski, C. Estreguil, J. Kozak et P. Soille, 2007, Mapping landscape corridors, *Ecological Indicators*, 7, 2, pp. 481-488.

Vuilleumier S. et R. Prélaz-Droux, 2002, Map of ecological networks for landscape planning, *Landscape and Urban Planning*, 58, 2-4, pp. 157-170.

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

Pour citer cet article

Référence électronique

Amélie Bernier et Jérôme Théau, « Modélisation de réseaux écologiques et impacts des choix méthodologiques sur leur configuration spatiale : analyse de cas en Estrie (Québec, Canada) », *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Volume 13 Numéro 2 | septembre 2013, mis en ligne le 06 octobre 2013, consulté le 03 septembre 2014. URL : <http://vertigo.revues.org/14105> ; DOI : 10.4000/vertigo.14105

À propos des auteurs

Amélie Bernier

Département de géomatique appliquée, Centre d'applications et de recherches en télédétection (CARTEL), Université de Sherbrooke. Boulevard Université, Sherbrooke, Québec, Canada, J1K 2R1

Jérôme Théau

Département de géomatique appliquée, Centre d'applications et de recherches en télédétection (CARTEL), Université de Sherbrooke. Boulevard Université, Sherbrooke, Québec, Canada, J1K 2R1.
Courriel : jerome.theau@usherbrooke.ca

Droits d'auteur

© Tous droits réservés

Résumés

Les réseaux écologiques visent à maintenir la biodiversité et les processus écologiques en protégeant les habitats et leur connectivité. Plusieurs approches peuvent être utilisées pour délimiter les composantes de ces réseaux, et ce, à chaque étape de la conception. Ces différentes possibilités constituent une source majeure d'incertitude qui influence la configuration spatiale des réseaux obtenus, mais qui est peu étudiée et documentée. Dans cette étude, plusieurs méthodes ont été appliquées aux étapes de sélection des zones nodales et de tracé des corridors sur un même territoire en Estrie, Québec. L'étude visait à concevoir un réseau écologique adapté à une espèce indicatrice, le Grand Pic (*Dryocopus pileatus*). Deux méthodes de sélection des zones nodales ont été testées : l'analyse multicritères et l'indice de qualité d'habitat. Ces deux méthodes, reprises également à l'étape de création des matrices de résistance aux déplacements, ont été combinées à trois méthodes de tracé des corridors : le chemin de moindre coût, le corridor de moindre coût et la théorie des circuits. Six réseaux écologiques résultants ont été créés et comparés. Les résultats montrent d'importantes différences de configuration spatiale entre les réseaux que ce soit en termes de superficie et de périmètre des différents éléments que de largeurs de corridors. Ces résultats sont discutés en lien avec deux facteurs limitants concernant ces étapes méthodologiques soient la disponibilité des données et la représentativité des modèles. Des pistes de réflexion sont également proposées afin d'outiller davantage les décideurs dans leurs choix face aux nombreux scénarios possibles de réseaux écologiques.

Ecological networks are designed to maintain biodiversity and ecological processes by protecting habitats and their connectivity. Several approaches can be used to define the components of these networks at each stage of their design. These choices are a major source of uncertainty that influence the spatial configuration of the networks obtained, but they have not

been extensively studied. In this study, several methods were applied to the steps for selecting core areas and designing corridors for the same territory in the Eastern Townships, Quebec. The aim of the study was to design an ecological network suitable for an indicator species, the Pileated Woodpecker (*Dryocopus pileatus*). Two methods for selecting core areas were tested : a multi-criteria analysis and a habitat suitability index. These two methods, which were also used in the step for creating matrices of resistance to movement, were combined with three methods to design corridors : least-cost path, least-cost corridor, and circuit theory. Six ecological networks were created and compared. The results show considerable differences in the spatial configuration of the networks, whether in terms of the area and perimeter of different elements or the corridor width. These results are discussed in relation to two limiting factors for these methodological steps, which are data availability and the representativeness of the models. We also provide suggestions to help decision makers facing the many possible scenarios for ecological networks.

Entrées d'index

Mots-clés : corridors écologiques, réseaux écologiques, configuration spatiale, chemin de moindre coût, corridor de moindre coût, théorie des circuits

Keywords : ecological corridors, ecological networks, spatial configuration, least-cost path, least-cost corridor, circuit theory

Lieux d'étude : Amérique du Nord