
Une priorisation pour la conservation des milieux naturels des basses-terres du Saint-Laurent en fonction de leur importance pour la connectivité écologique

Rapport final



Une priorisation pour la conservation des milieux naturels pour les basses-terres du Saint-Laurent en fonction de leur importance pour la connectivité écologique

17 mai 2019

Auteurs : Bronwyn Rayfield¹, Guillaume Laroque^{2,3}, Colin Daniel¹ et Andrew Gonzalez^{2,3}

1. Apex Resource Management Solutions Ltd.
2. Département de biologie, Université McGill
3. Centre de la science de la biodiversité du Québec

Remerciements

Ces travaux ont été réalisés avec le soutien financier du ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) dans le cadre de la mise en œuvre de la *Loi concernant la conservation des milieux humides et hydriques*. Ce projet est rendu possible en partie grâce à l'aide fournie par Calcul Québec (www.calculquebec.ca) et par Compute Canada (www.computecanada.ca). Nous remercions Valentin Lucet pour la traduction de ce rapport.

Résumé

Pour assurer la pérennité de la biodiversité et des services écosystémiques des paysages fragmentés, les plans de conservation actuels se concentrent de plus en plus sur la protection des réseaux d'habitats. Les analyses de connectivité des habitats quantifient à quel point un réseau d'habitats est connecté, selon l'arrangement dans l'espace des parcelles d'habitat et des corridors de dispersion, et en fonction des capacités de dispersion des espèces qui font usage de ces réseaux. Dans les basses-terres du Saint-Laurent, les zones naturelles terrestres ont été largement converties en terres agricoles et en zones urbaines. Nous avons retenu les priorités de conservation parmi les zones naturelles encore existantes dans les basses-terres selon des critères de qualité et de connectivité des habitats pour un ensemble d'espèces cibles : la grande musaraigne, la martre d'Amérique, la salamandre rayée, la grenouille des bois et l'ours noir. Nous avons tiré cinq grandes conclusions :

1. Les zones naturelles terrestres représentent 30 % des basses-terres réparties sur des parcelles de différentes tailles. Les parcelles, petites et grandes, sont importantes pour la qualité de l'habitat et la connectivité écologique de la région.
2. Parmi ces parcelles, certaines, de grande taille, situées entre Trois-Rivières et Québec ont été jugées très prioritaires. Des parcelles plus petites, en Montérégie et autour du lac Saint-Pierre, sont aussi très prioritaires.
3. Des corridors de haute priorité de conservation ont aussi été déterminés le long de la rive sud du lac Saint-Pierre, en provenance du lac Saint-Pierre vers le mont Saint-Hilaire (au sud-est), et en provenance du lac Saint-Pierre vers les zones forestières entre Trois-Rivières et Québec (au nord-ouest).
4. La sensibilité des espèces à la perte d'habitat varie, mais toutes les espèces verront la qualité et la connectivité de leur habitat décroître dans le scénario d'une perte continue de milieux naturels.
5. La valeur des zones prioritaires de conservation n'est pas indépendante du paysage alentour et toute dégradation de ce paysage a le potentiel de faire décroître la valeur écologique de ces zones.

Les cartes de priorités de conservation présentées dans ce rapport ont pour but de guider une gestion du paysage qui intègre dans son processus de décision les interconnexions entre les parcelles d'habitat et les paysages dans lesquels ces connexions s'inscrivent. Nos résultats démontrent le mérite d'une analyse conjointe de la qualité et de la connectivité des milieux naturels.

Table des matières

RÉSUMÉ	3
1. INTRODUCTION	5
2. MÉTHODES	6
2.1 APERÇU DU MODÈLE	6
2.2 ZONE D'ÉTUDE	8
2.3 SOURCES DES DONNÉES.....	8
2.4 CHOIX DES ESPÈCES	10
2.5 QUALITÉ DES HABITATS, PARCELLES ET CARTES DE RÉSISTANCE	11
2.6 ANALYSE DE LA CONNECTIVITÉ DES HABITATS.....	14
2.7 PRIORISATION SPATIALE DES OBJECTIFS DE CONSERVATION	16
2.8 DIFFÉRENCES NOTABLES ENTRE PHASE I ET PHASE II DU PROJET	19
3. RÉSULTATS	20
3.1 RÉSEAUX D'HABITATS POUR CHAQUE ESPÈCE CIBLE.....	20
3.2 CONNECTIVITÉ À COURTE DISTANCE	24
3.3 CONNECTIVITÉ À LONGUE DISTANCE.....	26
3.4 PRIORISATION DES PARCELLES D'HABITATS	27
3.5 PRIORISATION DES CORRIDORS.....	29
4. CONCLUSION	30
4.1 MODÈLES DE CONNECTIVITÉ À PETITE ET LONGUE DISTANCE.....	30
4.2 PARCELLES D'HABITATS ET CORRIDORS PRIORITAIRES	32
4.3 DIRECTIONS FUTURES.....	33
5. RÉFÉRENCES	34

1. Introduction

Des paysages connectés offrent de grands avantages aux populations humaines et animales qui les habitent. La connectivité des paysages permet aux animaux de se déplacer de parcelle d'habitat en parcelle d'habitat, rendant accessibles des ressources distribuées dans le réseau formé par ces parcelles. À long terme, ces espèces animales devront être capables de se déplacer pour suivre le déplacement de leurs aires de répartition en réponse aux changements climatiques. Les populations humaines tirent aussi de nombreux avantages – ou services écosystémiques – de ces paysages qui abritent une diversité d'espèces et d'habitats. Ces avantages incluent des activités en nature, mais aussi le stockage du carbone, la purification de l'air et un meilleur contrôle des inondations.

Conserver la connectivité des paysages est particulièrement important pour des paysages fortement morcelés et en rapide mutation tels que les basses-terres du Saint-Laurent (Dupras et collab., 2016, Mitchell et collab., 2015). Les milieux naturels résiduels des basses-terres ne représentent plus que 30 % de l'aire totale et se composent de parcelles relativement petites, enclavées parmi des aires urbaines et agricoles prépondérantes. Ces aires urbaines de faible densité, en constante expansion, continuent d'éroder le présent réseau d'habitats naturels et menacent la survie de plusieurs espèces sauvages. L'état actuel de la connectivité des basses-terres va limiter l'expansion vers le nord des aires de répartition de plusieurs espèces. Ces déplacements, dus aux changements climatiques, sont attendus des Adirondacks et des Appalaches vers les Laurentides.

Les paysages peuvent être gérés pour conserver la vie sauvage, en facilitant le mouvement des animaux, de façons variées et à différentes échelles. La contribution de chacune des parcelles d'habitats et la persistance des corridors entre ces parcelles peuvent être estimées, en tenant compte de leur importance quant au maintien de l'interconnectivité et de la traversabilité du paysage pour différentes espèces. La priorité doit être donnée aux parcelles ainsi qu'aux corridors qui facilitent les mouvements de ces espèces à plusieurs échelles. Cependant, ces parcelles et ces corridors sont rares, car la plupart ne sont importants que pour un petit éventail d'espèces et d'échelles de mouvement. L'établissement de priorités de conservation pour ces parcelles d'habitats et ces corridors requiert une analyse des compromis spatiaux de façon à maximiser la capacité de connectivité totale qui peut être atteinte pour un pourcentage d'aires protégées donné, à toutes les échelles et pour toutes les espèces.

Moins de 2 % des basses-terres sont présentement formellement protégées, mais de nouvelles aires potentielles sont en cours d'identification grâce à une initiative entre plusieurs agences, coordonnée par le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC; Jobin et collab., 2018). Dans le cadre de cette initiative, un projet fut lancé en 2017 pour prioriser les écosystèmes forestiers et aquatiques des basses-terres en fonction de leur contribution à la connectivité écologique. Ce projet implémente et améliore une nouvelle approche que nous avons développée pour estimer la connectivité des habitats des paysages très fragmentés. Cette méthode permet de recenser les habitats résiduels qui contribuent le plus au maintien de la connectivité à plusieurs échelles (Rayfield et collab. 2016) et pour plusieurs espèces (Albert et collab., 2017). L'approche complète intègre des prévisions climatiques ainsi qu'un modèle de changement d'occupation des sols, de façon à prendre en compte les principales incertitudes

concernant les niveaux futurs de connectivité. La phase 1 du projet, terminée en mars 2018, consistait en une analyse préliminaire de la qualité de la connectivité du réseau actuel des milieux naturels terrestres des basses-terres pour un éventail de cinq espèces cibles (Rayfield et collab., 2018). Ce rapport présente la phase 2 du projet qui comporte : 1) une amélioration des modèles de qualité d'habitat et de connectivité ; 2) une identification des priorités de conservation spatiale basées sur les critères de qualité et de connectivité dérivés de l'utilisation du territoire.

2. Méthodes

2.1 Aperçu du modèle

Pour nos travaux antérieurs, nous avons conçu une approche novatrice pour prioriser les zones de conservation pour des paysages soumis aux changements climatiques et aux pressions de développement. Cette approche se base sur des données, présentes ou inférées, de connectivité pour un éventail d'espèces (figure 1 ; Rayfield et collab., 2016 ; Albert et collab., 2017). Elle intègre des prévisions futures sur le climat et sur l'utilisation du territoire et prend en compte l'incertitude de l'estimation de ces prédictions. Notre méthode estime la connectivité à courte et longue distance de façon à établir les priorités de conservation sur l'ensemble du paysage. Cette approche fut originalement appliquée à la région du sud-ouest des basses-terres autour de Montréal (~16,77 km² ; Albert et collab., 2017).

Plus récemment, durant la phase 1 de ce projet, nous avons appliqué le modèle multiespèces de connectivité des habitats d'Albert et ses collaborateurs (2017) à la totalité des basses-terres du Saint-Laurent, du nord-est de Québec au sud-ouest de Montréal (~29,342 km² ; Rayfield et collab., 2018). En phase 2 de ce projet, nous améliorons nos analyses de connectivité. Nous les appliquons pour déterminer non seulement les parcelles d'habitats les plus importantes, mais aussi les corridors entre parcelles qui représentent des priorités en matière de conservation, en se basant sur le climat actuel et sur l'actuelle occupation des sols (utilisation du territoire). Cette phase 2 couvre donc les quatre étapes de notre approche de conservation de la connectivité :

- 1) Sélection des espèces cibles, en visant une représentation de la diversité régionale des besoins des espèces en matière de qualité d'habitat et de connectivité.
- 2) Modélisation de la qualité des habitats et de la résistance du paysage pour ces espèces cibles, selon une collection de cartes (incluant occupation du sol, densité et âge des forêts) et de paramètres propres à chacune des espèces (incluant la convenance des catégories d'occupation des sols pour chaque espèce, taille minimale requise des parcelles d'habitats et résistances des catégories d'occupation des sols).
- 3) Évaluation de la contribution des parcelles d'habitats au maintien de la connectivité à courte et longue distance pour toutes les espèces cibles, selon des cartes de convenance et de résistance du paysage (produites à l'étape précédente).
- 4) Délimitation des parcelles d'habitats et des corridors représentant des priorités de conservation, basée sur les cartes de connectivité et de convenance propres à chaque espèce (produites aux étapes précédentes).

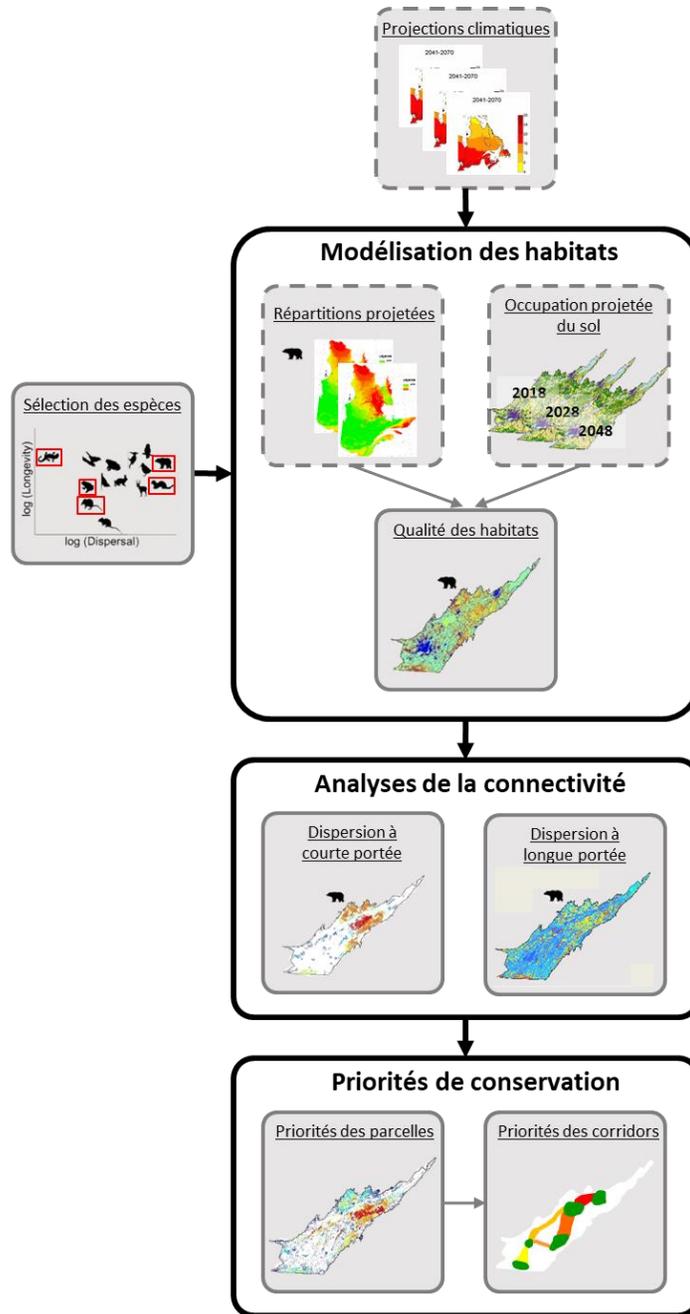


Figure 1. Représentation graphique de notre approche. Les projections de convenue des habitats pour chaque espèce sont générées à partir des effets directs du climat sur la distribution des espèces, et ses effets indirects sur les catégories d'occupation des sols. La connectivité des habitats potentiels est estimée pour chaque espèce de façon à produire des cartes qui quantifient la contribution de chaque parcelle au maintien de la connectivité à courte et longue distance. Les priorités de conservation spatiales sont dès lors établies selon l'importance des parcelles et des corridors entre ces parcelles suivant des critères de qualité et de connectivité. Les parties du graphique en pointillé ne sont pas incluses dans la présente phase du projet dont ce rapport fait état. La phase actuelle (phase 2) dérive les priorités de conservation uniquement à partir de données présentes de climat et d'utilisation du territoire.

2.2 Zone d'étude

Les basses-terres du Saint-Laurent bordent le fleuve Saint-Laurent, qui prend sa source dans les Grands Lacs et se jette dans l'océan Atlantique (figure 2). Notre zone d'étude comprend l'écorégion dite des basses-terres du Saint-Laurent dans la province de Québec, qui inclut Montréal à l'ouest et Québec à l'est. L'aire totale à l'étude est de 30 156 km², dont 23 % est composé de forêts et 8 % de milieux humides. Les basses-terres sont dominées par l'agriculture et le développement urbain. Les habitats forestiers et les milieux humides sont fragmentés en une multitude de petites parcelles.

2.3 Sources des données

Couvertures terrestres

Les données d'utilisation du territoire, aussi nommées « occupation des sols » pour les basses-terres du Saint-Laurent, proviennent du MELCC (fichier de forme «PASL_Occ_Sol », ECCC et MDDELCC, 2018) ainsi qu'un raster « Ras_FED_aout2017_calss_det.tif » qui correspond au champ « Classe détaillée » du fichier. Nous utilisons donc ce raster d'une résolution de 10 m sur 10 m comme carte de base, mais avons dû procéder à une régularisation des éléments linéaires de la carte (tels que les routes, marges agricoles et terres en friche). Pour ce faire, nous avons extrait ces éléments linéaires du fichier vectoriel pour les transformer en raster à haute résolution (2 m sur 2 m). Puis nous avons ré-échantillonné ces rasters à une résolution plus large de 10 m sur 10 m avant de les superposer à la carte de base. Finalement, nous avons ré-échantillonné la carte finale à la résolution de 30 m sur 30 m de façon à réduire le nombre total de pixels et le temps total de calcul pour nos analyses. La contiguïté des éléments linéaires fut clairement préservée durant le ré-échantillonnage. Nous avons reclassifié notre carte de façon à ce que les catégories d'occupation des sols correspondent à celles qu'avaient utilisées Albert et ses collaborateurs (2017), pour pouvoir appliquer les mêmes valeurs de convenance des habitats, propres à chaque espèce (table A1 ; table A6).

Les données d'occupation des sols pour la région aux alentours de notre zone d'étude proviennent du MELCC sous la forme d'un raster de 30 m sur 30 m (« Occ_sol_2014_recl_FED_10m_aout2017.tif » ; Bissonnette et collab., 2019). Ces données agissent comme un tampon autour des basses-terres de façon à minimiser les effets de bordure durant les analyses de connectivité. Ces données couvrent une partie de l'Ontario et des États-Unis. Les catégories d'utilisation des sols de ces cartes furent aussi reclassifiées de façon à suivre la nomenclature d'Albert et ses collaborateurs (2017) et pour que les mêmes valeurs de convenance des habitats propres à chaque espèce puissent être utilisées (table A1 ; table A6).

La couverture totale de nos données d'occupation des sols, combinant les données recouvrant et entourant les basses-terres, est illustrée dans la figure 2. La carte raster résultante possède les dimensions suivantes : 9 524 × 13 197 pixels (125 688 228 pixels). Les basses-terres couvrent 27 % de l'aire totale, et la zone tampon couvre 65 % (92 % de l'aire totale). La portion restante de la carte recouvrant les États-Unis est vide (s. o.). Cette résolution de 30 m sur 30 m correspond à la résolution utilisée par Albert et ses collaborateurs (2017).



Figure 2. Contexte géographique et échelle de la zone d'étude (panneau supérieur) ; distribution spatiale des catégories d'occupation des sols à l'intérieur des basses-terres et de la zone tampon (panneau inférieur). Les trois plus larges aires urbaines le long du Saint-Laurent sont, du nord au sud, les villes de Québec, Trois-Rivières et Montréal.

Données routières supplémentaires

Des données routières supplémentaires furent fournies par le MELCC sous la forme d'un raster de 10 m sur 10 m, dérivé de la base de données topographiques du Québec (BDTQ, 1 :20000). Nous avons ré-échantillonné ce raster à la résolution de 30 m sur 30 m en assurant la contiguïté de ces routes. Les routes du réseau du BDTQ qui n'étaient pas encore présentes dans nos cartes furent surimposées et reclassifiées en routes majeures et routes mineures (table A1). Ces données couvrent les basses-terres, mais aussi la partie de la zone tampon contenue à l'intérieur du Québec. Nous n'avons pas inclus de données supplémentaires pour la partie de la zone tampon recouvrant l'Ontario et les États-Unis.

Âge et densité des espaces forestiers

Les cartes raster (au format 10 m sur 10 m) contenant les données d'âge et de densité des espaces forestiers proviennent du MELCC et se basent sur le Système d'information forestier (SIEF du 4^e décennal ; MFFP, 2016). L'âge (tableau A3) et les classes de densités (tableau A4) sont regroupés pour correspondre aux classes utilisées par Albert et ses collaborateurs (2017). De même, nous avons ré-échantillonné ces rasters à la résolution de 30 m sur 30 m. Ces données d'âge et de densité couvrent la même zone que nos données routières supplémentaires – les basses-terres et la partie de la zone tampon au Québec –, mais pas l'Ontario et les États-Unis.

Drainage du sol et dépôts de surface

Les cartes raster (au format 10 m sur 10 m) contenant les données de drainage du sol et de dépôts de surface proviennent du MELCC et se basent sur le Système d'information forestier (SIEF du 4^e décennal ; MFFP, 2016). Les classes de dépôts de surface (tableau A4) sont regroupées pour correspondre aux classes utilisées par Albert et ses collaborateurs (2017). À nouveau, nous avons ré-échantillonné ces rasters à la résolution de 30 m sur 30 m. Les données de drainage du sol n'ont pas été re-classifiées. Ces données de drainage et de dépôts couvrent la même zone que nos données routières supplémentaires, soit les basses-terres et la partie de la zone tampon au Québec, mais pas l'Ontario et les États-Unis

Aires protégées

Les données d'aires protégées, sous la forme d'un raster au format de 10 m sur 10 m furent fournies par le MELCC (Jobin et collab., 2018). Ce raster inclut les aires publiques ou privées, et plus précisément toutes les « parcelles d'habitat situées en tout, en partie ou contiguës à des aires protégées inscrites au Registre des aires protégées au Québec (sauf les habitats fauniques désignés ; en date de janvier 2017 ; MELCC, 2018) ou inscrites dans le répertoire des milieux naturels protégés situés en terres privées sur lesquelles des mesures de conservation s'appliquent » (Jobin et collab., 2018). Les aires protégées couvrent 1,75 % des basses-terres (figure 6).

2.4 Choix des espèces

Nous avons sélectionné un groupe de cinq espèces cibles représentatives des besoins en connectivité des habitats forestiers des basses-terres : la grande musaraigne (*Blarina brevicauda*), la martre d'Amérique (*Martes americana*), la salamandre rayée (*Plethodon cinereus*), la grenouille des bois (*Rana sylvatica*) et l'ours noir (*Ursus americanus* ; tableau 1 et

tableau A5). Ces 5 espèces cibles forment un sous-ensemble des 14 éco-profilés dressés par Albert et ses collaborateurs (2017), chacun représentant une espèce de mammifère, d'oiseau ou d'amphibien habitant les basses-terres du Saint-Laurent (Beier et collab., 2011). Les 14 espèces utilisées par Albert et ses collaborateurs (2017) ont été sélectionnées pour refléter la diversité régionale en matière de besoins en habitats et en connectivité, mais aussi en fonction de leur vulnérabilité à la fragmentation des habitats et aux changements climatiques. Une étude complémentaire à celle d'Albert et ses collaborateurs (2017) a démontré que les priorités de conservation établies pour ce plus petit groupe d'espèces retiennent jusqu'à 98 % de nos critères de conservation et possèdent un haut niveau de redondance spatiale (Index de Jaccard = 0,74) avec les zones de conservation prioritaires retenues pour le groupe total de 14 espèces (Meurant et collab., 2018).

2.5 Qualité des habitats, parcelles et cartes de résistance

Suivant Albert et ses collaborateurs (2017), les cartes de parcelles d'habitats et de résistance requises pour l'analyse de connectivité écologique sont dérivées de modèles de qualité des habitats. Les modèles de qualité des habitats sont largement utilisés dans les programmes de conservation à grande échelle, pour évaluer les besoins en habitats de chaque espèce selon différents facteurs environnementaux (p. ex. : couverture terrestre, type de forêt, distance aux zones humides ; tableaux 1 et 2). En nous basant sur ces cartes de qualité, nous avons délimité des parcelles en regroupant des pixels d'habitat. Ces parcelles devaient former des groupes de pixels d'une taille relativement large et être assez proches les unes des autres pour être regroupées en zones utilisables par chaque espèce. Puis, nous avons assigné à chaque pixel de notre matrice autour de ces parcelles une valeur de résistance qui représente le degré potentiel de chaque pixel à limiter les mouvements entre les parcelles. Ces valeurs sont assignées en se basant sur les caractéristiques sous-jacentes du paysage et les cartes de qualité (Adriaensen et collab., 2003). Plus de détails sur les méthodes exactes utilisées pour générer les cartes de qualité, de parcelles et de résistance, peuvent être trouvés dans Albert et ses collaborateurs (2017). Cependant, nous donnons un aperçu de ces méthodes dans les paragraphes suivants. Toutes ces méthodes de modélisation de la qualité des habitats ont été implémentées en utilisant l'interface GRASS/R et les fonctions du progiciel GRASS (Bivand, 2000).

Qualité des habitats

Nous avons modélisé la qualité des habitats pour chacune des cinq espèces cibles selon des facteurs environnementaux liés à la composition du paysage (couverture terrestre, type de forêt ; tableau 1). De plus, pour certaines espèces nous avons ajouté des facteurs plus complexes tels que la distance aux zones humides pour la grenouille des bois (tableau 2).

Pour ce faire, nous avons pris comme point de départ la carte raster (de résolution 30 m sur 30 m) composée des 15 classes de couvertures terrestres (voir section 2.3 pour les détails). Pour chaque zone forestière, nous avons inclus des données d'âge et de densité de forêt. À chaque classe de couverture terrestre (tableau A6), classe d'âge de forêt (tableau A7) et classe de densité de forêt (tableau A8) fut attribuée une valeur de qualité propre à chaque espèce cible (basée sur une révision exhaustive de la littérature scientifique, dont les détails sont fournis dans Albert et collab., 2017). Le calcul ayant produit la carte finale de qualité est le suivant : qualité = qualité de la couverture terrestre * qualité en fonction de l'âge de la forêt

considérée/100 * qualité en fonction de la densité de la forêt considérée /100 * (les valeurs finales varient de 0 à 100). Nous voulions aussi prendre en compte la configuration du paysage. Nous avons introduit des multiplicateurs (variant entre 0 et 1) pour réduire la valeur de qualité de certains pixels (tableau 2). Nous avons utilisé la distance aux routes majeures en tant que multiplicateur pour toutes les espèces utilisant des classes de distance spécifiques (tableau A10). Les autres multiplicateurs spatiaux propres à chaque espèce sont donnés dans les tableaux A9 à A16.

Tous ces facteurs environnementaux furent combinés pour former une valeur finale de qualité d'habitat, obtenue en multipliant notre carte de qualité originale par les multiplicateurs spatiaux. Suivant les recommandations du Corridor Design Project (<http://corridordesign.org/>), la qualité est une variable sans unité qui décrit les besoins et les préférences de chaque espèce. La qualité varie entre 0 et 100 et peut être divisée en catégories interprétables biologiquement : 0 = absence d'utilité de l'habitat, <30, l'habitat est évité, 30-60 = l'habitat est utilisé occasionnellement (absence de reproduction), 60-80 = l'habitat est systématiquement utilisé pour la reproduction, 80-100 = habitat optimal pour la reproduction et la survie de l'espèce. Les pixels comprenant des valeurs d'habitat supérieures ou égales à 60 furent considérés comme habitats potentiels. Le potentiel est inclus dans la carte raster en tant que valeur binaire (0 ou 1, potentiel absent ou présent).

Parcelles d'habitats

Nous avons adopté une approche centrée sur les besoins individuels des organismes pour délimiter les parcelles d'habitats, en nous basant sur la carte binaire d'habitats potentiels mentionnée ci-dessus, et en prenant en compte deux facteurs : la taille minimale des parcelles utilisables et la taille d'intervalle traversable propre à chaque espèce (tableau 1). Délimiter des parcelles d'habitats fonctionnels en nous basant sur la disposition d'une espèce à franchir des écarts de petite taille entre parcelles reflète mieux la perception de l'espace propre à cette espèce (Baguette, 2007) que les délimitations d'habitats « structurels » basées uniquement sur la proximité des pixels qui dépendent largement de la précision de l'analyse (c'est-à-dire la résolution du raster). Nous avons groupé plusieurs parcelles structurelles en une seule parcelle quand la distance entre ces parcelles était plus petite que la taille d'intervalle traversable par une espèce (tableau 1 ; Girvetz, 2007). Ce regroupement fut effectué d'abord en calculant les distances entre tous les pixels d'habitat, puis en appliquant un filtre passe-haut par-dessus cette carte des distances, ce qui permet de trouver la distance maximale dans une fenêtre circulaire mobile d'un diamètre correspondant à la taille d'intervalle franchissable. Les pixels situés à moins de la moitié de la taille d'intervalle franchissable pour une certaine espèce furent convertis en habitat, ce qui permit de créer des petits ponts de pixels entre les habitats.

Cette étape, qui consiste à créer des ponts entre des parcelles d'habitats structurels selon leur appartenance à ces parcelles, est essentielle car l'analyse de connectivité requiert que les nœuds d'habitat dans l'espace se composent de pixels d'habitats contigus. Puis, nous avons filtré ces parcelles selon un critère de taille (tableau 1). Les parcelles d'une taille supérieure à la taille minimale en dessous de laquelle cette parcelle ne peut assurer le maintien de l'espèce furent utilisées comme des nœuds dans notre analyse de connectivité. Les parcelles de taille inférieure à cette valeur minimale furent considérées comme partie intégrante de la matrice de paysage qui entoure les nœuds d'habitats, et reçurent une valeur de résistance basse (tableau A17) de façon à refléter leur rôle comme potentiel habitat transitoire.

Tableau 1. Traits caractéristiques et préférences en matière d’habitat pour nos cinq espèces cibles. Les préférences d’habitat (indiquées par des X) et les caractéristiques des parcelles sont utilisées pour modéliser la convenance des habitats dans les basses-terres du Saint-Laurent (adapté d’Albert et collab., 2017)

Nom commun	Nom scientifique	Ordre	Longévité (ans)	Dispersion ^a (m)		Forêt ^b			Friche	Parcelle ^c		
				max	min	D	M	C		Type	M	G
 Grande musaraigne	<i>Blarina brevicauda</i>	Insectivora	1,5	459	39	X	X		dense/vieille		1	0
 Martre d’Amérique	<i>Martes americana</i>	Carnivora	7,0	46 65 9	220		X	X	vieille		150	120
 Salamandre rayée	<i>Plethodon cinereus</i>	Caudata	20,0	16	10	X	X		dense		0,27	0
 Grenouille des bois	<i>Rana sylvatica</i>	Anura	3,5	564	39	X	X	X	dense		0,5	0
 Ours noir	<i>Ursus americanus</i>	Carnivora	12,5	55 08 8	236	X	X		dense	X	1200	60

^a Distance de dispersion médiane basée sur la dispersion natale (maximale) ou d’écart franchissable (minimal) en mètres.

^b Abréviations : D, Caduques ; M, Mixte caduques et conifères ; C, Conifères.

^c Abréviations : M, Aire minimale de la parcelle en hectares ; G, taille d’intervalle en mètres.

Tableau 2. Préférences supplémentaires incluses dans nos modèles de convenance des habitats (indiquées par des X). Ces éléments sont inclus sous la forme de facteurs multiplicateurs (allant de 0 à 1) de façon à réduire davantage la convenance des pixels concernés)

Nom commun	Drainage du sol	Dépôts de surface	Distance aux ...					
			routes majeures	routes mineures	aires urbaines	lisières de forêt (de l’intérieur)	forêts (de l’extérieur)	zones humides
 Grande musaraigne	X		X					
 Martre d’Amérique			X					
 Salamandre rayée	X		X	X		X		
 Grenouille des bois			X				X	X
 Ours noir		X	X		X		X	

Carte de résistance

Nous avons assigné à chaque classe d'occupation du sol, et pour chaque espèce, une valeur reflétant la résistance de cet habitat aux mouvements des organismes (tableau A17 ; figures A3, A16 à A20). Ces classes furent ordonnées selon leur capacité à faciliter le mouvement des organismes. La classe la plus propice aux mouvements pour chaque espèce reçut une valeur de 1. Les classes suivantes reçurent une valeur doublant à chaque décrémentation en qualité (2, 4, 8, 16, 32) se soldant en cinq classes de résistance au total (tableau A17). Ces valeurs de résistance relative sont dérivées d'une révision exhaustive de la littérature scientifique sur le sujet (voir Albert et collab., 2017 pour les détails).

2.6 Analyse de la connectivité des habitats

Connectivité des réseaux d'habitats pour chaque espèce

Pour chaque espèce cible, nous avons produit un réseau d'habitats en connectant les parcelles d'habitats (c'est-à-dire les nœuds du réseau) par des chemins dits « de moindre coût » (c'est-à-dire les liens du réseau). Au moyen de graphes planaires (Fall et collab., 2007), nous avons joint les nœuds en une chaîne de façon à ce que chaque paire de nœuds soit directement connectée, ou indirectement connectée par le moyen d'un ensemble de liens et de nœuds. Ces graphes planaires permettent de trouver les chemins de plus faible coût entre les périmètres des nœuds d'habitats et de minimiser la résistance le long de ces chemins.

Nous avons ensuite produit le graphe planaire minimal pour la totalité de notre zone d'étude (basses-terres et zone tampon). Ce graphe fournit les réseaux de parcelles nécessaires au calcul de la connectivité à longue distance (centralité intermédiaire). Nous avons ensuite circonscrit le sous-ensemble dans le réseau recouvrant l'intérieur des basses-terres (désigné « Réseau des habitats des basses-terres ») que nous avons utilisé pour mesurer la connectivité à courte distance : centralité à courte distance et différence de connectivité équivalente (dCE). Seules les parcelles d'habitats contenues au moins à 80 % dans les basses-terres furent retenues dans le réseau. Seuls les liens reliant directement deux parcelles contenues dans le Réseau des habitats des basses-terres furent conservés dans le réseau.

Analyses de connectivité à courte distance

Nous avons ainsi analysé le Réseau des habitats des basses-terres pour estimer l'importance des parcelles d'habitats pour le maintien de la connectivité à courte distance pour chaque espèce cible. Nous avons calculé deux indices complémentaires pour mesurer la connectivité du réseau : 1) centralité intermédiaire de courte distance (Freeman, 1978) et 2) importance de la parcelle, basée sur la différence de connectivité équivalente (ou dCE; Saura, 2011).

La centralité intermédiaire de courte distance quantifie le point auquel un nœud (parcelle) du réseau peut assumer le rôle de « tremplin » pour promouvoir les mouvements entre les autres nœuds non adjacents dans le réseau. C'est une mesure de « l'intermédiarité » d'une parcelle; elle se calcule en divisant le nombre de chemins les plus courts et de moindre résistance passant par cette parcelle par le nombre total de ces chemins présents dans le réseau. Cet indice de centralité mesure, pour chaque parcelle, sa contribution à l'inter-connectivité des basses-terres.

L'importance de la parcelle, basée sur la différence de connectivité équivalente (dCE), est calculée au moyen d'une méthode qui permet d'évaluer l'effet d'une parcelle sur la valeur de connectivité équivalente (CE) pour le réseau entier (Saura, 2007). Cette méthode consiste à retirer systématiquement chaque parcelle de l'analyse pour estimer l'effet de chaque parcelle. La CE d'un réseau fournit une mesure de l'aire qu'une parcelle devrait assumer pour générer la même connectivité que le réseau entier. La CE mesure la connectivité à la fois entre les parcelles et à l'intérieur des parcelles. Nous avons utilisé une mesure d'aire pondérée par la valeur moyenne de qualité de la parcelle. Pour le calcul de la CE, les mouvements des espèces à travers le réseau sont modélisés par une fonction de dispersion qui estime le flux de dispersion, c'est-à-dire la probabilité qu'un individu se déplace entre deux nœuds donnés (Urban et Keitt, 2001). Nous avons paramétré deux fonctions exponentielles négatives pour estimer les flux de dispersion. Ces flux sont basés sur deux variables : la distance d'écart franchissable (minimale) et la distance natale de dispersion (maximale), chacune propre à l'espèce (tableau 1). Le calcul de la dCE selon ces deux fonctions de dispersion a fourni deux estimations : une basse (dCE d'écart franchissable) et une haute (dCE natale) pour chacune des espèces cibles (voir Albert et collab., 2017 pour plus de détails).

Toutes les analyses de réseau furent faites dans R-3.4.3 (« R Core Team 2017 ») avec le progiciel « grainscape » (v0.3.0.9 disponible à <http://grainscape.r-forge.r-project.org>) pour trouver le graphe planaire le plus minimal. Un autre progiciel, « igraph » (v1.1.2; Csardi et Nepusz, 2006), fut utilisé pour calculer les indices de réseau, exception faite des indices dCE qui ont été calculés en se servant de Julia v1.1.

Analyses de connectivité à longue distance

Nous avons estimé l'importance de chaque parcelle d'habitat pour le maintien de la connectivité à longue distance pour chaque espèce cible, basée sur des modèles complémentaires de réseau et de circuit de notre zone d'étude (à l'intérieur des basses-terres du Saint-Laurent et de notre zone tampon). Nous avons ainsi calculé la centralité intermédiaire (Freeman, 1978), basée sur la totalité du réseau d'habitat et la densité du courant (McRae et collab., 2008), basée sur un modèle de circuit.

La centralité intermédiaire à longue distance quantifie le degré auquel un nœud (parcelle) du réseau peut assumer le rôle de « tremplin » pour promouvoir les mouvements entre les autres nœuds non adjacents dans le réseau, à travers la totalité du réseau, que ce soit dans les basses-terres ou les chaînes de montagnes environnantes (en particulier les Laurentides et les Appalaches). Le même calcul pour la centralité fut utilisé pour la longue distance et la courte distance : en divisant le nombre de chemins les plus courts et de moindre résistance passant par cette parcelle par le nombre total de ces chemins présents dans le réseau. La centralité à longue distance caractérise la traversabilité du réseau pour des individus se déplaçant à travers le paysage, mettant en relief les mouvements entre les chaînes de montagnes.

Notre analyse de circuit a permis d'évaluer la connectivité à longue distance du réseau pour chaque espèce cible. Cette analyse mesure la « traversabilité » du paysage selon la conductance de chaque pixel (McRae et collab., 2008). La conductance est donnée par l'inverse de la résistance. Nous avons calculé l'importance de chaque pixel selon sa contribution à la connectivité à travers le réseau plutôt qu'à l'intérieur de celui-ci. Cela est basé sur le flux (densité) du courant à travers le paysage. L'approche utilisée pour les analyses de circuit est dite « de mur à mur » et se fait sans quadrillage de la zone d'étude, produisant un flux de courant

omnidirectionnel (dans toutes les directions). Nous fûmes capables de procéder à l'analyse complète de notre zone d'étude en utilisant la nouvelle implémentation de Circuitscape (Julia 1.0 Circuitscape ; McRae et collab., 2009) qui fait usage de Julia v1.1.

Résumés de connectivité et qualité des habitats

Nous présentons ici les résultats de nos analyses de connectivité et de qualité des habitats (pour chaque espèce et multiespèces) sous forme de cartes pour : la centralité des nœuds à courte distance, la dCE selon la distance d'écart franchissable et de dispersion natale, la qualité d'habitat, la centralité des nœuds à longue distance, le flux du courant et la qualité des habitats. Chaque carte multiespèces fut générée en additionnant les cartes individuelles correspondantes pour chaque espèce (portant des valeurs allant de 0 à 1) avec une plage de valeurs possibles allant de 0 (mauvais pour toutes les espèces cibles) à 5 (très bon pour toutes les espèces cibles).

2.7 Priorisation spatiale des objectifs de conservation

2.7.1 Parcelles d'habitats prioritaires

Les analyses multiespèces de connectivité des habitats incluses dans ce rapport ont produit trente cartes de qualité d'habitat et connectivité. La prochaine étape est de synthétiser ces résultats pour produire une évaluation de priorisation spatiale pour la conservation des milieux naturels de la région. Les approches de priorisation de conservation spatiale se concentrent sur l'allocation stratégique et spatialement explicite des ressources disponibles aux organismes de conservation. Le principe déterminant ces priorisations de conservation est la complémentarité. Le principe de complémentarité se définit ainsi : « les avantages de toutes les actions de conservation dans le paysage doivent être évalués conjointement et les conséquences à long terme des interactions entre ses actions doivent être mesurées simultanément » (Moilanen, 2008). Les parcelles de milieux naturels devraient se compléter, plutôt que dupliquer les caractéristiques naturelles déjà présentes au sein du système (Pressey et collab., 1993). La complémentarité est une des composantes clés d'une série de concepts de base qui guident la hiérarchisation spatiale en conservation.

Une démarche de priorisation, appliquée à nos cartes de qualité d'habitat et de connectivité, indique les zones les plus importantes en matière de conservation, en se basant sur des compromis optimaux entre les besoins des espèces cibles. D'autres critères de conservation, tels que les zones de reproduction, les facteurs socioéconomiques (coûts d'implémentation par exemple), pourraient être inclus dans notre démarche, en complément de notre prise en compte de la qualité et de la connectivité des habitats. Le résultat est un classement de chaque pixel des zones naturelles des basses-terres selon son importance pour la conservation, et qui prend en compte tous les critères simultanément. On définit ici comme « zone naturelle » tout type d'occupation des sols qui représente un habitat potentiel pour nos espèces cibles : forêts, zones humides, terres en friche et zones peu perturbées (tableau A1). Nous avons utilisé le logiciel d'aide à la décision Zonation v4 (Moilanen et collab., 2014, 2011, 2005) pour définir les priorités de conservation dans les zones naturelles des basses-terres du Saint-Laurent. L'algorithme de zonation procède itérativement, en supprimant un par un les pixels avec la valeur de conservation la plus basse et en recalculant la valeur de conservation

pour chaque pixel restant. Cette méthode minimise la perte marginale en valeur de conservation à travers tout le paysage. L'ordre de suppression des pixels est choisi de façon à ce que les pixels moins prioritaires soient supprimés en premier. Le calcul de la valeur de conservation de chaque pixel est déterminé par la règle « pixel-retrait », une règle additive pour tous les critères, de sorte que la priorité est donnée aux pixels de haute qualité qui contribuent à tous les types de connectivités. Les aires protégées dans les basses-terres ont été considérées comme une couche de masque et apparaissent nécessairement dans la fraction supérieure des priorités. À chacune des couches de qualité et de connectivité de nos espèces-cibles fut attribué un poids égal à 1 dans notre priorisation, à l'exception de la dispersion natale et d'écart franchissable (minimale) pour laquelle seulement un poids de 0,5 fut donné. Nous avons appliqué une seconde règle, qui force les pixels à être retirés des bordures d'aires naturelles, minimisant la fragmentation des zones priorisées durant le processus de sélection.

Puis, nous avons appliqué un facteur de déformation de 100 de façon à réduire le temps de calcul de l'algorithme de zonation. Du fait que la distribution des valeurs de connectivité était désaxée sur la gauche, ces dernières furent transformées par logarithme, puis toutes les couches de connectivité et de qualité des habitats furent réduites à un intervalle de 0 à 1. Les priorités de conservation spatiale furent établies pour toutes les espèces cibles simultanément, selon les 30 cartes de qualité d'habitat et de connectivité. De plus, des priorités propres à chaque espèce furent établies selon six cartes de qualité et de connectivité uniques à chaque espèce. En plus des aires de conservation prioritaires, notre analyse a produit un ensemble de courbes qui décrivent la relation entre le maintien de la conservation selon chaque critère et la perte de milieux naturels sur le paysage.

2.7.2 Corridors prioritaires

À ce jour, nous nous sommes concentrés sur l'importance des parcelles d'habitats pour la conservation de la connectivité. À cette analyse devrait s'ajouter une évaluation des corridors pour déterminer lesquels contribuent le plus au maintien de la connectivité multiespèces à plusieurs échelles. Cela impliquerait de recenser les zones de faible résistance dans le paysage autour des parcelles d'habitats, dans le but d'y concentrer les activités de conservation. Typiquement, une région contient plusieurs corridors importants et, pour tirer le meilleur parti des ressources limitées des organismes de conservation, nous devons décider des corridors à conserver en premier. Deux étapes permettent de définir ces corridors prioritaires.

L'identification des corridors potentiels

Les corridors potentiels se définissent au moyen des aires naturelles qu'ils connectent. Un corridor potentiel est en fait une région du paysage qui a le potentiel de maintenir ou de restaurer la connectivité entre des aires naturelles d'une importance cruciale pour une ou plusieurs espèces cibles. Nous avons recensé tous les corridors potentiels parmi les 38 aires protégées des basses-terres du Saint-Laurent dont la superficie est supérieure à 150 hectares. Les corridors furent retenus pour chacune de nos cinq espèces cibles selon leur couche de valeur de résistance dérivée des cartes d'occupation des sols. Nous avons utilisé une combinaison de deux méthodes : analyses de moindres coûts et théorie des circuits (McRae et collab., 2008), implémentée par le logiciel Linkage Mapper (v2.0.01; McRae et Kavanagh, 2011) dans ArcGIS 10.5.1. Nous

avons donc utilisé l'outil « Construction du réseau et cartographie des corridors » pour calculer les corridors de moindre coût selon les aires protégées et les cartes de résistance pour chacune des espèces cibles. Les corridors de moindre coût minimisent les coûts associés aux mouvements potentiels entre une paire spécifique d'aires protégées. Ces coûts sont calculés pour chaque pixel de la carte en faisant la somme pondérée des distances depuis chaque pixel aux aires protégées. La somme pondérée des distances entre un pixel et une aire protégée donnée est égale aux coûts accumulés le long d'une trajectoire passant par chaque pixel intermédiaire (c'est-à-dire la somme des valeurs de résistance des pixels multipliée par la taille du pixel – 30 m dans le cas de cette étude). Par exemple, si un pixel est à une distance de 60 m d'une aire protégée (2 pixels) et que ces deux pixels ont une valeur de résistance de 2, les coûts accumulés le long d'une trajectoire à travers ces deux pixels est de 120 m ($= 2 \times 30 \text{ m} + 2 \times 30 \text{ m}$). Cependant, s'il existe une route alternative qui passe par trois pixels, chacune avec une valeur de résistance de 1, le coût pour la distance associée serait de 90 m ($= 1 \times 30 \text{ m} + 1 \times 30 \text{ m} + 1 \times 30 \text{ m}$). Le concept au centre de ces analyses est que les coûts associés avec un pixel augmentent avec la résistance du paysage aux alentours de l'aire protégée. Les cartes de corridors de moindre coût montrent plusieurs corridors sur une seule carte. Ces corridors sont normalisés et cette normalisation se fait en fonction de la distance pondérée minimale du corridor (la somme pondérée des coûts accumulés le long du chemin de moindre coût connectant la paire d'aires protégées). Les corridors normalisés varient de 0 (le meilleur chemin de moindre coût) et au-delà. La carte résultante est un raster avec chaque pixel ayant une valeur représentant l'écart par rapport au chemin de moindre coût.

Pour faire ressortir les corridors potentiels qui se concentrent dans les portions de la carte qui sont pertinentes d'un point de vue de gestion des aires naturelles, les corridors peuvent être tronqués en choisissant un seuil propre à chaque espèce. Cela requiert de prendre une décision concernant ces seuils, un large seuil résultant en des corridors plus larges en moyenne (les corridors rétrécissent quand ils passent par des zones de fortes résistances où la somme pondérée des coûts est plus grande). Nous avons choisi des seuils suivant les choix faits par une analyse comparable pour l'État de Washington, conduit par le Washington Wildlife Habitat Connectivity Working Group (WHCWG 2010), qui a relevé les corridors potentiels pour 16 espèces cibles, y compris la martre d'Amérique et l'ours noir (deux de nos espèces cibles). Nous avons choisi les seuils de 25 km (grande musaraigne, salamandre rayée et grenouille des bois) et 75 km (martre d'Amérique et ours noir) en matière de distances pondérées (WHCWG, 2010). Ces valeurs ont produit des zones des corridors d'une largeur assez généreuse, ce qui fournit plusieurs autres choix en matière de corridor à implémenter. La largeur des corridors reflète aussi l'incertitude autour des données spatiales, de nos modèles de résistance et autres paramètres utilisés dans notre modélisation du paysage. En d'autres termes, la précision nécessaire pour trouver des corridors plus étroits suggérerait une meilleure capacité à indiquer les endroits exacts du paysage qui sont cruciaux pour le mouvement des espèces cibles (WHCWG, 2010).

La priorisation des corridors

Pour chacun des corridors potentiels propres à chaque espèce, nous avons estimé leur niveau de priorité de conservation en pondérant plusieurs propriétés de ces corridors et des aires protégées qu'ils connectent avec l'outil Linkage Priority v2.0.0 (Gallo et Greene, 2018) inclus avec Linkage Mapper v2.0.01. La priorité relative des corridors est basée sur l'idée que les corridors les plus courts et les plus perméables, qui connectent les aires de haute importance, sont prioritaires sur les corridors plus longs, moins perméables, qui ne connectent que des aires d'importance marginale. Nous avons estimé ces priorités selon la perméabilité de chaque corridor (c'est-à-dire la résistance moyenne au long de ce chemin de moindre coût), la proximité des aires protégées qui sont connectées par ce corridor, la centralité du corridor (par rapport au réseau entier) et la valeur moyenne des aires protégées qui sont connectées par ce corridor. Chacune de ces propriétés a un poids égal dans l'algorithme de priorisation. La valeur moyenne des aires protégées connectées par les corridors est basée sur leur forme (aire et périmètre), leur résistance moyenne et leur taille (chacun de ces trois facteurs reçut un poids de 1/3). Il serait possible d'inclure dans cette procédure un avis d'expert sur la vulnérabilité des corridors ou l'intégrité biologique des aires protégées.

Il est recommandé de minimiser les effets de « carryover » (report) de l'algorithme de Linkage Priority : quand la large valeur d'un corridor hautement prioritaire tamponne une aire protégée et gonfle artificiellement la valeur d'un corridor faiblement prioritaire adjacent à l'aire protégée. Cela peut être évité en faisant correspondre la largeur des corridors des outils de Linkage Mapper et de Linkage Priority (Gallo et Greene, 2018) en ajustant les corridors de l'outil Linkage Priority au moyen du paramètre « Proportion of Top Corridor Specific Priority Values to Keep » (proportion des valeurs de priorité du meilleur corridor à conserver), qui varie de 0 à 1. Nous avons donc choisi 0,01 comme valeur pour ce paramètre pour la grande musaraigne, la salamandre rayée et la grenouille des bois, et 0,02 pour la martre d'Amérique et l'ours noir. Nous avons indiqué les corridors prioritaires pour chaque espèce individuellement (ces valeurs de priorités varient de 0 à 1). Nous avons ensuite fait la somme de ces cartes individuelles pour produire une carte multiespèces des corridors prioritaires (qui varie de 1 à 5).

2.8 Différences notables entre phase I et phase II du projet

La phase 2 de ce projet poursuit le travail de la phase 1 selon plusieurs axes majeurs. En premier lieu, cette phase 2 conduit une priorisation des parcelles d'habitats et des corridors entre ces parcelles selon une estimation de leur contribution à la qualité et la connectivité des habitats à travers tout le paysage. Cette priorisation est une synthèse de toutes les cartes de connectivité produites, durant la phase 1, pour chaque espèce cible. De plus, dans cette phase, les modèles de qualité des habitats pour nos espèces cibles sont améliorés par l'ajout de critères de qualité (table 2) : perfectionnement de la classification entre routes majeures et mineures et extension des analyses à une zone tampon autour des basses-terres. La phase 2 améliore aussi les analyses de connectivité en augmentant l'efficacité, ainsi que la portée spatiale des analyses de réseaux et de circuit, et en incluant une mesure additionnelle de la connectivité à longue portée (la centralité à longue distance).

3. Résultats

Nous présentons ici un résumé des principaux résultats; veuillez consulter l'annexe pour un ensemble complet de résultats propres à chaque espèce.

3.1 Réseaux d'habitats pour chaque espèce cible

Qualité de l'habitat et parcelles

Les zones naturelles constituent 31 % des basses-terres, comparées à 67 % de la zone tampon autour des basses-terres (figure 1). La biodiversité terrestre dépend de ces zones naturelles et de leur qualité, mais aussi de leurs composition et configuration. Ces zones incluent les forêts, les zones humides, les terres en jachère et les zones peu perturbées. La quantité totale d'habitats convenables pour chaque espèce cible varie grandement, allant de 7 % (martre d'Amérique) à 25 % (grenouille des bois) des basses-terres du Saint-Laurent (tableau 3). La qualité des habitats pour nos cinq espèces cibles est la meilleure dans les Laurentides, au nord des basses-terres (figure 3), mais la distribution dans l'espace de la qualité de l'habitat à travers les basses-terres varie entre espèces, reflétant leurs caractéristiques et leurs variations en besoins en habitat (figures A1, A11 à A15). Ces différences sont sans surprise, considérant le groupe d'espèces clés choisi pour représenter la diversité totale en matière de besoins d'habitat pour la région. Cependant, ces différences suivent aussi un gradient à l'intérieur des basses-terres, du sud-ouest avec des forêts de feuillus très fragmentées, au nord-est avec des forêts de conifères plus intactes. Ce gradient est responsable de la concentration dans la partie nord des basses-terres des habitats pour espèces qui nécessitent de larges parcelles (ours noir) ou des forêts de conifères (martre d'Amérique).

Tableau 3. Pourcentages d'habitats convenables (valeur de qualité supérieure ou égale à 60) pour chaque espèce cible à l'intérieur et autour (zone tampon) des basses-terres du Saint-Laurent (BTSL)

Espèce	Portée spatiale	Pourcentage
 Grande musaraigne	BTSL	12
	BTSL + zone tampon	26
 Martre d'Amérique	BTSL	7
	BTSL + zone tampon	22
 Salamandre rayée	BTSL	14
	BTSL + zone tampon	31
 Grenouille des bois	BTSL	25
	BTSL + zone tampon	38
 Ours noir	BTSL	19
	BTSL + zone tampon	47

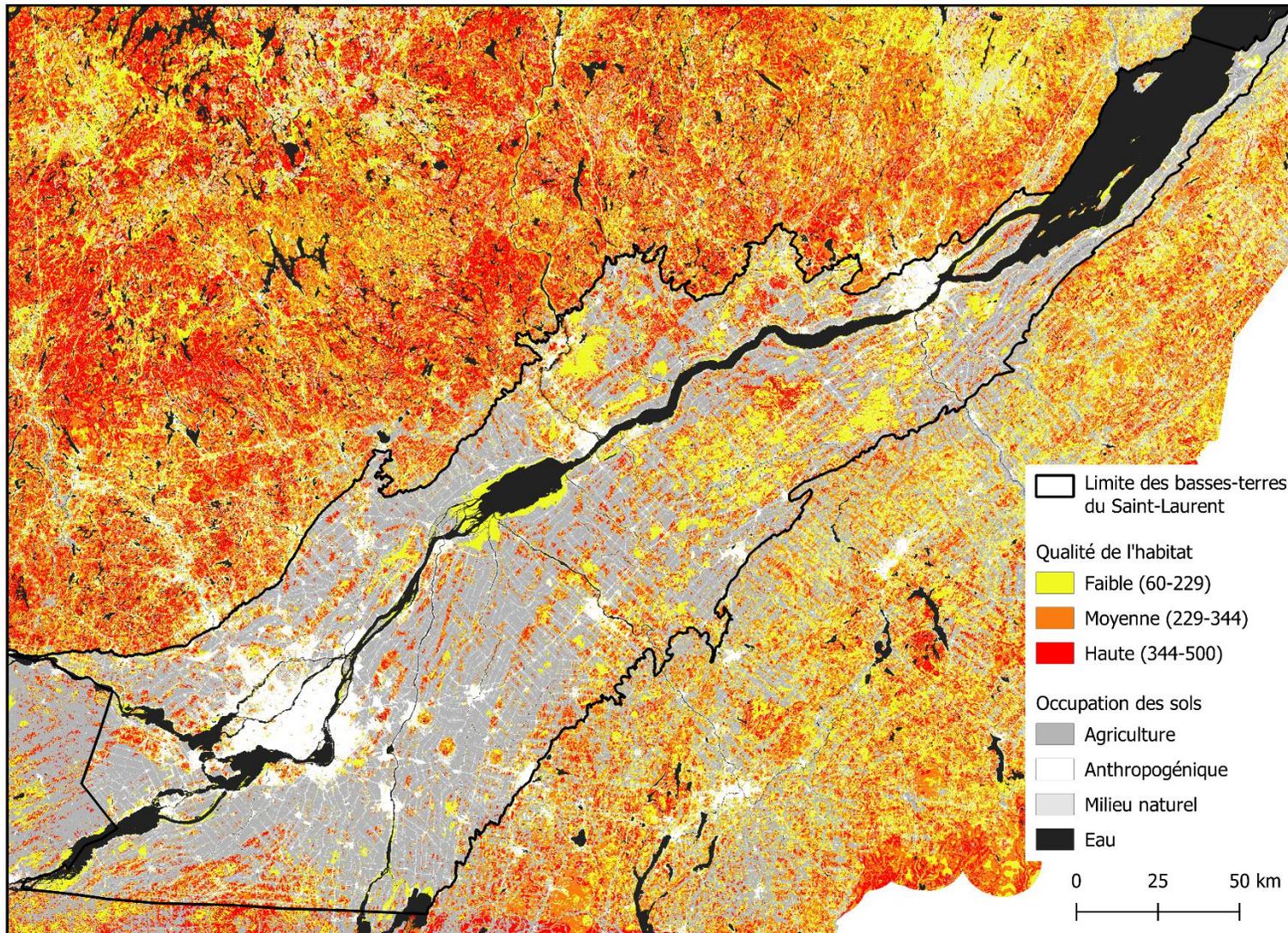


Figure 3. Carte synthétique de la qualité des habitats pour l'ensemble de nos espèces cibles à travers l'écorégion des basses-terres du Saint-Laurent et autour de celui-ci. Les cartes de qualité pour chaque espèce (chacune variant de 60 à 100, voir les figures A1-A5) ont été additionnées pour créer cette carte synthétique (variant de 60 à 500).

Les habitats jugés convenables (c'est-à-dire ceux avec une valeur de qualité supérieure ou égale à 60, tableau 3, figures 2, A1, A11 à A15) ne forment pas toujours des parcelles d'habitats (tableau 4, figures A2, A21 à A25), particulièrement dans la partie sud des basses-terres et dans la zone tampon pour les espèces qui requièrent une grande taille minimale de parcelle (la martre d'Amérique et l'ours noir). Réciproquement, les habitats d'espèces nécessitant des parcelles plus petites ou des forêts mixtes ou de feuillus sont distribués plus également à travers l'intégralité des basses-terres. La qualité moyenne des parcelles d'habitats était la plus grande pour la grenouille des bois, qui fait usage des zones humides des basses-terres, en particulier aux alentours du lac Saint-Pierre et entre les villes de Québec et de Trois-Rivières.

Tableau 4. Résumé des parcelles d'habitats dans le réseau d'habitats de chaque espèce cible à l'intérieur et autour (zone tampon) des basses-terres du Saint-Laurent (BTSL)

Espèce	Portée spatiale	Aire totale (ha)	Pourcentage	Nombre	Aire moyenne (ha)	Qualité moyenne
 Grande musaraigne	BTSL	333 867	11	31 826	10	75
	BTSL + zone tampon	2 832 383	27	134 489	21	75
 Martre d'Amérique	BTSL	91 446	3	226	307	76
	BTSL + zone tampon	2 487 371	24	1 321	1 882	77
 Salamandre rayée	BTSL	361 499	12	18 993	15	79
	BTSL + zone tampon	3 349 603	32	82 271	35	81
 Grenouille des bois	BTSL	668 972	22	16 978	36	94
	BTSL + zone tampon	3 827 493	37	40 754	79	90
 Ours noir	BTSL	245 758	8	71	2 444	72
	BTSL + zone tampon	5 061 074	49	293	13 132	76

Réseaux d'habitats

Les réseaux d'habitats à l'intérieur des basses-terres pour chaque espèce cible comportaient entre 71 (ours noir) et 31 826 (grande musaraigne) parcelles, avec une aire moyenne pour chaque parcelle allant de 10 à 2 444 ha (figure 4, tableau 4). La valeur moyenne de qualité des parcelles varie entre 72 (ours noir) et 94 (grenouille des bois). Les réseaux individuels pour chaque espèce sont présentés dans les figures A11 à A15 et incluent tous les liens du graphe planaire minimal. Le haut degré de fragmentation structurelle de la forêt dans la partie sud des basses-terres mène à un réseau fragmentaire avec peu de parcelles et de longs liens pour l'ours noir et la martre d'Amérique, à l'opposé d'un réseau dense comportant beaucoup de parcelles et des liens courts pour le reste des espèces. La partie nord des basses-terres et de la zone tampon présente plus de connectivité intra-parcelle (à l'intérieur des parcelles) car les parcelles sont en moyenne plus larges. Certains liens dans le réseau avaient des probabilités de dispersion très basses à cause de leur large coût cumulatif en matière de résistance (par exemple, les liens passant au-dessus du Saint-Laurent), ce qui fut pris en compte par les indices de connectivité des réseaux (calculés en fonction de la probabilité de dispersion associée à chacun des liens).

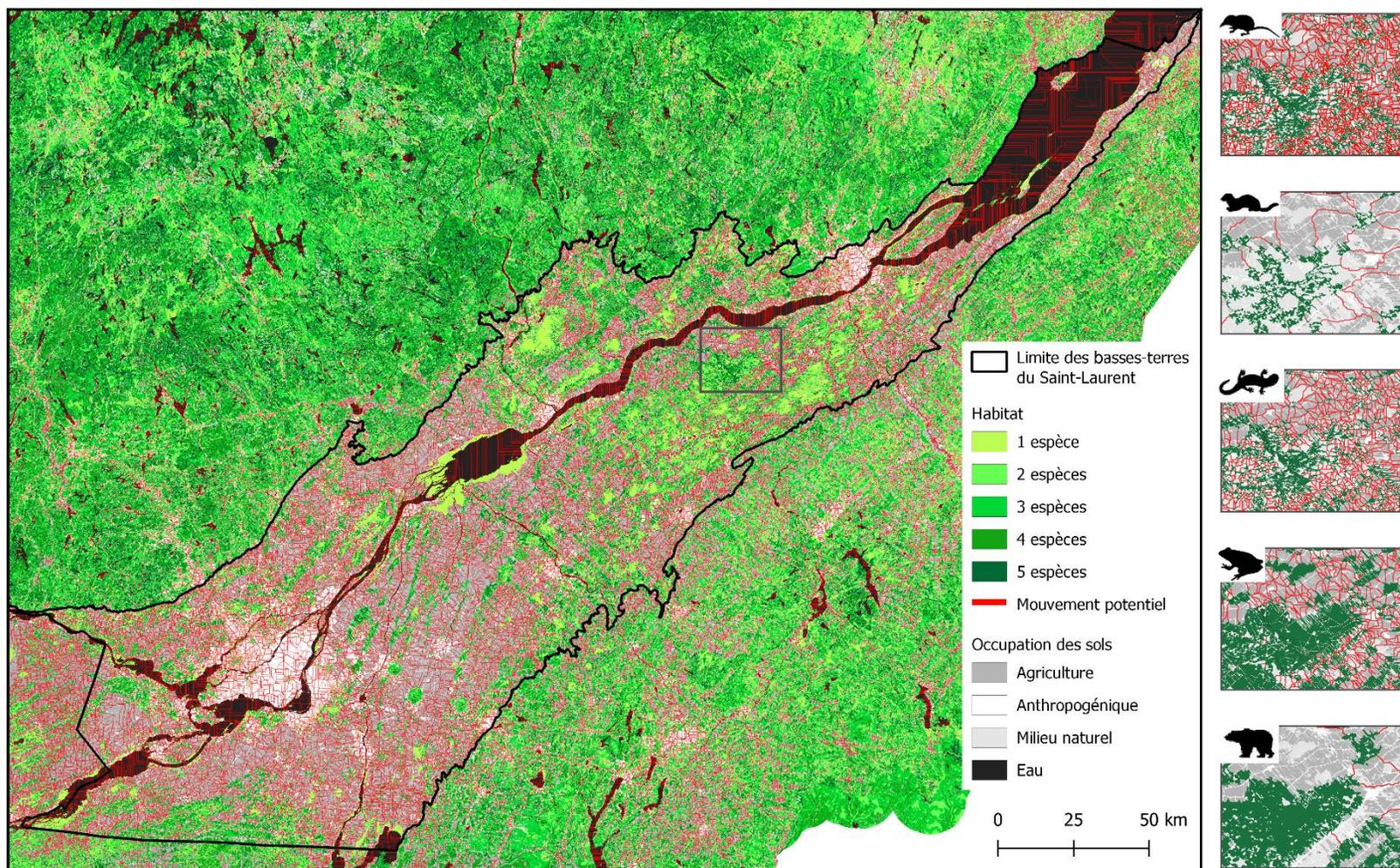


Figure 4. Chevauchement spatial des réseaux d’habitats pour nos cinq espèces cibles. À gauche : la somme des cartes individuelles de réseaux d’habitats, pixel par pixel. Le chevauchement varie d’une espèce (vert clair) à cinq espèces (vert foncé). Les liens de moindre coût entre les parcelles sont en rouge. Dans les encadrés à droite : extraits des réseaux d’habitats pour chaque espèce (les réseaux complets sont donnés aux figures A21-A25). Les nœuds (en vert) sont connectés par des liens de moindre coût (en rouge).

3.2 Connectivité à courte distance

Centralité à courte distance

La centralité intermédiaire mesure à quel point une parcelle contribue à maintenir la connectivité à courte distance, aussi bien dans le sud des basses-terres, très fragmenté, que dans le nord, plus intact. Les parcelles des zones forestières entre Trois-Rivières et Québec présentent une grande centralité intermédiaire pour toutes les espèces cibles (figures 5, A6, A31 à A35), d'est en ouest. Dans la partie sud de notre zone d'étude, le piémont des Adirondacks et les montagnes de la vallée du Haut-Saint-Laurent présentent une valeur relativement élevée de centralité. Plusieurs séries de parcelles d'un certain niveau de centralité suivent un axe du nord-sud des basses-terres. Certaines de ces parcelles semblent correspondre à la ligne Logan (par exemple, grande musaraigne et salamandre rayée ; figures A6, A31, A33). Une autre série de parcelles connecte les habitats au sud de Québec à ceux au nord de Montréal, suivant la rive sud du lac Saint-Pierre et continuant au nord du Saint-Laurent entre le lac Saint-Pierre et Terrebonne (par exemple, grenouille des bois, figures A6, A34). Des parcelles d'habitats d'un niveau de centralité plutôt moyen sont aussi présentes en Montérégie, joignant les habitats au sud de Québec et ceux du piémont des Adirondacks (particulièrement pour la grande musaraigne, la salamandre rayée, et la grenouille des bois ; figure A6).

Importance des parcelles d'habitats selon la dispersion minimale et maximale

La dCE d'écart franchissable évalue l'importance des parcelles pour la connectivité à courte distance en se basant sur les mouvements quotidiens (minimaux) à travers les habitats inadéquats, tandis que la dCE natale évalue les mêmes parcelles selon le rôle qu'elles jouent dans des situations de dispersions plus conséquentes (maximales), quand les jeunes quittent leurs habitats natifs pour rejoindre leurs lieux de reproduction. Bien que les deux soient des indices de connectivité à courte distance, elles considèrent des échelles de mouvements différentes, importantes pour la persistance des espèces des basses-terres. Les dCE rendent aussi compte de la connectivité intra-parcelle, ce qui veut dire qu'elles valorisent les parcelles les plus larges et les plus intactes qui présentent beaucoup d'habitats interconnectés (figures 5, A4, A5, A26 à A30). L'aire et la qualité des parcelles augmentent la dCE quand l'échelle de dispersion est très petite, donc la dCE d'écart franchissable souligne les parcelles les plus larges et les plus convenables pour chaque espèce, surtout les parcelles entre Trois-Rivières et Québec. Par exemple, la dCE d'écart franchissable est la plus grande dans la région à l'ouest de Québec pour la martre d'Amérique (figures A4, A5, A27). En revanche, la dCE natale, paramétrée par des distances de dispersion plus larges, souligne comment certaines parcelles connectent de larges zones d'habitat de grande qualité au nord et au sud (par exemple, l'ours noir, figures A5, A30B). Certaines parcelles en Montérégie et d'autres entre Trois-Rivières et Québec contribuent plus à la dCE natale qu'à la dCE d'écart franchissable pour les espèces dont la dispersion natale et la dispersion d'écart diffèrent beaucoup, telles que la martre d'Amérique et l'ours noir ; figures A4, A27, A30). Pour la grande musaraigne, la salamandre rayée et la grenouille des bois, l'importance des parcelles, que ce soit en matière de dCE natale ou d'écart franchissable est très similaire (figures A4, A26, A28, A29), car les deux estimations de capacité de dispersion pour cette espèce sont plus proches (par exemple, 10 m c. 16 m pour la salamandre rayée ; tableau 1).

Une priorisation pour la conservation des milieux naturels des basses-terres du Saint-Laurent

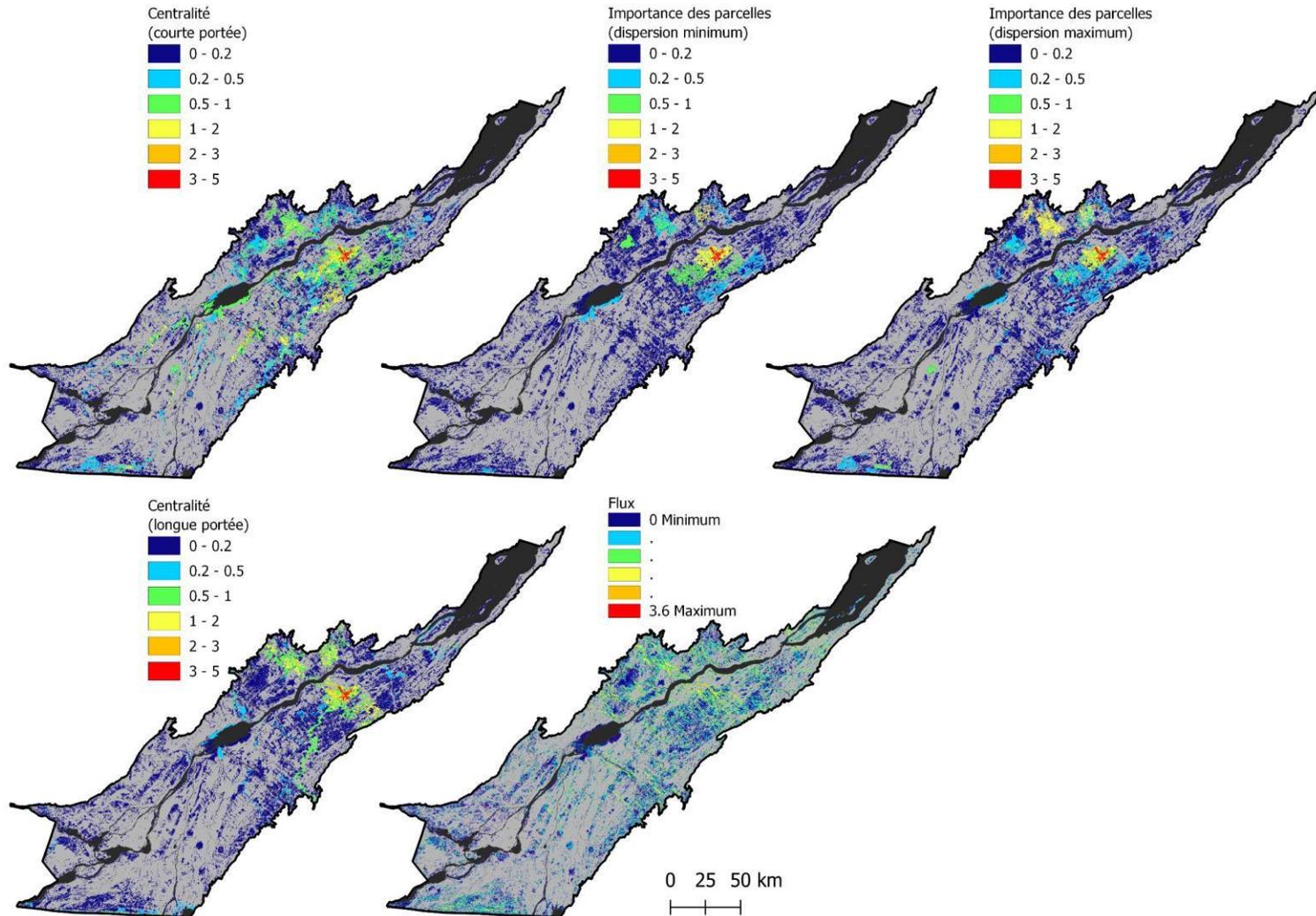


Figure 5. Cartes multiespèces de connectivité, résultant de l'addition des cartes propres à chaque espèce (rapporté entre 0 et 1; figures A8-A11). La valeur relative de chaque pixel dans les basses-terres est établie selon différents indices basés sur la connectivité à courte (centralité courte portée, importance des parcelles selon la dispersion minimale et maximale) ou longue distance (centralité longue portée et flux du courant, voir section 2.6).

3.3 Connectivité à longue distance

Centralité à longue distance

La centralité à longue distance souligne les parcelles qui facilitent les mouvements entre les chaînes de montagnes : les Laurentides, les Appalaches et les Adirondacks. Les mouvements entre les Appalaches et les Laurentides sont concentrés principalement sur un corridor entre Trois-Rivières et Québec pour nos cinq espèces cibles (figures 5, A7, A31-A35).

Les espèces cibles les plus petites peuvent cependant suivre d'autres chemins, entre Saint-Hyacinthe et Drummondville (la grande musaraigne ; figure A31) ou entre Drummondville et Victoriaville (la salamandre rayée et la grenouille des bois ; figures A33, A34). Certaines parcelles entre le piémont des Adirondacks et les montagnes de la vallée du Haut-Saint-Laurent facilitent aussi les mouvements à travers les Adirondacks et les Appalaches pour toutes les espèces, sauf la martre d'Amérique. Les axes de mouvement direct entre les Adirondacks et les Laurentides, à travers les basses-terres, ne sont pas évidents au sud, à cause du manque criant de zones naturelles et de la confluence entre le Saint-Laurent et la rivière des Outaouais. Il est important de noter que, bien que les cours d'eau principaux ne soient pas considérés comme un frein total aux mouvements pour nos espèces cibles, ils présentent un obstacle majeur aux mouvements des espèces.

Flux du courant

Les cartes de flux du courant soulignent les pixels qui sont importants pour la connectivité à longue distance et dans toutes les directions, soutenant les migrations saisonnières et les changements de distribution dus aux changements climatiques. Comme pour la centralité à longue distance, la majorité des flux se concentrent dans une bande forestière entre Trois-Rivières et Québec (figures 5, A8, A36-A40). Cette mesure de la connectivité à longue distance met en valeur une autre bande forestière, comportant des zones humides, le long d'un axe est-ouest au nord de Drummondville en face (près de la rive sud du lac Saint-Pierre), en particulier pour la martre d'Amérique, la grenouille des bois et l'ours noir (figure A8).

On observe une concentration des flux de courant suivant les contours d'un complexe de terrasses sableuses ainsi que ceux de la moraine de Saint-Narcisse, correspondant à l'ancienne rive de la mer de Champlain (figures A8 ; A36 à 40). Beaucoup des zones majeures qui favorisent le flux du courant coïncident avec des zones qui favorisent la connectivité à petite distance. Par exemple, des bandes de large flux du courant forment des séries de parcelles qui suivent un axe du nord au sud, incluant la ligne Logan, la rive sud du lac Saint-Pierre et Terrebonne (figures 5, A8). Le piémont des Adirondacks, qui sont importants pour la connectivité à petite distance, possèdent aussi de larges valeurs de flux de courant (figures 5, A8).

Nous avons estimé le flux du courant, non seulement dans les basses-terres, mais aussi à travers la zone tampon (figures A36 à A40). La portée spatiale plus ambitieuse de cette phase 2 nous permet de souligner à quel point il est difficile de traverser les basses-terres, surtout en comparaison avec le paysage de la zone tampon aux alentours, en particulier les Laurentides au nord. Les mouvements des animaux sont facilités dans les larges zones présentant peu de résistance, où le courant peut circuler sans contrainte. Pour toutes nos espèces cibles, la portion sud des basses-terres est configurée de telle manière que le flux du courant est canalisé par des fragments de forêts très étroits qui forment un point de pincement dont la connectivité est très faible et précaire.

3.4 Priorisation des parcelles d'habitats

Les résultats de l'analyse de priorisation mettent en évidence les zones naturelles dans les basses-terres qui sont simultanément importantes pour nos cinq espèces cibles, selon leurs préférences en matière d'habitat et leurs capacités de mouvement à courte et longue distance. Les zones prioritaires sont distribuées à travers les basses terres (figure 6). Une haute priorité est donnée aux larges parcelles de forêts et aux zones humides entre Trois-Rivières et Québec qui sont de grande qualité et qui facilitent la connectivité à plusieurs échelles pour la majorité de nos espèces cibles. D'autres zones prioritaires sont aussi recensées en Montérégie, incluant des zones riveraines, des terres en friche, des boisés en zones agricoles, les collines Montérégiennes, les forêts entre Rigaud et Hudson, le piémont des Adirondacks et les montagnes de la vallée du Haut-Saint-Laurent. En dehors de la Montérégie, une haute priorité est donnée aux petits fragments de forêts qui s'inscrivent dans des corridors entre Terrebonne et le lac Saint-Pierre, et entre Drummondville et Victoriaville. Cette priorisation multiespèces peut être comparée avec les priorisations individuelles produites pour chaque espèce (figures A9, A41 à A49) pour se faire une idée des compromis spatiaux qui entrent en jeu durant le processus d'optimisation multiespèces. Collectivement, les aires naturelles à l'intérieur des basses-terres forment un réseau qui soutient une certaine diversité forestière régionale. La valeur de ces zones prioritaires n'est pas indépendante du paysage alentour et toute dégradation de ce paysage a le potentiel de décroître la valeur écologique de ces zones. Par conséquent, notre carte a pour but de guider une gestion du paysage qui intègre dans son processus de décision les interconnexions entre parcelles d'habitat, mais aussi le paysage dans lequel ces connexions s'inscrivent.

Les courbes de performance correspondant à ces cartes de priorités montrent la proportion moyenne des critères de conservation (qualité et connectivité des habitats) maintenue pour chaque espèce, en fonction de la proportion de paysage perdu (figure 7). C'est une simulation : le paysage actuel est le point de départ (proportion perdue = 0). À chaque incrément de perte, une certaine configuration du paysage est maintenue, et c'est avec cette configuration que les critères de conservation sont recalculés. Du fait que les espèces cibles ont été sélectionnées pour représenter les besoins en biodiversité régionale, toute perte, aussi petite soit-elle, est néfaste et entraînera une perte de la valeur biologique du paysage. Par exemple, en retenant 50 % des aires naturelles existantes, la valeur retenue de la qualité et de la connectivité des habitats dépendra de l'espèce cible (cette quantité varie de 52 % pour la grenouille des bois à 88 % pour la grande musaraigne ; figure 7). Plus le nombre de parcelles retenues est élevé, plus les retours en matière de maintien des critères de conservation pour les espèces cibles sont élevés. La grenouille des bois, l'ours noir et la martre d'Amérique perdent plus de leurs critères de conservation, car ces espèces ont des besoins plus spécialisés en matière d'habitats (respectivement : dépendance aux zones humides, large taille minimale de parcelle habitable, dépendance aux forêts de conifères). Il est facile d'altérer l'équilibre entre les performances individuelles des espèces cibles en changeant les pondérations relatives à chacun des critères de conservation dans la zonation, mais les gains pour une espèce mènent toujours à des pertes pour une autre espèce.

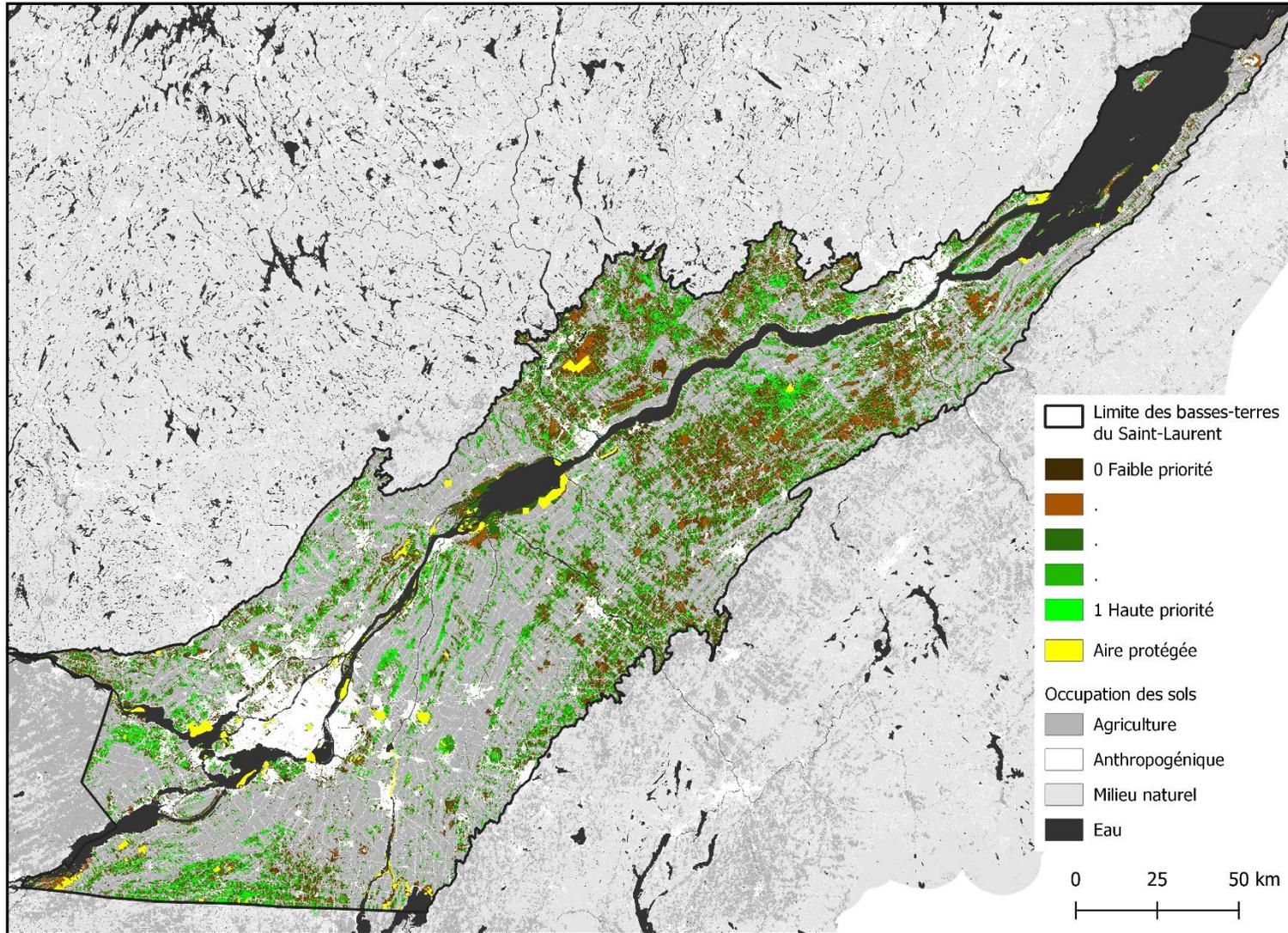


Figure 6. Priorités de conservation pour les zones naturelles des basses-terres du Saint-Laurent, basées sur la qualité des parcelles d’habitat et des critères de connectivité dérivés de l’occupation présente des sols, pour nos cinq espèces cibles. Les couleurs représentant les priorités ont été modifiées par interpolation linéaire.

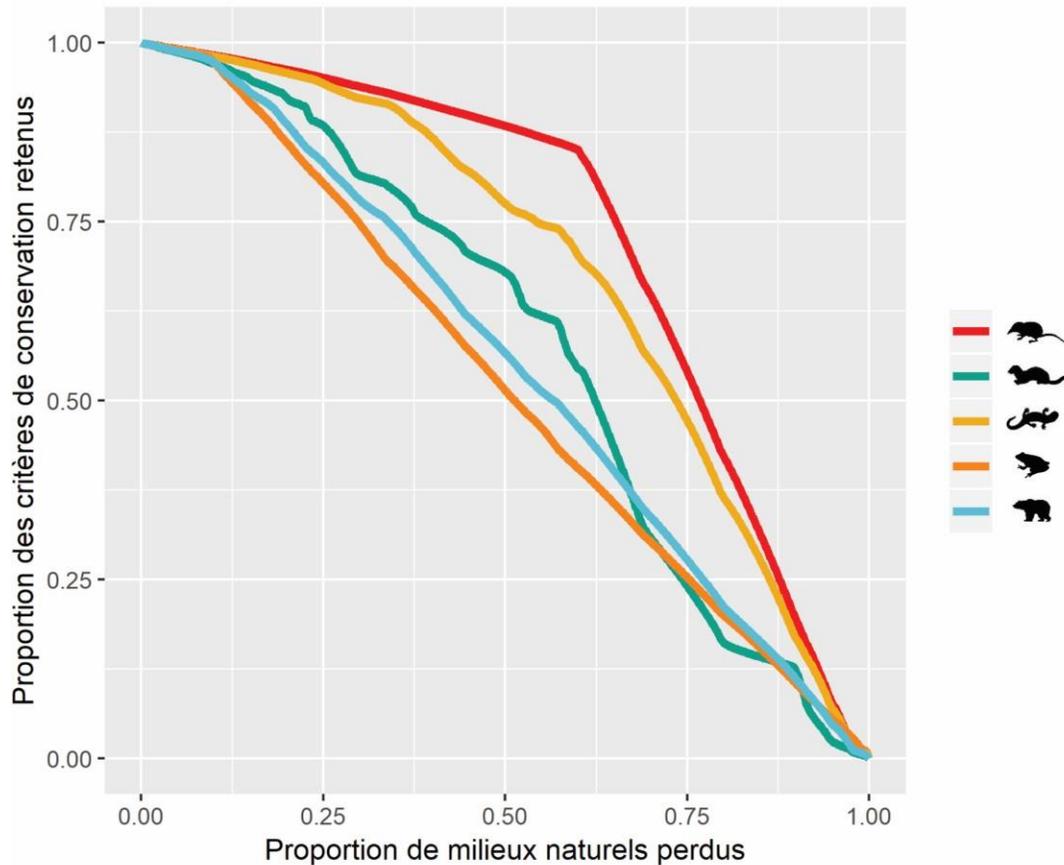


Figure 7. Proportion des critères originaux de conservation (qualité et connectivité des habitats) qui sont retenus pour chacune des espèces cibles, en fonction de la proportion du paysage qui reste lorsque les zones de basse priorité sont dégradées. Les courbes représentent la moyenne de tous les critères de connectivité et de qualité.

3.5 Priorisation des corridors

Les corridors prioritaires fournissent une autre perspective sur les zones importantes à conserver dans les basses-terres. L'analyse de ces corridors, qui connectent les aires protégées d'une superficie supérieure à 150 ha, fait généralement ressortir des parties différentes du paysage que celles de la priorisation des parcelles (figure 8). Une haute priorité est donnée aux corridors qui partent du lac Saint-Pierre : au nord-est entre la réserve écologique Léon-Provancher et la série de zones forestières entre Trois-Rivières et Québec, et au sud vers le mont Saint-Hilaire (figure 8). Ces corridors très centraux sont favorisés par le critère de centralité des corridors, un des critères de sélection pour l'analyse de priorisation. D'autres corridors non centraux ont aussi été priorisés, tels que le corridor entre le parc national d'Oka et le refuge d'oiseaux migrateurs de l'île Carillon. De plus, une large zone reliant la partie sud-est des basses-terres a été priorisée : elle connecte entre elles les aires protégées des montagnes de la vallée du Haut-Saint-Laurent. Les corridors traversant le Saint-Laurent n'ont pas reçu la même priorité, du fait de leur large valeur de résistance. Ces corridors prioritaires multiespèces peuvent être comparés aux corridors prioritaires retenus pour chaque espèce (figures A10, A45 à A50) pour

estimer quels corridors sont plus importants pour quelles espèces et pour comparer la largeur des corridors pour chaque espèce.

4. Conclusions

Les zones naturelles constituent 31 % des basses-terres du Saint-Laurent, comparé à 67 % de la zone tampon autour des basses-terres. Les zones naturelles sont aussi plus fragmentées dans les basses-terres comparées au paysage alentour, ce qui fait que les parcelles habitables pour nos espèces cibles ne couvrent qu'entre 3 % et 22 % des basses-terres. L'arrangement de ces parcelles d'habitat varie à travers les basses-terres, allant de forêts de feuillus très fragmentées dans le sud-ouest, à des forêts de conifères plus continues dans le nord-est. La fragmentation structurelle des forêts dans la partie sud des basses-terres supprime la connectivité des habitats de beaucoup d'espèces forestières. Les analyses de connectivité des habitats présentées dans ce rapport fournissent un aperçu de l'état actuel de la connectivité écologique des milieux naturels terrestres des basses-terres pour une sélection d'espèces cibles. Ces espèces cibles ont été sélectionnées pour représenter la diversité des réponses possibles à la fragmentation des habitats et aux changements climatiques, parmi les espèces forestières présentes dans la région. Cette diversité de caractéristiques biologiques, notamment matière de dispersion, est reflétée dans les modèles de connectivité à courte et longue distances propres à chaque espèce. Dans ce rapport, nous avons aussi conduit des analyses des priorités de conservation qui intègrent les cartes de connectivités propres à chaque espèce, en plus des cartes de qualité des habitats, pour prioriser les zones des basses-terres où les espèces ont le plus de chances de persister et de se disperser. Les cartes de priorités spatiales de conservation indiquent les parcelles de forêts de haute qualité et les corridors importants, pour la connectivité à courte et longue distance pour plusieurs espèces clés, et fournissent un réseau de zones naturelles essentielles à la conservation de la biodiversité des basses-terres.

4.1 Modèles de connectivité à petite et longue distance

De larges parcelles d'habitats dans la partie nord des basses-terres, entre Trois-Rivières et Québec, sont extrêmement importantes pour la connectivité à courte portée. Ces parcelles sont intégrées dans une large zone forestière, importante pour la connectivité à longue distance dans la partie nord des basses-terres. De plus, dans cette zone, il existe au nord du Saint-Laurent une série de parcelles importantes pour la connectivité à longue distance, qui semble correspondre à la fois à la limite d'un complexe de terrasses sableuses et à la limite de la moraine de Saint-Narcisse. La connectivité dans la partie la plus au sud des basses-terres dépend largement des zones forestières des Adirondacks, des collines Montérégiennes et des séries de plus petits fragments de forêts à l'intérieur de zones agricoles et le long de bandes riveraines. Des séries de parcelles au sud du Saint-Laurent semblent suivre la ligne Logan et la rive sud du lac Saint-Pierre. Au nord du fleuve, une série importante de parcelles s'étend vers le sud-ouest du lac Saint-Pierre. Il est essentiel de quantifier la contribution de ces petits fragments d'habitats au maintien de la connectivité à l'intérieur des basses-terres et à travers celles-ci, car elles sont particulièrement vulnérables à une intensification potentielle en matière de fragmentation et de destruction d'habitat.

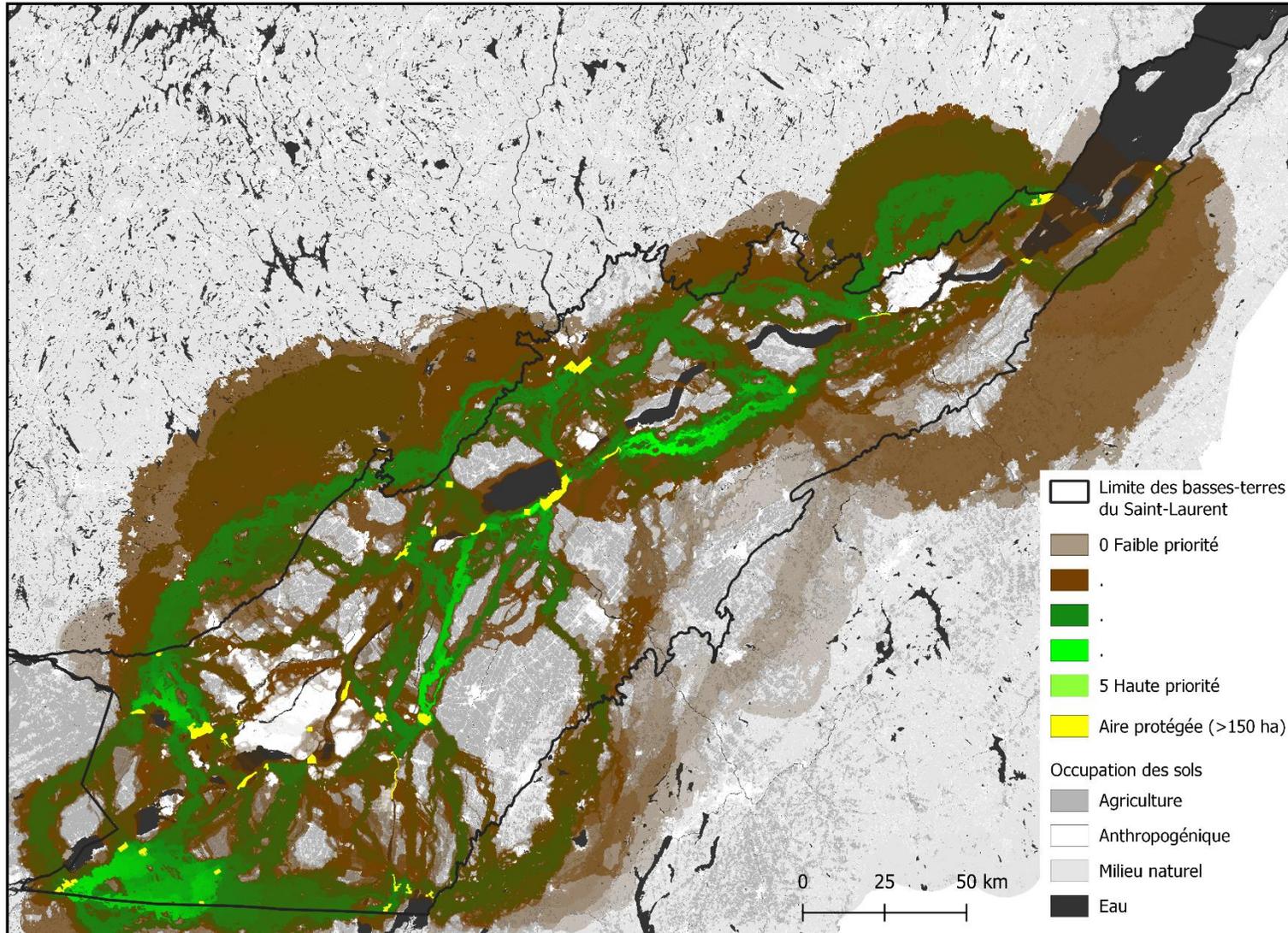


Figure 8. Corridors prioritaires au sein des basses-terres du Saint-Laurent, pour les aires protégées d'une superficie supérieure à 150 ha. Les corridors prioritaires sont basés sur les mouvements potentiels des cinq espèces cibles (eux-mêmes basés sur l'occupation présente des sols). Les couleurs représentant les priorités ont été modifiées par interpolation linéaire.

4.2 Parcelles d'habitats et corridors prioritaires

Les zones naturelles dont la protection est hautement prioritaire sont distribuées à travers les basses-terres, reflétant la valeur écologique des parcelles, petites ou larges. De larges parcelles sont priorisées parmi les zones forestières et les zones humides entre Trois-Rivières et Québec au nord des basses-terres et au piémont des Adirondacks au sud. Des parcelles plus petites en Montérégie et autour du lac Saint-Pierre sont aussi priorisées. Collectivement, les zones naturelles des basses-terres forment un réseau qui soutient activement la diversité forestière régionale. La valeur écologique de ces zones prioritaires n'est pas indépendante du paysage alentour et toute dégradation de ce paysage a le potentiel de décroître la valeur de ces zones. Par conséquent, notre carte a pour but de guider une gestion du paysage qui intègre, dans son processus de décision, les interconnexions entre les parcelles d'habitats, mais aussi le paysage dans lequel ces connexions s'inscrivent.

Quand il s'agit de prendre des décisions concernant la fraction des zones naturelles des basses-terres qui doit être conservée, il est important de garder en tête que la moindre perte de zones naturelles entraînera une perte de la valeur biologique et de la biodiversité régionale du paysage. Par exemple, en retenant 50 % des aires naturelles existantes, la valeur retenue de la qualité et de la connectivité des habitats dépendra de l'espèce cible (cette quantité varie de 52 % pour la grenouille des bois à 88 % pour la grande musaraigne ; figure 7). Plus le nombre de parcelles retenues est élevé, plus les retours en maintien des critères de conservation pour les espèces cibles sont élevés. D'après la même figure, il est évident qu'il est nécessaire de conserver autant d'aires naturelles que possible puisque la perte continue entraîne une érosion importante de l'habitat de haute qualité et de connectivité.

Les corridors prioritaires reliant les aires protégées des basses-terres d'une superficie supérieure à 150 ha fournissent des orientations complémentaires concernant les zones de conservation à prioriser. Ces corridors représentent de larges zones perméables entre de larges zones protégées et compactes. Les corridors prioritaires s'allongent depuis le lac Saint-Pierre au sud-est vers le mont Saint-Hilaire et au nord-ouest dans la zone forestière entre Trois-Rivières et Québec. Une autre zone prioritaire connecte plusieurs aires protégées dans le piémont des Adirondacks. Les activités de gestion du paysage dans ces zones devraient se concentrer sur le maintien et l'amélioration de leur perméabilité, de façon à conserver les zones encore intactes, à supprimer les barrières aux mouvements déjà existantes et à restaurer les zones dégradées.

4.3 Directions futures

Les priorités de conservation présentées dans ce rapport représentent la phase II d'un large projet dont le but est de décider quelles zones des basses-terres devraient être priorisées pour le maintien de la connectivité aujourd'hui et dans le futur. Cette priorisation est une synthèse de toutes les cartes de connectivité produites, durant la phase 1, pour chaque espèce-cible selon les données actuelles d'occupation des sols. Des travaux futurs devront examiner la résilience de ces zones prioritaires : en effet, ces zones doivent être choisies selon leur capacité à maintenir la qualité et la connectivité du paysage face aux changements climatiques et aux changements d'occupation des sols. C'est pourquoi, dans la prochaine phase du projet, un modèle de changements d'occupation des sols sera proposé. Ce modèle combinera des scénarios de gestion de l'occupation des sols et des projections du climat régional futur. La robustesse des réseaux d'habitats devra être quantifiée selon leur capacité à maintenir les

mouvements à courte et longue distance à l'intérieur du paysage et à travers celui-ci. Les priorités de conservation assignées aux parcelles d'habitats et aux corridors seront ensuite mises à jour selon ces critères, pour toutes les espèces, à la lumière de ces scénarios futurs.

Un défi majeur de nos travaux représente le grand nombre de sources d'incertitudes, y compris les incertitudes concernant la vraie valeur de qualité des parcelles d'habitats pour chaque espèce et les paramètres de mouvement (nous avons utilisé des valeurs extraites de la littérature scientifique ; Albert et collab. 2017) ainsi que les paramètres de changements d'occupation des sols (associés avec les changements futurs d'utilisation des sols et les changements climatiques). Comme pour tout effort de modélisation, il existe des incertitudes concernant la variabilité des processus réellement à l'œuvre, dans l'espace et le temps, qui ne sont pas capturés par le modèle, mais également le choix même du modèle (peut-on assumer que les mouvements de moindre coût forment une hypothèse valide ?), parmi d'autres sources possibles (Dietze et collab. 2017). À l'avenir, nos modèles pourraient certainement bénéficier d'efforts pour éliminer le plus grand nombre possible de sources d'incertitudes associées aux paramètres propres à chaque espèce. Cela pourrait être fait en validant ces paramètres avec des données empiriques de présence et de mouvement d'espèces à l'intérieur des basses-terres (voir Albert et collab., 2017 pour l'entendue des tests de validation qui ont déjà été effectués). Pour le moment, les gestionnaires chargés de prendre des décisions peuvent bénéficier de modèles pour lesquels ces incertitudes sont reconnues explicitement.

Dans nos futurs travaux d'estimation de la résilience des priorités de conservation en vue des changements futurs du paysage, tous les scénarios seront simulés suivant une approche permettant de quantifier l'incertitude associée à nos projections (ces incertitudes proviennent des combinaisons des incertitudes des paramètres de nos modèles). L'estimation de ces incertitudes s'avère une étape cruciale dans le soutien des processus décisionnels ; une lacune dans ce domaine peut conduire à des décisions risquées, tandis qu'une surestimation peut mener à des niveaux de prudence trop élevés et trop coûteux (Dietze et collab., 2017).

5. Références

- 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: 233-247.
- Albert, C.H., B. Rayfield, M. Dumitru et A. Gonzalez, 2017. « Applying network theory to prioritize multispecies habitat networks that are robust to climate and land-use change. » *Conservation Biology*, 31: 1383-1396.
- Baguette, M., et H. Van Dyck, 2007. « Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal. » *Landscape Ecology*, 22: 1117-1129.
- Beier, P., W. Spencer, R.F. Baldwin et B.H. McRae, 2011. « Toward best practices for developing regional connectivity maps. » *Conservation Biology*, 25: 879-892.
- Bissonnette, J., Labbé, J. et S. Mignan, 2019. Utilisation du territoire : Méthodologie et description de la couche d'information géographique. [En ligne] <https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/utilisation-du-territoire/resource/63fe81eb-e521-4d25-aba6-7ae03e0de9e2>. Consulté le 10 septembre 2021.
- Bivand, R.S., 2000. « Using the R statistical data analysis language on GRASS 5.0 GIS database files ». *Computers & Geosciences*, 26(9-10), p. 1043-1052.
- Csardi, G., et T. Nepusz, 2006. « The igraph software package for complex network research. » *InterJournal Complex Systems*, 1965.
- Dietze, M. C., 2017. *Ecological forecasting*. Princeton University Press. Princeton, N.J. 256 p.
- Dupras, J., J. Marull, L. Parcerisas, F. Coll, A. Gonzalez, M. Girard et E. Tello, 2016. « The impacts of urban sprawl on ecological connectivity in the Montreal Metropolitan Region. » *Environmental Science & Policy*, 58: 61-73.
- ECCC et MDDELCC. 2018. Cartographie de l'occupation du sol des basses-terres du Saint-Laurent, circa 2014. Environnement et Changement climatique Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Plan d'action Saint-Laurent, Québec, 49 p.
- Fall, A., M. J. Fortin, M. Manseau et D. O'Brien, 2007. « Spatial graphs: principles and applications for habitat connectivity. » *Ecosystems*, 10: 448-461.
- Freeman, L. C., 1978. « Centrality in social networks conceptual clarification. » *Social networks*, 1:215-239.

- Gallo, J. A., et R. Greene, 2018. *Connectivity Analysis Software for Estimating Linkage Priority*. Conservation Biology Institute, Oregon, US, [En ligne], <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.5673715>. Consulté le 6 mai 2019.
- Girvetz, E. H., et S. E. Greco, 2007. « How to define a patch: a spatial model for hierarchically delineating organism-specific habitat patches. » *Landscape Ecology*, 22: 1131-1142.
- Gonzalez A., P. Thompson et M. Loreau, 2018. « Spatial ecological networks: planning for sustainability in the long-term. » *Current Opinion in Environmental Sustainability*. doi: [10.1016/j.cosust.2018.03.012](https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.03.012)
- Jobin, B., L. Gratton, M.-J. Côté, O. Pfister, D. Lachance, M. Mingelbier, D. Blais, A. Blais et D. Leclair. 2018. *Atlas des territoires d'intérêt pour la conservation dans les Basses-Terres du Saint-Laurent*. Rapport méthodologique version 1. Environnement et Changement climatique Canada, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Plan d'action Saint-Laurent, Québec, 158 p.
- McRae, B. H., B.G. Dickson, T. H. Keitt et B. V. Shah, 2008. « Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation ». *Ecology*, 89: 2712-2724.
- McRae, B. H., et V.B. Shah, 2009. *Circuitscape user's guide*. University of California.
- McRae, B., et D. Kavanagh, 2011. Linkage Mapper Connectivity Analysis Software, [En ligne], <http://www.circuitscape.org/linkagemapper/>. Consulté le 6 mai 2019.
- MELCC, 2018. *Registre des aires protégées*, [En ligne], http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/registre/. Consulté le 6 mai 2019.
- Meurant, M., A. Gonzalez, A. Doxa et C.H. Albert, 2018. « Selecting surrogate species for connectivity conservation. » *Biological Conservation*, 227: 326-334.
- Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs (MFFP). 2016. Division des inventaires forestiers.
1:20 000, Système d'information écoforestière (SIEF), 4^e programme d'inventaire forestier, Québec.
- Mitchell, M., E. Bennett, A. Gonzalez, M. Lechowicz, J. Rhemtulla, J. Cardille, K. Vanderheyden, G. Poirier-Ghys, D. Renard, S. Delmotte et C. Albert, B. Rayfield, M. Dumitru, H.-H. Huang, M. Larouche, K.N. Liss, D.Y. Maguire, K.T. Martins, M. Terrado, C. Ziter, L. Taliana et K. Dancose, 2015. « The Montérégie Connection: linking landscapes, biodiversity, and ecosystem services to improve decision making. » *Ecology and Society*, 20:15.

- Moilanen, A., A.M. Franco, R.I. Early, R. Fox, B. Wintle et C.D. Thomas, 2005. « Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. Proceedings of the Royal Society of London », *Biological Sciences*, 272: 1885-1891.
- Moilanen, A., 2008. « Generalized complementarity and mapping of the concepts of systematic conservation planning. » *Conservation Biology*, 22: 1655-1658.
- Moilanen, A., J.R. Leathwick et J.M. Quinn, 2011. « Spatial prioritization of conservation management. » *Conservation Letters*, 4: 383-393.
- Moilanen, A., F.M. Pouzols, L. Meller, V. Veitch, A. Arponen, J. Leppänen et H. Kujala, 2014. Spatial conservation planning methods and software zonation. User Manual. Version 4, [En ligne], <https://www.helsinki.fi/en/researchgroups/digital-geography-lab/software-developed-in-cbig/>. Consulté le 6 mai 2019.
- Pressey, R.L., C.J. Humphries, C.R. Margules, R.I., Vane-Wright et P.H. Williams, 1993. « Beyond opportunism – key principles for systematic reserve selection. » *Trends in Ecology and Evolution*, 8: 124-128.
- Rayfield, B., D. Pelletier, M. Dumitru, J. Cardille et A. Gonzalez, 2016. « Multi-purpose habitat networks for short-range and long-range connectivity: a new method combining graph and circuit connectivity. » *Methods in Ecology and Evolution*, 7: 222-223.
- Rayfield, B., Dumitru, M., Pelletier, D., Laroque, G., Albert, C., Daniel, C.J., Gonzalez, A. 2018. Une évaluation de la connectivité écologique pour les Basses-terres du Saint-Laurent. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, gouvernement du Québec, Québec.
- Saura, S., et L. Pascual-Hortal, 2007. « A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. » *Landscape and Urban Planning*, 83: 91-103.
- Saura, S., C. Estreguil, C. Mouton et M. Rodríguez-Freire, 2011. « Network analysis to assess landscape connectivity trends: application to European forests (1990-2000). » *Ecological Indicators*, 11: 407-416.
- Urban, D., et T. Keitt, 2001. « Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. » *Ecology*, 82: 1205-1218.
- Washington Wildlife Habitat Connectivity Working Group (WHCWG), 2010. *Washington Connected Landscapes Project: Statewide Analysis*. Washington Departments of Fish and Wildlife, and Transportation, Olympia, Washington, US, [En ligne], <http://www.waconnected.org>. Consulté le 6 mai 2019.