

Université de Montréal

Nouvelle approche multispécifique intégrant les milieux aquatiques et terrestres pour l'évaluation
de la connectivité du paysage

Par

Daphnée Lecours Tessier

Département de sciences biologiques

Faculté des arts et sciences

Mémoire présenté en vue de l'obtention du grade de maître ès sciences (M.Sc.)

Sciences biologiques, option recherche en biologie

Septembre 2020

© Daphnée Lecours Tessier, 2020

Université de Montréal

Unité académique : Département de sciences biologiques, Faculté des arts et sciences

Ce mémoire intitulé

Nouvelle approche multispécifique intégrant les milieux aquatiques et terrestres pour l'évaluation
de la connectivité du paysage

Présenté par

Daphnée Lecours Tessier

A été évalué par un jury composé des personnes suivantes

Jacques Brodeur

Président

Timothée Poisot

Directeur de recherche

Roxane Maranger

Codirectrice

Dominique Berteaux

Membre du jury

Résumé

La perte actuelle de biodiversité demande d'augmenter la superficie des territoires protégés, dans le but de réduire la perte d'habitat, leur fragmentation, et d'atténuer les impacts des changements climatiques. Cependant, un défi majeur demeure: quelles parties d'un paysage faut-il protéger ? Le potentiel de connectivité du paysage a été un des facteurs les plus utilisés dans les dernières années. Les méthodes actuelles d'estimation de connectivité présentent toutefois des lacunes non seulement quant au nombre d'espèces simulées, mais surtout quant à leur diversité taxonomique et fonctionnelle. Ici, j'améliore l'étude de la connectivité du paysage de trois manières: j'évalue le potentiel de connectivité du paysage en m'appuyant sur un modèle d'ensemble de 93 espèces, comprenant des espèces terrestres, aviaires et semi aquatiques; j'intègre les écosystèmes aquatiques et terrestres; enfin, j'utilise un modèle plus réaliste de déplacements d'espèces fauniques. Afin de développer la méthode, j'ai utilisé des données spatiales d'un territoire de la région des Laurentides au Québec qui présente un fort gradient anthropique, du sud (fortement urbanisé et agricole) au Nord (très peu urbanisé et largement forestier). J'ai analysé la connectivité du paysage pour les espèces fauniques en utilisant Omniscape. Ce programme permet des simulations omnidirectionnelles, lesquelles représentent mieux les mouvements des animaux; jusqu'à présent la majorité des évaluations de connectivité sont unidirectionnelles (déplacement du point A au point B). J'ai ensuite regroupé les résultats de simulations de dispersion par des analyses de regroupement (Fuzzy C-mean et Ward), obtenant trois groupes. Les résultats ont confirmé que la région délimitée par le Bouclier canadien contribue grandement aux déplacements des espèces terrestres et aquatiques alors que la région située dans les basses terres du Saint-Laurent y contribue très peu. Mes résultats soulignent également que les milieux aquatiques semblent jouer un rôle important pour la connectivité globale de la région des Laurentides, puisque plusieurs espèces (dont des espèces considérées « terrestres ») les utiliseraient pour se déplacer. Je soutiens donc qu'il est essentiel de mieux intégrer les habitats aquatiques et terrestres dans une compréhension holistique de la connectivité du paysage.

Mots-clés : Connectivité du paysage, Circuitscape, Omniscape, Connectivité aquatique, Guildes de dispersion fonctionnelle, Corridors fauniques.

Abstract

The present biodiversity loss required to increase the area of protected areas in order to reduce habitat loss, fragmentation, and mitigate the impacts of climate change. However, a major challenge remain: which parts of a landscape should be protected? The landscape connectivity potential has been one of the main factors used in recent years. However, current methods of estimating connectivity have shortcomings, not only in terms of the number of species simulated, but especially in terms of their taxonomic and functional diversity. Here, I improve the study of landscape connectivity in three ways: I assess the connectivity potential of the landscape based on a pool of 93 species, including terrestrial, avian and semi-aquatic species; I integrate aquatic and terrestrial ecosystems; and finally, I use a more realistic model of movements of wildlife species. In order to develop the method, I used spatial data from a territory in the Laurentides region of Quebec, which has a strong anthropogenic gradient from the South (highly urbanized and agricultural) to the North (very little urbanized and largely forested). I analyzed landscape connectivity for wildlife species using the program Omniscape. It allows omnidirectional simulations, which better represent the movements of animals; so far, the majority of connectivity assessments were unidirectional (from point A to point B). I then pooled the results of dispersion simulations by clustering analyzes (Fuzzy C-mean and Ward), which resulted in three groups. The results confirmed that the region delimited by the Canadian Shield contributes greatly to the movement of terrestrial and aquatic species, while the region located in the St. Lawrence Lowlands do not contribute that much. My results also underline that aquatic environments seem to play an important role in the overall connectivity of the Laurentian region, since several species (including species considered “terrestrial”) use them to move around. I therefore argue that it is essential to better integrate aquatic and terrestrial habitats into a holistic understanding of landscape connectivity.

Keywords: Landscape connectivity, Circuitscape, Omniscape, Aquatic connectivity, Functional dispersal guild, wildlife corridors

Table des matières

Résumé	i
Abstract	iii
Table des matières	iv
Liste des tableaux	vii
Liste des figures	ix
Liste des sigles et abréviations	xi
Remerciements	xv
Introduction	16
Problématique : Crise de la biodiversité	16
Solution : Améliorer la connectivité du paysage	19
Les aires de protection.....	19
Les corridors écologiques.....	21
Évaluation de la connectivité du paysage	22
Objectif de l'étude.....	24
Méthodologie	24
Zone d'étude.....	24
Méthodes	26
Omnidirectional and omnifunctional connectivity analyses with a diverse species pool	28
Résumé	29
Abstract	30
Introduction	31
Method	34

Study area	34
Selection of Species	35
Collecting Species Habitat Preference Data.....	36
Creating the Resistance Maps	36
Analyzing landscape connectivity using Omniscape	38
A posteriori Functional Dispersal Guilds.....	39
Uncertainty Analysis	40
Results	40
Guild clustering.....	40
Average Connectivity and Variation.....	41
Best-connected Pixels	42
Discussion	43
Acknowledgements	46
Conclusion.....	47
Références bibliographiques	52
Annexes.....	65
Annexe 1	67
Annexe 2	69
Annexe 3	73

Liste des tableaux

Tableau 1. – Compilation of the data use, their type, resolution, the possible scores attributed to and their source.....38

Tableau 2. – Non exhaustive list of study on landscape connectivity, with the authors, the number of species used in the study, the number of terrestrial, semi-aquatic and aquatic species, the spatial scale of the study, which software were used to simulated species dispersal and if the authors chose to realise clustered species to reduce the number of analyse to do.67

Tableau 3. – Resistance Caneva for the 93 species. A value of zero represent an absence of resistance (the habitat promote specie's movement) while a value of 100 represent the highest resistance (the habitat is a barrier). Then, a higher score means less possibilityof use by the specie.....69

Tableau 4. – Table of the 93 species, their degree of affiliation to the different functional guilds and their specialisation index73

Liste des figures

Figure 1. – Proportion des aires conservées, par écozone, Canada, 2019.....20

Figure 2. – Zone d'étude pour les analyses et simulations. A. Parc national d'Oka B. Parc national du Mont-Tremblant C. Parc national de la Mauricie D. Lac Taureau.....25

Figure 3. – Study area, on the North Shore of the Saint Lawrence River, province of Québec, Canada. A. Oka National Park B. Mont-Tremblant National Park C. La Mauricie National Park D. Lac Taureau. The study area is astride two geological provinces, the Saint Lawrence Lowlands (yellow) and the Canadian Shield (green).....35

Figure 4. – Representation of the overall method flow. 1- For each species (93), each landscape layers features got resistance scores between 0 and 100. 2- The layers were converted in a raster format to be summed, which created one global resistance map by species. 3- The maps were analysed using Omniscape, which created connectivity maps. 4- We assigned to each pixel its quantile in the observed map of the cumulative current for the species. 5- We conducted a clustering fuzzy C-means analysis on the unfolded 93 connectivity map to get the a posteriori dispersal guilds. 6- After the clustering, we extracted the weighted centroids of each cluster. 7- We also measured the additional indices (evenness, variation, location of the most connected pixels).....37

Figure 5. – Connectivity scores for the three different guilds. Higher values indicate more potential for movement. St. Lawrence Lowlands have areas with medium connectivity potential for FDG1 and FDG2 but are globally lowly connected and do not have real potential to facilitate the movement of species from FDG3. The Canadian Shield, however, show high connectivity potential for the three guilds, especially FDG2. A. FDG1 – Species of open and undisturbed habitats B. FDG2 – Species of forested habitats C. FDG3 – Species of freshwater habitats.....41

Figure 6. – Representation of the Average connectivity score (A), Coefficient of variation (B) and Pielou’s evenness (C) A. Average connectivity across the three functional guilds. The St. Lawrence Lowlands have a lower connectivity overall, though some more intact habitats running parallel to the shore allow for traversal. B. Coefficient of Variation across the three FDGs (n=3), corrected for small sample size by a coefficient of $(1+1/4n)$. Values on the map have been capped at 1, as values larger than unity are generally regarded as noise. C. Pielou’s evenness across FDGs. Note that the color scale has been inverted, to reflect the fact that high values correspond to connectivity that is more similar across FDGS.....42

Figure 7. – Spatial distribution of the best 17% of pixels with the highest average connectivity (A) and the best 17% of pixels for all guilds combined (B). The pixels in panel B cover approximately 40% of the entire territory, suggesting that the three functional guilds have very high complementarity.....43

Figure 8. – Comparison between Ward’s clustering (A) and the Fuzzy C-Means (B) results. Both methods identify three distinct groups of dispersal behavior (guilds), but only Fuzzy C-means allows to uncover the fact that some species are actually generalists.....44

Liste des sigles et abréviations

FDG: Functional Dispersal Guild

IPBES: Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services

IUCN: International Union for Conservation of Nature

NTDB: National Topographic DataBase

PDI: Paired Difference Index

Qgis: Quantum geographical information system

WWF: World Wildlife Fund

SÉPAQ : Société des Établissements de Plein Air du Québec

*Aux générations futures ainsi qu'à la biodiversité du Québec.
Avec l'espoir que cette étude contribue à votre résilience face aux pressions à venir.*

Remerciements

Une maîtrise en recherche, ça ne se réussit pas en solo. En tant qu'étudiante, j'ai eu la chance d'être encadrée et guidée par deux excellents mentors et chercheurs. J'aimerais donc tout d'abord remercier mon directeur, le professeur Timothée Poisot. Merci de m'avoir accordé une place au sein de l'équipe, de m'avoir laissé tracer mon propre chemin, donner de si bons conseils, mais surtout, de m'avoir fait grandir en tant que scientifique et en tant que personne. J'aimerais aussi remercier la professeure Roxane Maranger, une directrice exceptionnellement impliquée dans le développement de ses étudiants. Merci pour les bons conseils, les encouragements et la preuve qu'une femme peut joindre famille et carrière scientifique avec succès.

Durant plus de deux ans, j'ai eu le bonheur de faire partie de deux laboratoires de recherche extraordinaires. Je tenais donc à vous remercier pour votre soutien, vos rires et tous les moments passés ensemble. Un merci particulier à Eva Delmas et Mathilde Besson, qui m'ont laissé me faire une place dans votre duo et qui m'apprennent tous les jours à devenir une meilleure scientifique et une meilleure personne. Merci à Andrew MacDonald pour ta bonne humeur et tes conseils toujours judicieux ainsi qu'à l'ensemble des labos Poisot et Maranger pour vos idées et votre aide. Un merci tout spécial à Guillaume Spain, qui sans avoir été un collègue de travail, aura sans doute été l'un de mes plus grands alliés durant ma recherche.

Je tiens également à remercier ma famille, qui me soutient dans l'ensemble de mes projets depuis toujours. Merci d'être si présents, si fières et si démonstratifs. Ça fait toute la différence. Jamais je n'aurais pu y arriver sans vos encouragements, vos petites douceurs et votre soutien.

Finalement, j'aimerais remercier mon incroyable partenaire de vie, Nicodème. Merci d'avoir été présent, dans les bons moments et les mauvais. Merci de m'aider à devenir une meilleure personne, de me questionner, de t'intéresser à ce que je fais et d'essayer de comprendre. Merci pour ton écoute, ta patience, tes conseils, tes mots et tes bras. Cette recherche, c'est un peu aussi la tienne !

Introduction

Problématique : Crise de la biodiversité

Il y aurait actuellement 8.7 millions d'espèces vivantes formant la base des écosystèmes et modulant leur fonctionnement (Mora et al. 2011). La multiplicité des fonctions assurées par ces espèces est une composante de base dans le maintien de l'équilibre de l'écosystème (Goswami et al. 2017), et dans sa résilience (Folke et al. 2004). Un écosystème diversifié et résilient est plus à même de faire face aux pressions externes, notamment liées aux changements climatiques (Elmqvist et al. 2003). Au delà de leur valeur patrimoniale, les écosystèmes rendent des services essentiels aux humains, appelés services écosystémiques (Lorey 2002; Millennium Ecosystem Assessment 2005). À titre d'exemple, les milieux humides filtrent l'eau et les forêts filtrent l'air. Un déclin de la biodiversité risque donc de se traduire par une perte des services écosystémiques (MacDougall et al. 2013). À ce propos, la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques estimait l'ampleur de la perte de biodiversité: 25% des espèces végétales et animales seraient actuellement menacées et le taux d'extinction continue d'augmenter (Watson et al. 2019). Afin de diminuer la perte de la biodiversité, l'un des mandats de l'écologie contemporaine est donc de produire des connaissances sur l'état du paysage qui abrite cette biodiversité.

Un des liens clés entre structure du paysage et biodiversité est le fait que la diminution de la quantité d'habitats accessibles, et la baisse de la qualité de ces habitats compliquent ou interdisent le déplacement de nombreuses espèces (Thompson, Rayfield, et Gonzalez 2017). Ces mécanismes sont bien connus pour déclencher des pertes d'abondance (Fahrig 1997). Il y a plusieurs mécanismes qui résultent en une augmentation de la fragmentation ou une diminution de la qualité des habitats : l'étalement urbain (Gauthier & Feng, 2019); l'augmentation des besoins en ressources alimentaires et matérielles qui demande plus de pratiques d'extraction (Smith, Smith, et Waters 2013); les modifications à long terme du paysage via les changements climatiques, comme les changements dans la dynamique annuelle de la banquise (Peacock et al. 2011). Les habitats restants sont aussi de plus en plus souvent de moindre qualité (Mortelliti, Amori, et Boitani 2010). L'étalement urbain génère la construction de nouvelles routes qui augmentent la surface d'habitats dits « de lisières », peu propices au développement de plusieurs espèces (Smith, Smith, et Waters

2013). La pollution des milieux aquatiques, notamment d'eau douce, réduit la survie de nombreux poissons et invertébrés (Dugan et al. 2017; Stauffer 2013) (Nel, Roux, et al. 2009). Finalement, les changements dans la qualité des habitats peuvent par exemple se produire en raison de variation dans les régimes de feux, dans la régularité des précipitations, ou dans le type de végétation (Weber et Flannigan 1997; Jamieson et al. 2012; Lucht et al. 2006). La diminution de la qualité et de la quantité des habitats résiduels affecte la connectivité du paysage.

La connectivité du paysage, ou sa capacité à promouvoir le déplacement des espèces (Taylor et al. 1993), est pourtant un facteur primordial pour leur survie. À l'échelle de l'individu, il est essentiel qu'un animal puisse se déplacer sur son territoire afin d'avoir accès aux ressources nécessaires à son développement. Sans cette possibilité, des espèces ayant besoin de grands territoires pour subvenir à leurs besoins pourraient disparaître (Noss 2020). En plus de favoriser l'accès aux ressources, la connectivité du paysage est primordiale pour les espèces devant se déplacer à l'intérieur de leur territoire pour le défendre. C'est notamment le cas chez les oiseaux chanteurs forestiers (Rail et al. 1997). La possession d'un territoire garantit l'accès aux ressources alimentaires, mais dans plusieurs cas, elle permet également l'accès aux femelles. La reproduction des mâles dominants contribue au maintien des populations ainsi qu'au potentiel de *fitness* des futures générations. Il est donc d'autant plus important pour ces derniers de pouvoir se déplacer pour défendre leurs parcelles de paysage efficacement (Smith, Smith, et Waters 2013). Dans le cas des mâles non dominants ou de jeunes, il est également essentiel que le paysage leur permette de se déplacer et d'atteindre d'autres habitats. Cela leur offre l'opportunité de trouver leur propre territoire ou clan et de se reproduire (Stephen Dobson 1982). Des individus seuls ou en petits groupes doivent donc avoir la possibilité de voyager dans leur territoire et entre les territoires afin de survivre.

La connectivité du paysage permettant les déplacements d'individus entre territoires et populations est indispensable pour plusieurs espèces (Hansson 1991). Lorsque les échanges se font entre plusieurs groupes, ils permettent l'apport de nouveaux gènes et le maintien des effectifs de populations moins nombreuses. Ce sont généralement des individus de larges groupes (population source), pour qui la compétition pour l'accès aux ressources alimentaires et aux femelles est trop forte, qui quittent vers des populations plus petites (population cible). Il s'agit du phénomène de métapopulation, dans lequel des populations de groupes différents peuvent échanger des individus

via la migration (Hanski 1998; Thompson, Rayfield, et Gonzalez 2017). Dans d'autres cas, une bonne connectivité du paysage permet de traverser de grande distance et d'atteindre des aires de reproduction ou d'hivernation (McClure, Hansen, et Inman 2016). L'accessibilité à ces deux types de milieux est généralement nécessaire au bon fonctionnement de ces populations en améliorant l'offre de ressources et contribue fortement au maintien de l'espèce (Rudnick et al. 2012). Finalement, la connectivité du paysage permet la colonisation de nouveaux territoires et parfois de relier de nouvelles colonies / populations, améliorant la résilience de l'espèce et des écosystèmes (Noss 2020). Cela augmente du même coup la résistance de l'espèce face aux pressions extérieures telles que les changements climatiques.

La connectivité du paysage sera particulièrement importante lors des prochaines décennies, puisque plusieurs communautés seront contraintes de se déplacer afin de demeurer dans les conditions environnementales étant favorables à leur développement (Nuñez et al. 2013; Berteaux et al. 2010). Les nouvelles conditions climatiques locales ne seront pas adéquates à leur développement ou leur survie, particulièrement pour les espèces végétales pour qui la régularité des pluies ou de la température est essentielle (Kelly et Goulden 2008). Ces changements de communautés végétales imposés par les changements climatiques peuvent par la suite engendrer un changement dans les communautés animales. En effet, les végétaux représentent une source de nourriture ou d'habitats pour un grand nombre d'espèces fauniques (Smith, Smith, et Waters 2013). Ainsi, beaucoup d'espèces seront dans l'obligation de suivre les migrations des espèces végétales. Il semble donc de plus en plus pertinent de ralentir la perte d'habitat et la fragmentation du paysage puisque cela impacte autant les écosystèmes à l'échelle de l'individu, des populations et des communautés (Noss 2020).

Il est évident que la fragmentation des paysages augmente. Plusieurs espèces doivent de fait utiliser des détours, incluant des habitats moins propices, lors de leurs déplacements (Theobald, Crooks, et Norman 2011). Ainsi, les modifications environnementales risquent de forcer les populations à se déplacer pour trouver de nouveaux habitats, tout en restreignant leur possibilité de mouvements. Ce manque de connectivité du paysage pourrait donc affecter le maintien de la biodiversité et celui des écosystèmes (Taylor et al. 1993). Il est donc primordial de trouver des solutions afin de maintenir la connectivité entre les parcelles d'habitats. De manière spécifique, il est crucial de faire une évaluation de la manière dont le paysage est connecté, qui soit la plus intégrative possible; cela

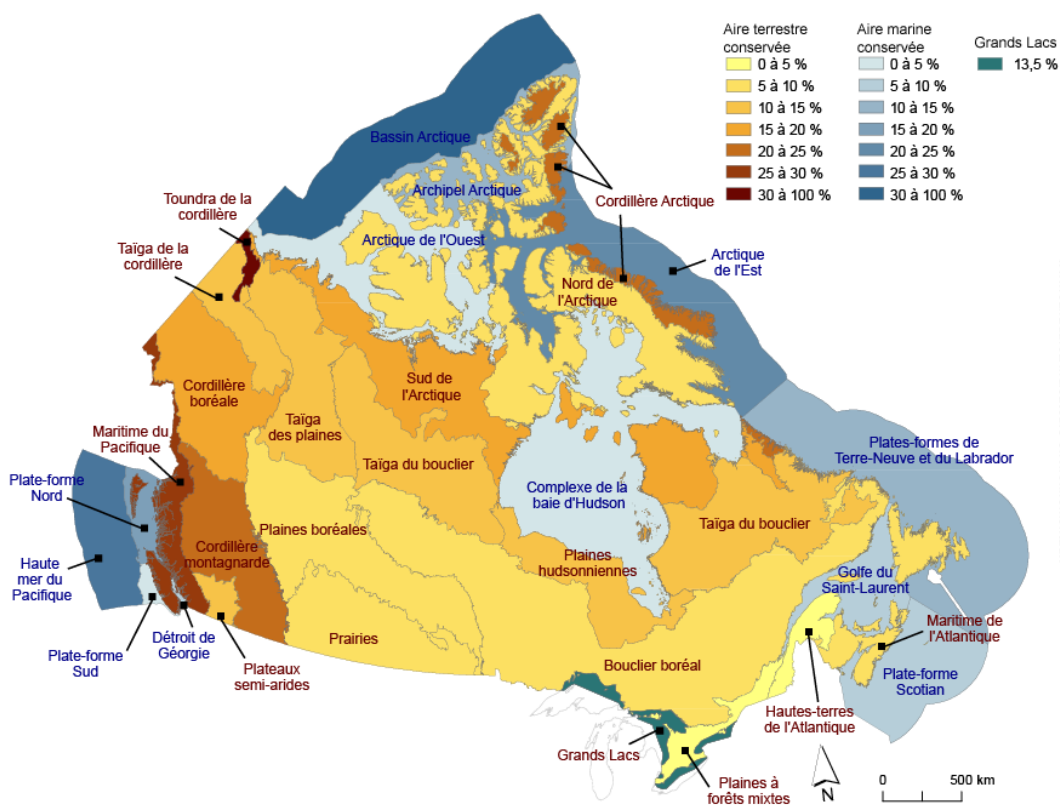
implique de simuler la connectivité de plusieurs espèces provenant de groupes taxonomiques et fonctionnels distincts, en utilisant des méthodes de simulations qui capturent mieux la réalité du mouvement animal.

Solution : Améliorer la connectivité du paysage

Les aires de protection

La première option permettant de maintenir à la fois la connectivité du paysage et la disponibilité d'habitat est l'amélioration du réseau d'aire de protection (Belote et al. 2017). Cela passe tout d'abord par une meilleure répartition spatiale des aires protégées. En effet, les aires de protection canadienne de grande envergure ainsi que les biomes davantage protégés se situent actuellement principalement dans les régions nordiques (voir figure 1). Toutefois, la majorité des espèces du territoire canadien sont retrouvées dans la section sud du pays, où les aires protégées sont moins grandes et plus fragmentées (Sarakinis et al. 2001; Andrew, Wulder, et Coops 2011). Augmenter la superficie d'aires protégées au sud permettrait donc à un plus grand nombre d'espèces de profiter de territoires sains (R. Willig, Kaufman, et Stevens 2003). Une augmentation de la superficie protégée au sud permettrait également de diversifier le type d'écosystèmes protégés. Historiquement, la sélection des territoires à protéger se faisait principalement sur une base esthétique. On protégeait ce qu'on trouvait beau, afin de permettre à la population d'en profiter (Jenkins et al. 2015; Pressey 1994). Cela pourrait expliquer pourquoi la majorité des actuels milieux protégés sont de compositions semblables: des habitats forestiers, des lacs et des montagnes. Des écosystèmes ayant un rôle majeur dans la lutte aux changements climatiques comme les milieux humides se retrouvent donc sous protégés, les espèces en dépendant aussi (Poulin et al. 2004). Finalement, l'amélioration du réseau d'aires protégées devrait se faire en adaptant mieux la protection aux milieux aquatiques. En effet, la protection des rivières est souvent faite de façon partielle, tout comme celle des bassins versants des lacs. Ce faisant, malgré une certaine protection, les milieux aquatiques continuent de se détériorer (Nel, Reyers, et al. 2009; Saunders, Meeuwig, et Vincent 2002). On observe d'ailleurs que ce sont les espèces d'eaux douces qui sont les plus vulnérables parmi les espèces canadiennes (Strayer et Dudgeon 2010). En augmentant la superficie protégée et en adaptant celle-ci aux milieux aquatiques, cela permettrait à toutes les espèces d'en bénéficier, notamment au niveau de la pollution.

Figure 1. – Proportion des aires conservées, par écozone, Canada, 2019



Source : gouvernement du Canada : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/indicateurs-environnementaux/aires-conservees.html>

La protection adéquate d'écosystèmes naturels permet effectivement d'assurer une certaine qualité d'habitat, notamment au niveau de la pollution des milieux aquatiques. En protégeant adéquatement les bassins versants de ces habitats, il est possible de diminuer de façon significative l'apport direct de polluants, comme l'essence des bateaux à moteur, et indirecte, comme les pesticides (Butler 2003). Cela se fait entre autres grâce à une réglementation adéquate et des bandes riveraines fonctionnelles (Smith, Smith, et Waters 2013). La protection des écosystèmes, notamment via des actions de restauration, permet également d'en améliorer la qualité tout en assurant leur pérennité. Le risque que l'habitat soit par la suite détruit est beaucoup moins grand dans les environnements protégés (Andam, Ferraro, et Hanauer 2013). La protection des écosystèmes peut également contribuer à la gestion des espèces invasives, puisque la diversité des espèces est généralement plus grande dans les habitats protégés (Gallardo et al. 2017). En raison d'une présence humaine réduite et de milieux de meilleure qualité, davantage d'espèces réussissent

à se développer dans les aires protégées (Gray et al. 2016), ce qui crée plus de ressources pour d'autres espèces à travers la chaîne trophique. Ainsi, les aires de protection réduisent la pollution, offrent des sites de restauration d'écosystèmes et hébergent une plus grande biodiversité tout en contribuant à la connectivité du paysage.

Les corridors écologiques

La structure physique des aires de protection peut également influencer leurs capacités à promouvoir le déplacement des espèces, notamment sous forme de corridor. Les corridors écologiques sont des structures linéaires naturelles (rivières) ou humaines (bandes forestières laissées par les agriculteurs en bordure des champs) permettant aux espèces de se déplacer. Dans certains cas, ces espaces peuvent aussi devenir des habitats permanents pour quelques espèces (Smith, Smith, et Waters 2013). Parmi les corridors écologiques les plus fréquents se trouvent les corridors paysagers forestiers. On les retrouve notamment en milieux agricoles et sur les rives des cours d'eau (Duchesne 1999). Les rivières peuvent être considérées comme des corridors naturels en raison de leur structure linéaire. Leur connexion avec d'autres milieux aquatiques comme les lacs ou étangs sous forme de réseau hydrologique, jouent également un rôle majeur dans la connectivité du territoire et les déplacements de plusieurs espèces (Sánchez-Montoya et al. 2016; Steward et al. 2012; Erős et Grant 2015). Ces liens entre divers habitats peuvent aussi être exploités dans les corridors, en créant la structure linéaire à partir de différents types d'habitats (milieux ouverts, milieux humides, milieux forestiers) (Sicirec 2009). Ce type de corridors écologiques est profitable pour un plus grand nombre d'espèces, puisque la contrainte d'un seul type d'habitat n'est pas présente. Ces corridors peuvent se faire au sein d'une même structure linéaire continue, ou à travers différentes parcelles de territoires peu éloignées (dit *pas japonais*) (Jongman et Pungetti 2004). Les corridors en *pas japonais* sont d'ailleurs ceux qui sont le plus fréquemment créés, en raison de leur flexibilité de structure et de mise en place. Ils permettent aussi de promouvoir la connectivité de différents types d'habitats, ce qui est optimal pour la biodiversité (Lynch 2019). Les *pas japonais* peuvent également être constitués de passages fauniques (*structures vertes*) qui permettent de relier deux habitats séparés par une route et de diminuer la mortalité due aux collisions avec des véhicules (A. P. Clevenger 2005). Ce type de corridor exige toutefois davantage d'effort humain.

En effet, il est en essentiel que les corridors écologiques structurés par l'homme puissent être fonctionnel de façon permanente, ce qui requiert un certain entretien. La présence de déchets, l'encombrement des tunnels ou une trop grande présence humaine pourrait en diminuer l'utilisation par les espèces fauniques (T. Clevenger et Huijser 2009). Ainsi, lors de la conceptualisation et la planification de corridors fauniques, il est important de considérer l'environnement immédiat (cours d'eau transportant des débris pouvant entraver l'accès au tunnel) et d'évaluer la présence humaine environnante. De plus, afin d'optimiser l'utilisation à long terme des corridors fauniques, il est important de s'assurer qu'ils soient résilients face aux changements climatiques et aux espèces exotiques envahissantes (Glen, Pech, et Byrom 2013; Mawdsley, O'malley, et Ojima 2009). Il sera donc important d'implanter une multitude d'espèces ayant des aptitudes à croître dans différentes conditions. Cela devrait contribuer au succès à long terme du corridor en empêchant les espèces exotiques envahissantes d'en profiter et en s'assurant qu'une ou plusieurs espèces soient adaptées aux futures conditions climatiques. Finalement, la fonctionnalité d'un corridor dépend de cette capacité à héberger des espèces et contribuer à leur déplacement, mais dépend également de son emplacement vis-à-vis les populations locales (T. Clevenger et Huijser 2009). Lors du développement de projets de corridors, il est donc primordial que l'emplacement et le potentiel de contribution à la connectivité du paysage pour les espèces locales soient évalués.

Évaluation de la connectivité du paysage

Il existe plusieurs façons de déterminer l'endroit où la création d'un corridor écologique aurait le plus d'impact, que ce soit à l'aide d'analyses empiriques ou de simulations. Au niveau des méthodes empiriques, l'une d'entre elles consiste à recueillir les données de collisions entre les espèces fauniques et véhicules sur les routes (Forman et al. 2003), l'autre utilise des émetteurs pour suivre le déplacement des animaux (Connor, Hull, et Liu 2016; Hussey et al. 2015; Silveira 2011). Ces deux méthodes sont toutefois biaisées par le manque de données recueillies sur les petits animaux et la difficulté d'utilisation à grande échelle à cause du coût prohibitif, respectivement (Salvant 2017; Léger 2009). Cela explique pourquoi plusieurs chercheurs se tournent vers des méthodes davantage computationnelles.

Les méthodes computationnelles utilisent généralement de grandes bases de données déjà existantes afin d'évaluer la connectivité du paysage via des analyses statistiques et des simulations. L'une des principales méthodes utilisées par les chercheurs est les analyses en réseaux, dans

lesquelles il est possible de recréer le paysage à l'aide de données spatiales (Albert et al. 2017; Cote et al. 2009; Rayfield, Fortin, et Fall 2011). Les parcelles d'habitats utilisées par l'espèce sélectionnées sont les nœuds (du réseau) à atteindre et le trajet reliant ces parcelles est les liens entre les nœuds. Il est également possible d'attribuer des poids aux nœuds selon leur potentiel de ressources et aux liens selon leur capacité à promouvoir les déplacements (Rayfield, Fortin, et Fall 2011). Il est par la suite possible d'évaluer l'importance d'un trajet, donc son potentiel de connectivité, avec des mesures de centralités (importance du lien ou du nœud pour la connectivité, au sein du graphe) par exemple (Bonacich et Lloyd 2001). Dans l'éventualité où un chercheur souhaite déterminer le trajet connectant le mieux des aires de protection, il est possible de réaliser une analyse de moindre coût, c'est-à-dire de calculer le trajet ayant le moins de coûts énergétiques entre deux endroits (Adriaensen et al. 2003). Cette technique assume que les espèces fauniques se déplacent en fonction du coût potentiel (coût énergétique, prédation, etc.) de la traversée des parcelles de territoires autour d'eux. Afin d'évaluer la connectivité générale d'un territoire ou entre des zones précises (B.H. McRae et al. 2008), ont développé une analyse se basant sur les principes de circuits électriques. Ainsi, le territoire est représenté sous forme matricielle, où chaque parcelle offre une certaine résistance au déplacement de l'espèce cible selon ses caractéristiques paysagères. Cela permet de (i) considérer l'ensemble du territoire comme potentielle zone de passage (ii) de représenter la variation de résistances aux traversées qu'opposent les différentes parcelles et (iii) d'y inclure un certain facteur aléatoire (B. McRae et al. 2011; B. H. McRae et al. 2008). Ce sont donc des analyses davantage représentatives du comportement des espèces fauniques. Toutefois, bien qu'il s'agisse d'analyses ayant un potentiel plus large, plusieurs facteurs limitent présentement leur portée.

Si les analyses computationnelles se basent majoritairement sur des données préexistantes et que les études récoltant ces données sont laborieuses et dispendieuses, il est évident que ce manque de données représente encore le principal enjeu. Ainsi, les données aujourd'hui disponibles sont souvent « historiques » (datant de plus de 20 ans), de faible qualité (manque de précision quant au lieu d'observation par exemple) et sont fortement biaisées (Boakes et al. 2010; Enke et al. 2012; Troudet et al. 2017) . On observe en effet un manque particulièrement important d'informations relatives aux espèces aquatiques, que ce soit leur aire de distribution, comportement, ou leurs habitats de préférence (Abell 2002). Cela explique en partie le petit nombre d'études consacrées à la connectivité des réseaux aquatiques ou à leur simple intégration dans les analyses de connectivité

du paysage. Le manque de données limite également le nombre d'espèces incluses dans les analyses. Ainsi, bien que quelques études aient utilisé plusieurs espèces (Santini, Saura, et Rondinini 2016; Sahraoui, Foltête, et Clauzel 2017) la plupart des études réalisées au cours des dernières années n'incluaient qu'entre trois et sept espèces, principalement des mammifères terrestres de grande taille (Correa Ayram et al. 2016). Ce manque de représentation dans les études pourrait avoir un impact négatif pour les espèces ayant des besoins différents de celles surreprésentées. Leurs besoins en matière de paysage pourraient en effet être ignorés dans les prises de décisions d'aménagement du territoire, ce qui pourrait éventuellement nuire à l'espèce (Wuethrich 2000). En raison de la difficulté à trouver des données récentes et précises et un accès à une puissance computationnelle réduite, le nombre de simulations du déplacement des espèces est aussi généralement limité, ce qui réduit la valeur statistique de l'étude. Afin d'améliorer la qualité des simulations, il est donc essentiel d'avoir accès aux systèmes computationnels plus performants qui sont maintenant disponibles.

Objectif de l'étude

Afin de combler ce manque d'études à grande échelle, nous avons réalisé une analyse de connectivité du paysage pour 93 espèces, permettant d'augmenter la couverture taxonomique et fonctionnelle de nos résultats; en particulier, nous avons intégré des espèces aquatiques et semi-aquatiques à notre analyse, ce qui reste très rare. De plus, en utilisant la méthode de simulation *OmniScape*, nous avons produit des cartes de connectivité qui représentent mieux la réalité du mouvement animal. Ce travail a été rendu possible grâce aux ressources en calcul informatique de pointe de Calcul Québec.

Méthodologie

Zone d'étude

Nous avons utilisé notre nouvelle approche en utilisant une zone de 27 994 km² située sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent, près de la ville de Montréal, Québec, Canada. La région se trouve sur deux provinces géologiques étonnement différentes soit les basses terres du Saint-Laurent et le Bouclier canadien. La première région est dominée par l'agriculture et les zones urbaines, alors que la deuxième est couverte en grande partie par des forêts tempérées vierges avec une très forte densité de lacs (19,8%). Sept grandes rivières traversent également le territoire, la majorité d'entre

elles se déversant dans le fleuve Saint-Laurent. Cette grande densité de milieux aquatiques confirme d'ailleurs la nécessité de tenir compte des milieux aquatiques et des espèces s'y rattachant dans nos analyses et simulations. Cette région a été choisie, car elle présente un fort gradient de perturbations anthropiques, avec une urbanisation lourde et un développement agricole au sud et de grandes zones boisées au nord sur le Bouclier. De plus, quelques grands parcs nationaux (Mont-Tremblant, Oka, la Mauricie) et plusieurs petites villes de banlieue (Figure 1) sont aussi présents. Finalement, des études biologiques menées par des agences de conservation et différents organismes gouvernementaux ont abouti à la création d'une liste organisée d'espèces, que nous avons intégrée dans cette analyse.

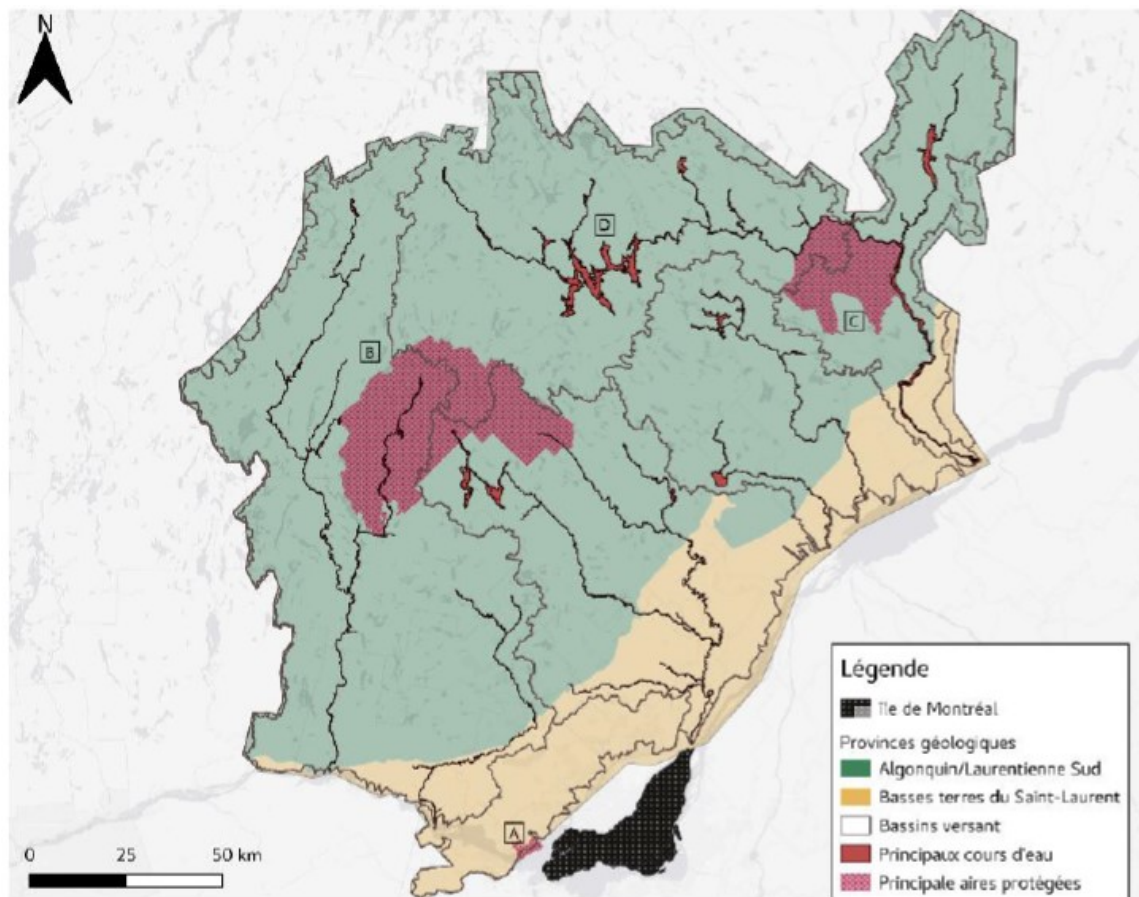


Figure 2. – Zone d'étude pour les analyses et simulations. A. Parc national d'Oka B. Parc national du Mont-Tremblant C. Parc national de la Mauricie D. Lac Taureau

Méthodes

La première étape de l'étude était de sélectionner les espèces dont les possibilités de déplacement seraient évaluées. La priorité était d'avoir un grand nombre d'espèces et d'y inclure des espèces terrestres, semi-aquatiques et aquatiques. Pour ce faire, nous avons utilisé les listes d'espèces provenant des parcs nationaux du Mont-Tremblant et d'Oka, ainsi que les données d'observations entre 2000 et 2017 de GBIF et ebird. Nous avons sélectionné 93 espèces, soit 45 mammifères, 18 amphibiens, 10 amphibiens et 20 oiseaux. Parmi ces espèces, plusieurs sont considérées comme vulnérables ou menacées, dont la tortue des bois (*Glyptemys insculpta*) et la Paruline azurée (*Setophaga cerulea*). Plusieurs espèces dites « clé de voûte » comme le loup de l'Est (*Setophaga cerulea*) et le cougar (*Puma concolor*) ont aussi été incluses, ainsi que des espèces plus communes telles que le crapaud d'Amérique (*Anaxyrus americanus*) et le renard roux (*Vulpes vulpes*).

La deuxième grande étape de l'étude était de créer les couches de résistances permettant d'évaluer le potentiel du territoire à promouvoir le déplacement des espèces. Afin d'intégrer les milieux aquatiques de façon complète à l'analyse, nous avons créé une couche matricielle composée de tous les types de milieux. Ainsi, au lieu de séparer les milieux terrestres et aquatiques ou de considérer automatiquement les parcelles aquatiques comme des zones de forte résistance, celles-ci furent plutôt modulées en fonction des besoins et capacité de l'espèce analysée. Ainsi, même pour des espèces considérées comme terrestres, l'analyse incluait les milieux aquatiques comme de potentiels vecteurs de déplacements.

Finalement, la dernière grande étape était celle des simulations et d'analyses statistiques. Afin de modéliser le déplacement des 93 espèces dans le territoire, nous avons utilisé le logiciel Omniscape (McRae et al., 2016; Landau 2020). Celui-ci permet d'évaluer la possibilité d'utilisation de chacune des parcelles d'un territoire en fonction de sa résistance et de celles des parcelles l'entourant dans une fenêtre d'un rayon de 50 km. Celle-ci se déplace sur chacune des parcelles du territoire et compile les résultats des analyses en un résultat de connectivités globales. Une fois les résultats obtenus pour les 93 taxons, nous avons fait des analyses de regroupements (fuzzy C-mean et Ward) afin d'obtenir des ensembles d'espèces dont les comportements de dispersions sont similaires. C'est ce que nous appellerons les guildes de dispersion. Ces analyses de regroupement ont été faites *a posteriori*, ce qui nous a permis de créer des guildes uniquement basées sur le comportement de déplacement. L'utilisation de l'analyse Fuzzy C-mean nous a également permis d'identifier

certaines espèces plutôt généralistes en plus de découvrir des associations d'espèces contraires aux prédictions habituelles.

Nous pensons que notre outil d'aide à la décision créé à travers cette méthode permettra de cibler les territoires devant être protégés en priorité. Ceux-ci devraient compléter l'actuel réseau de façon à combler ses lacunes actuellement présentes. De plus, cela devrait permettre de ralentir la perte de territoire subit par les espèces présentes et donc, contribuer au maintien de leur abondance. Les aires de protection ont un grand rôle à jouer dans la survie et le maintien de notre biodiversité. Toutefois, avec la situation environnementale actuelle et face aux perturbations anthropiques, il est nécessaire que chaque action posée puisse avoir un impact optimal. Nous pensons que notre outil pourrait permettre aux acteurs concernés de prendre rapidement des décisions éclairées et contribuer de façon significative au développement d'un réseau d'aires protégées efficaces.

Omnidirectional and omnifunctional connectivity analyses with a diverse species pool

Daphnée Lecours Tessier ^{1,2}, B-5439 - 1375 Avenue Thérèse-Lavoie-Roux, Montréal, QC H2V 0B3 daphnee.lecours.tessier@umontreal.ca

Roxane Maranger ^{1,2}, B-5417 - 1375 Avenue Thérèse-Lavoie-Roux, Montréal, QC H2V 0B3, r.maranger@umontreal.ca

Timothée Poisot ^{1,3}, B-5415 - 1375 Avenue Thérèse-Lavoie-Roux, Montréal, QC H2V 0B, timothee.poisot@umontreal.ca

¹ Université de Montréal, 2900 boulevard Edouard-Montpetit, Montréal, QC H3T 1J4

² GRIL, Université de Montréal, Pavillon Marie-Victorin, C.P. 6128, Succ. Centre-ville, Montréal QC H3C 3J7

³ QCBS McGill University, Stewart Biology Building Office S3/18, 1205 Dr. Penfield Avenue Montréal, Québec, Canada H3A 1B1

Résumé

La connectivité entre les parcelles d'habitat dans les paysages naturels et perturbés doit être prise en compte dans la planification de la conservation pour le maintien de la biodiversité. Pourtant, les méthodes d'évaluation de la connectivité sont souvent limitées, car la simulation de la dispersion de nombreuses espèces est trop coûteuse du point de vue computationnel. Les simulations actuelles font aussi des hypothèses simplificatrices quant aux comportements de déplacements des espèces qui sont potentiellement erronées. Nous montrons ici comment ces limites peuvent être contournées et proposons un nouveau cadre d'évaluation de la connectivité omnifonctionnelle et omnidirectionnelle dans une zone de 28000 km² dans la région des Laurentides au Québec, Canada. Notre approche repose sur (i) l'utilisation d'Omniscape, une version améliorée de Circuitscape qui permet des simulations omnidirectionnelles qui simulent mieux le mouvement des animaux et (ii) la synthèse de grands volumes de simulations de dispersion au niveau des espèces grâce à un regroupement a posteriori des résultats d'intensité d'utilisation des parcelles. Notre analyse révèle que le mouvement de 93 espèces évaluées peut être regroupé en trois guildes de dispersion fonctionnelles, correspondant à des espèces majoritairement aquatiques, des espèces terrestres capables d'utiliser des milieux aquatiques et des espèces strictement terrestres. Ces guildes fonctionnelles ne partagent pas de points chauds de connectivité, ce qui suggère que la planification des corridors devrait tenir compte de la multiplicité des stratégies de dispersion. Bien que cette approche nécessite un grand volume de ressources informatiques, elle fournit des informations plus riches sur les caractéristiques du paysage qu'il est essentiel de maintenir ou qui doivent être régénérées pour des objectifs plus larges de maintien de la biodiversité.

Abstract

Connectivity among habitat patches in both natural and disturbed landscapes needs to be accounted for in conservation planning for biodiversity maintenance. Yet methods to assess connectivity are often limited, because simulating the dispersal of many species is computationally prohibitive, and current simulations make simplifying assumptions about movement that are potentially erroneous. Here we show how these limits can be circumvented and propose a novel framework for the assessment of omnifunctional and omnidirectional connectivity in a 28000 km² area in the Laurentian region of Québec, Canada. Our approach relies on (i) the use of *Omniscape*, an improved version of *Circuitscape* which allows omnidirectional simulations that better emulate animal movement and (ii) the synthesis of large volumes of species-level dispersal simulations through *a posteriori* clustering of the current intensity. Our analysis reveals that the movement of 93 species evaluated can be clustered into three functional dispersal guilds, corresponding to mostly aquatic species, terrestrial species able to use aquatic environments, and strictly terrestrial species. These functional guilds do not share connectivity hotspots, suggesting that corridor planning would need to account for the multiplicity of dispersal strategies. Although this approach requires a large volume of computing resources, it provides richer information on which landscape features are critical to maintain or need to be regenerated for broader biodiversity maintenance goals.

Introduction

Natural ecosystems are facing unprecedented threats as a function of both direct and indirect anthropogenic disturbances, leading to a global and accelerating decline in biodiversity (Hooper et al. 2012; Merino et al. 2019). Some of the main threats to biodiversity maintenance are the joint effect of reduced area of natural habitat and connectivity loss among different habitat patches across the landscape (Thompson, Rayfield, et Gonzalez 2017). It reduces population size, gene flow, and diversity, which in turn can lead to inbreeding and local extinction (Jackson et Fahrig 2011). It can also prevent species from reaching new suitable habitats, and therefore limits their chance of both survival (Smith, Smith, et Waters 2013) and adaptation to climate change (Nuñez et al. 2013). A possible solution is to establish ecological corridors between protected areas (Rayfield, Fortin, et Fall 2011), or more broadly to facilitate movements across the landscape at large spatial scales (B. H. McRae et al. 2008). As ecosystems are home to multiple species with different needs and behaviors, it is essential that these corridors be multifunctional, *i.e.* that they account for the fact that the ability to move across a landscape is perceived differently by different species (Albert et al. 2017). Corridors that are well planned and implemented have the potential to promote survival, migration, and preserve small populations, for a large number of species (Smith, Smith, et Waters 2013). Indeed, they are essential for successful biodiversity maintenance in the long-term.

In order to establish new ecological corridors, several methods to assess connectivity has been developed in recent years. Belote et al. (2016) selected corridors with a least-cost path analysis across the continental US, using Linkage-mapper (B. McRae et al. 2011). Cote et al. 2009 used graph theory to assess structural connectivity of the Big Brook river drainage network (Terra Nova National Park, Newfoundland, Canada): lakes were nodes linked by the river reaches. Finally, McRae et al. (2008), created Circuitscape, which used circuit theory to quantify the possibility of crossing each territorial patch and tested this for Casper's Wilderness Park in California. Despite a large variety of accessible techniques, most studies focused on the needs of terrestrial species only (Appendix 1). Indeed, according to Correa Ayram et al. (2016), only 7% of connectivity studies were conducted in fluvial habitats, while terrestrial ecosystems represent 88% of research efforts on this topic between 2000 and 2013. As terrestrial habitat are predominant where most of the studies have been carried out (Europe and North America), it certainly influences its

results. However, without proper consideration of connectivity to freshwater habitats (lakes and rivers), downstream health of the river reaches could degrade and critical riparian wetlands could dry up, resulting in both terrestrial and freshwater biodiversity loss (Herbert et al. 2010; Smith, Smith, and Waters 2013). These ecosystems are naturally integrated through their watersheds (Ballinger et Lake 2006), therefore we argue that watersheds are the most ecologically relevant unit in which connectivity should be assessed.

To evaluate landscape connectivity for entire communities, it has been suggested to analyze a territory's features according to the needs of a diverse number of terrestrial and aquatic species (Albert et al. 2017; Sahraoui, Foltête, et Clauzel 2017). It should lead to a more robust and realistic output, as a small number of focal species seldom encompass the whole range of dispersal behaviors (Liu et al. 2018; Meurant et al. 2018; Marrotte et al. 2017). However, because multi-species analyses are complex (Moilanen et al. 2005), most efforts have often relied on the movement of a limited number of species (see Appendix 1). Moreover, according to Correa Ayram et al. (2016), there is a great redundancy of the species selected for the connectivity analyzes. Mammals alone would represent 41% of the analyzes, mammal carnivores more than 20%. One of the issues with assessing connectivity across multiple types of habitats is that it requires to merge the results of several species-level connectivity analyzes, to account for the variety of ways in which different species react to different types of landscape elements (Albert et al. 2017). When done with a large number of organisms, this imposes a double burden. One is to reconcile the connectivity of possibly dozens of indicator species, not all of which may have unbiased habitat use models (Olden, Jackson, et Peres-Neto 2002). The other is having the computational capacity to actually carry out this analysis. As the latter is becoming less of a problem with increased computational power and more diversified software offering to carry out connectivity simulations, developing a general framework to include connectivity across ecosystem types, with a diverse set of species, is an achievable and timely task.

A few studies have recently developed methods to aggregate multiple species-specific analyzes in a single result. For example, Albert et al. (2017) and Sahraoui et al. (2017) selected 14 and 16 eco-profiles respectively, each composed of one or more species, in order to represent a broader range of dispersal behaviors and habitat requirements. These eco-profiles were designed through dimensionality reduction based on species connectivity and habitat needs, either using clustering

or multivariate analysis. In another effort, Santini, Saura, et Rondinini (2016) selected all 20 non-volant mammal species of Italy that had a dispersal ability of a median of 3 km to identifying defragmentation priorities. The three studies have created composite maps by summing the single-species results or by calculating the mean score for each patch of habitat. Santini et al (2016) went even further by testing seven other ways to merge the species-specific maps, using weighted means of different landscape features to assess link probabilities, and two different summation types of nodes in the network. These studies have demonstrated that it is possible to create connectivity analyses for a large number of species, which may be ecologically more relevant. Indeed the results could be meaningful for decision makers, helping them to target new protection areas, restore others, and inform more sustainable strategies in city development projects (Ersoy, Jorgensen, et Warren 2019). Despite these successes, they remain limited by three key aspects. First, even a pool of 20 species cannot represent the entire functional diversity of realistic communities. Second, selected species pools continue to under value the contribution of semi-aquatic species and their habitats to landscape connectivity. Furthermore, freshwater biodiversity is considered the most imperiled globally (Hendriks 2016), suggesting that the need to include aquatic and semi-aquatic species is urgent. Finally, because species clustering is done before the simulations, this assumes that species connectivity depends on habitat requirements alone and neglects differences that could emerge due to the landscape configuration.

In this study we present a general framework for multi-species connectivity analysis, built around the needs of (i) integrate terrestrial and aquatic ecosystems (Herbert et al. 2010) (ii) use an ecologically relevant number of species to capture the diversity of ways in which species interact with their landscape (Meurant et al. 2018), and (iii) provide measures of uncertainty after different analyses have been merged. In contrast to previous studies relying on *a priori* clustering of dispersal guilds (Lechner et al. 2017; Sahraoui, Foltête, et Clauzel 2017) we propose an *a posteriori* method for the creation of a composite indicator species guild. Our approach accounts for the way species are predicted to move across the landscape by looking for similarities in their dispersal simulations, rather than in the cost matrix of these species. We argue that this new way of interpreting and post-processing connectivity simulations will result in a more integrative view of landscape connectivity to favor biodiversity maintenance in the long-term.

Method

Study area

We assessed our new connectivity approach using a 27 994 km² area located on the north shore of the St. Lawrence River, near the city of Montréal, Québec, Canada (Fig. 1). Seven major rivers are included in this region, and the area sits on two strikingly different geological provinces, the Saint Lawrence lowlands, dominated by agriculture and urban areas, and the Canadian Shield, covered largely by pristine temperate forests with a very high density of lakes and rivers (19.8%). This high aquatic surface supports the need to account for more semi-aquatic species in our simulations. This region was chosen because it shows a strong gradient of anthropogenic disturbance, with heavy urbanization and agricultural development to the south, major highways on the north-south axis, many roads, large forested areas particularly on the Shield where there is an active forestry industry, some major National Parks (Mont-Tremblant, Oka, la Mauricie), and several small cities that service a large cottage industry. Moreover, biological surveys conducted by conservation agencies and different government bodies resulted in the creation of a curated list of species, which we integrated in this analysis.

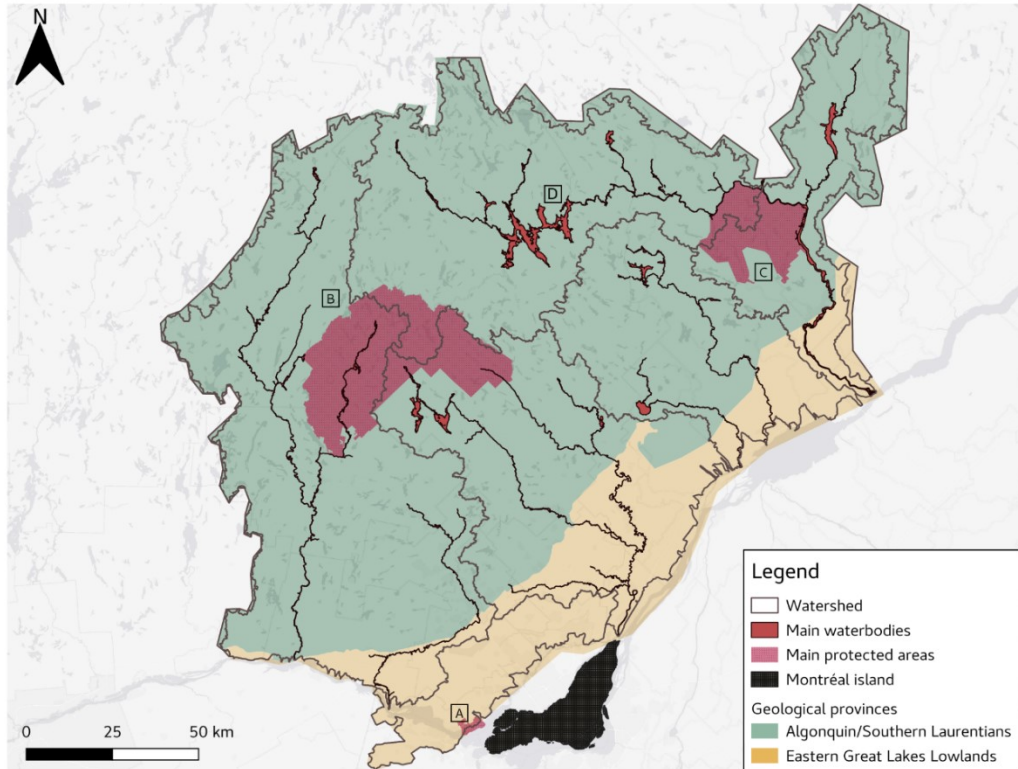


Figure 3. – Study area, on the North Shore of the Saint Lawrence River, province of Québec, Canada. A. Oka National Park B. Mont-Tremblant National Park C. La Mauricie National Park D. Lac Taureau. The study area is astride two geological provinces, the Saint Lawrence Lowlands (yellow) and the Canadian Shield (green).

Selection of Species

In order to select the species for this study, two lists of recorded vertebrate species from the main National Parks were used (SEPAQ 2019a; 2019b). As these lists were updated in 2009, 2014 or 2017, we considered that they were recent enough to be valid. These lists are all the more relevant, since the species more sensitive to human presence are found (or reported) more commonly in protected areas. It is therefore imperative to connect these areas to promote vulnerable species dispersion. We kept 45 mammals, all amphibians (16) and 9 reptile species, as well as 15 avian species with a conservation status. In order to include species that could have been elsewhere in the territory, we added five more avian species, two amphibians and one reptile, which have been recorded in GBIF and Ebird database since 2000. The lack of data on fish species, as well as the stark difference in their dispersal modes that is not adequately covered by the tools we use, is the

reason why we could not include them in our analysis. Thus, the final list contains 93 species (see Appendix 2).

Collecting Species Habitat Preference Data

From the list of focal species, we got information on their habitat preference and for some, *their dispersal capacities*. Since these data are very heterogeneous and sometimes non-existent, we gathered them from several sources. We used data from the IUCN Red list (IUCN 2019), identification guides of Quebec fauna (Desroches et Rodrigue 2004; Prescott et Richard 2014) and expert-curated websites for the herpetofauna (Ecomuseum 2004) and the avian fauna (Écopain d'abord, 1996). A habitat that would be appreciated by the specie and that would offer resources (food resources or rest site, forest for example) would get a resistance cost of zero. A habitat that can be crossed, but does not offer resources (field, lakes) would get a score of 50. Finally, a habitat that is hostile and costly to cross, or an obstacle (cities or roads) would get a resistance score of 100. The complete cost matrix for all species is given in **APPENDIX 2**.

Creating the Resistance Maps

Resistance maps are a mix between energetic landscape and habitat quality modeling. They represent the energetic and ecological cost to cross a certain plot as a function of its configuration (topography, human structures) and composition (land cover) (Table I) (B. H. McRae et al. 2008). Matching the cost matrix with data on the land cover and human structures present in the area allowed us to create a landscape resistance canvas for every species, where 0 represents the absence of resistance and 100 the most important obstacle to dispersal. Resistance maps are the sums of every spatial feature that could influence a species dispersal.

According to the resistance canvas, we created the different layers composing the final resistance map, using Qgis 3.4 (Qgis Development Team, 2019). We began with the land cover layer, formed by 226 359 polygons of 18 habitat types (agglomeration, crops, coniferous forest, herbaceous wetlands, etc.). To transform it into a resistance layer, we integrated the resistance score of each species, to each type of land cover in the layer's data (Appendix 2). This is the basic landscape features, which influence species dispersal. In order to assess landscape complexity fully, we added the effect of the slope, building presence, waterbodies, roads, trails, and railways (Appendix 2) on species dispersal. For the roads, we have accounted for their effect on a broader scale (150 m), with

the resistance score decreasing according to the distance from the road (Forman et Alexander 1998). For the “slope” layer, we have considered the degree of the slope as the degree of resistance (a slope of 50 degrees equals a resistance of 50). Indeed, slope is known to have an impact on species displacement movement (Gaudry et al. 2015; Leblond, Dussault, et Ouellet 2010).

In order to create a resistance map by summing the layers of each species, we converted vector resistance layers to raster layers. We first chose to use square cells at a resolution of 2 meters², which represents the smallest disturbance width considered in this study, hiking trails. Then, for each individual species, we summed the resistance layers corresponding to their canvas, which produced the 93 species-specific resistance maps. The resistance score of each cell represents the sum of all landscape features, according to the species dispersal behavior canvas.

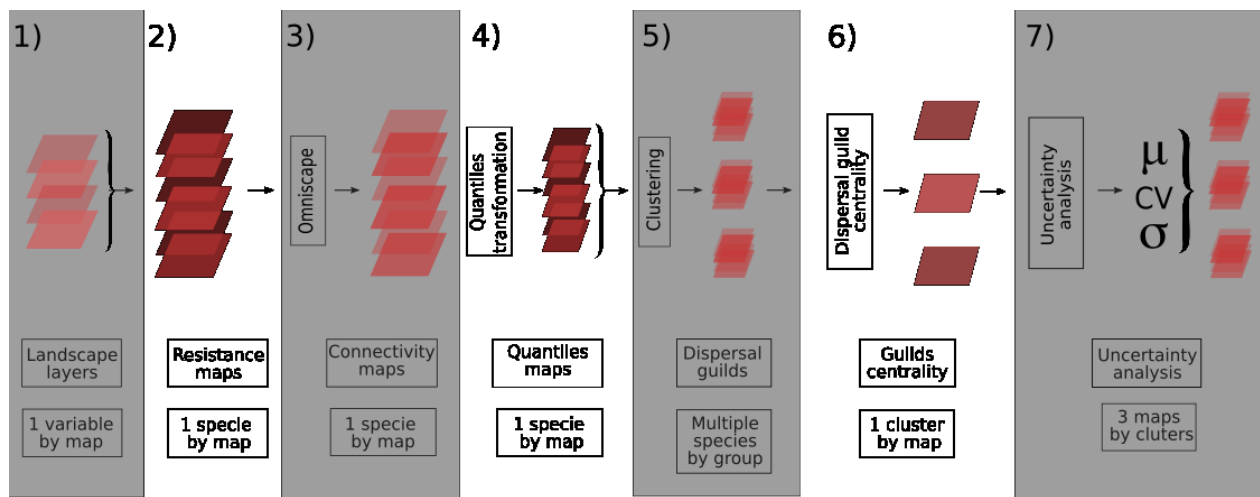


Figure 4. – Representation of the overall method flow. 1- For each species (93), each landscape layers features got resistance scores between 0 and 100. 2- The layers were converted in a raster format to be summed, which created one global resistance map by species. 3- The maps were analyzed using Omniscap, which created connectivity maps. 4- We assigned to each pixel its quantile in the observed map of the cumulative current for the species. 5- We conducted a clustering fuzzy C-means analysis of the unfolded 93 connectivity map to get the a posteriori dispersal guilds. 6- After the clustering, we extracted the weighted centroids of each cluster. 7- We also measured the additional indices (evenness, variation, location of the most connected pixels).

Tableau 1. – Compilation of the data use, their type, resolution, the possible scores attributed to and their source

Variable	Vector or Raster	Scale / Resolution	Possible scores	Source
Hydrological network	Vector	1:50 000	0, 25, 50, 75 or 100	NTDB + National Hydro Network
Dames	Vector	1:50 000	100	NTDB
Slope	Raster	1:50 000	0 to 59	NTDB
Road Network	Vector	1:50 000	0, 25, 50, 75 or 100	NTDB
Railway network	Vector	1:50 000	0, 25, 50, 75 or 100	NTDB
Land cover	Vector	1 : 50 000	0, 25, 50, 75 or 100	Land Cover, circa 2000-Vector

NTDB: National Topographic database

Analyzing landscape connectivity using *Omniscape*

We analyzed species-specific resistance maps in *Omniscape* 0.4.0 (<https://github.com/Circuitscape/Omniscape.jl>) (McRae et al. 2016), implemented with Julia 1.41 (Bezanson et al. 2015). *Omniscape* uses a circular sliding windows approach to connectivity simulations, which amounts to assuming that the species is aware of its immediate surroundings, but not of the entire landscape. Indeed, species use the landscape without knowing it entirely, which is assumed by the least-cost analysis (B. H. McRae et al. 2008). We used three different radiuses (30, 60 or 120 blocks, each block being a square parcel of 180m² – 2 700, 5 400 or 10 800m of radius), and averaged the quantiles of the cumulative current map for all. This resulted in connectivity scores ranging from close to 0 (specifically the inverse of the number of simulated pixels) to 1. The choice to examine quantiles as opposed to raw cumulative current values was driven by the fact that although different species will disperse at different rates (and therefore will have different total cumulative currents), quantiles provide information as to their relative use of the landscape. This would therefore facilitate the search for functional dispersal guilds. Note that

for some applications, analyzing the normalized current (*i.e.* the cumulative current divided by the potential flow, as in *e.g.* McRae (2008), which is to say measuring how *surprising* the observed current is compared to a null expectation) is preferable, notably for corridor mapping or the identification of dispersal bottlenecks. In this analysis, we focus on how organisms could disperse in the landscape, and therefore use the cumulative maps.

All simulations were performed on the beluga supercomputer, operated by Calcul Québec; the project required an estimated total of 3 core years to complete, being roughly equivalent to 3 years of time on a single-core machine.

A posteriori Functional Dispersal Guilds

After all the simulations were complete, we aggregated the maps using fuzzy C-means (C. Bezdek 1981; Dunn 1973). This approach allows to have species contribute to more than a single cluster (for example, species that are terrestrial but have an affinity for water will have landscaped use that borrows from strictly aquatic and strictly terrestrial species), as captured by the fuzziness parameter. Following community-established best practices, we set this parameter to 2. Specifically, we applied fuzzy C-means by transforming all the connectivity scores into a s by p matrix, with s the number of species and p the number of pixels with non-null connectivity values, then by calculating the s by s Euclidean distance matrix between all pairs of species. We extracted the centers of every cluster, and the species with the highest weight was the most representative species for the dispersal guild. It may therefore be used as an indicator species in the future. In addition, the weight of each species for each cluster can be used to measure species specificity; we used PDI (Poisot et al. 2012) as a specificity estimator, which has the desirable property of returning values that are lower than 0.5 for generalist species, and values above 0.5 for specialist species.

Fuzzy C-means lacks an established way to optimize the number of clusters [12]. As our goal is to identify functional dispersal guilds that move across the landscape in different ways, we relied on a simple heuristic to identify the optimal grouping. Fuzzy C-means results in a c by s matrix, where c is the number of clusters; every column in this matrix is therefore the contribution of all species to a cluster. Based on this information, we computed a c by c correlation matrix between clusters, and retained the solution in which no pair of clusters had a significant positive correlation.

Uncertainty Analysis

To produce the final connectivity map, we averaged the scores for the centroids of the clusters identified in the previous step, measured the standard deviation within each pixel, and finally measured the coefficient of variation and Pielou's evenness within each pixel. The average connectivity gives an idea of dispersal potential, and the coefficient of variation and evenness informs about the areas in which the guilds differ markedly in their landscape use. In addition, in keeping with the Aichi objectives (CBD Secretariat 2012), we mapped the best 17% of pixels (*i.e.* with the highest connectivity scores), using the average connectivity map as well as the map for every dispersal guild.

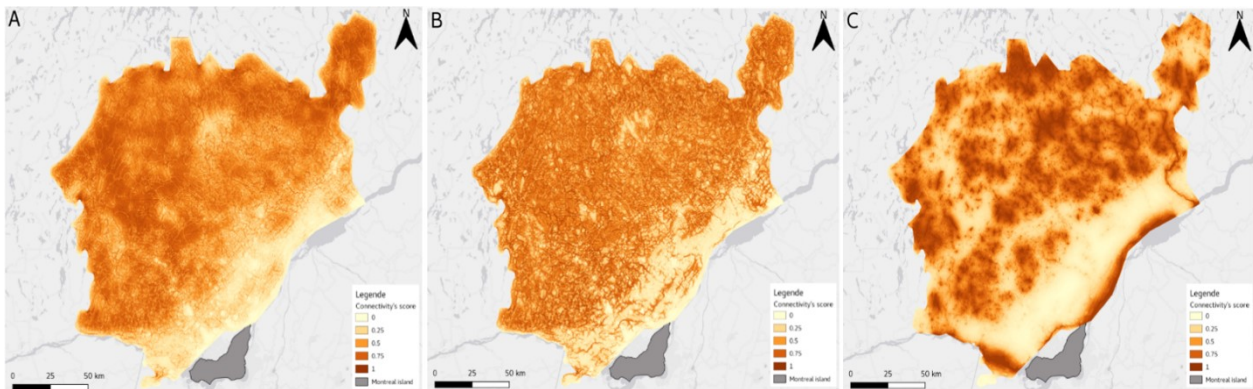
Results

Guild clustering

From 93 connectivity maps created, the fuzzy C-means identified an optimal fuzzy partitioning into three functional dispersal guilds (FDG henceforth), whose most representative species are the Horned grebe (*Podiceps auritus*, Linnaeus, 1758) (FDG1; fig. 3a), (FDG2; fig. 3b), the American black bear (*Ursus americanus*, Linnaeus, 1758) and the Northern Two-lined salamander (*Eurycea bislineata*, Green, 1818) (FDG3; fig. 3c). The way these species associate with different habitats for their movement would be the most representative of the guild. All of these guilds share a very poor connectivity score in the lowlands (although FDG3 can use some of the wooded areas for the east-west traversal), and differ in how they use the rest of the study area. In particular, FDG3 tends to have almost unrestricted movement outside of the lowlands, while FDG2 is predicted to be more canalized in some places. Interestingly, while the two guilds for the most terrestrial species were not correlated ($\rho = 0.054$), they were both correlated negatively to the cluster with more aquatic species (ρ approx. -0.7 in both cases). This reveals not only that the needs of aquatic and semi-aquatic species are different, but that favoring terrestrial species only in connectivity planning will impede the movement of semi-aquatic species. The complete clustering result, including specificity analysis, is given in Appendix 3. Applying PDI on the clustering weight identified 15 generalist species, including notably the Canada Lynx (*Lynx canadensis*, Kerr, 1792) (PDI = 0.45), moose (*Alces Alces*, Linnaeus, 1758), (PDI = 0.44), red-headed woodpecker (*Melanerpes erythrocephalus*, Linnaeus, 1758) (PDI = 0.27), and Hoary bat (*Aeorestes cinereus*, Beauvois,

1796) (PDI = 0.42). Whereas specialist species or species with high affinity for a specific FDG can be good indicator species, generalist species can provide an overall view of landscape connectivity.

Figure 5. – Connectivity scores for three different guilds. Higher values indicate more potential for movement. St. Lawrence Lowlands have areas with medium connectivity potential for FDG1 and FDG2 but are globally lowly connected and do not have real potential to facilitate the movement of species from FDG3. The Canadian Shield, however, shows high connectivity potential for the three guilds, especially FDG2. A. FDG1 – Species of open and undisturbed habitats B. FDG2 – Species of forested habitats C. FDG3 – Species of freshwater habitats.



Average Connectivity and Variation

As expected, the St-Lawrence lowlands performed uniformly worse in terms of connectivity, with nevertheless some areas running parallel to the shore that can work as dispersal avenues (fig 3a), however, these are mostly used by FDG3. Even in the most forested areas, it is strikingly easy to identify more developed regions or axes, corresponding to highways connecting the island of Montréal to smaller clusters of anthropogenic activity. With the exception of these areas, the region is remarkably well-connected overall. The coefficient of variation and Pielou's evenness for connectivity reveals areas in which the needs of species that favor either aquatic or terrestrial habitats are more difficult to reconcile (fig 4b, 4c). This includes, trivially, the St Lawrence River itself, but also the areas surrounding large water bodies such as the *Lac Taureau* to the North. It should be noted that although both the coefficient of variation and Pielou's evenness provide a similar information (namely, the homogeneity in the use of every pixel by the three FDGs), the latter is a more appropriate measure. Although widely used, the coefficient of variation performs better on ratio scales, whereas the quantiles of dispersal, being bounded, are expressed on an interval scale.

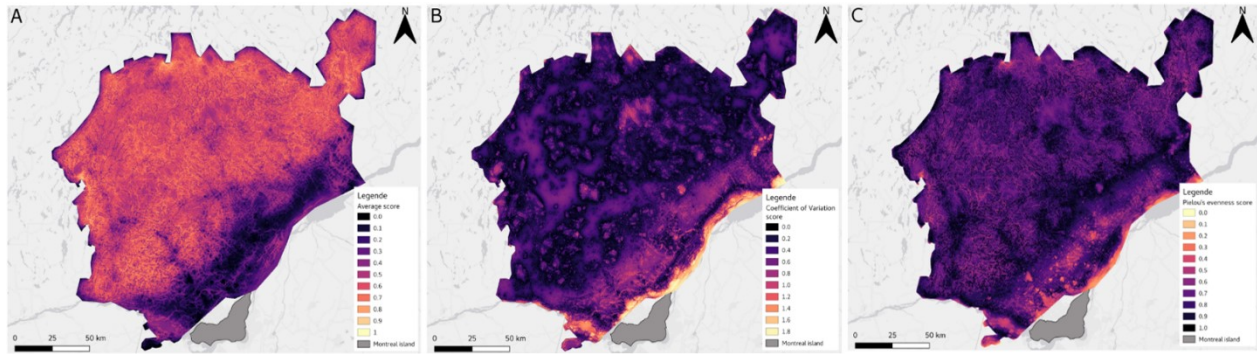


Figure 6. – Representation of the Average connectivity score (A), coefficient of variation (B) and Pielou's evenness (C) A. Average connectivity across the three functional guilds. The St. Lawrence Lowlands have a lower connectivity overall, though some more intact habitats running parallel to the shore allow for traversal. B. Coefficient of Variation across the three FDGs ($n=3$), corrected for small sample size by a coefficient of $(1+1/4n)$. Values on the map have been capped at 1, as values larger than unity are generally regarded as noise. C. Pielou's evenness across FDGs. Note that the color scale has been inverted, to reflect the fact that high values correspond to connectivity that is more similar across FDGS.

Best-connected Pixels

In fig. 5a, we represent the 17% of pixels with the highest *average* connectivity, which can be thought of as forming the basis for a dispersal network across the region, independent of guilds. This information should be contrasted with fig. 4b, in which we show the spatial distribution of the best 17% of pixels for each of the different FDGs and superimposed them. Because the guilds are optimized to maximize the differences between them, their most connected areas rarely overlap. As a result, protecting the top 17% of pixels for all guilds combined would cover up to three times more surface than the best 17% pixels on average. Furthermore, note that very few aquatic habitats would be protected using the average classification as a target.

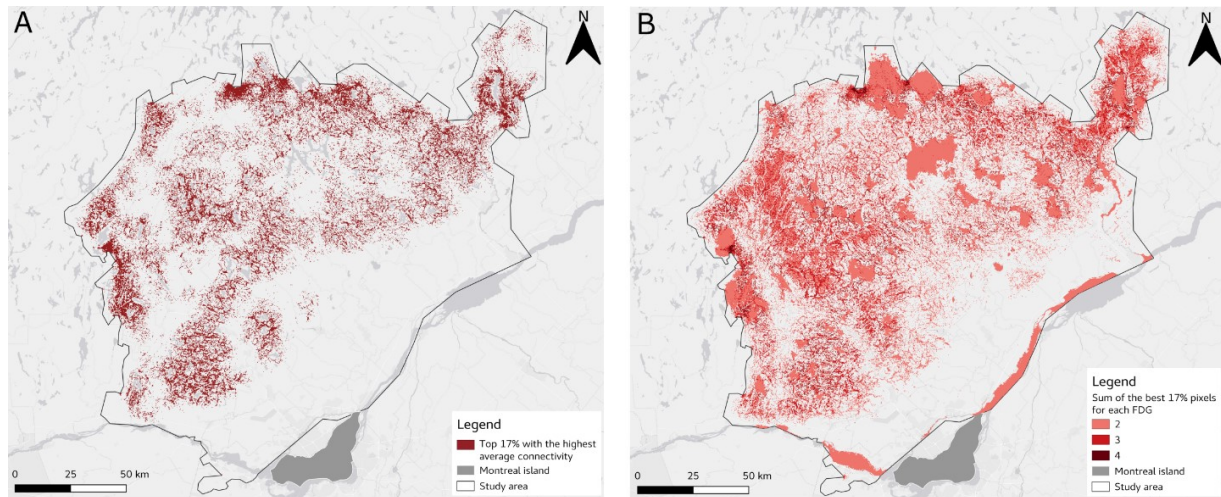


Figure 7. – Spatial distribution of the best 17% of pixels with the highest average connectivity (A) and the best 17% of pixels for all guilds combined (B). The pixels in panel B cover approximately 40% of the entire territory, suggesting that the three functional guilds have very high complementarity.

Discussion

We have simulated the dispersal of 93 species across a 220 by 230 km area in the Laurentian region of Québec. We then classified the multi-model average of connectivity maps using Fuzzy C-means, to provide a regional average (Fig. 4a). Based on this result, we identified areas of higher uncertainty (Fig. 4b, 4c) as well as candidate indicator species that would represent the dispersal movement of a Functional Dispersal Guild (FDGs). We found that connectivity is lower in the St Lawrence Lowlands, which is more impacted by anthropogenic activities, and generally better in the forested areas of the Canadian Shield. Although this result was expected, our approach was the first to assess connectivity across such a large heterogeneous landscape, by accounting for the taxonomic diversity of both terrestrial and semi-aquatic vertebral species. Furthermore, these species belong to different guilds representing three emergent dispersal landscapes that coexist within the study region. Conservation actions that may neglect the protection of a specific guild could have overall negative consequences on the biodiversity maintenance of the entire region. Indeed, semi-aquatic, which form a guild on their own, are often neglected.

We have used fuzzy C-means to cluster the species into FDGs, as it represents a more objective approach in which species are able to contribute relatively among dispersal guilds. Indeed, we identified about 16% of species classified as generalists that contribute in similar proportions to all FDGs. Under a non-fuzzy scheme, this information would be lost, as species would be forced into

one guild only. This being said, as we show in fig 6, the results of the fuzzy C-means algorithm are directly comparable with a hierarchical clustering using Ward’s agglomeration on the pre-squared distance matrix. Although simple hierarchical clustering would have led to the same dispersal guilds, the rich information of the movement of generalist species among guilds could only be achieved using the fuzzy C-means approach.

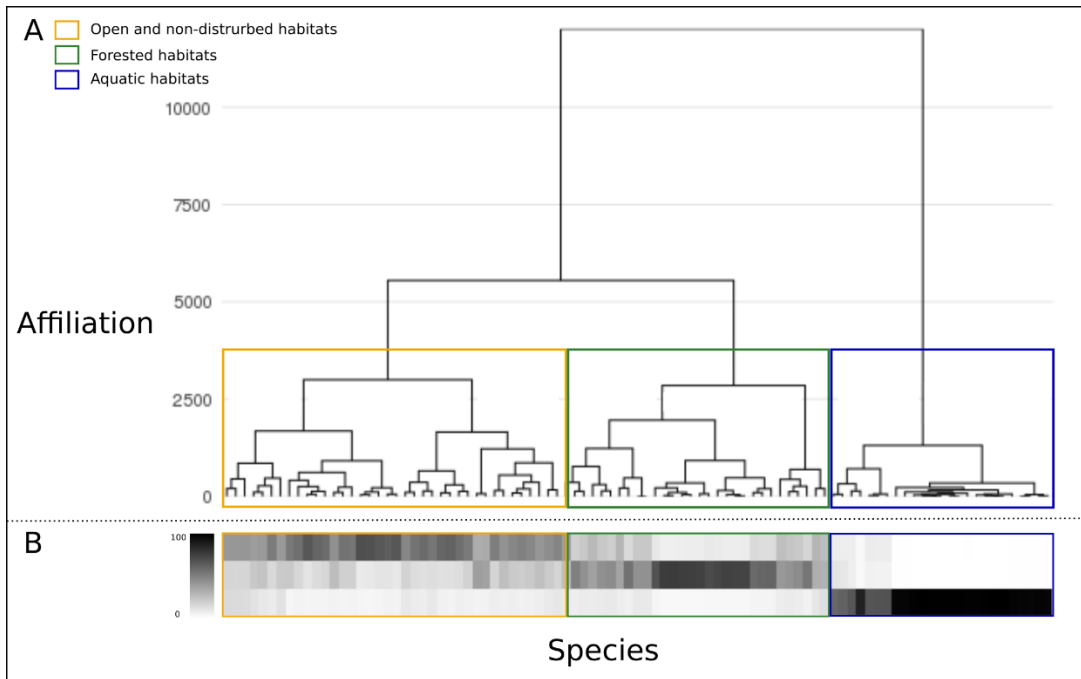


Figure 8. – Comparison between Ward’s clustering (A) and the Fuzzy C-Means (B) results. Both methods identify three distinct groups of dispersal behavior (guilds), but only Fuzzy C-means allows to uncover the fact that some species are actually generalists.

Clustering returns groups of species based on predicted dispersal, and therefore represents a process to select indicator species within each guild. By contrast, the *a priori* selection of indicator species risks either underrepresentation or over representing different dispersal modes. This is a particularly concerning issue, since as we illustrate in fig 4, the identification of the most connected pixels vary greatly depending on whether the FDGs, or the average connectivity, are used. Knowing the importance of the choice of representative species, the more ecologically relevant *a posteriori* clustering should be favored, especially given that this amount of simulations is computationally feasible. Indeed, among the 93 species used in this study, several which would be considered “terrestrial” only, were found to benefit from freshwater habitats for travel and therefore clustered differently. For example, this was notably the case for the clustering of moose (*Alces*

alces, Linnaeus 1758) with the common garter snake (*Thamnophis sirtalis*, Linnaeus 1758) and many avian species, among others. This counterintuitive association demonstrates that with regards to landscape connectivity, our preconceived ideas of species groupings do not apply.

Despite the large diversity of species and their habitat preferences, fuzzy C-means identified an optimal grouping of three functional dispersal guilds only. Surprisingly this is a lower number of classes than most multi-species simulations have been using, and so it calls into question whether using more species would have led to pseudo-replication, or to over-representing the needs of some groups of organisms. Previous methods to suggest surrogate species for connectivity modeling also resulted in a larger number of species (*e.g.* between 5 to 7 for Meurant et al. 2018). We argue that the number of species guilds should not be determined *a priori*, since these classifications would rely only on between-species differences in habitat preferences, and would not be able to account for how these differences interact with the spatial configuration and habitat diversity in the landscape. Therefore, we suggest our approach be used with the largest number of species available, particularly in biophysically complex and species-rich landscapes.

Once initial clustering is made, the entire species list may no longer be required for subsequent simulations carried out in the same region. In a context such as a predicting the effect of land-use or climate change on connectivity, which would involve many thousands of simulations, one strategy would be to identify the most representative species for the optimal number of FDGs, and then use these indicator species in the simulations. While these results in the loss of some information, this offers a reasonable compromise between the effort to identify relevant species in initial computationally intensive analysis, and the effort to perform projections of future connectivity maps. Additional schemes to pick a subset of species to work on should be evaluated on a case-by-case basis and can involve picking a mix of specialist and generalist species.

The lack of data on species occurrence and movement behavior has long been an obstacle to broad connectivity analysis, and still is. As it made the creation of accurate dispersal habitat matrices difficult, reliance on expert opinion has often replaced empirical evidence, which themselves are not without validation issues. As climate change disturbed species habits and created new challenges, accurate and recent data on species presence, behavior and fitness will become even more essential to validate results and provide strong studies. However, data on species presence are increasingly numerous, notably through citizen science and new research, which means that

assessing species habitat preference and dispersal behavior should become more accessible. Conservationists should seize this opportunity to improve the global knowledge of species, and improve and validate connectivity modelisation methods.

Here we provide, to our knowledge, the most robust and fully integrated terrestrial and aquatic multi-dispersal connectivity assessment at a regional scale. We used a broad suite of diverse taxa in a heterogeneous landscape structured by a number of different anthropogenic disturbances across two major geological provinces. The integration of multiple dispersal pathways provides a robust connectivity conservation plan and our approach offers a road map for future connectivity assessments. Given the ongoing biodiversity crisis, identifying and implementing corridors to maintain habitat connectivity for conservation for as many species as possible is increasingly urgent. Yet, current conservation strategies often neglect the diversity of ways in which species actually use the landscape, since they focus largely on terrestrial species. For example, as a worst-case scenario, habitat patches crucial to the dispersal of a specific functional group would not be adequately protected; this connectivity loss for an entire subgroup of species could have a cascading effect with the potential to destabilize the entire ecosystem.

Data availability: Data will be deposited on DataDryad upon acceptance.

Acknowledgements

We acknowledge that the land described in this study is located within the traditional unseeded territory of the Saint Lawrence Iroquoian, Anishinabewaki, Mohawk, Huron-Wendat, and Omàmiwininiwak nations. We have received financial support from the NSERC Discovery grants program (TP, RM), the Groupe de Recherche Interuniversitaire en Limnologie (DLT), the BIOS² NSERC CREATE grants (DLT), the Canadian Foundation for Innovation John Evans fund (TP). Computations were made on the supercomputer beluga, managed by Calcul Québec and Compute Canada. The operation of this supercomputer is funded by the Canada Foundation for Innovation (CFI), the ministère de l'Économie, de la science et de l'innovation du Québec (MESI) and the Fonds de recherche du Québec - Nature et technologies (FRQ-NT). We thank Guillaume Spain for help with GIS. We thank Kimberly Hall, Vincent Landau, and Ranjan Anantharaman for assistance with OmniScope. Author contributions: DLT acquired the data, DLT and TP performed the analyses, all authors contributed to study design and writing.

Conclusion

L'objectif de l'étude était de développer une méthode permettant d'évaluer le potentiel de connectivité du territoire, intégrant à la fois les milieux aquatiques et terrestres. Nous souhaitons également inclure un large échantillon de la biodiversité locale, afin de s'assurer de ne pas négliger certains types d'espèces. Cela nous a permis de représenter une plus grande diversité fonctionnelle présente dans ces écosystèmes et de nous assurer que davantage d'espèces vertébrées puissent bénéficier de l'étude. En effet, les espèces aquatiques et semi-aquatiques sont régulièrement négligées dans les études de connectivité, ce qui pourrait négativement impacter leur maintien. C'est que leurs besoins en matière de connectivité du paysage ne sont pas nécessairement les mêmes que les espèces terrestres. Dans certains cas, la création de corridors fauniques terrestres peut même nuire aux espèces aquatiques. Cela démontre donc l'importance de les inclure davantage lors d'analyses et de prise de décision en conservation.

Afin de développer et tester la méthode, nous avons sélectionné un territoire sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent, au Québec. Cette zone de 28 000 km² est caractérisée par une division en deux provinces géologiques, soit les basses-terres du Saint-Laurent, zone fortement agricole et urbanisée au Sud et le Bouclier canadien au Nord, territoire essentiellement forestier et montagneux. Ce fort gradient nord-sud d'anthropisation ainsi que la présence d'aires protégées nous ont permis d'évaluer la sensibilité de la méthode et de l'algorithme aux changements d'utilisation du territoire.

Dans le but d'obtenir des résultats plus représentatifs du paysage, nous avons tout d'abord choisi d'intégrer les milieux aquatiques dans la matrice terrestre, plutôt que de les considérer en réseaux hydrologiques externes ou comme une barrière. Cela nous a permis de tenir compte de la proximité spatiale de ces milieux et d'intégrer le fait que plusieurs espèces utilisent à la fois les milieux d'eau douce et terrestre pour leur survie et leurs déplacements. Afin de brosser un portrait de la connectivité du territoire représentatif, nous avons également intégré davantage d'espèces (93) ayant des besoins et fonctions diverses dans nos analyses. Cela nous a permis d'obtenir des résultats beaucoup plus complets quant aux besoins de la biodiversité locale. Les résultats des espèces de milieux ouverts le démontrent bien, puisqu'elles semblent utiliser toutes les composantes naturelles du territoire pour se déplacer. En incluant davantage d'espèces dans nos analyses, cela nous a

également permis de cibler les prochaines zones à prioriser ayant le potentiel de contribuer à la résilience des écosystèmes terrestres ET aquatiques.

De plus, pour contrer les biais quant à l'utilisation du territoire, nous avons utilisé une méthode de regroupement avec les résultats des analyses de connectivité, plutôt qu'avec les cartes de résistances. En effet, dans les précédentes études, les analyses regroupements étaient généralement faite *a priori* des analyses de connectivité. Cela permettait entre autres de sélectionner les espèces indicatrices pour qui seules les analyses de connectivité étaient réalisées. Toutefois, les espèces sont ainsi regroupées en fonction de leurs préférences d'habitats plutôt qu'en fonction de leur utilisation potentielle du territoire. En faisant une analyse de regroupement *a posteriori*, notre méthode nous permet de laisser les données nous indiquer les espèces à cibler pour s'assurer d'avoir un impact global. En plus du biais induit par les analyses *a priori*, l'utilisation d'Omniscape nous permet d'éviter les biais directionnels qui sont généralement induits dans les analyses de connectivité. Les méthodes comme les analyses de moindres coûts ou Circuitscape, exigent d'inclure départs et arrivées, ce qui induit automatiquement un biais de directionnalité dans les résultats. Puisque Omniscape ne requiert pas de point d'arrivée, cela permet d'évaluer le potentiel de connectivité pour tout le territoire, sans imposer de direction à prendre ou d'endroit à atteindre.

Les résultats obtenus démontrent tout d'abord que les basses-terres du Saint-Laurent n'ont en moyenne, que très peu de potentiel de connectivité. En effet, l'absence de milieux aquatiques naturels autres que les rivières ainsi que la faible présence de parcelles forestières diminuent grandement la capacité de mouvements pour les populations locales. De plus, presque l'entièreté de la région des basses-terres est séparée par l'autoroute 40, qui bloque le passage de plusieurs espèces. Afin de promouvoir le déplacement des espèces sur ce territoire, il semble donc primordial de (i) protéger les dernières parcelles de forêt et de friches présentes (ii) protéger les bandes riveraines des rivières et (iii) établir un plan de restauration des corridors forestiers et des milieux humides. L'objectif de ces corridors forestiers devrait être de rejoindre les grandes zones forestières du Bouclier canadien, puisqu'une fois atteint, le Bouclier canadien représente un territoire pratiquement intact. En effet, cette province géologique semble avoir un grand potentiel de connectivité pour l'ensemble des espèces de l'étude, puisqu'il offre une combinaison de milieux aquatiques, forestiers denses et forestiers ouverts avec une faible présence humaine.

Les résultats obtenus semblent également démontrer qu’au sein de ce territoire, le paysage pourrait être perçu de trois façons différentes, puisque le regroupement des résultats de connectivité des 93 espèces nous a permis d’identifier trois guildes de dispersion fonctionnelle. On obtient ainsi une guilde davantage forestière, principalement représentée par les mammifères terrestres, une guilde de milieux ouverts et peu perturbés, surtout composée d’espèces aviaires ainsi qu’une guilde de milieux aquatiques, regroupant principalement l’herpétofaune. Il est toutefois important de mentionner que 16 des 93 espèces ne semblent pas avoir d’affiliation particulière envers une guilde. Il est donc possible de les considérer comme des espèces généralistes, en ce qui concerne l’utilisation du territoire. On pense entre autres à l’orignal (*Alces alces*), espèce forestière se nourrissant principalement en milieux aquatiques ou aux chauves-souris qui utilisent les milieux ouverts pour se nourrir, mais les milieux forestiers pour nicher (Prescott et Richard 2014). Si les espèces peuvent avoir de l’affinité avec plusieurs guildes, il est cependant important de mentionner que les résultats de priorisation de territoire des différentes guildes semblent complémentaires. En effet, les résultats des guildes « terrestres » sont positivement corrélés entre eux, mais sont toutefois négativement corrélés à ceux de la guilde « aquatique ». Cela s’explique entre autres par le fait que bien que plusieurs espèces terrestres utilisent les milieux aquatiques (Prescott et Richard 2014; Sánchez-Montoya et al. 2016), les espèces de l’herpétofaune, essentiellement aquatiques, n’utilisent quant à elles que très peu les habitats terrestres (Desroches et Rodrigue 2004). Cette complémentarité des guildes nous indique qu’il est important de mieux intégrer l’ensemble des écosystèmes au sein des analyses et de diminuer les biais historiques qui ont contribué à la négligence des milieux d’eau douce québécois et de leurs espèces.

D’ailleurs, il est aussi important d’évaluer l’intégrité écologique du paysage entourant les milieux aquatiques puisque cela peut également impacter le maintien de la biodiversité locale (Goforth et Bain 2012). En plus d’évaluer la connectivité du paysage, il semble donc primordial d’inclure de façon indépendante des analyses d’intégrité d’écosystèmes terrestres et aquatiques. Cela nous permettrait de cibler les aires “sauvages” encore présentes sur le territoire, en plus des couloirs de connexions. Ces aires sont primordiales pour les espèces davantage sédentaires, comme les espèces floristiques, qui contribuent par la suite au maintien des espèces animales (Heywood 2019). De plus, le fait d’y inclure les analyses d’intégrité aquatique nous permet de réellement évaluer l’état de l’ensemble des écosystèmes du territoire. Ce facteur est primordial, puisque la pollution des milieux aquatiques est un facteur pouvant diminuer leur connectivité fonctionnelle et leur potentiel

d'utilisation par les espèces. L'influx de polluant peut en effet altérer les propriétés physico-chimiques ainsi que la structure des communautés résidentes (Søndergaard et Jeppesen 2007). Ceci peut par la suite réduire la capacité de certaines espèces à s'y développer, ou même à le traverser (Castello et Macedo 2016). Il semble donc nécessaire d'inclure à la fois la connectivité du territoire et l'intégrité écologique lors des évaluations de valeur écosystémique.

Cela ne pourra toutefois se faire de façon rapide et efficace sans améliorer la quantité et la qualité des données disponibles. Effectivement, le manque de données de présence/absence des espèces, de leur comportement de déplacement ou de présence de barrières/polluants a longtemps été un obstacle à de larges analyses de la connectivité et l'est toujours. Il a donc été difficile de créer une matrice de dispersion précise en s'appuyant seulement sur l'opinion d'experts. Lorsque la quantité de données de présence/absence sera suffisante, il sera donc intéressant de non seulement refaire les analyses en se basant à la fois sur les opinions d'experts et les données, mais aussi de valider les modèles de prédiction précédemment créés. Les nouveaux modèles devront également prendre en considération l'impact des changements climatiques sur les biomes du Québec et les migrations des espèces suivant les conditions environnementales étant propices à leur développement. Les données précises et récentes deviendront de ce fait encore plus essentielles pour valider les résultats et fournir des études solides. Heureusement, la science peut désormais s'appuyer sur les données citoyennes. Bien que de nombreux biais soient à considérer dans ces bases de données, elles nous renseignent néanmoins sur la présence d'un grand nombre d'espèces, et ce, au sein de nombreux milieux. Leur utilisation conjointe avec les données d'inventaires scientifiques devrait donc contribuer à améliorer nos capacités de prédiction, modélisation et de validation de modèle.

Les prochaines étapes du projet seraient d'ajouter l'intégrité des écosystèmes terrestres et aquatiques dans les analyses afin de cibler les zones qui sont à la fois intègres écologiquement et qui permettent le déplacement des espèces. L'intégration conjointe de ces deux variables devrait permettre d'évaluer la valeur écosystémique du territoire et donc de pouvoir mieux planifier le développement d'un réseau d'aires protégées résistant et résilient face aux perturbations environnementales. Il sera également important d'augmenter la quantité de données existantes et disponibles concernant les espèces du Québec. Cela permettra non seulement d'améliorer la qualité des modèles, mais également de les valider et donc de les utiliser dans le développement de projets de conservation.

Ultimement, ce projet devrait pouvoir fournir aux municipalités, gouvernements et agences non gouvernementales un outil d'aide à la décision leur permettant de planifier le développement de territoire durable et respectueux de la biodiversité.

Références bibliographiques

Abell, Robin. 2002. « Conservation Biology for the Biodiversity Crisis: A Freshwater Follow-up ». *Conservation Biology* 16 (5): 1435-37.

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): 233-47. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00242-6](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00242-6).

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 (6): 1383-96. <https://doi.org/10.1111/cobi.12943>.

Andam, Kwaw S., P.J. Ferraro, et M.M. Hanauer. 2013. « The Effects of Protected Area Systems on Ecosystem Restoration: A Quasi-Experimental Design to Estimate the Impact of Costa Rica's Protected Area System on Forest Regrowth ». *Conservation Letters* 6 (5): 317-23. <https://doi.org/10.1111/conl.12004>.

Andrew, Margaret E., M.A. Wulder, et N.C. Coops. 2011. « Patterns of Protection and Threats along Productivity Gradients in Canada ». *Biological Conservation* 144 (12): 2891-2901. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.08.006>.

Ballinger, A., et P.S. Lake. 2006. « Energy and Nutrient Fluxes from Rivers and Streams into Terrestrial Food Webs ». *Marine and Freshwater Research* 57 (1): 15-28. <https://doi.org/10.1071/MF05154>.

Belote, R. Travis, M.S. Dietz, C.N. Jenkins, P.S. McKinley, G.K. Irwin, T.J. Fullman, J.C. Leppi, et G.H. Aplet. 2017. « Wild, Connected, and Diverse: Building a More Resilient System of Protected Areas ». *Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America* 27 (4): 1050-56. <https://doi.org/10.1002/eap.1527>.

Berteaux, Dominique, S.de Blois, J-F. Angers, J.Bonin, N. Casajus, M. Darveau, F. Fournier, et al. 2010. « The CC-Bio Project: Studying the Effects of Climate Change on Quebec Biodiversity ». *Diversity* 2 (11): 1181-1204. <https://doi.org/10.3390/d2111181>.

Bezanson, Jeff, A. Edelman, S. Karpinski, et V.B. Shah. 2015. « Julia: A Fresh Approach to Numerical Computing ». *arXiv:1411.1607 [cs]*, juillet. <http://arxiv.org/abs/1411.1607>.

Boakes, Elizabeth H., P.J.K. McGowan, R.A. Fuller, D. Chang-qing, N. E. Clark, K. O'Connor, et G.M. Mace. 2010. « Distorted Views of Biodiversity: Spatial and Temporal Bias in Species Occurrence Data ». *PLOS Biology* 8 (6): e1000385. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1000385>.

Bonacich, Phillip, et P. Lloyd. 2001. « Eigenvector-like measures of centrality for asymmetric relations ». *Social Networks* 23 (3): 191-201. [https://doi.org/10.1016/S0378-8733\(01\)00038-7](https://doi.org/10.1016/S0378-8733(01)00038-7).

Butler, William Hale. 2003. « Planning for Water: Statewide Approaches to Watershed Planning and Management », avril. <https://vtechworks.lib.vt.edu/handle/10919/37109>.

C. Bezdek, James. 1981. « Pattern Recognition with Fuzzy Objective Function Algorithms ». 1981. <https://www.springer.com/gp/book/9781475704525>.

Castello, Leandro, et M.N. Macedo. 2016. « Large-Scale Degradation of Amazonian Freshwater Ecosystems ». *Global Change Biology* 22 (3): 990-1007. <https://doi.org/10.1111/gcb.13173>.

CBD Secretariat. 2012. « TARGET 11 - Technical Rationale Extended (Provided in Document COP/10/INF/12/Rev.1) ». <https://www.cbd.int/sp/targets/rationale/target-11/>.

Clevenger, Anthony P. 2005. « Conservation Value of Wildlife Crossings: Measures of Performance and Research Directions ». *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society* 14 (2): 124-29. <https://doi.org/10.14512/gaia.14.2.12>.

Clevenger, Tony, et M.P. Huijser. 2009. « Handbook for Design and Evaluation of Wildlife Crossing Structures in North America ». <https://trid.trb.org/view/915024>.

C. Marshall, et S.E. Bunn. 2012. « When the River Runs Dry: Human and Ecological Values of Dry Riverbeds ». *Frontiers in Ecology and the Environment* 10 (4): 202-9. <https://doi.org/10.1890/110136>.

Connor, Thomas, V. Hull, et J. Liu. 2016. « Telemetry Research on Elusive Wildlife: A Synthesis of Studies on Giant Pandas ». *Integrative Zoology* 11 (4): 295-307. <https://doi.org/10.1111/1749-4877.12197>.

Correa Ayram, Camilo A., M.E. Mendoza, A. Etter, et D.R. Pérez Salicrup. 2016. « Habitat Connectivity in Biodiversity Conservation: A Review of Recent Studies and Applications ». *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 40 (1): 7-37. <https://doi.org/10.1177/0309133315598713>.

Cote, David, D.G. Kehler, C. Bourne, et Y. F. Wiersma. 2009. « A New Measure of Longitudinal Connectivity for Stream Networks ». *Landscape Ecology* 24 (1): 101-13. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9283-y>.

Desroches, Jean-François, et D. Rodrigue. 2004. « Amphibiens et reptiles Édition revue et augmentée du Québec et des Maritimes ». Montréal : Édition Michel Quintin

Duchesne, Sonia, et Fondation Les oiseleurs du Québec. 1999. *Guide de conservation des corridors forestiers en milieu agricole*.

Dugan, Hilary A., S.L. Bartlett, S.M. Burke, J.P. Doubek, F.E. Krivak-Tetley, N.K. Skaff, J.C. Summers, et al. 2017. « Salting Our Freshwater Lakes ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114 (17): 4453-58. <https://doi.org/10.1073/pnas.1620211114>.

Dunn, J. C. 1973. « A Fuzzy Relative of the ISODATA Process and Its Use in Detecting Compact Well-Separated Clusters ». *Journal of Cybernetics* 3 (3): 32-57. <https://doi.org/10.1080/01969727308546046>.

Ecomuseum. 2004. « Atlas des Amphibiens et Reptiles du Québec ». <https://www.atlasamphibiensreptiles.qc.ca/wp/>.

Écopains d'abord. 1996. « Les oiseaux ». <http://www.oiseaux.net/>.

Elmqvist, Thomas, C. Folke, M. Nyström, G. Peterson, J. Bengtsson, B. Walker, et J. Norberg. 2003. « Response Diversity, Ecosystem Change, and Resilience ». *Frontiers in Ecology and the Environment* 1 (9): 488-94. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001\[0488:RDECAR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0488:RDECAR]2.0.CO;2).

Enke, Neela, A. Thessen, K. Bach, J. Bendix, B. Seeger, et B. Gemeinholzer. 2012. « The User's View on Biodiversity Data Sharing — Investigating Facts of Acceptance and Requirements to Realize a Sustainable Use of Research Data — ». *Ecological Informatics*, Data platforms in integrative biodiversity research, 11 (septembre): 25-33. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2012.03.004>.

Erős, Tibor, et E. H. Campbell Grant. 2015. « Unifying Research on the Fragmentation of Terrestrial and Aquatic Habitats: Patches, Connectivity and the Matrix in Riverscapes ». *Freshwater Biology* 60 (8): 1487-1501. <https://doi.org/10.1111/fwb.12596>.

Ersoy, Ebru, A. Jorgensen, et P.H. Warren. 2019. « Identifying Multispecies Connectivity Corridors and the Spatial Pattern of the Landscape ». *Urban Forestry & Urban Greening* 40 (avril): 308-22. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.08.001>.

Fahrig, Lenore. 1997. « Relative Effects of Habitat Loss and Fragmentation on Population Extinction ». *The Journal of Wildlife Management* 61 (3): 603-10. <https://doi.org/10.2307/3802168>.

Feng, Qiu. et P. Gauthier (2018). « Urban Sprawl and Climate Change: A Survey of the Pertinent Literature on Physical Planning and Transportation Drivers». Department of Geography, Planning and Environment.

Folke, Carl, S. Carpenter, B. Walker, M. Scheffer, T. Elmqvist, L. Gunderson, et C.S. Holling. 2004. « Regime Shifts, Resilience, and Biodiversity in Ecosystem Management ». *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35 (1): 557-81. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105711>.

Forman, Richard T. T., et L.E. Alexander. 1998. « Roads and Their Major Ecological Effects ». *Annual Review of Ecology and Systematics* 2: 207-231+C2.

Forman, Richard T. T., D. Sperling, J.A. Bissonette, A.P. Clevenger, C.D. Cutshall, V.H. Dale, et al. 2003. *Road Ecology: Science and Solutions*. Island Press.

Gallardo, Belinda, D.C. Aldridge, P. González-Moreno, J. Pergl, M. Pizarro, P. Pyšek, W. Thuiller, C. Yesson, et M. Vilà. 2017. « Protected Areas Offer Refuge from Invasive Species Spreading under Climate Change ». *Global Change Biology* 23 (12): 5331-43. <https://doi.org/10.1111/gcb.13798>.

Gaudry, William, S. Saïd, J-M. Gaillard, T. Chevrier, A. Loison, D. Maillard, et C. Bonenfant. 2015. « Partial Migration or Just Habitat Selection? Seasonal Movements of Roe Deer in an Alpine Population ». *Journal of Mammalogy* 96 (3): 502-10. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv055>.

Glen, Alistair S., R.P. Pech, et A.E. Byrom. 2013. « Connectivity and Invasive Species Management: Towards an Integrated Landscape Approach ». *Biological Invasions* 15 (10): 2127-38. <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0439-6>.

Goforth, Reuben R., et M.B. Bain. 2012. « Assessing Stream Integrity Based on Interpretations of Map-Based Riparian and Subbasin Properties ». *Landscape and Ecological Engineering* 8 (1): 33-43. <https://doi.org/10.1007/s11355-010-0138-8>.

Goswami, Madhuranthi, P. Bhattacharyya, I. Mukherjee, et P. Tribedi. 2017. « Functional Diversity: An Important Measure of Ecosystem Functioning ». *Advances in Microbiology* 07 (01): 82. <https://doi.org/10.4236/aim.2017.71007>.

Gray, Claudia L., S.L.L. Hill, T. Newbold, L.N. Hudson, L. Borger, S. Contu, A.J. Hoskins, S. Ferrier, A. Purvis, et J.P.W. Scharlemann. 2016. « Local Biodiversity Is Higher inside than Outside Terrestrial Protected Areas Worldwide ». *Nature Communications* 7 (juillet): 12306. <https://doi.org/10.1038/ncomms12306>.

Hanski, Ilkka. 1998. « Metapopulation Dynamics ». *Nature* 396 (6706): 41-49. <https://doi.org/10.1038/23876>.

Hansson, Lennart. 1991. « Dispersal and Connectivity in Metapopulations ». *Biological Journal of the Linnean Society* 42 (1-2): 89-103. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1991.tb00553.x>.

Hendriks, Elizabeth. 2016. « Les écosystèmes d'eau douce font face à des menaces imminentes ». WWF-Canada Blogue. 26 octobre 2016. <https://blog.wwf.ca/fr/2016/10/26/les-ecosystemes-deau-douce-font-face-a-des-menaces-imminentes/>.

Herbert, Matthew, P.B. McIntyre, P.J. Doran, J.D. Allan, et R. Abell. 2010. « Terrestrial Reserve Networks Do Not Adequately Represent Aquatic Ecosystems ». *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology* 24 (mars): 1002-11. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01460.x>.

Heywood, Vernon H. 2019. « Conserving Plants within and beyond Protected Areas – Still Problematic and Future Uncertain ». *Plant Diversity*, Restoration of threatened plant species and their habitats, 41 (2): 36-49. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2018.10.001>.

Hooper, David U., E.C. Adair, B.J. Cardinale, J.E.K. Byrnes, B.A. Hungate, K.L. Matulich, A. Gonzalez, J.E. Duffy, L. Gamfeldt, et M.I. O'Connor. 2012. « A Global Synthesis Reveals Biodiversity Loss as a Major Driver of Ecosystem Change ». *Nature* 486 (7401): 105-8. <https://doi.org/10.1038/nature11118>.

Hussey, Nigel E., S.T. Kessel, K. Aarestrup, S.J. Cooke, P.D. Cowley, A.T. Fisk, R.G. Harcourt, et al. 2015. « Aquatic Animal Telemetry: A Panoramic Window into the Underwater World ». *Science* 348 (6240). <https://doi.org/10.1126/science.1255642>.

IUCN. 2019. « The IUCN Red List of Threatened Species ». IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/en>.

Jackson, Nathan D., et L. Fahrig. 2011. « Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity ». *Biological Conservation* 144 (12): 3143-48. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.09.010>.

Jamieson, Mary A., A.M. Trowbridge, K.F. Raffa, et R.L. Lindroth. 2012. « Consequences of Climate Warming and Altered Precipitation Patterns for Plant-Insect and Multitrophic Interactions ». *Plant Physiology* 160 (4): 1719-27. <https://doi.org/10.1104/pp.112.206524>.

Jenkins, Clinton N., K.S. Van Houtan, S.L. Pimm, et J.O. Sexton. 2015. « US Protected Lands Mismatch Biodiversity Priorities ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112 (16): 5081-86. <https://doi.org/10.1073/pnas.1418034112>.

Jongman, Rob H. G., et G. Pungetti. 2004. *Ecological Networks and Greenways: Concept, Design, Implementation*. Cambridge University Press.

Kelly, Anne E., et M.L. Goulden. 2008. « Rapid shifts in plant distribution with recent climate change ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105 (33): 11823. <https://doi.org/10.1073/pnas.0802891105>.

Landau, V. A. 2020. «Omniscape.jl: An efficient and scalable implementation of the Omniscape algorithm in the Julia scientific computing language». vX.Y.Z, URL: <https://github.com/Circuitscape/Omniscape.jl>, DOI: 10.5281/zenodo.3955123.

Leblond, Mathieu, C. Dussault, et J-P. Ouellet. 2010. « What Drives Fine-Scale Movements of Large Herbivores? A Case Study Using Moose ». *Ecography* 33 (6): 1102-12. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06104.x>.

Lechner, Alex Mark, D. Sprod, O. Carter, et E.C. Lefroy. 2017. « Characterising Landscape Connectivity for Conservation Planning Using a Dispersal Guild Approach ». *Landscape Ecology* 32 (1): 99-113. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0431-5>.

Léger, Sébastien. 2009. Protocole de capture et d'équipement télémétrique d'un ours brun dans les Pyrénées. Thèse d'exercice, Ecole Nationale Vétérinaire de Toulouse - ENVT

Liu, Canran, G. Newell, M. White, et A.F. Bennett. 2018. « Identifying Wildlife Corridors for the Restoration of Regional Habitat Connectivity: A Multispecies Approach and Comparison of Resistance Surfaces ». *Plos One* 13 (11): e0206071. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0206071>.

Lorey, David E. 2002. *Global Environmental Challenges of the Twenty-First Century: Resources, Consumption, and Sustainable Solutions*. Rowman & Littlefield Publishers.

Lucht, Wolfgang, S. Schaphoff, T. Erbrecht, U. Heyder, et W. Cramer. 2006. « Terrestrial vegetation redistribution and carbon balance under climate change ». *Carbon Balance and Management* 1 (1): 6. <https://doi.org/10.1186/1750-0680-1-6>.

Lynch, Amy J. 2019. « Creating Effective Urban Greenways and Stepping-Stones: Four Critical Gaps in Habitat Connectivity Planning Research ». *Journal of Planning Literature* 34 (2): 131-55. <https://doi.org/10.1177/0885412218798334>.

MacDougall, A. S., K. S. McCann, G. Gellner, et R. Turkington. 2013. « Diversity Loss with Persistent Human Disturbance Increases Vulnerability to Ecosystem Collapse ». *Nature* 494 (7435): 86-89. <https://doi.org/10.1038/nature11869>.

Marrotte, Robby R., J. Bowman, M.G.C. Brown, C. Cordes, K.Y. Morris, M.B. Prentice, et P.J. Wilson. 2017. « Multi-species genetic connectivity in a terrestrial habitat network ». *Movement Ecology* 5 (octobre). <https://doi.org/10.1186/s40462-017-0112-2>.

Mawdsley, Jonathan R., R. O'malley, et D.S. Ojima. 2009. « A Review of Climate-Change Adaptation Strategies for Wildlife Management and Biodiversity Conservation ». *Conservation Biology* 23 (5): 1080-89. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01264.x>.

McClure, Meredith, A. Hansen, et R. Inman. 2016. « Connecting models to movements: testing connectivity model predictions against empirical migration and dispersal data ». *Landscape Ecology* 31 (février). <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0347-0>.

McRae, Brad H., B.G. Dickson, T. Keitt, et S. Viral B. 2008. « Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation ». *Ecology* 89 (10): 2712-24. <https://doi.org/10.1890/07-1861.1>.

McRae, Brad. H., K. Popper, A. Jones, M. Schindel, S. Buttrick, K. R. Hall, R. S. Unnasch, and J. Platt. 2016. Conserving Nature's Stage: Mapping Omnidirectional Connectivity for Resilient Terrestrial Landscapes in the Pacific Northwest. *The Nature Conservancy*, Portland, Oregon.

McRae, Brad H., V. Shal, R. Anantharaman, et T. Mohapatra. 2011. « Linkage Mapper Tools ». Circuitscape. 2011. </linkagemapper/linkage-mapper-tools/>.

McRae, Louise, R. Freeman, V. Marconi, et Canadian Electronic Library (Firm). 2016. *Living Planet Report 2016: Risk and Resilience in a New Era*. <http://www.deslibris.ca/ID/10066038>.

Merino, Leticia, P.A. Minang, A. Sidorovich, L. Andrade, Y. Aumeeruddy-Thomas, R. Badola, X. Bai, et K. Benessaiah. 2019. « Chapter 2. Status and Trends; Indirect and Direct Drivers of Change 2.1 Chapter 2.1. Status and Trends – Drivers of Change », 245.

Meurant, Margaux, A. Gonzalez, A. Doxa, et C.H. Albert. 2018. « Selecting Surrogate Species for Connectivity Conservation ». *Biological Conservation* 227 (novembre): 326-34. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.028>.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press.

Moilanen, Atte, A.M.A 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 B: Biological Sciences* 272 (1575): 1885-91. <https://doi.org/10.1098/rspb.2005.3164>.

Mora, Camilo, D.P. Tittensor, S. Adl, A.G.B. Simpson, et B. Worm. 2011. « How Many Species Are There on Earth and in the Ocean? » *PLOS Biology* 9 (8): e1001127. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001127>.

Mortelliti, Alessio, G. Amori, et L. Boitani. 2010. « The Role of Habitat Quality in Fragmented Landscapes: A Conceptual Overview and Prospectus for Future Research ». *Oecologia* 163 (2): 535-47. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1623-3>.

Nel, Jeanne L., B. Reyers, D.J. Roux, et R.M. Cowling. 2009. « Expanding protected areas beyond their terrestrial comfort zone: Identifying spatial options for river conservation ». *Biological Conservation* 142 (8): 1605-16. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.031>.

Nel, Jeanne L., D.J. Roux, R. Abell, P.J. Ashton, R.M. Cowling, J.V. Higgins, M. Thieme, et J.H. Viers. 2009. « Progress and Challenges in Freshwater Conservation Planning ». *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19 (4): 474-85. <https://doi.org/10.1002/aqc.1010>.

Noss, Reed. 2020. « Landscape connectivity: different functions at different scales », août.

Nuñez, Tristan A., J.J. Lawler, B.H. Mcrae, D. J. Pierce, M.B. Krosby, D.M. Kavanagh, P.H. Singleton, et Joshua J. Tewksbury. 2013. « Connectivity Planning to Address Climate Change ». *Conservation Biology* 27 (2): 407-16. <https://doi.org/10.1111/cobi.12014>.

Olden, J. D., D.A. Jackson, et P.R. Peres-Neto. 2002. « Predictive Models of Fish Species Distributions: A Note on Proper Validation and Chance Predictions ». *Transactions of the American Fisheries Society* 131 (2): 329-36. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(2002\)131<0329:PMOFSD>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(2002)131<0329:PMOFSD>2.0.CO;2).

Peacock, E., A.E. Derocher, G.W. Thiemann, et I. Stirling. 2011. « Conservation and management of Canada's polar bears (*Ursus maritimus*) in a changing Arctic » *Canadian Journal of Zoology* 89 (5): 371-85. <https://doi.org/10.1139/z11-021>.

Poisot, Timothée, E. Canard, N. Mouquet, et M.E. Hochberg. 2012. « A Comparative Study of Ecological Specialization Estimators ». *Methods in Ecology and Evolution* 3 (3): 537-44. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00174.x>.

Poulin, Monique, L. Rochefort, S. Pellerin, et J. Thibault. 2004. « Threats and Protection for Peatlands in Eastern Canada ». *Géocarrefour* 79 (Vol. 79/4): 331-44. <https://doi.org/10.4000/geocarrefour.875>.

Prescott, Jacques, et P. Richard. 2014. *Mammifères Du Québec et de l'Est Du Canada*. Montréal : Édition Michel Quintin

Pressey, R. L. 1994. « Ad Hoc Reservations: Forward or Backward Steps in Developing Representative Reserve Systems? » *Conservation Biology* 8 (3): 662-68.

R. Willig, D. Kaufman, et R. Stevens. 2003. « Latitudinal Gradients of Biodiversity: Pattern, Process, Scale, and Synthesis ». *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst* 20 (novembre): 273-309. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.012103.144032>.

Rail, Jean-François, M. Darveau, A. Desrochers, et J. Huot. 1997. « Territorial Responses of Boreal Forest Birds to Habitat Gaps ». *The Condor* 99 (4): 976-80. <https://doi.org/10.2307/1370150>.

Rayfield, Bronwyn, M-J. Fortin, et A. Fall. 2011. « Connectivity for conservation: a framework to classify network measures ». *Ecology* 92 (4): 847-58. <https://doi.org/10.1890/09-2190.1>.

Rudnick, Doborah, S. Ryan, P. Beier, S. Cushman, F. Dieffenbach, C. Epps, L. Gerber, et al. 2012. « The Role of Landscape Connectivity in Planning and Implementing Conservation and Restoration Priorities. Issues in Ecology ». *Issues in Ecology*, octobre. https://scholars.unh.edu/geog_facpub/19.

Sahraoui, Yohan, J-C. Foltête, et C. Clauzel. 2017. « A Multi-Species Approach for Assessing the Impact of Land-Cover Changes on Landscape Connectivity ». *Landscape Ecology* 32 (9): 1819-35. <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0551-6>.

Salvant, Farah. 2017. « Identification des zones d'intervention prioritaires pour les mouvements fauniques sur une portion de l'autoroute 10 (Québec, Canada) ». Essai de M.A., Université de Sherbrook. <http://hdl.handle.net/11143/11506>

Sánchez-Montoya, María M., M. Moleón, J.A. Sánchez-Zapata, et K. Tockner. 2016. « Dry Riverbeds: Corridors for Terrestrial Vertebrates ». *Ecosphere* 7 (10): e01508. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1508>.

Santini, Luca, S. Saura, et C. Rondinini. 2016. « A Composite Network Approach for Assessing Multi-Species Connectivity: An Application to Road Defragmentation Prioritisation ». *PLoS ONE* 11 (10). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0164794>.

Sarakinos, H., A.O. Nicholls, A. Tubert, A. Aggarwal, C.R. Margules, et S. Sarkar. 2001. « Area Prioritization for Biodiversity Conservation in Québec on the Basis of Species Distributions: A Preliminary Analysis ». *Biodiversity and Conservation* 10 (9): 1419-72. <https://doi.org/10.1023/A:1011871723686>.

Saunders, D. L., J. J. Meeuwig, et A. C. J. Vincent. 2002. « Freshwater Protected Areas: Strategies for Conservation ». *Conservation Biology* 16 (1): 30-41. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.99562.x>.

SEPAQ. 2019a. « Portrait du parc - Parc national d'Oka - Parcs nationaux - Sépaq ». https://www.sepaq.com/pq/oka/decouvrir/portrait.dot?language_id=2.

SEPAQ. 2019b. « Portrait du parc - Parc national du Mont-Tremblant - Parcs nationaux - Sépaq ». <https://www.sepaq.com/pq/mot/decouvrir/portrait.dot>.

Sicirec. 2009. « Ecological corridors and biodiversity | Sicirec ». <http://www.sicirec.org/definitions/corridors>.

Silveira, Leandro. 2011. « Short Note: Tagging Giant Otters (*Pteronura Brasiliensis*) (Carnivora, Mustelidae) for Radio-Telemetry Studies ». *Aquatic Mammals* 37 (2): 208-12. <https://doi.org/10.1578/AM.37.2.2011.208>.

Smith, Thomas M., R.L. Smith, et I. Waters. 2013. *Elements of Ecology, First Canadian Edition*,. 1 edition. Pearson Canada.

Søndergaard, Martin, et E. Jeppesen. 2007. « Anthropogenic Impacts on Lake and Stream Ecosystems, and Approaches to Restoration ». *Journal of Applied Ecology* 44 (6): 1089-94. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01426.x>.

Stauffer, Julie. 2013. *The Water Crisis: Constructing Solutions to Freshwater Pollution*. Routledge.

Stephen Dobson, F. 1982. « Competition for Mates and Predominant Juvenile Male Dispersal in Mammals ». *Animal Behaviour* 30 (4): 1183-92. [https://doi.org/10.1016/S0003-3472\(82\)80209-1](https://doi.org/10.1016/S0003-3472(82)80209-1).

Strayer, David L., et D. Dudgeon. 2010. « Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges ». *Journal of the North American Benthological Society* 29 (1): 344-58. <https://doi.org/10.1899/08-171.1>.

Taylor, Philip D., L. Fahrig, K. Henein, et G. Merriam. 1993. « Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure ». *Oikos* 68 (3): 571-73. <https://doi.org/10.2307/3544927>.

Theobald, David M., K.R. Crooks, et J.B. Norman. 2011. « Assessing Effects of Land Use on Landscape Connectivity: Loss and Fragmentation of Western U.S. Forests ». *Ecological Applications* 21 (7): 2445-58. <https://doi.org/10.1890/10-1701.1>.

Thompson, Patrick L., B. Rayfield, et A. Gonzalez. 2017. « Loss of Habitat and Connectivity Erodes Species Diversity, Ecosystem Functioning, and Stability in Metacommunity Networks ». *Ecography* 40 (1): 98-108. <https://doi.org/10.1111/ecog.02558>.

Troutet, Julien, P. Grandcolas, A. Blin, R. Vignes-Lebbe, et F. Legendre. 2017. « Taxonomic Bias in Biodiversity Data and Societal Preferences ». *Scientific Reports* 7 (1): 9132. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-09084-6>.

Watson, Robert T, I.A. Baste, A. Larigauderie, P. Leadley, U. Pascual, B. Baptiste, S. Demissew, et al. 2019. « The Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services », 60.

Weber, M G, et M.D. Flannigan. 1997. « Canadian boreal forest ecosystem structure and function in a changing climate: impact on fire regimes ». *Environmental Reviews* 5 (3-4): 145-66. <https://doi.org/10.1139/a97-008>.

Wuethrich, Bernice. 2000. « When Protecting One Species Hurts Another ». *Science* 289 (5478): 383-85.

Annexes

Annexe 1

Tableau 2. – Non exhaustive list of study on landscape connectivity, with the authors, the number of species used in the study, the number of terrestrial, semi-aquatic and aquatic species, the spatial scale of the study, which software were used to simulated species dispersal and if the authors chose to realise clustered species to reduce the number of analyse to do.

Study	Authors	Species total	Terrestrial species	Semi-aquatic species	Aquatic species	Spatiale scale (km2)	Software used	Clustering
Modeling impact of landscape connectivity on dispersal movements of northern flying squirrels (<i>Glaucomys sabrinus griseifrons</i>)	Trapp et al. 2019	1	1	-	-	12	SEARCH 1	No
Measuring Landscape Connectivity for Baird's Tapir Conservation in Fragmented Area of Calakmul, Mexico	Carrillo et al. 2019	1	1	-	-	≈1000	Conefore sensinode 2.2	No
Validating movement corridors for African elephants predicted from resistance-based landscape connectivity models	Osipova et al. 2019	1	1	-	-	27500	LinkageMapper toolkit	No
Cross-scale effects of structural and functional connectivity in pond network on amphibian distribution in agricultural landscapes	Jeliazkov et al. 2019	3	-	3	-	430	gstudio and popgraph with R and Circuitscape	No

Multi-species genetic connectivity in a terrestrial habitat network	Marrotte et al. 2017	4	4	-	-	≈600 000	ArcGis for Desktop9,3/9,4	No
Multispecies assessment of core areas and connectivity of desert carnivore in central Iran	Khosravi et al. 2018	5	5	-	-	59625	Conefore sensinode 2.2	No
Identifying multispecies connectivity corridors and the spatial pattern of the landscape	Ersoy et al. 2019	10	10	-	-	368	ArcGis 10.1	No
Applying network theory to prioritize multi-species habitat network that are robust to climate change and land-use change	Albert et al. 2017	14	11	3	-	27500	Graph theory + Circuitscape	No
A Composite Network approach for assessing multi-species connectivity : An application to Road Defragmentation prioritisation	Santini et al. 2016	20	19	1	-	301336	Conefore sensinode 2.6 , GRASS 7.0 & R.3.0.3	No
A multi-species approach for assessing the impact of land-cover changes on landscape connectivity	Sahraoui et al. 2017	43	29	14	-	2025	Graph analyse + graphab 2.0	Yes, a priori. From 43 species selected to 16 groups, according to three criteria; (1) their class, (2) their main habitat type and (3) their dispersal capacity

Annexe 2

Tableau 3. – Resistance Caneva for the 93 species. A value of zero represent an absence of resistance (the habitat promote specie’s movement) while a value of 100 represent the highest resistance (the habitat is a barrier). Then, a higher score means less possibility of use by the specie.

Commun name	Latin names	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V	W	X	Y	Z	AA	AB	AC	AD	AE	AF	AG	
American black bear	<i>Ursus americanus</i>	50	50	75	100	50	50	50	25	25	50	50	25	75	100	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	50	25	0	100	25	0	100	
American mink	<i>Neovison vison</i>	0	0	100	50	50	50	50	0	0	0	0	50	50	100	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	50	25	0	75	50	25	100
American pygmy shrew	<i>Sorex hoyi</i>	50	75	100	100	50	50	50	50	0	0	0	0	0	75	0	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	100	100	75	25	100	75	50	100	
American red squirrel	<i>Tamiasciurus hudsonicus</i>	50	50	75	75	25	50	50	50	50	75	75	75	100	100	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	75	50	0	100	75	50	100	
Big brown bat	<i>Eptesicus fuscus</i>	0	0	0	0	0	25	25	25	0	0	0	25	25	100	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	0	0	0	0	0	0	0	100	
Black rat	<i>Rattus rattus</i>	25	50	25	50	50	50	50	50	0	0	0	50	0	100	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	25	25	50	25	25	100	
Brown rat	<i>Rattus norvegicus</i>	25	25	0	0	100	75	75	50	25	25	25	25	25	0	0	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	0	25	0	0	0	25	25	100	
Canada lynx	<i>Lynx canadensis</i>	0	0	100	100	75	75	75	100	25	25	25	50	25	100	100	0	0	0	0	100	100	100	50	50	50	100	100	50	25	100	25	25	100	
Cinereous shrew	<i>Sorex cinereus</i>	100	100	100	100	50	25	25	25	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	25	25	25	100	100	50	25	100	50	25	100	
Cougar	<i>Puma concolor</i>	50	50	60	100	0	0	0	0	50	50	50	0	75	75	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	50	25	0	100	0	0	100	
Deer mouse	<i>Puma concolor</i>	100	100	100	75	100	50	50	50	100	100	100	50	50	50	50	0	0	0	25	0	0	25	50	50	50	50	100	50	25	100	100	50	100	
Eastern chipmunk	<i>Tamias striatus</i>	100	100	100	75	75	50	50	50	100	100	100	100	0	0	0	75	75	75	75	0	0	0	75	75	75	50	50	25	0	75	50	25	100	
Eastern cottontail	<i>Sylvilagus floridanus</i>	100	100	75	50	50	25	25	0	25	25	25	0	0	25	0	75	75	50	25	75	75	50	75	75	50	50	25	25	0	50	0	0	100	
Eastern gray squirrel	<i>Sciurus carolinensis</i>	50	50	25	25	25	0	0	0	50	50	50	0	0	25	0	50	50	50	50	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	50	0	100	
Eastern red bat	<i>Lasiurus borealis</i>	0	0	50	100	25	25	25	0	25	50	75	75	50	50	50	0	0	25	25	0	0	25	0	0	25	100	25	0	0	50	0	0	100	
Eastern wolf	<i>Canis lupus lycaon</i>	50	50	60	100	0	50	50	50	50	50	50	0	100	100	0	0	0	0	0	50	50	50	0	0	0	100	75	25	0	100	50	25	100	
Fisher	<i>Pekania pennanti</i>	0	0	100	100	75	75	75	100	50	50	75	75	75	100	75	0	0	25	25	0	0	25	0	0	25	100	100	50	25	100	25	25	100	
Groundhog	<i>Marmota monax</i>	100	100	0	50	0	50	50	25	50	50	60	0	0	0	0	50	60	50	50	50	60	50	60	50	50	50	0	0	0	0	0	0	100	
Hairy-tailed mole	<i>Parascalops breweri</i>	100	100	100	100	100	50	50	75	50	50	75	50	50	100	100	50	50	50	50	0	0	0	25	25	25	100	100	75	50	100	50	50	100	
Hoary bat	<i>Aeorestes cinereus</i>	0	0	50	50	25	50	50	75	25	50	50	50	75	75	75	25	25	0	0	25	25	0	25	25	0	0	25	0	0	100	0	0	100	
Least weasel	<i>Mustelina nivalis</i>	60	60	50	100	0	0	0	0	25	25	40	0	0	0	0	25	25	0	0	25	25	0	25	25	0	100	50	0	25	100	25	25	100	

Eastern newt	<i>Notophthalmus viridescens</i>	0	0	100	100	50	75	75	75	0	0	0	75	100	100	100	50	50	50	50	50	50	50	50	50	100	100	75	25	100	100	100	100	
Four-toed salamander	<i>Hemidactylum scutatum</i>	0	25	100	100	0	50	50	50	0	0	0	50	100	100	100	75	75	75	75	25	25	25	25	25	25	100	100	50	50	100	75	75	100
Gray treefrog	<i>Hyla versicolor</i>	50	50	100	100	0	0	0	0	0	0	25	50	25	50	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	75	50	50	100	100	75	100	
Green frog	<i>Lithobates clamitans</i>	0	0	100	100	0	100	100	100	0	0	0	75	75	100	75	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	75	75	50	100	100	100	100
Mink frog	<i>Lithobates septentrionalis</i>	50	25	100	100	0	90	90	90	25	25	25	90	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	75	75	100	100	100	100	
Northern dusky salamander	<i>Desmognathus fuscus</i>	0	0	100	100	0	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	75	100	100	100	100	
Northern leopard frog	<i>Lithobates pipiens</i>	0	25	100	100	0	75	75	75	0	0	0	0	0	0	0	100	100	75	60	100	100	75	100	100	75	100	75	75	50	100	50	50	100
Northern two-lined salamander	<i>Eurycea bislineata</i>	0	0	100	100	0	50	50	50	25	25	25	50	75	100	75	50	50	50	50	50	50	50	50	50	100	100	75	50	100	75	75	100	
Pickereel frog	<i>Lithobates palustris</i>	0	0	100	100	0	50	50	50	0	0	0	25	60	75	60	25	25	25	25	25	25	25	25	25	100	75	50	0	100	50	50	100	
Red-backed salamander	<i>Plethodon cinereus</i>	50	50	100	100	0	50	50	50	0	0	0	50	100	100	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100	50	0	100	75	75	100	
Spring peeper	<i>Pseudacris crucifer</i>	0	0	100	100	0	50	50	50	0	0	0	20	50	100	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	75	50	0	100	50	50	100	
Western chorus frog	<i>Pseudacris triseriata</i>	50	50	100	100	0	0	0	0	0	0	0	0	50	100	50	100	100	50	50	100	100	50	100	100	50	100	100	50	50	100	75	75	100
Wood frog	<i>Lithobates sylvaticus</i>	0	0	100	100	0	25	25	25	0	0	0	0	25	100	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	75	50	0	100	50	50	100	
Yellow-spotted salamander	<i>Ambystoma maculatum</i>	0	0	100	100	0	25	25	25	0	0	0	25	100	100	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100	50	25	100	75	75	100	
Common garter snake	<i>Thamnophis sirtalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	50	0	0	100	
Common snapping turtle	<i>Chelydra serpentina</i>	0	0	100	100	0	75	75	75	0	0	0	50	100	100	100	75	75	60	60	75	75	60	75	75	60	100	75	50	25	100	100	100	100
Milk snake	<i>Lampropeltis triangulum</i>	100	100	0	25	0	0	0	0	25	25	25	0	0	0	0	50	50	50	50	50	50	50	50	50	25	50	0	0	50	0	0	100	
Northern map turtle	<i>Graptemys geographica</i>	0	0	100	90	0	90	90	90	90	90	90	90	100	100	100	100	100	90	90	100	100	90	90	90	100	100	100	75	100	100	100	100	
Northern water snake	<i>Nerodia sipedon</i>	25	0	100	100	0	75	75	75	0	0	0	25	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	75	75	100	100	100	100	
Painted turtle	<i>Chrysemys picta</i>	0	0	100	100	0	100	100	100	50	25	0	20	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	100	100	100	75	100	75	75	100	
Redbelly snake	<i>Storeria occipitomaculata</i>	100	100	50	100	0	50	50	50	0	0	0	0	25	0	50	50	25	25	25	25	25	25	25	25	100	50	25	0	100	25	25	0	
Ring-necked snake	<i>Diadophis punctatus</i>	50	50	50	100	0	50	50	50	0	0	0	0	60	75	60	25	25	25	25	0	0	0	0	0	75	50	0	0	100	75	75	0	
Smooth green snake	<i>Opheodrys vernalis</i>	25	25	25	100	0	25	25	0	0	0	0	0	50	0	50	50	50	50	50	50	50	50	50	100	50	0	0	25	0	0	0		
Wood turtle	<i>Glyptemys insculpta</i>	0	0	75	100	0	50	50	25	0	0	0	40	40	40	60	60	50	50	60	60	50	60	60	100	75	50	25	100	50	50	100		
Bald eagle	<i>Haliaeetus leucocephalus</i>	0	0	25	100	100	100	75	75	25	50	50	50	50	100	100	0	0	0	0	25	25	25	25	25	100	100	25	25	100	75	50	0	
Barrow's goldeneye	<i>Bucephala islandica</i>	0	0	100	100	0	50	50	50	0	25	25	50	50	100	100	0	0	0	0	50	50	50	50	50	100	100	50	50	100	50	50	0	
Bicknell's thrush	<i>Catharus bicknelli</i>	50	50	100	100	75	75	50	75	50	75	75	75	100	100	100	25	25	25	25	75	75	75	75	75	100	50	75	50	100	75	50	0	
Caspian tern	<i>Hydroprogne caspia</i>	0	0	25	100	50	50	50	50	75	25	25	0	0	75	50	75	75	75	75	75	75	75	75	100	50	50	50	100	50	50	0		

Cerulean warbler	<i>Setophaga cerulea</i>	50	50	100	100	50	50	50	25	50	50	100	100	100	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	50	50	50	100	50	50	0	
Chimney swift	<i>Chaetura pelagica</i>	0	0	50	0	25	50	50	50	0	0	0	25	25	25	25	50	50	50	50	50	50	50	50	50	0	25	25	25	0	25	25	0	
Common nighthawk	<i>Chordeiles minor</i>	50	50	0	100	0	100	0	50	50	0	0	0	0	0	100	100	50	25	100	100	50	100	50	25	100	50	25	25	100	50	75	0	
Eastern whip-poor-will	<i>Antrostomus vociferus</i>	50	50	75	100	100	50	50	50	50	0	25	0	0	0	25	0	0	50	50	0	50	50	0	100	50	0	0	100	100	50	0		
Golden eagle	<i>Aquila chrysaetos</i>	0	0	100	100	0	0	50	50	50	50	25	25	0	25	25	50	50	25	25	50	50	25	50	50	25	100	50	25	25	100	0	0	0
Golden-winged warbler	<i>Vermivora chrysoptera</i>	25	25	25	100	25	25	25	25	0	0	0	50	25	0	0	50	50	0	0	50	50	0	50	50	25	0	25	0	0	100	0	0	0
Grasshopper sparrow	<i>Ammodramus savannarum</i>	0	0	25	100	100	50	50	25	100	100	100	0	0	25	0	100	100	100	100	100	100	100	100	100	50	25	25	50	100	50	25	0	
Horned grebe	<i>Podiceps auritus</i>	0	0	100	100	50	50	50	50	0	0	0	25	25	100	50	100	100	75	75	100	100	75	100	100	75	100	50	50	50	100	50	50	0
Least bittern	<i>Ixobrychus exilis</i>	0	0	100	100	75	50	50	25	0	0	0	0	25	100	50	75	75	75	75	75	75	75	75	75	100	75	75	50	100	50	75	0	
Loggerhead shrike	<i>Lanius ludovicianus</i>	50	50	100	100	50	0	0	0	50	0	0	0	0	0	50	50	25	0	50	50	25	50	50	25	100	50	25	25	100	50	50	0	
Louisiana waterthrush	<i>Parkesia motacilla</i>	0	0	100	100	75	50	50	50	0	25	25	50	75	75	75	25	25	25	25	0	0	0	0	0	100	50	25	25	100	100	100	0	
Olive-sided flycatcher	<i>Contopus cooperi</i>	25	25	50	100	50	50	50	50	0	0	25	50	50	50	50	25	25	0	0	50	50	25	25	25	0	100	25	0	0	100	25	0	0
Red-headed woodpecker	<i>Melanerpes erythrocephalus</i>	50	50	75	25	25	0	0	50	0	25	50	50	25	40	40	50	50	50	0	0	0	25	50	0	100	0	0	0	50	0	0	0	
Rusty blackbird	<i>Euphagus carolinus</i>	0	0	100	100	0	25	25	50	0	0	0	25	25	75	75	25	25	25	25	50	50	50	50	50	100	50	25	0	100	25	50	0	
Sedge wren	<i>Cistothorus stellaris</i>	50	50	25	25	25	25	25	0	50	25	25	0	0	50	0	75	75	75	75	75	75	75	75	75	100	50	50	50	100	25	50	0	
Short-eared owl	<i>Asio flammeus</i>	50	50	0	100	0	25	25	25	25	0	0	0	0	0	0	100	75	50	50	100	100	75	100	75	50	100	50	25	25	100	25	75	0

Legend : (A)Stream, (B) Lake, (C)Expose land, (D) Developed, (E) Bryoids, (F) Shrubland, (G) Shrub tall, (H) Shrub low, (I) Wetland – Treed, (J) Wetland – Shrub, (K) Wetland – Herb, (L) Herb, (M) Grassland, (N) Annual Cropland, (O) Perrenial Cropland and Pasture, (P) Coniferous Forest (Q) Coniferous forest Dense, (R) Coniferous forest Open, (S) Coniferous Sparse, (T) Deciduous Forest, (U) Broadleaf Dense, (V) Broadleaf Open, (W) Mixed Forest, (X) Mixed Wood Dense, (Y) Mixed Wood Open, (Z) Building, (AA) Road, (AB) Railway, (AC) Trail, (AD) Agglomeration, (AE) Electric transport lines, (AF) Pipeline. Species with gray background have a IUCN status.

Annexe 3

Tableau 4. – Table of the 93 species, their degree of affiliation to the different functional guilds and their specialisation index

Common name	Latin name	FDG1	FDG2	FDG3	FDG	Specialisation index
Horned grebe	<i>Podiceps auritus</i>	0.75	0.16	0.09	3	0.8308
Sedge wren	<i>Cistothorus stellaris</i>	0.74	0.17	0.08	3	0.8262
Rusty blackbird	<i>Euphagus carolinus</i>	0.72	0.19	0.09	3	0.8049
Grasshopper sparrow	<i>Ammodramus savannarum</i>	0.72	0.17	0.11	3	0.8046
Chimney swift	<i>Chaetura pelagica</i>	0.72	0.19	0.09	3	0.8028
Caspian tern	<i>Hydroprogne caspia</i>	0.69	0.19	0.11	3	0.7795
Meadow vole	<i>Microtus pennsylvanicus</i>	0.68	0.22	0.11	3	0.7611
Stoat	<i>Mustela erminea</i>	0.67	0.21	0.13	3	0.7496
Barrow's goldeneye	<i>Bucephala islandica</i>	0.67	0.24	0.1	3	0.7527
Meadow jumping mouse	<i>Zapus hudsonius</i>	0.65	0.21	0.14	3	0.7271
Bald eagle	<i>Haliaeetus leucocephalus</i>	0.64	0.26	0.1	3	0.7236
Least bittern	<i>Ixobrychus exilis</i>	0.63	0.23	0.13	3	0.7088
Bicknell's thrush	<i>Catharus bicknelli</i>	0.63	0.26	0.11	3	0.7078
Short-eared owl	<i>Asio flammeus</i>	0.62	0.23	0.15	3	0.6917
Common garter snake	<i>Thamnophis sirtalis</i>	0.62	0.29	0.09	3	0.6898
Little brown bat	<i>Myotis lucifugus</i>	0.61	0.29	0.1	3	0.6778
Brown rat	<i>Rattus norvegicus</i>	0.61	0.22	0.17	3	0.6742
Black rat	<i>Rattus rattus</i>	0.6	0.32	0.08	3	0.6613
Golden eagle	<i>Aquila chrysaetos</i>	0.59	0.25	0.16	3	0.6542
Eastern cottontail	<i>Sylvilagus floridanus</i>	0.59	0.28	0.12	3	0.6568
Loggerhead shrike	<i>Lanius ludovicianus</i>	0.58	0.28	0.14	3	0.6428
Groundhog	<i>Marmota monax</i>	0.57	0.3	0.12	3	0.6258
Golden-winged warbler	<i>Vermivora chrysoptera</i>	0.56	0.27	0.18	3	0.6024
Red fox	<i>Vulpes vulpes</i>	0.55	0.32	0.13	3	0.5885
Milk snake	<i>Lampropeltis triangulum</i>	0.55	0.32	0.14	3	0.5867
Common nighthawk	<i>Chordeiles minor</i>	0.55	0.28	0.17	3	0.5952
Louisiana waterthrush	<i>Parkesia motacilla</i>	0.52	0.37	0.11	3	0.5309
Eastern whip-poor-will	<i>Antrostomus vociferus</i>	0.52	0.31	0.16	3	0.5464

Least weasel	<i>Mustelina nivalis</i>	0.51	0.36	0.13	3	0.5175
Long-tailed weasel	<i>Mustela frenata</i>	0.5	0.36	0.14	3	0.4924
Tricolored bat	<i>Perimyotis subflavus</i>	0.49	0.27	0.25	3	0.4699
Northern Myotis	<i>Myotis septentrionalis</i>	0.49	0.27	0.24	3	0.4861
Big brown bat	<i>Eptesicus fuscus</i>	0.49	0.27	0.24	3	0.4889
Olive-sided flycatcher	<i>Contopus cooperi</i>	0.48	0.36	0.16	3	0.4561
Moose	<i>Alces alces</i>	0.48	0.34	0.17	3	0.4657
Canada lynx	<i>Lynx canadensis</i>	0.48	0.32	0.2	3	0.4649
Silver-haired bat	<i>Lasionycteris noctivagans</i>	0.47	0.33	0.2	3	0.4417
American red squirrel	<i>Tamiasciurus hudsonicus</i>	0.14	0.8	0.06	2	0.8734
American black bear	<i>Ursus americanus</i>	0.14	0.8	0.06	2	0.8763
North American porcupine	<i>Erethizon dorsatum</i>	0.15	0.79	0.07	2	0.8636
Smoky shrew	<i>Sorex fumeus</i>	0.15	0.79	0.07	2	0.8633
Wolverine	<i>Gulo gulo</i>	0.14	0.79	0.07	2	0.8669
White-footed mouse	<i>Peromyscus leucopus</i>	0.14	0.79	0.07	2	0.8691
Southern flying squirrel	<i>Glaucomys volans</i>	0.15	0.78	0.07	2	0.8566
Northern short-tailed shrew	<i>Blarina brevicauda</i>	0.15	0.78	0.07	2	0.8578
Ringneck snake	<i>Diadophis punctatus</i>	0.16	0.77	0.07	2	0.8514
Cougar	<i>Puma concolor</i>	0.17	0.76	0.07	2	0.8397
Snowshoe hare	<i>Lepus americanus</i>	0.17	0.74	0.09	2	0.8238
Striped skunk	<i>Mephitis mephitis</i>	0.23	0.67	0.1	2	0.7492
Eastern gray squirrel	<i>Sciurus carolinensis</i>	0.23	0.67	0.1	2	0.7566
White-tailed deer	<i>Odocoileus virginianus</i>	0.25	0.65	0.1	2	0.7326
Cerulean warbler	<i>Setophaga cerulea</i>	0.25	0.62	0.13	2	0.6942
Hairy-tailed mole	<i>Parascalops breweri</i>	0.27	0.61	0.12	2	0.6774
Eastern wolf	<i>Canis lupus lycaon</i>	0.29	0.57	0.14	2	0.6237
Woodland jumping mouse	<i>Napaeozapus insignis</i>	0.32	0.53	0.15	2	0.5562
Fisher	<i>Pekania pennanti</i>	0.3	0.53	0.17	2	0.5594
Raccoon	<i>Procyon lotor</i>	0.32	0.52	0.16	2	0.5326
Deer mouse	<i>Peromyscus maniculatus</i>	0.34	0.51	0.16	2	0.5117
Southern bog lemming	<i>Synaptomys cooperi</i>	0.33	0.51	0.16	2	0.5279
Smooth green snake	<i>Opheodrys vernalis</i>	0.32	0.51	0.16	2	0.5225
Eastern red bat	<i>Lasiurus borealis</i>	0.32	0.51	0.16	2	0.5225

Cinereous shrew	<i>Sorex cinereus</i>	0.37	0.49	0.14	2	0.4779
American pygmy shrew	<i>Sorex hoyi</i>	0.42	0.47	0.1	2	0.4377
Redbelly snake	<i>Storeria occipitomaculata</i>	0.43	0.46	0.11	2	0.4068
Hoary bat	<i>Aeorestes cinereus</i>	0.4	0.46	0.14	2	0.4022
Star-nosed mole	<i>Condylura cristata</i>	0.39	0.46	0.15	2	0.4141
Eastern chipmunk	<i>Tamias striatus</i>	0.4	0.42	0.18	2	0.3042
Red-headed woodpecker	<i>Melanerpes erythrocephalus</i>	0.37	0.41	0.22	2	0.2715
Wood turtle	<i>Glyptemys insculpta</i>	0.01	0.01	0.98	1	0.989
Pickerel frog	<i>Lithobates palustris</i>	0.01	0.01	0.98	1	0.9894
Painted turtle	<i>Chrysemys picta</i>	0.01	0.01	0.98	1	0.9906
Northern two-lined salamander	<i>Eurycea bislineata</i>	0.01	0.01	0.98	1	0.9912
Northern map turtle	<i>Graptemys geographica</i>	0.01	0.01	0.98	1	0.99
Northern dusky salamander	<i>Desmognathus fuscus</i>	0.01	0.01	0.98	1	0.9882
Green frog	<i>Lithobates clamitans</i>	0.01	0.01	0.98	1	0.9891
Eastern newt	<i>Notophthalmus viridescens</i>	0.01	0.01	0.98	1	0.9909
Common snapping turtle	<i>Chelydra serpentina</i>	0.01	0.01	0.98	1	0.9904
Common mudpuppy	<i>Necturus maculosus</i>	0.01	0.01	0.98	1	0.9898
American toad	<i>Anaxyrus americanus</i>	0.01	0.01	0.98	1	0.9883
Yellow-spotted salamander	<i>Ambystoma maculatum</i>	0.02	0.02	0.97	1	0.9822
Wood frog	<i>Lithobates sylvaticus</i>	0.02	0.01	0.97	1	0.9839
Northern leopard frog	<i>Lithobates pipiens</i>	0.02	0.02	0.97	1	0.9822
Mink frog	<i>Lithobates septentrionalis</i>	0.02	0.01	0.97	1	0.9833
Four-toed salamander	<i>Hemidactylium scutatum</i>	0.01	0.01	0.97	1	0.9861
Spring peeper	<i>Pseudacris crucifer</i>	0.02	0.02	0.96	1	0.9815
Blue-spotted salamander	<i>Ambystoma laterale</i>	0.02	0.02	0.96	1	0.9803
Western chorus frog	<i>Pseudacris triseriata</i>	0.07	0.06	0.87	1	0.9282
Muskrat	<i>Ondatra zibethicus</i>	0.15	0.12	0.74	1	0.821
North American river otter	<i>Lontra canadensis</i>	0.14	0.12	0.74	1	0.8241
Northern water snake	<i>Nerodia sipedon</i>	0.15	0.12	0.73	1	0.8135
American bullfrog	<i>Lithobates catesbeianus</i>	0.14	0.14	0.72	1	0.8083
Gray treefrog	<i>Hyla versicolor</i>	0.14	0.18	0.68	1	0.7681
Red-backed salamander	<i>Plethodon cinereus</i>	0.15	0.19	0.66	1	0.7408