

**Département de géomatique appliquée
Faculté des lettres et sciences humaines
Université de Sherbrooke**

Étude de la migration potentielle des niches écologiques liée aux changements climatiques dans la région des parcs nationaux de Frontenac et du Mont-Mégantic.

Bérengère Andrieux

**Essai présenté dans le cadre de l'activité GAE724 : Essai en géomatique appliquée
Maîtrise en sciences géographiques
Cheminement de type cours en géodéveloppement durable**

Août 2016

© Bérengère Andrieux, 2016

Identification du jury

Directeur de l'essai :

M. Jérôme Théau, Professeur agrégé, Département de géomatique appliquée, Faculté des lettres et sciences humaines, Université de Sherbrooke

Évaluateur externe :

M. Léo Provencher, Professeur associé, Département de géomatique appliquée, Faculté des lettres et sciences humaines, Université de Sherbrooke

Résumé

Les changements climatiques observés depuis les dernières années semblent avoir un impact sur la distribution et l'abondance des espèces dans plusieurs régions du monde. Cette évolution du climat peut représenter un risque pour la survie de certaines espèces car elle peut impliquer leur migration vers une niche écologique leur étant plus favorable. Ce déplacement est possible si l'espèce possède une forte capacité de dispersion et si le territoire sur lequel elle se déplace n'est pas fragmenté. La modélisation de la distribution d'espèces et de niches écologiques, prenant en compte l'évolution des variables environnementales, permet de connaître la distribution potentielle des espèces à la période actuelle et à des périodes futures selon différents scénarios. Au Québec, ces modélisations de distributions de niches écologiques potentielles constituent une source d'information très utile pour les gestionnaires du territoire, en particulier des aires protégées. Ces données permettent notamment d'anticiper la migration des espèces, influencée par les changements climatiques, afin d'identifier les défis de conservation à venir et de poser une réflexion sur le rôle des aires protégées dans ce contexte. L'objectif général de cet essai vise à étudier la migration potentielle des niches écologiques liée aux changements climatiques sur le territoire des parcs nationaux de Frontenac, du Mont-Mégantic et de leur périphérie. Les changements de répartition et de richesse spécifique de plus de 600 niches écologiques dans ce secteur ont été étudiés ainsi que leur implication en lien avec la fragmentation du territoire. Deux échelles de travail (locale et régionale) ont été considérées et des indices spatiaux de changement de répartition et de diversité des niches écologiques ont été calculés pour ces deux échelles de travail, selon deux modes de dispersion (absence de dispersion et dispersion illimitée) et deux horizons futurs (2050 et 2080). Ces indices ont révélé majoritairement une augmentation des niches écologiques apparaissant sur le territoire et une hausse de la diversité de niches écologiques sur l'ensemble du territoire en cas de dispersion illimitée, phénomène accentué à l'horizon 2080. Par contre, en cas d'absence de dispersion, une disparition importante de niches écologiques ainsi qu'une perte de diversité sont à anticiper sur le territoire, phénomène également accentué à l'horizon 2080. L'étude de la fragmentation révèle un territoire relativement fragmenté par les routes, mais présentant majoritairement une faible résistance au déplacement des espèces, malgré la présence de quelques pôles urbains de moyenne importance. Cette étude se base sur des résultats de modélisation de niches écologiques déjà effectués pour l'ensemble du Québec et pourrait ainsi être appliquée à d'autres territoires. Les résultats montrent d'importants changements à venir et les gestionnaires et scientifiques

travaillant sur ce territoire pourront utiliser les résultats obtenus pour réfléchir à la mise en place de mesures adaptées aux déplacements potentiels.

Citation : Andrieux, B. (2016) Étude de la migration potentielle des niches écologiques liée aux changements climatiques dans la région des parcs nationaux de Frontenac et du Mont-Mégantic, Essai de maîtrise, Département de géomatique appliquée, Université de Sherbrooke, 114p.

Mots clés : Niche écologique, Changements climatiques, Parc national de Frontenac, Parc national du Mont-Mégantic, Indice de déplacement, Capacité de dispersion, Indice de fragmentation.

Table des matières

TABLE DES MATIÈRES	I
LISTE DES FIGURES	III
LISTE DES TABLEAUX	V
LISTE DES ANNEXES	VI
REMERCIEMENTS	VII
1. INTRODUCTION	1
1.1. Mise en contexte.....	1
1.2. Problématique.....	3
1.3. Objectifs de l’essai.....	4
2. CADRE THÉORIQUE	4
2.1. Les parcs nationaux au Québec	4
2.2. Impacts des changements climatiques sur la gestion de la biodiversité.....	6
2.3. Concepts d’écosystème, d’habitat, d’aire de répartition et de niche écologique	8
2.4. Modélisation de la distribution d’espèces	12
2.4.1. <i>Les besoins de modélisation de la distribution d’espèces</i>	12
2.4.2. <i>Les données requises pour modéliser des distributions d’espèces</i>	12
2.4.3. <i>Exemples de méthodes de modélisation</i>	14
2.4.4. <i>Évaluation de la validité des modélisations de distribution d’espèces</i>	14
3. MÉTHODOLOGIE	17
3.1. Sélection du site d’étude	17
3.1.1. <i>Parc national du Mont-Mégantic</i>	18
3.1.2. <i>Parc national de Frontenac</i>	20
3.1.3. <i>Aire périphérique</i>	21
3.1.4. <i>Échelles de travail</i>	21
3.2. Sélection des niches écologiques.....	25
3.3. Sélection des indices temporels de déplacement des niches écologiques	28
3.3.1. <i>Anticipation de plusieurs scénarios de dispersion</i>	28
3.3.2. <i>Indice de changement de répartition des niches</i>	29
3.3.3. <i>Indice de changement de diversité des niches écologiques</i>	31
3.3.4. <i>Réponses géographiques potentielles face aux changements climatiques</i>	33
3.4. Sélection des indices de fragmentation du territoire.....	35

3.4.1. Intérêt d'une comparaison	35
3.4.2. Indice de dissection du paysage (IDP).....	35
3.4.3. Indice de connectivité (IC)	37
3.5. Comparaison des indices de déplacement aux indices de fragmentation.....	38
4. RÉSULTATS	40
4.1. Portrait global du déplacement potentiel des niches écologiques modélisées.....	40
4.2. Portrait spécifique du déplacement potentiel des niches écologiques modélisées	45
4.2.1. Échelle spatiale	46
4.2.2. Échelle temporelle	47
4.2.3. Mode de dispersion.....	50
4.2.4. Groupe taxonomique.....	52
4.2.5. Répartition sur le territoire à l'origine.....	55
4.3. Portrait global de la fragmentation du territoire	56
4.3.1. Indice de dissection du paysage	56
4.3.2. Indice de connectivité pour la périphérie des parcs.....	59
4.4. Comparaison des indices de déplacement aux indices de fragmentation.....	62
5. DISCUSSION ET RECOMMANDATIONS.....	62
5.1. Le déplacement potentiel des niches écologiques	62
5.1.1. Le déplacement potentiel global des niches écologiques.....	62
5.1.2. Le déplacement potentiel spécifique des niches écologiques	64
5.2. Comparaison entre la fragmentation du territoire et le déplacement potentiel des niches écologiques.....	67
5.3. Limites méthodologiques	69
5.3.1. Le lien entre habitat et niche écologique	69
5.3.2. La confiance dans les projections.....	70
5.3.3. La sélection du site d'étude.....	70
5.3.4. Le mode et la capacité de dispersion.....	71
5.3.5. Le groupe taxonomique.....	71
5.3.6. La pondération de l'indice de connectivité	71
6. CONCLUSION	72
RÉFÉRENCES	74
ANNEXE.....	89

Liste des figures

Figure 1 - Isothermes annuelles pour les périodes 1961-1990 et 2071-2100 pour le Québec et sa périphérie.	2
Figure 2 - Les aires protégées au Québec.	5
Figure 3 - Exemple de représentation des réponses de déplacement des niches de l'iris versicolore et l'épinette noire.....	9
Figure 4 – Schéma de la baisse d'étendue d'une niche écologique sous le changement climatique.	11
Figure 5 - Organigramme méthodologique du projet	18
Figure 6 - Cartographie descriptive du Parc national du Mont-Mégantic.....	19
Figure 7 - Cartographie descriptive du Parc national de Frontenac.....	22
Figure 8 - Cartographie de l'échelle de travail locale.....	24
Figure 9 - Cartographie de l'échelle de travail régionale.....	24
Figure 10 - Organigramme général adapté de l'approche utilisée par Berteaux <i>et al.</i> (2014) pour la modélisation de niches écologiques.	26
Figure 11 - Exemple de répartition d'une niche modélisée sur trois périodes : la période actuelle, l'horizon 1 et l'horizon 2.....	31
Figure 12 - Exemple de diversité des niches dans les cellules pour trois périodes : présent, horizon 1 et horizon 2	33
Figure 13 - Exemple de résultats des calculs de l'indice de changement de diversité de niches.....	34
Figure 14 - Changement de répartition des niches écologiques aux échelles locale et régionale.....	40
Figure 15 - Changement de diversité en cas d'absence de dispersion à l'horizon 2050, aux échelles locale et régionale.....	41
Figure 16 - Changement de diversité en cas d'absence de dispersion à l'horizon 2080, aux échelles locale et régionale.....	42
Figure 17 - Changement de diversité en cas de dispersion illimitée à l'horizon 2080, aux échelles locale et régionale.....	43
Figure 18 - Changement de diversité en cas de dispersion illimitée à l'horizon 2050, aux échelles locale et régionale.....	44
Figure 19 - Réponse géographique au déplacement des niches écologiques potentielles à l'échelle locale.	44
Figure 20 - Réponse géographique au déplacement des niches écologiques potentielles à l'échelle régionale. ...	45
Figure 21 - Changement de répartition des niches écologiques des amphibiens aux échelles locale et régionale	53
Figure 22 - Changement de répartition des niches écologiques des oiseaux aux échelles locale et régionale	53

Figure 23 - Changement de répartition des niches écologiques des plantes aux échelles locale et régionale	54
Figure 24 - Part des niches selon leur répartition sur le territoire à l'origine aux échelles locale et régionale	55
Figure 25 - Changement de répartition des niches selon leur répartition sur le territoire à l'origine à l'échelle locale avec absence de dispersion et dispersion illimitée aux horizons 2050 et 2080	57
Figure 26 - Changement de répartition des niches selon leur répartition sur le territoire à l'origine à l'échelle régionale avec absence de dispersion et dispersion illimitée aux horizons 2050 et 2080	58
Figure 27 - Indicateur de connectivité dans la périphérie des parcs de Frontenac et du Mont-Mégantic aux échelles locale et régionale.....	61

Liste des tableaux

Tableau 1 - Effets observés des changements climatiques sur les caractéristiques de certaines espèces.	2
Tableau 2 - Stratégies d'adaptation des aires protégées aux changements climatiques.....	7
Tableau 3 - Utilisation des données pour modéliser la distribution d'espèces.	12
Tableau 4 - Données requises pour la modélisation de distribution d'espèces.....	13
Tableau 5 - Exemples de modélisation par régression.	15
Tableau 6 - Exemples de modélisation de distribution d'espèces par méthodes d'apprentissages machines (MAM).	16
Tableau 7 - Étapes à réaliser pour évaluer la performance d'une modélisation de distribution d'espèces.	17
Tableau 8 - Seuils du changement de répartition des niches.	30
Tableau 9 - Résultats des indices de changement de répartition, pour les horizons 1 et 2.....	31
Tableau 10 - Seuils du changement de diversité des niches.	32
Tableau 11 - Réponses géographiques potentielles des niches face aux changements climatiques	35
Tableau 12 - Exemples de résultats de l'indice de dissection du paysage.	37
Tableau 13 - Poids de déplacement pour la périphérie des parcs.	39
Tableau 14 - Comparaison des changements de répartition des niches écologiques selon l'échelle de travail. ...	46
Tableau 15 - Comparaison du changement de diversité des niches écologiques selon l'échelle de travail.	47
Tableau 16 - Comparaison de la réponse géographique des niches écologiques selon l'échelle de travail.	48
Tableau 17 - Comparaison des changements de répartition des niches écologiques selon l'horizon temporel ...	48
Tableau 18 - Comparaison du changement de diversité des niches écologiques selon l'horizon temporel	49
Tableau 19 - Comparaison de la réponse géographique des niches écologiques selon l'horizon temporel	50
Tableau 20 - Comparaison des changements de répartition des niches écologiques selon le mode de dispersion.	51
Tableau 21 - Comparaison du changement de diversité des niches écologiques selon le mode de dispersion	51
Tableau 22 - Comparaison de la réponse géographique des niches écologiques selon le mode de.....	52
Tableau 23 - Résultats de l'indice de dissection de paysage.	59
Tableau 24 - Pourcentage d'occupation du sol de la périphérie des parcs.	60
Tableau 25 - Résultats de l'indicateur de connectivité pour la périphérie des parcs.	60

Liste des annexes

Annexe 1 - Espèces présentes sur le territoire étudié.....	89
--	----

Remerciements

Avant d'aborder le contenu de cet essai, je tiens à sincèrement adresser mes remerciements et ma reconnaissance aux personnes qui m'ont aidée dans la réalisation de ce projet.

Tout d'abord, je souhaite remercier mon directeur de recherche pour cet essai, Jérôme Théau. Ses conseils de grande qualité, son ouverture et nos discussions ont su me motiver à réaliser un projet d'une ampleur supérieure à laquelle je pensais en commençant cet essai, et pour laquelle je suis fière aujourd'hui.

Je tiens également à remercier les parcs nationaux de Frontenac et du Mont-Mégantic, plus particulièrement Eric Lessard (Directeur du Parc national de Frontenac), Louis Laferrière (Responsable du service de la conservation et de l'éducation du Parc national de Frontenac) et Camille-Antoine Ouimet (Responsable du service de la conservation et des services collectifs du Parc national du Mont-Mégantic) pour leur contribution à l'élaboration de ce sujet d'essai.

Par la suite, je tiens à adresser mes remerciements à Nicolas Casajus et Dominique Berteaux, pour leur disponibilité et la rapidité de nos échanges. Merci ainsi au groupe de recherche du projet CC-Bio qui m'a fourni des données de qualité pour mener à bien ce projet.

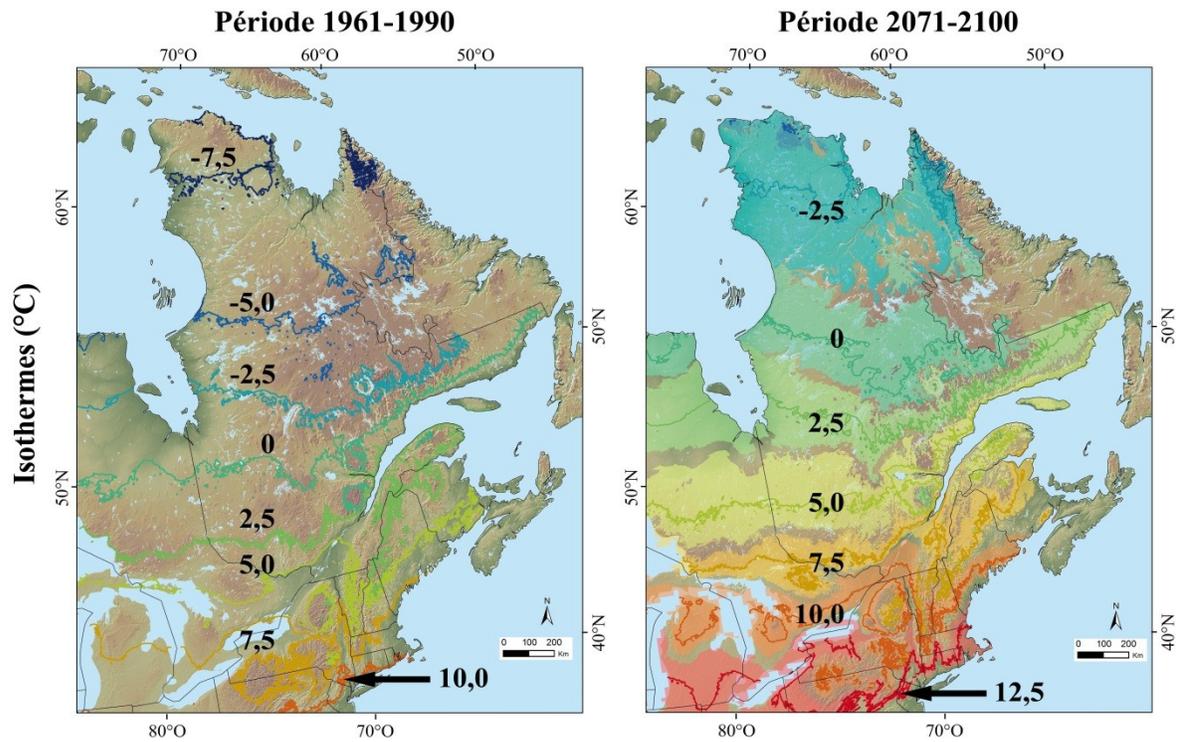
Merci également à la Faculté des lettres et sciences humaines de l'Université de Sherbrooke pour l'octroi d'une bourse institutionnelle à l'automne 2014. Merci aussi au Département de géomatique appliquée pour l'octroi d'une bourse d'admission à l'hiver 2014.

Merci à Caroline Dolant, amie et collègue du Département de géomatique appliquée pour ses encouragements quotidiens et sa précieuse aide tout au long de ce projet. Merci finalement à ma famille, mes amis et Samuel pour leur patience, leur écoute et leurs encouragements à chaque jour pendant cet essai.

1. Introduction

1.1. Mise en contexte

Le Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC) a rédigé le Cinquième Rapport d'Évaluation sur les changements climatiques (GIEC, 2014) et a mis en évidence le réchauffement du climat, depuis les années 1950. Une étude réalisée sur six régions du monde, puis élargie à l'échelle continentale (Thomas *et al.*, 2004), a révélé qu'une hausse de la température serait un facteur de perte important de biodiversité. Dans cette étude, deux scénarios sont apparus : l'un « optimiste » et l'autre « pessimiste ». Le scénario « optimiste » estime qu'une hausse de la température de 0.8 à 1.7 °C d'ici 2050 entraînerait la perte de 18 % des espèces, tandis que le scénario « pessimiste » prévoit, quant à lui, une augmentation de la température de 2 °C, provoquant alors la perte potentielle de 35 % des espèces d'ici 2050. Ces résultats ont été obtenus à partir de modèles qui assument un certain équilibre entre la distribution des espèces et le climat courant (Araújo et Pearson, 2005). Ce changement de température n'épargnerait pas le Québec : la figure 1 illustre le déplacement des isothermes annuelles vers le nord pour la période 2071-2100. L'isotherme de 5 °C, correspondant à la température annuelle moyenne de la région sud du Québec pour la période 1961-1990, pourrait ainsi se déplacer de 300 à 650 kilomètres vers le nord, d'ici 2050 et 2080. En anticipant que ces conditions climatiques se déplacent, les écosystèmes vont également être affectés (Schimel, 2013) et ne plus répondre à certains besoins des espèces. Certaines espèces vont devoir se déplacer à la recherche de conditions climatiques correspondant à leurs besoins (Berteaux, 2005). La modification des environnements (températures, régime des précipitations, etc.) provoquée par les changements climatiques perturbe les écosystèmes (Schimel, 2013). Les espèces peuplant ces écosystèmes doivent s'adapter puisque leur énergie provient de deux sources nécessaires pour se reproduire, se déplacer et se réchauffer : le rayonnement solaire et la nourriture (Berteaux, 2005). Ces changements ont des impacts majeurs sur les caractéristiques des espèces (tableau 1) telles que : la phénologie et physiologie, l'aire de répartition, la composition et les interactions entre les espèces, la structure et la dynamique des écosystèmes (Walther *et al.*, 2002). Des études se sont penchées sur les conséquences que peut avoir le déplacement du climat sur le déplacement des niches écologiques. Elles ont établi une corrélation entre la température et la biodiversité, ce qui mène à penser que l'évolution des climats aurait des conséquences sur la biodiversité, comme le déplacement des aires de répartition des espèces et de leur niche écologique au Québec (Berteaux *et al.*, 2014).



D'après Berteaux *et al.* (2014).

Figure 1 - Isothermes annuelles pour les périodes 1961-1990 et 2071-2100 pour le Québec et sa périphérie.

Tableau 1 - Effets observés des changements climatiques sur les caractéristiques de certaines espèces.

Espèces	Exemples de changements observés	Références
Végétale	Date de floraison anticipée, date de changement de couleur des feuilles d'arbres en Europe, déplacement (horizontal et vertical) de leur répartition.	Lavoie et Lachance, 2006 ; Primack <i>et al.</i> , 2004 ; Menzel et Fabian, 1999 ; Payette et Fillon, 1985 ; Lescop-Sinclair et Payette, 1995.
Animale	Date d'arrivée des oiseaux migrants, date de début de l'activité printanière, déplacement des aires de répartition, période de vol des papillons.	Berteaux <i>et al.</i> , 2014 ; Roy et Sparks, 2000 ; Chen <i>et al.</i> , 2011.
Interactions entre les espèces	Intensification du cannibalisme, diminution de l'abondance du krill avec ses conséquences sur la chaîne alimentaire, intensification de la compétition pour les sites de nidification.	Walther <i>et al.</i> , 2002 ; Wespestad <i>et al.</i> , 2000 ; Loeb <i>et al.</i> , 1997 ; Both et Visser, 2001.

Une région adaptée à une espèce, dont le climat devient défavorable à la survie d'une espèce, peut devenir inhospitalière et provoquer son extinction de l'espèce, dépendamment de sa capacité de dispersion. À l'inverse, une région peut être colonisée si son climat devient favorable à la survie d'une espèce (Berteaux *et al.*, 2014 ; Williams *et al.*, 2008 ; Walther *et al.*, 2002). La répartition des espèces étant le fondement de la gestion et de la conservation de la biodiversité, une évolution des aires de répartition des espèces remet en question la gestion actuelle de la biodiversité, notamment des aires protégées qui sont en général fixes sur un territoire (Auzel *et al.*, 2012).

1.2. Problématique

Les changements climatiques au Québec ont une influence sur la répartition des espèces et sont à anticiper par les scientifiques et gestionnaires des aires protégées afin de choisir les meilleures stratégies afin de prendre en compte le déplacement des espèces dans la définition des aires protégées. C'est dans ce contexte que les Parcs nationaux de Frontenac et du Mont-Mégantic s'intéressent aux déplacements potentiels des espèces sur leur territoire et leur périphérie. Les aires protégées, auxquelles appartiennent les parcs nationaux, sont un échantillon représentatif de la biodiversité présente dans les régions naturelles du Québec, définies selon le cadre écologique de référence du Ministère de l'Environnement, du Développement durable et des Parcs (MDDEP, 2015a). Une aire protégée permet la conservation des espèces et de leur variabilité génétique, ainsi que le maintien de processus naturels et des écosystèmes (MDDEP, 2015a). Cette protection à long terme de la biodiversité, grâce à un réseau d'aires protégées fixes, repose sur une certaine stabilité temporelle et géographique du climat et des milieux naturels (Ricard, 2014). Toutefois, le contexte des changements climatiques bouscule ce principe sur lequel se fonde la création d'aires protégées et remet en question le rôle des aires protégées dans la conservation de la biodiversité : protection par la conservation, l'adaptation, la restauration, la résistance, la stabilité, etc. Il devient alors nécessaire d'étudier ces changements, ainsi que leurs impacts sur la biodiversité afin d'établir des aires protégées adaptées aux changements actuels. Des études ont permis, grâce à des modélisations de niches écologiques, de caractériser le déplacement potentiel des espèces (Casazza *et al.*, 2014 ; Cunningham *et al.*, 2009 ; Peterson, 2003 ; Peterson *et al.*, 1999 ; Thuiller *et al.*, 2006), ainsi que d'identifier l'influence des changements climatiques sur le déplacement et le risque d'extinction des espèces (Dawson *et al.*, 2011). Cette approche a également été réalisée par le projet de recherche CC Bio au Québec (Berteaux *et al.*, 2014) et a présenté des résultats pour 765 espèces. Cependant, cette étude constitue un portrait

provincial et n'analyse pas en profondeur les résultats obtenus pour les différentes régions du Québec et pour l'ensemble des niches.

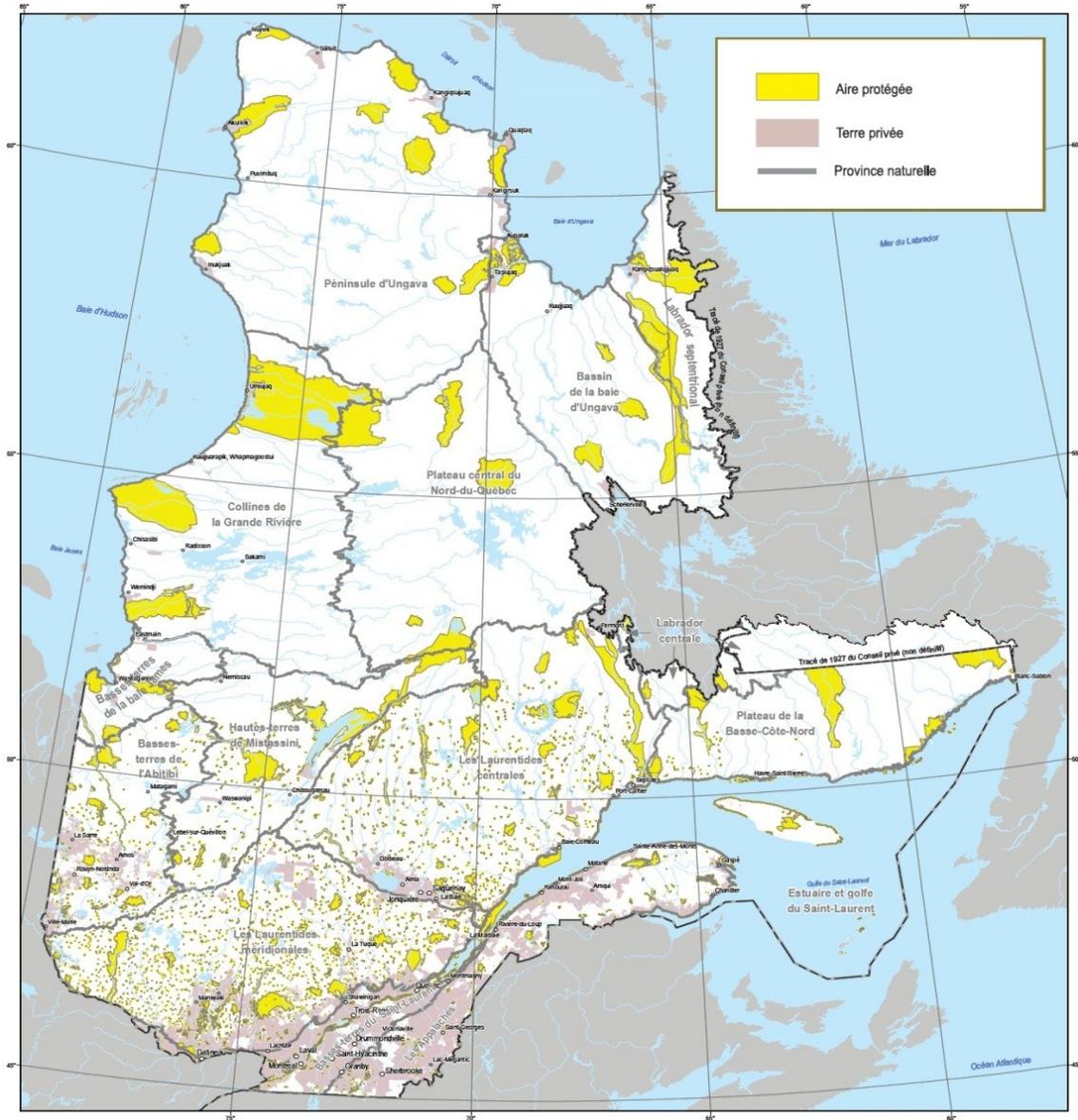
1.3. Objectifs de l'essai

L'objectif principal de cet essai consiste à étudier la migration potentielle des niches écologiques liée aux changements climatiques sur le territoire des parcs nationaux de Frontenac et du Mont-Mégantic et de leur périphérie en exploitant les résultats obtenus par Berteaux *et al.* (2014). Le projet est divisé selon deux objectifs spécifiques. Le premier objectif spécifique est de caractériser le déplacement potentiel des niches écologiques en lien avec la richesse spécifique de la région d'étude. Le second objectif spécifique vise à analyser le déplacement des niches écologiques face à la fragmentation dans la région d'étude afin d'identifier des enjeux potentiels de conservation en lien avec certaines espèces.

2. Cadre théorique

2.1. Les parcs nationaux au Québec

Le Québec abrite six catégories d'aires protégées : réserve écologique, parc national, refuge d'oiseaux migrateurs, refuge biologique, paysage humanisé et habitat faunique. L'ensemble de ces aires protégées (figure 2) représente près de 10 % du territoire québécois, dont 2,3 % sont des parcs nationaux, gérés par la Sépaq et Parcs Canada (MDDEP, 2015b). La création d'une aire protégée a deux objectifs principaux : la conservation des espèces et de leur variabilité génétique et le maintien des processus naturels et des écosystèmes (MDDEP, 2015c). Un parc national représente la région dans laquelle il est créé (Sépaq, 2015a), soit un « territoire représentatif des régions naturelles du Québec ou de sites naturels à caractère exceptionnel, notamment en raison de leur diversité biologique » (UICN, 1994). Il a pour vocation de « préserver le patrimoine naturel et culturel » en protégeant les écosystèmes de l'exploitation de différentes ressources. Cette protection est bénéfique pour les générations futures et est accessible pour tous afin de découvrir les richesses qui y sont protégées, grâce à différents programmes et activités à faible impact (randonnée pédestre, canot, camping). Le réseau Parcs Québec maintient « l'équilibre entre la conservation des patrimoines naturel et culturel et l'accessibilité au public », afin de répondre aux standards internationaux du concept de parc national définis par l'UICN.



D'après le MDDEP (2015d).
Figure 2 - Les aires protégées au Québec.

Le MDDEP se base sur six principaux descripteurs afin de déterminer si une région représente une des provinces naturelles : la géologie, le relief, le climat, l'hydrographie, la végétation actuelle et la faune (MDDEP, 2015e). Cependant, excepté la géologie et le relief, ces descripteurs sont susceptibles d'évoluer, influencés par les changements climatiques. La région tend à se transformer ce qui amène à une question : la description des provinces naturelles réalisée dans les années 1990 est-elle différente aujourd'hui et représentative de l'ensemble des territoires du Québec, malgré les impacts des changements climatiques sur les différents descripteurs ?

2.2. Impacts des changements climatiques sur la gestion de la biodiversité

Les espèces semblent présenter des distributions en mouvement, en réponse aux perturbations climatiques auxquelles elles font face (Chen *et al.*, 2011). Des aires protégées, terrestres et marines, tels que les parcs nationaux, régionaux ou privés, ont été créés ou reconnus par le Gouvernement du Québec et le Gouvernement du Canada depuis le siècle passé afin de protéger cet environnement et les espèces qui y sont présentes face aux pressions anthropiques. Les rôles de protection et de gestion sont assurés aujourd'hui par la Société des établissements de plein air du Québec (Sépaq, 2015a) et Parcs Canada (Parcs Canada, 1997). Les changements climatiques vont avoir un effet indirect sur le rôle et les stratégies mises en place par les parcs de la Sépaq, de Parcs Canada, et des aires protégées en général (Brooke, 2008), dans la mesure où leur rôle sur un territoire fixe est de conserver et gérer un environnement et une biodiversité désormais en mouvement au Québec (Hannah *et al.*, 2002 ; Scott *et al.*, 2002a ; Lemieux et Scott, 2005). Auparavant, la création d'une aire protégée se réalisait à partir de l'observation de la distribution et de l'abondance de la biodiversité à une certaine période, définissant ainsi la mise en place d'un plan de conservation (Meir *et al.*, 2004). Les algorithmes permettant de sélectionner le territoire adéquat à la création d'une aire protégée ne prenaient pas en compte les changements de distribution de la biodiversité provenant du changement climatique (Cowling, 1999). C'est pourquoi il est nécessaire d'intégrer les processus écologiques et évolutionnaires de la biodiversité pour mettre en place une conservation à long terme (Cowling *et al.*, 1999). Selon une étude réalisée par Araújo *et al.* (2011) sur la menace des changements climatiques pour les aires de conservation en Europe, près de 58 % des espèces animales et végétales risquent de perdre les conditions climatiques qui leur sont propices au sein des aires protégées. Les conditions climatiques peuvent aussi devenir plus adaptées, notamment à des espèces comme les reptiles et les amphibiens, pour qui une hausse de la température serait bénéfique et régulerait leur activité (Araújo *et al.*, 2006). Les gestionnaires, afin d'assurer la conservation et la protection de la biodiversité impactée par les changements climatiques, peuvent se concentrer sur plusieurs stratégies d'adaptation (Millar *et al.*, 2007 ; Galatowitsch *et al.*, 2009) : la résistance, la résilience ou la facilitation (tableau 2). Le passage d'une stratégie à une autre sera nécessaire pour s'adapter rapidement aux changements climatiques (Galatowitsch *et al.*, 2009).

Des perturbations ou des phénomènes naturels (incendies, inondations, etc.), s'amplifiant sous les effets des changements climatiques, et anthropiques (réseaux de transport, construction, etc.), augmentent l'hétérogénéité du paysage et divisent des zones naturelles continues, provoquant une

perte d'habitat avec une influence importante sur le nombre d'individus et la capacité de dispersion et de déplacement d'une espèce (Dajoz, 2006 ; Collinge, 1996 ; Mantyka-Pringle *et al.*, 2015). Une forte connectivité garantit les capacités de survie, de déplacement et de reproduction des espèces (Williams *et al.*, 2008), tandis qu'une faible connectivité peut causer une perte d'habitat, voire l'extinction massive et rapide de certaines espèces (Dawson *et al.*, 2011 ; Fischer et Lindenmayer, 2006). Heller et Zavaleta (2009) ont analysé les recommandations proposées pour gérer la biodiversité face aux changements climatiques et ont établi que l'augmentation de la connectivité est la préconisation la plus fréquente dans la littérature. Des actions sont proposées dans des études pour augmenter la persistance de la biodiversité et faciliter le déplacement des espèces : création de corridors orientés de manière longitudinale, protection d'habitats riverains et à proximité de lignes de chemin de fer dans les villes, plantation d'arbres et d'arbustes sur les terres agricoles, etc. (Heller et Zavaleta, 2009). Ainsi, par souci de maintenir la biodiversité et de protéger l'intégrité écologique des écosystèmes (MDDEP, 2015f), les gestionnaires des aires protégées peuvent agir sur la connectivité au sein de leur territoire et en périphérie, considérée comme une menace à la protection de la biodiversité (Environnement Canada, 2006).

Tableau 2 - Stratégies d'adaptation des aires protégées aux changements climatiques.

Stratégie	Description	Exemples de stratégies	Références
Résistance	Opposition aux changements en cours afin de conserver les espèces natives, à court terme.	Gestion des écosystèmes des forêts et ressources.	Millar <i>et al.</i> , 2007.
Résilience	Mise en place des mesures pour maintenir la résilience d'un écosystème, à court terme.	Agrandissement d'aires protégées grâce à la restauration.	Galatowitsch <i>et al.</i> , 2009 ; Millar <i>et al.</i> , 2007.
Facilitation	Mise en place de mesures pour reproduire et assister les adaptations naturelles des espèces aux changements.	Assistance pour les adaptations naturelles des espèces, hausse de la redondance et de la diversité, augmenter la connectivité du territoire	Galatowitsch <i>et al.</i> , 2009 ; Millar <i>et al.</i> , 2007 ; Parker <i>et al.</i> , 2000 ; McLachlan <i>et al.</i> , 2007 ; Millar et Brubaker, 2006 ; Noss, 2001.

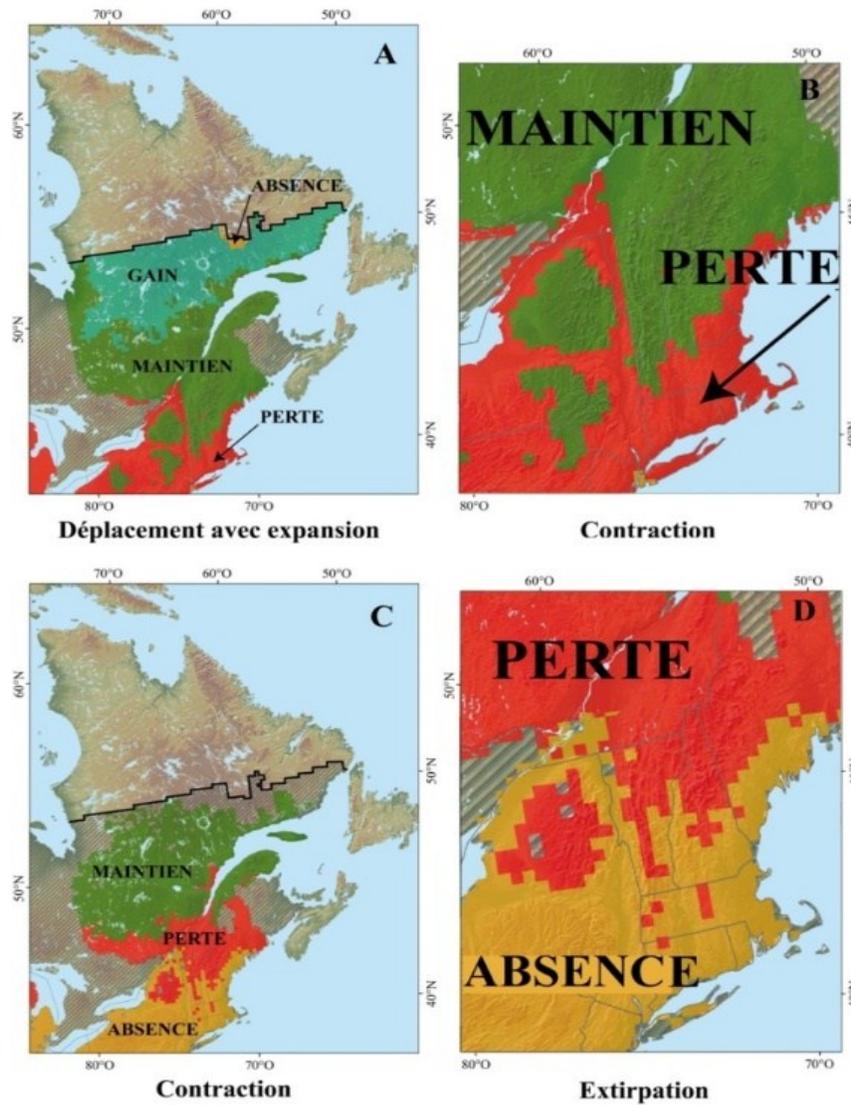
L'analyse du déplacement des espèces au Québec requiert le choix d'une échelle spatiale adaptée aux phénomènes modélisés. L'échelle se compose de deux aspects, la résolution spatiale (ou grain) et l'espace représenté (ou étendue), qui influencent les informations contenues dans une carte (Burel et

Baudry, 1999). L'étendue spatiale impacte les résultats, comme le montre l'exemple qui suit. Les travaux de Berteaux *et al.* (2014) identifient plusieurs réponses de déplacement des niches écologiques, à l'échelle continentale. Ainsi, les figures 3A, 3B, 3C et 3D, illustrant respectivement la réponse au déplacement des niches des espèces de l'iris versicolore et de l'épinette noire, sont représentées à deux échelles : l'échelle continentale (figures 3A et 3C) et l'échelle régionale (figures 3B et 3D). La réponse au déplacement géographique de la niche de chaque espèce est différente selon l'échelle. Par exemple, l'iris versicolore présente une niche qui se déplace en s'étendant plus au nord à l'échelle continentale. En l'observant à l'échelle régionale, la niche ne se déplace plus, mais se contracte. Il en est de même pour l'épinette noire : à l'échelle continentale, cette espèce est en contraction, tandis qu'à l'échelle régionale elle disparaît. La résolution spatiale a également un impact sur le niveau de détail de la carte : un grain fin laisse apparaître de nombreux détails d'un phénomène, imperceptibles avec un grain plus grossier. La figure 3D est réalisée avec un grain assez fin, laissant apparaître des points de pertes (rouge) de niche dans une région où la niche serait majoritairement absente (couleur orange majoritaire). Une résolution spatiale plus grossière simplifierait l'information à une absence générale de l'espèce, ne laissant pas apparaître des points de perte de la niche. Dans cet essai, les données utilisées permettent de faire varier l'étendue, mais ne permettent pas de faire varier la résolution spatiale.

2.3. Concepts d'écosystème, d'habitat, d'aire de répartition et de niche écologique

Le sujet de l'essai concerne les niches écologiques et leur déplacement potentiel lié aux changements climatiques. Pour clarifier le lien entre une espèce et sa niche écologique, la définition d'une niche écologique, de son rôle et de ses particularités est nécessaire, parmi les autres concepts que sont l'écosystème, l'habitat et l'aire de répartition.

Un écosystème est un ensemble formé de différentes espèces en interaction les unes avec les autres, ainsi qu'avec leur environnement, sur une échelle spatiale particulière. Un écosystème regroupe des conditions nécessaires au maintien de la vie (physico-chimique, température, humidité, etc.) (Fischesser et Dupuis-Tate, 1995). Une forêt représente un écosystème particulier avec des conditions spécifiques : chaque arbre ou feuille représente également un écosystème particulier. « De l'infiniment petit à l'infiniment grand, l'immense diversité du vivant définit une quantité illimitée d'écosystèmes » (Aufrey et Rovillé, 2008).



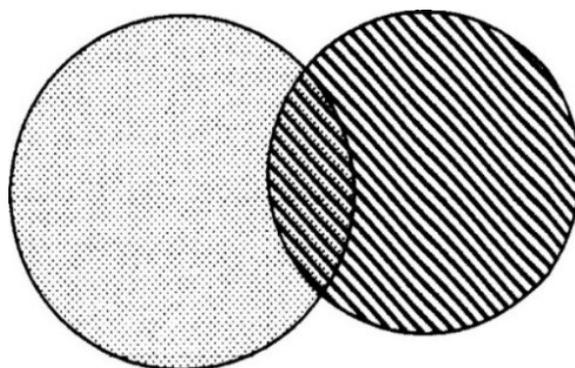
D'après Berteaux et al, 2014.

Figure 3 - Exemple de représentation des réponses de déplacement des niches de l'iris versicolore (A et B) et l'épinette noire (C et D).

L'habitat constitue la partie de l'écosystème occupée par une espèce et répondant à tous ses besoins (alimentation, reproduction, protection, etc.) (Fischesser et Dupuis-Tate, 1995). Un habitat est un écosystème particulier adapté à une espèce ou un groupe d'espèces : la cime des arbres, une grotte, le tapis de la forêt, etc. L'écosystème est un milieu qui n'est pas défini selon les caractéristiques d'une espèce, alors que l'habitat est propre à une espèce.

L'aire de répartition correspond à la zone géographique à l'intérieur de laquelle vit une espèce (Fischesser et Dupuis-Tate, 1995). Cette aire peut être continue ou disjointe. Elle peut notamment être séparée en aire d'hivernage et en aire de nidification pour les espèces migratoires. Des espèces peuvent occuper une aire de répartition grande comme un continent, ou à l'inverse plus restreinte à une région particulière. Par exemple, le carcajou occupe un territoire au Canada qui s'étend du Yukon à Terre-Neuve-et-Labrador, tandis que la rainette faux-grillon de l'Ouest est une espèce qui n'est présente au Canada qu'à l'extrême sud du Québec et de l'Ontario.

La niche écologique est « le rôle et la place de l'organisme dans le fonctionnement de l'écosystème » (Elton, 1927), soit la place de l'espèce dans l'écosystème et l'importance des interactions de cette espèce avec son environnement (Odum, 1959 ; Lévêque et Mounolou, 2001). Des espèces à régime semblable peuvent se trouver en compétition pour une même ressource (MacArthur, 1972) : en cas de compétition forte, une espèce peut disparaître ou se déplacer vers une autre niche ou localisation géographique. Les espèces peuvent aussi cohabiter avec un nombre d'individus restreint, pour partager les ressources avec un certain équilibre (Odum, 1975). Hutchinson (1957) différencie la niche fondamentale, soit toutes les conditions dans lesquelles l'espèce vit et se maintient, de la niche réelle, plus restreinte avec la fragmentation du territoire et les interactions entre les populations (compétition, prédation, parasitisme, coopération). La niche écologique inclut l'habitat (où l'espèce vit-elle ?), les conditions externes (température, courant, salinité, nature du sol), le régime alimentaire (ce que mange l'espèce et comment elle obtient sa nourriture), le rythme d'activité (diurne ou nocturne) et les relations avec les autres espèces. Une niche peut être en évolution, de courte ou longue période, ce qui peut avoir un impact sur la modélisation de distribution d'espèces, en particulier les niches qui vont être touchées par les changements climatiques (Pearman *et al.*, 2008). Les facteurs contrôlant la distribution d'une espèce peuvent être de différentes natures (biotique ou abiotique, direct ou indirect) et influencer la distribution des espèces à différentes échelles spatiales (Austin, 1980 ; Austin, 2002 ; Dajoz, 2006), par exemple : la fragmentation du territoire, un phénomène naturel (incendie, inondation), etc. Une niche écologique peut se déplacer, mais ce n'est pas toujours le cas de l'espèce qu'elle représente. Selon Berteaux *et al.* (2014), une espèce dont les capacités de dispersion sont trop faibles ne peut pas coloniser des régions parallèlement à l'évolution progressivement favorable de son environnement physique. Afin d'anticiper la répartition potentielle future des espèces, il est possible de prendre en compte plusieurs scénarios de dispersion. Lewis (2006) recense deux scénarios de



Légende des couleurs : enveloppes climatiques (contours) adaptées à la survie des espèces actuellement (pointillés) et dans un climat futur (hachures). La distribution future avec absence totale de dispersion correspond à la zone hachurée et pointillés et avec dispersion illimitée à la zone hachurée.

D'après Lewis (2006).

Figure 4 – Schéma de la baisse d'étendue d'une niche écologique sous le changement climatique.

dispersion, illustrés à la figure 4 : absence totale de dispersion (AD) : la population ne possède pas une capacité à se déplacer au même rythme de déplacement que sa niche écologique ; dispersion illimitée (DI) : la population est capable de se déplacer au rythme de déplacement de sa niche écologique.

Une espèce peut être absente d'un habitat adapté ou présente dans un habitat inadapté, selon la dynamique de la population, ses limites de dispersion (Hanski, 1999), ainsi que la fragmentation du territoire. Ainsi, la modélisation d'un habitat peut ne pas correspondre à l'habitat adapté qu'une espèce occupe et ne pas représenter l'occupation réelle du territoire d'une espèce. Le concept de niche est préféré dans la modélisation dans la mesure où la niche écologique correspond à un habitat adapté à une certaine espèce (Araújo et Guisan, 2006 ; Hirzel et Guisan, 2002 ; Soberón, 2007). De plus, Guisan et Thuiller (2005) précisent que les distributions observées sont le résultat des interactions biotiques et des ressources limitées. Cela signifie que ces distributions ne correspondent pas à l'habitat d'une espèce, mais bien à la niche écologique réalisée. La niche écologique est donc l'élément préférable pour modéliser la distribution des espèces puisqu'elle correspond à un territoire plus représentatif à l'espèce que sont l'habitat et l'aire de répartition.

2.4. Modélisation de la distribution d'espèces

2.4.1. Les besoins de modélisation de la distribution d'espèces

Les scientifiques utilisent des mesures locales afin d'évaluer le changement de phénomènes (distribution d'espèces, précipitations, températures, etc.), des modèles statistiques et des simulations pour extrapoler des données environnementales dans l'espace (tableau 3) (Miller *et al.*, 2004 ; Peters *et al.*, 2004). Un modèle requiert des variables environnementales et des observations qui peuvent influencer l'habitat adapté et la distribution des espèces (Franklin, 2009) pour réaliser une modélisation de distribution d'espèces (MDE) ou la niche fondamentale et réelle d'espèces. Des auteurs distinguent les modèles de niches écologiques, qui définissent des modèles de distribution potentielle, des MDE, qui estiment la distribution actuelle (Peterson *et al.*, 2008).

2.4.2. Les données requises pour modéliser des distributions d'espèces

La MDE requiert l'utilisation de données biologiques et environnementales diverses, permettant d'extraire des paramètres pouvant être combinés les uns aux autres afin de réaliser une interpolation de la distribution d'une espèce correspondant à un habitat potentiel pour une ou plusieurs espèces. Les données souvent utilisées dans plusieurs modélisations de distributions d'espèces existantes sont répertoriées dans le tableau 4.

Tableau 3 - Utilisation des données pour modéliser la distribution d'espèces.

Données	Utilisation	Références
Études sur la distribution d'espèces (atlas)	Planifier la conservation, réaliser des études d'impact, documenter des changements d'étendue dans le temps, établir une relation entre la distribution de l'espèce et les facteurs environnementaux, étudier l'équilibre entre la distribution d'une espèce et le climat.	Osborne et Tigar, 1992 ; Godinho <i>et al.</i> , 1999 ; Unitt, 2004 ; Preston <i>et al.</i> , 2002 ; Segurado et Araújo, 2004 ; Thuiller <i>et al.</i> , 2004.
Interpolation directe	Estimer les valeurs de localisation non observées, sur des valeurs de localisation voisines. Capacité limitée à prendre en compte des variables environnementales, application limitée dans la modélisation de distribution d'espèce.	Franklin, 2009 ; Bailey et Gatrell, 1995 ; Clarke, 1997 ; Fortin et Dale, 2005 ; Bolstad et Lillesand, 1992 ; Araújo et Williams, 2000 ; Segurado et Araújo, 2004.

Tableau 4 - Données requises pour la modélisation de distribution d'espèces.

Types de données	Données utilisées	Paramètres estimés	Références
Biologiques	Données de répartition d'une espèce	Probabilité de présence d'une espèce ou potentiel de distribution, habitat occupé potentiel, qualité ou adaptabilité d'un habitat, probabilité conditionnelle d'utilisation de l'habitat, distribution géographique de l'espèce, une fonction de sélection des ressources, la niche écologique réalisée ou fondamentale.	Scott <i>et al.</i> , 2002b ; Guisan et Zimmermann, 2000 ; Hirzel et Guisan, 2002 ; Keating et Cherry, 2004 ; Dunk <i>et al.</i> , 2004 ; Manly <i>et al.</i> , 2002 ; Peterson <i>et al.</i> , 2003 ; Soberón et Peterson, 2004 ; Franklin, 2009.
	Cartes climatiques	Moyennes mensuelles de précipitation, températures minimum et maximum journalières, etc.	Busby, 1986 ; Wiegand <i>et al.</i> , 1986.
	Cartes topographiques numériques (Modèle numérique d'élévation)	Élévation, angle et aspects de la pente, bassins versants, etc. Ces indicateurs peuvent être reliés aux paramètres climatiques pour les interpolations.	Speight, 1974 ; Moore <i>et al.</i> , 1991a ; Franklin, 2009.
Environnementales	Cartes du sol (géologie, végétation, occupation du sol)	Indice de fertilité, textures ou autres attributs dérivés du type de sol. Délimitation des écosystèmes et habitats adaptés aux espèces. Effet de l'homme sur ces habitats.	Franklin, 2009.
	Perturbations (incendie, inondation, etc.)	Fréquence, ampleur, violence et étendue des perturbations.	Franklin, 2009.
	Télétection	Étendue des communautés de plantes et d'habitats dans lesquels les animaux se concentrent, organisation écologique de la biodiversité.	Collins <i>et al.</i> , 1993 ; Chen et Stow, 2003 ; Turner <i>et al.</i> , 2003.
	Structure du paysage (bâtiments, transport, occupation du territoire, etc.)	Hétérogénéité ou homogénéité du paysage.	Pearson, 1993 ; McAlpine <i>et al.</i> , 2008.
	Données sur les zones marines et aquatiques (bathymétrie, hydrographie)	Température à la surface de la mer, profondeur, salinité, concentration en chlorophylle, distance du rivage, etc.	Louzao <i>et al.</i> , 2006.

2.4.3. Exemples de méthodes de modélisation

Il existe plusieurs approches de modélisation, telles que la régression, la méthode d'apprentissage machine (MAM) ou encore la classification (Franklin, 2009). Le projet CC-Bio (Bertheaux *et al.*, 2014), qui constitue la source des données utilisées dans cet essai, emploie plusieurs des approches décrites dans les tableaux 5 et 6. Les tableaux 5 et 6 présentent une description générale de plusieurs méthodes de modélisation proposée par Franklin (2009). Des exemples d'application de la modélisation de distribution d'espèces sont proposés pour chacune des méthodes. Le tableau 5 répertorie des méthodes de régression telles que le modèle linéaire, le modèle linéaire généralisé, les modèles additifs généralisés, la régression multivariée par splines adaptatives, les approches statistiques multivariées, les approches bayésiennes et l'autocorrélation spatiale. Le tableau 6 présente quant à lui quelques méthodes de modélisation par apprentissage machine, telle que les arbres de décisions, le *bagging*, le *boosting*, la forêt d'arbres décisionnels (*random forest*), le réseau de neurones artificiels (*artificial neural network*), les algorithmes génétiques, le maximum d'entropie, les machines à vecteur de support (*support vector machines*) et le consensus d'ensemble (*consensus forecasting*). Pour modéliser les changements climatiques et la distribution des espèces, il faut assumer un certain équilibre entre la distribution des espèces et le climat (Lenihan, 1993 ; Araújo *et al.*, 2006). La modélisation ne prend cependant pas en compte la capacité d'une espèce à se déplacer dans le paysage, en dehors de son habitat (Peters *et al.*, 2004 ; Araújo *et al.*, 2006 ; Thuiller *et al.*, 2006) ni les interactions entre les espèces, telles que la compétition ou la prédation (Franklin, 2009).

2.4.4. Évaluation de la validité des modélisations de distribution d'espèces

Un modèle valide est un modèle qui remplit les exigences de performance spécifique à l'utilisation pour laquelle il est prévu (Rykiel, 1996). Cette performance se mesure grâce à de nombreux critères, appliqués à différentes étapes du développement du modèle répertoriées dans le tableau 7 (Morrison *et al.*, 1998). Les erreurs de prédiction dans les MDE proviennent de données erronées ou d'erreurs dans le modèle (Barry et Elith, 2006), telles que des variables absentes, un manque de connaissance sur la relation entre la distribution d'espèces et les variables environnementales, le manque de données spatiales représentant les variables environnementales, etc.

Tableau 5 - Exemples de modélisation par régression.

Méthodes de modélisation	Description générale	Exemples	Références
Modèle linéaire (<i>linear models</i>)	Régression multiple linéaire qui prédit une variable dépendante à partir de variables explicatives.	Distribution des espèces de buissons de sauge côtière en Californie.	Hastie <i>et al.</i> , 2001 ; Westman, 1981.
Modèles linéaires généralisés (<i>generalized linear models</i>)	Intégration de données ne suivant pas toujours les hypothèses de modèles linéaires, autres que la loi Normale.	Modélisation de distribution d'oiseaux, de communautés végétales ou de poissons.	Hastie <i>et al.</i> , 2001 ; Osborne et Tigar, 1992 ; Brown, 1994 ; Beger et Possingham, 2008.
Modèles additifs généralisés (MAG) (<i>generalized additive models</i>)	Identification de relations non linéaires entre les estimations et les variables explicatives. Distinction de la nature des réponses et intégration de cette nature à la construction du modèle paramétrique.	Effets de la composition de la forêt et la structure du paysage sur la distribution des oiseaux, effet des interactions biotiques.	Yee et Mitchell, 1991 ; Brown, 1994 ; Guisan <i>et al.</i> , 2002 ; Venier et Pearce, 2007 ; Araújo et Luoto, 2007.
Régression multivariée par splines adaptatives (RMSA) (<i>multivariate adaptive regression splines</i>)	Généralisation de la régression linéaire convenant à des modélisations avec une grande quantité de variables explicatives. Capacité de repérer des interactions à l'échelle globale et locale des données. Ne convient pas aux données suivant une loi binomiale et ne prend en compte que des variables continues ou qualitatives.	Comparaison entre la RMSA et la classification par arbres de décisions, ou le MAG.	Muñoz et Felicísimo, 2004 ; Franklin, 2009 ; Leathwick <i>et al.</i> , 2006.
Approches statistiques multivariées (<i>multivariate statistical approach</i>)	Relation entre la variation de la composition de la communauté et la composition des gradients environnementaux. Pas souvent appliquée car complexe et peu répandue.	Modélisation de niches de mollusques bivalves du centre du Canada	Franklin, 2009 ; Green, 1971.
Approches bayésiennes (<i>Bayesian approach</i>)	Estimation de la probabilité qu'une hypothèse soit vraie pour une donnée, définition de la probabilité du degré de croyance dans la vraisemblance d'un événement.	Estimation spatiale de risques (maladie, incendie), cartographie de communautés.	Hastie <i>et al.</i> , 2001 ; Beck-Worner <i>et al.</i> , 2007 ; Raul <i>et al.</i> , 2008 ; Fischer, 1990.
Autocorrélation spatiale (<i>spatial autocorrelation</i>)	Étude de la covariation des propriétés avec un espace afin que la valeur d'une variable soit liée, positivement ou négativement selon la proximité ou l'éloignement. Des modèles spatiaux, comprenant des autocovariations, sous-estiment l'influence des variables environnementales, pouvant entraîner des résultats imprécis.	Modélisation de quatre associations végétales.	Cressie, 1991 ; Miller et Franklin, 2002 ; Franklin, 2009.

Tableau 6 - Exemples de modélisation de distribution d'espèces par méthodes d'apprentissages machines (MAM).

Méthodes de modélisation	Description générale	Exemples	Références
Méthodes d'arbres de décisions (MAD)	Modélisation des données en les divisant en classes homogènes selon leur réponse aux variables explicatives. La classe la plus homogène est retenue et crée des groupes de données par division binaire basée sur des seuils appliqués aux valeurs des variables explicatives. Les MAD estiment mal des données linéaires et nécessitent un large échantillon d'observations pour être performants.	La végétation, les arbres sous les effets des changements climatiques, distribution de la forêt ibérique, etc.	Olden <i>et al.</i> , 2008 ; Franklin, 2009 ; De'ath et Fabricius, 2000 ; Vayssières <i>et al.</i> , 2000 ; Moore <i>et al.</i> , 1991b ; Thuiller <i>et al.</i> , 2003 ; Benito Garzón <i>et al.</i> , 2008.
Bagging, Boosting et forêt d'arbres décisionnels	Estimation de grandes quantités de MAD. Le <i>bagging</i> échantillonne plusieurs fois les données, développe des arbres de décisions pour chaque échantillon et fait une moyenne des estimations des échantillons. Le <i>boosting</i> fonctionne comme le <i>bagging</i> sauf que les observations n'ont pas la même probabilité d'être sélectionnées dans les échantillons. Les forêts de MAD sont une forme de <i>bagging</i> construisant plusieurs arbres décorrélés et en calculant la moyenne des prévisions.	Amélioration des arbres de régression, prévision de la présence d'espèces d'arbres en Utah, etc.	Breiman, 1996 ; Freund et Schapire, 1996 ; Moisen <i>et al.</i> , 2006 ; Elith <i>et al.</i> , 2008 ; Breiman, 2001.
Réseaux de neurones artificiels	Extraction des caractéristiques linéaires des variables explicatives et modélisation des estimations comme fonction non linéaire de ces caractéristiques.	Détection du changement des espèces invasives, impact du climat sur l'enveloppe d'espèces.	Pu <i>et al.</i> , 2008 ; Pearson <i>et al.</i> , 2002 ; Thuiller, 2003.
Algorithmes génétiques	Chercher les relations complexes et des règles de classification, et développer de nouvelles solutions de tests itératifs. Peu employée aux données environnementales et demande plusieurs roulements du modèle pour faire une moyenne des estimations.	Distribution d'espèce de plantes natives des îles britanniques, évaluation de modélisation de distribution d'espèces.	Jeffers, 1999 ; Termansen, 2006 ; Anderson <i>et al.</i> , 2003.
Maximum d'entropie	La meilleure approximation d'une distribution inconnue correspond à la distribution avec le maximum d'entropie, plus homogène.	Distribution de la faune, de mammifères néo-tropicaux, d'oiseaux nicheurs.	Baldwin, 2009 ; Phillips <i>et al.</i> , 2006 ; Phillips <i>et al.</i> , 2004.
Machines à vecteur de support	Simplification du problème en deux classes désignées par des algorithmes pour générer des résultats de pseudo-absences.	Distribution de la mort subite du chêne en Californie, espèces d'arbres de la savane.	Guo <i>et al.</i> , 2005 ; Colgan <i>et al.</i> , 2012.
Consensus d'ensemble	Simulation multiple à travers plusieurs conditions initiales (données sources), types de modèles, paramètres et conditions limites.	Amélioration des extrapolations de distributions d'espèces.	Araújo et New, 2007 ; Thuiller, 2004 ; Araújo <i>et al.</i> , 2005.

Tableau 7 - Étapes à réaliser pour évaluer la performance d'une modélisation de distribution d'espèces.

Évaluation	Description	Références
1- Données à utiliser	Partitionner les données, une partie pour la validation et l'autre pour la calibration, ou collecter de nouvelles données.	Edwards <i>et al.</i> , 2006 ; Elith <i>et al.</i> , 2006 ; Fielding et Bell, 1997.
2- Mesurer les erreurs de prédiction	Évaluer avec des mesures de corrélation ou de différence entre les valeurs observées et prédites : R^2 , erreur quadratique moyenne, erreur moyenne (absolue, relative), aire sous la courbe (ASC).	Hanley et McNeil, 1982 ; Cumming, 2000 ; Peterson <i>et al.</i> , 2008 ; Phillips <i>et al.</i> , 2009.
3- Calibrer le modèle (facultatif)	À réaliser s'il y a un biais entre les estimations et la prévalence observée : calibration utile si la MDE désigne un habitat critique ou des interprétations quantitatives de l'occupation de l'habitat.	Pearce et Ferrier, 2000.
4- Représenter spatialement les données observées et estimées (facultatif)	Observer quantitativement et qualitativement les erreurs d'estimations des vraies et fausses absences et présences. Identifier la structure spatiale d'une variable explicative qui n'aurait pas été prise en compte. Les cartographies offrent différents calculs de l'erreur : pourcentage de cellules avec la même valeur, indice Kappa, indice de forme de Lee-Sallee, coefficient de corrélation de la probabilité estimée d'occurrence, interpolation des résidus du modèle.	Miller et Franklin, 2002 ; Hennig et Hausdorf, 2006 ; Lee et Sallee, 1970 ; Kyriakidis et Dungan, 2001.

3. Méthodologie

Ce projet se décompose en six étapes principales, illustrées par l'organigramme de la figure 5. Les deux premières étapes consistent à délimiter la zone d'étude adaptée aux objectifs du projet et à sélectionner les niches écologiques, déjà modélisées par le projet de recherche CC-Bio et disponibles, selon leur répartition spatiale. Les étapes 3 et 4 consistent à sélectionner, définir et calculer des indices de déplacement de niches écologiques selon plusieurs scénarios, et des indices de fragmentation. Les deux dernières étapes permettent de réaliser une analyse des résultats des calculs des indices de déplacement, ainsi qu'une comparaison de ces résultats des indices de fragmentation. Afin de détailler complètement la méthodologie employée, les sections suivantes décrivent ces étapes principales.

3.1. Sélection du site d'étude

Le site d'étude comprend le Parc national de Frontenac, le Parc national du Mont-Mégantic et l'aire périphérique aux deux parcs nationaux.

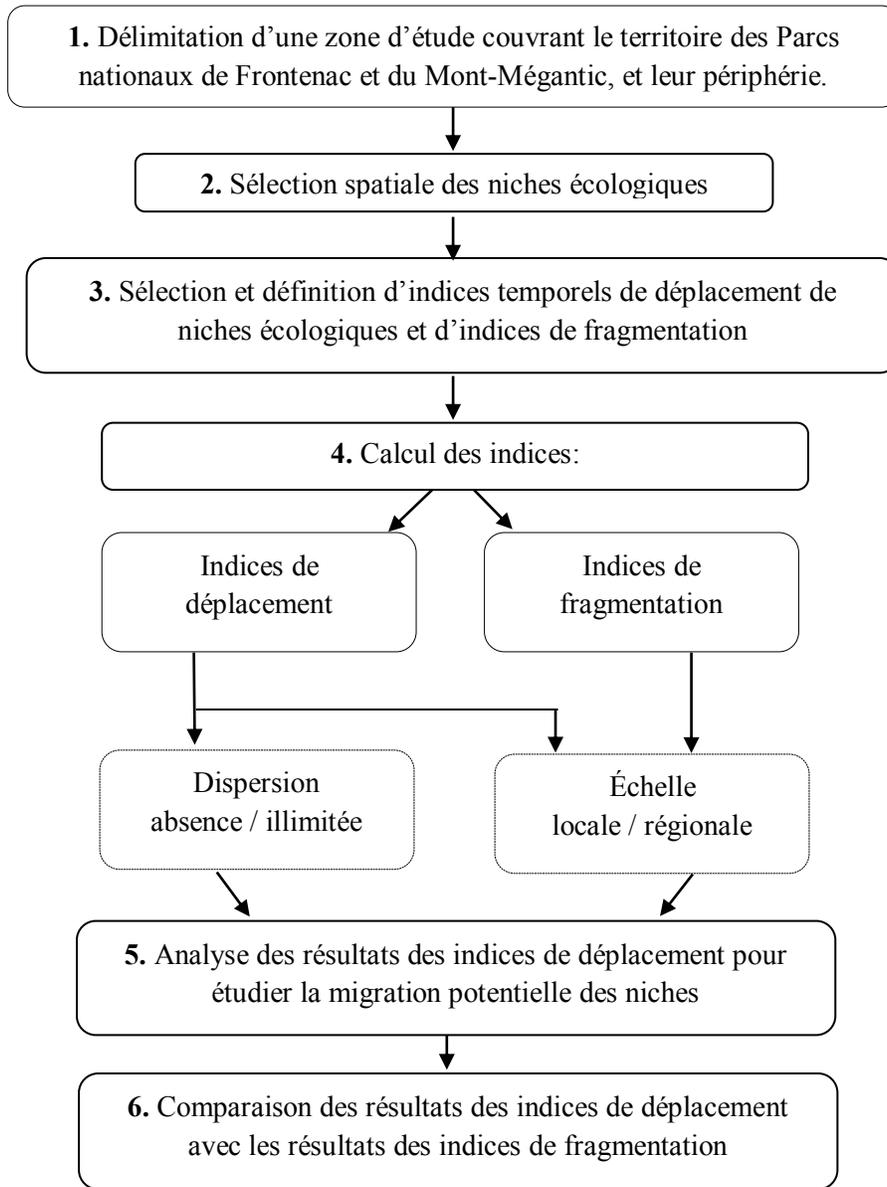
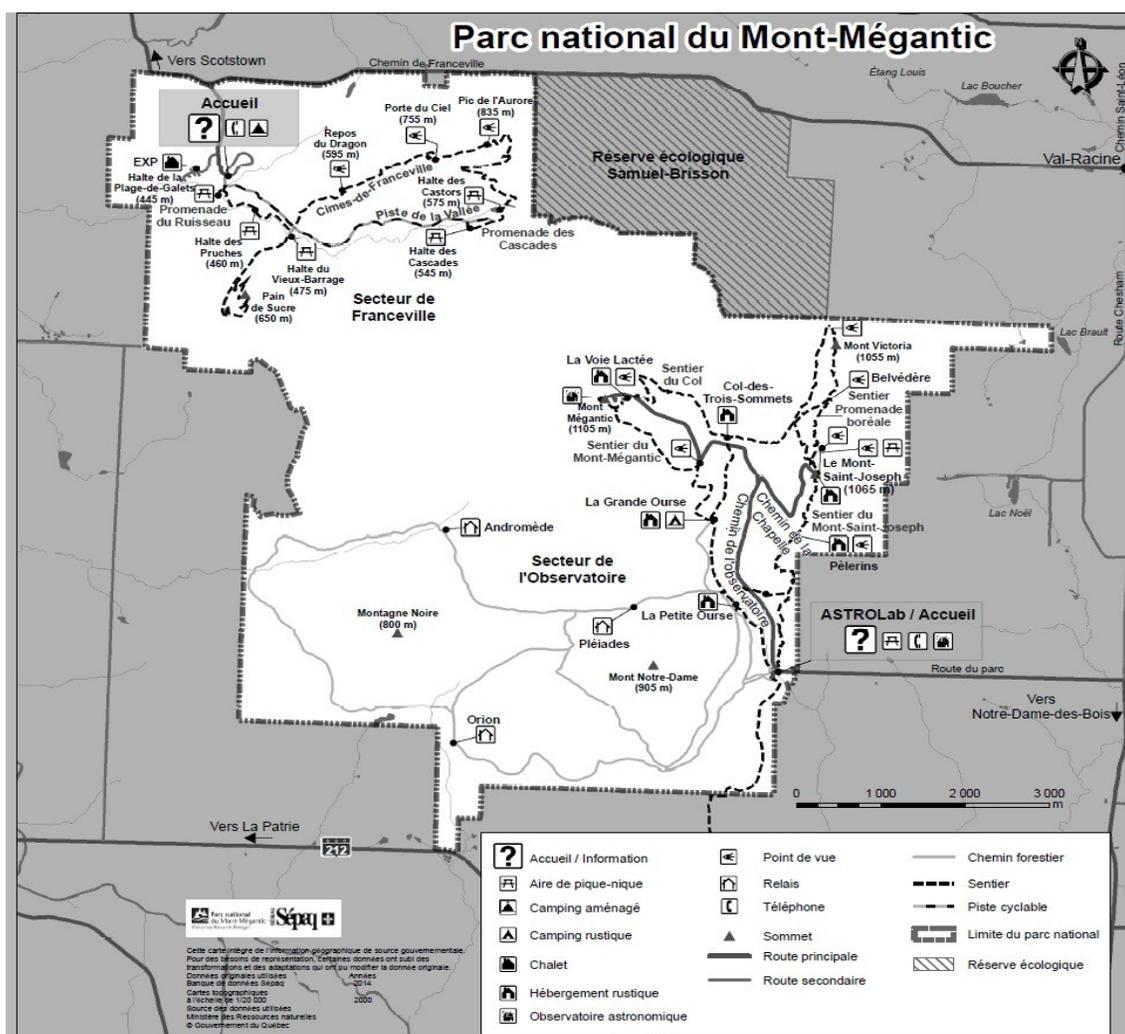


Figure 5 - Organigramme méthodologique du projet

3.1.1. Parc national du Mont-Mégantic

Le Parc national du Mont-Mégantic (figure 6) se situe en Estrie, dans les Cantons-de-l'Est et occupe une surface de 55 km².



D'après la Sépaq (2015b).

Figure 6 - Cartographie descriptive du Parc national du Mont-Mégantic.

Le Parc national du Mont-Mégantic se situe dans la région touristique des Cantons-de-l'Est, région forestière (plus de 75% du territoire) dans laquelle se pratique l'agriculture (Sépaq, 2013). Cette activité est en déclin en Estrie depuis le milieu des années 1990 (baisse de la superficie en production végétale de 13% entre 1997 et 2007 [Sépaq, 2013]). Cette évolution de l'occupation du territoire peut avoir un impact sur la présence ou l'absence de certaines espèces dans cette région. La région du parc est marquée par un massif de la famille des montagnes montérégiennes : un massif de 1 105 m d'altitude, des collines et des vallées profondes, des crêtes aux flancs abrupts. Le relief unique dans la région et la vocation astronomique du parc confèrent un caractère exceptionnel à ce massif. Ce relief unique au sud du Québec implique une végétation riche et diverse, dans un territoire restreint, qui

présente de l'érablière à bouleau jaune à la base, la sapinière à oxalide de montagne plus en altitude, ainsi que la sapinière à épinette rouge et la gentiane amarelle sur les sommets (Sépaq, 2015b). Le Parc national du Mont-Mégantic recense également une faune diversifiée, telle que des mammifères (orignal, ours noir, le lynx roux (espèce rare à cette latitude), etc.), plus de 125 espèces d'oiseaux (mésangeai du Canada, grive de Bicknell, etc.), une quinzaine d'espèces d'amphibiens et de reptiles (salamandre pourpre, crapaud d'Amérique, couleuvre rayée, etc.). Le parc dénombre une vingtaine d'espèces animales et végétales en péril, parmi elles : le pygargue à tête blanche, le campagnol des rochers, l'ail des bois, etc. (Sépaq, 2015b). Le Parc national a été créé en 1994 (Sépaq, 2015b), et accueille aujourd'hui environ 65 000 visiteurs par an. Le but de conservation de l'environnement et de la biodiversité s'articule autour de la restauration de sites dégradés le long des routes et des sentiers, ainsi que l'agrandissement du parc afin de limiter les répercussions des activités limitrophes sur les milieux naturels (Sépaq, 2015c). Un des défis principaux du Parc national du Mont-Mégantic (Sépaq, 2015c) est de conserver un certain équilibre entre la protection de la biodiversité et le développement d'activités récréatives (randonnée pédestre, ski, parapente, cyclisme, observation des étoiles, etc.).

3.1.2. Parc national de Frontenac

Le Parc national de Frontenac (figure 7), d'une superficie de 155 km², se situe au sud de Thedford Mines, en périphérie du lac Saint-François. Il est divisé en trois secteurs et est représentatif de la région naturelle des chaînons de l'Estrie, de la Beauce et de Bellechasse. Le paysage avoisinant le parc se compose de deux éléments principaux : le Grand lac Saint-François et les écosystèmes périphériques, majoritairement agroforestiers (Sépaq, 2012). Le Parc national de Frontenac se situe à la frontière des régions touristiques des Cantons-de-l'Est et Chaudières-Appalaches, où l'agriculture pratiquée est de nature extensive, avec des activités telles que l'élevage de bovins et de porcins, la production laitière et les prairies herbacées (Sépaq, 2012). Cependant, de nombreux champs sont en friches arbustives ou arborescentes et plusieurs fermes sont négligées ou abandonnées. Cette déprise agricole implique un affaiblissement de la pression anthropique sur les écosystèmes autour du parc aux échelles locale et régionale (Sépaq, 2012). La région du parc n'a pas un relief très marqué, mais est caractérisée par une grande tourbière structurée, des étangs et des marais, ainsi que des lacs parsemés d'îlots, et des collines de feuillus. Le Parc National de Frontenac possède une grande diversité de milieux naturels, des collines de feuillus aux lacs, en passant par les tourbières et ruisseaux. Cette

région héberge diverses espèces fauniques et floristiques. Les espèces représentatives du parc sont le cerf de Virginie, la loutre de rivière et le grand héron (Sépaq, 2015d). Parmi les espèces fauniques, plus de 200 espèces d'oiseaux sont recensées (dont la gélinotte huppée, le grand-duc d'Amérique, le roitelet à couronne dorée), 38 espèces de mammifères (l'orignal, le coyote, le castor du Canada, etc.) et 20 espèces d'amphibiens et reptiles (la salamandre cendrée, la couleuvre verte, la rainette versicolore, etc.). Ce parc dénombre une vingtaine d'espèces en péril dont le faucon pèlerin, le cougar, la tortue des bois et la listère australe (Sépaq, 2015d). Le parc a été créé en 1987 et accueille désormais près de 100 000 visiteurs par an (Sépaq, 2015d). Le parc national de Frontenac articule la conservation de la biodiversité autour de trois enjeux (Sépaq, 2015e). Le premier enjeu concerne l'état du Grand lac Saint-François qui, entouré de 1 250 habitations, subit les impacts du développement urbain sur la qualité et l'utilisation de l'eau. Le second enjeu touche les plantes envahissantes, telles que le roseau commun (*Phragmites australis*) ou la renouée japonaise (*Reynoutria japonica*) (Charest, 2012) provoquant une possible perte de biodiversité et nécessitant une attention particulière. Le troisième et dernier enjeu de la conservation est la gestion des impacts sur les milieux naturels de la mise en place d'infrastructures reliées aux activités récréatives offertes dans le parc (canot-camping, randonnée pédestre, etc.) (Sépaq, 2015e).

3.1.3. Aire périphérique

L'aire périphérique aux deux Parcs nationaux regroupe plusieurs municipalités, et présente un relief qui est majoritairement composé de plaines. Le coin sud-est, à la frontière des États-Unis, est le seul qui présente un relief ressemblant à celui du Parc national du Mont-Mégantic, constitué de montagnes et collines à haute altitude, impliquant une biodiversité adaptée aux reliefs et climats de la région. La région, composée de nombreux lacs et rivières, est à l'intersection de trois bassins versants : Chaudière, Saint-François, Bécancour.

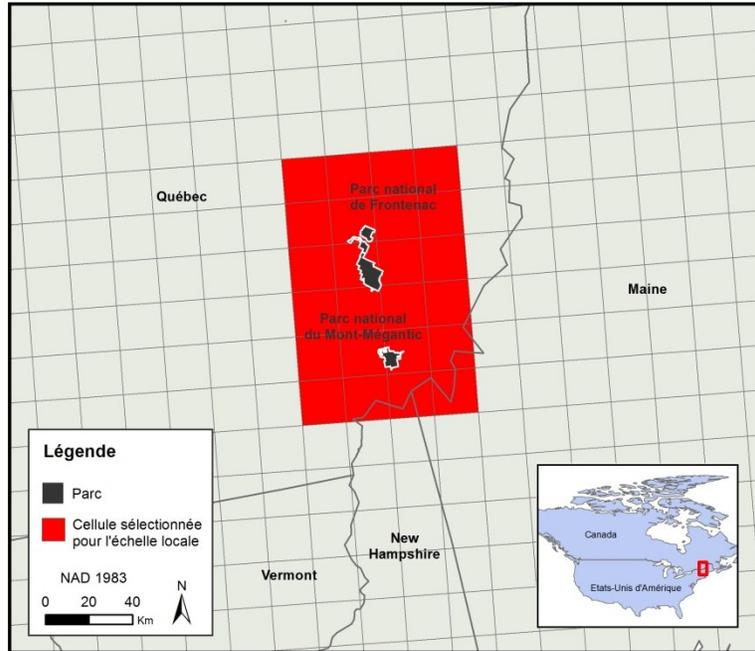
3.1.4. Échelles de travail

Les données modélisées dans le cadre des travaux de Berteaux *et al.* (2014) servent à l'analyse de la distribution des niches écologiques perturbées par les changements climatiques. Ces analyses couvrent l'est de l'Amérique du Nord, grâce à une grille de 9 806 cellules d'une résolution spatiale de 400 km² (20 km par 20 km).

L'observation du déplacement d'une niche écologique à une petite échelle spatiale peut apporter des informations supplémentaires (phénomènes et leur structure, environnement) à une observation menée à grande échelle (détails, caractéristiques du paysage) (Burel et Baudry, 1999 ; Forman et Godron, 1986) sur le déplacement d'une niche écologique, ainsi que l'état et le comportement d'une espèce. C'est pourquoi dans le cadre de ce projet, il est pertinent de définir deux échelles de travail : locale et régionale. Le projet de recherche CC-Bio fournit des résultats à une échelle provinciale, mais qui sont utilisés dans cet essai à des échelles plus grandes pour étudier le territoire visé. L'échelle régionale étudiée dans cet essai est assez petite par rapport à la résolution des résultats et n'aurait probablement pas fourni plus d'informations avec des résultats présentés par le projet de recherche CC-Bio à une échelle plus grande. La question de transposabilité des résultats se pose principalement à l'échelle locale dans la mesure où l'échelle semble grande par rapport à la résolution spatiale des données du projet CC-Bio. En effet, les résultats présentés à l'échelle locale pourraient faire apparaître plus d'informations si la résolution spatiale du projet de recherche CC-Bio était plus grande. Cet essai visant à observer la situation à deux grandes échelles spatiales, il a été décidé de réaliser ces analyses malgré la résolution spatiale des résultats pouvant paraître grossière à ces échelles spatiale d'observation.

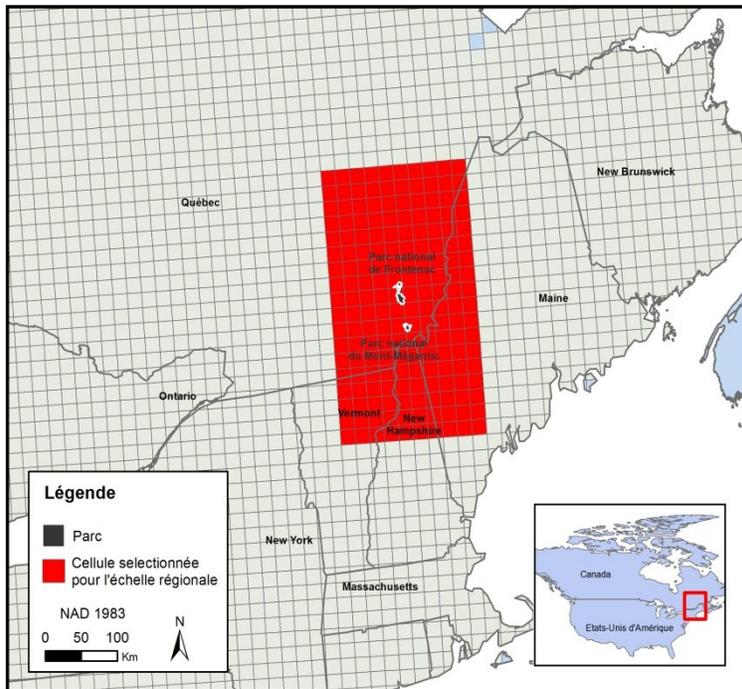
Les parcs nationaux couvrent environ deux cellules de large et quatre cellules de long, soit une surface de 40 sur 80 km. Pour comprendre la migration potentielle des niches écologiques sur le territoire des parcs nationaux et de leur périphérie à l'échelle locale, les cellules qui couvrent ce territoire, ont été sélectionnées (voir la figure 8), soit une surface totale représentée par 24 cellules. La forme rectangulaire des cellules sélectionnées provient de la forme de la plus petite enveloppe entourant les deux parcs. Cette forme a donc été conservée pour les échelles locale et régionale.

L'échelle régionale couvre une partie de la province du Québec ainsi que trois États des États-Unis d'Amérique au sud du Québec (Vermont, New Hampshire et Maine), soit une surface totale de 180 cellules (200 km sur 360 km), comme l'illustre la figure 9.



Source: Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Berteaux et al. (2014)
 Réalisation : Bérengère Andrieux - Juillet 2015 - ArcMap 10.2.1

Figure 9 - Cartographie de l'échelle de travail locale



Source: Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Berteaux et al. (2014)
 Réalisation : Bérengère Andrieux - Juillet 2015 - ArcMap 10.2.1

Figure 8 - Cartographie de l'échelle de travail régionale

3.2. Sélection des niches écologiques

Le projet de recherche CC-Bio a pour objectif de prédire l'influence potentielle des changements climatiques sur la répartition et l'abondance d'espèces (animales et végétales) du Québec afin de renforcer les stratégies régionales de conservation de la biodiversité dans l'adaptation aux changements climatiques. Ce projet, combinant biodiversité et changements climatiques, est supporté par le consortium Ouranos et a obtenu des subventions du programme du Conseil de Recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), du consortium Ouranos, de l'Agence Parcs Canada, du ministère des Ressources naturelles du Québec, de Canards Illimités Canada et du Service canadien de la faune (Environnement Canada). Ce projet est administré et principalement coordonné par l'Université du Québec à Rimouski. Ce projet de recherche CC-Bio a débuté en 2007 par le travail de Luc Vescovi (Université du Québec à Montréal) et est toujours en cours. Les principaux chercheurs ayant participé à ce projet sont Dominique Berteaux (Ph. D., professeur en écologie à l'Université du Québec à Rimouski (UQAR)), Nicolas Casajus (professionnel de recherche à l'UQAR) et Sylvie de Blois (Ph. D., professeure au Département de sciences végétales et à l'École d'environnement de l'Université McGill).

Le projet de recherche CC-Bio a mené une analyse sur le déplacement des niches écologiques de plus de 1 000 espèces en Amérique du Nord. La démarche qui a été utilisée par CC-Bio pour réaliser ces modélisations de niches écologiques est présentée généralement ci-après et illustrée par l'organigramme de la figure 10. Des modélisations de niches écologiques sur plusieurs années sont ressorties de cette étude et permettent d'avoir un aperçu des changements futurs que pourrait subir la biodiversité nord-américaine avec les changements climatiques.

Dans un premier temps, le choix des données pour réaliser les modélisations de niches écologiques détermine la qualité des données modélisées. Pour sélectionner ces données, le projet de recherche CC-Bio a employé plusieurs critères : l'étendue spatiale (du nord du Québec au sud des États-Unis d'Amérique), la disponibilité des données (raréfaction des données vers le nord du Québec), résolution spatiale (20 x 20km), les sources de données (échantillonnage probabiliste (aléatoire) ou non (subjectif)), le choix des espèces (statut précaire ou données rapidement accessibles) et les variables environnementales (avec une pertinence biologique, obtenues par les stations météorologiques).

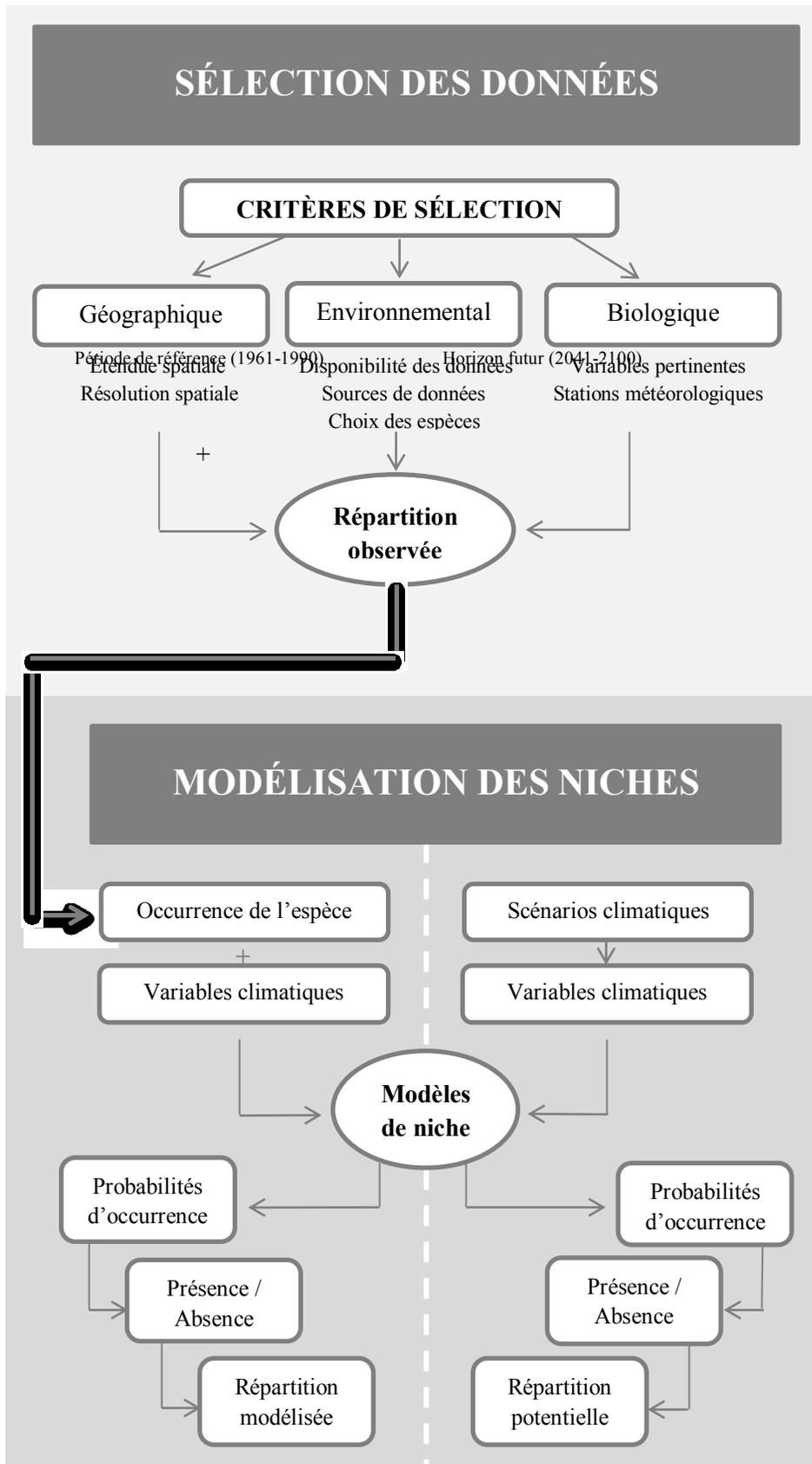


Figure 10 - Organigramme général adapté de l'approche utilisée par Berteaux *et al.* (2014) pour la modélisation de niches écologiques.

Dans un second temps, l'équipe de recherche du projet CC-Bio a modélisé les niches écologiques grâce à plusieurs étapes, dont chacune fournit une information complémentaire. La première étape de leur modélisation consistait à récupérer la répartition observée, basée sur les observations des scientifiques et naturalistes. La seconde étape a permis d'obtenir la répartition modélisée de la niche écologique. La niche de chaque espèce a été modélisée selon différents modèles statistiques, ces derniers étant ensuite projetés selon la période de référence. La moyenne de ces prédictions correspond à la niche modélisée, sous la forme de probabilités d'occurrence potentielle. Un seuil de transformation a été appliqué aux probabilités d'occurrence potentielle pour obtenir la répartition modélisée au format présence/absence (1 ou 0). La troisième étape consistait à calculer la confiance dans les projections en comptant le nombre de prédictions qui donnaient le même résultat que la prédiction moyenne (1 ou 0) pour chaque cellule de la grille. Les étapes précédentes ont été reproduites pour obtenir ces informations pour la période de référence et pour les scénarios futurs. La quatrième et dernière étape consistait à faire la différence entre la répartition potentielle future et la répartition potentielle de la période de référence pour obtenir le changement potentiel de répartition. Cette étape a permis d'illustrer les changements potentiels au sein d'une niche écologique modélisée (gain, perte, maintien, absence). Pour quantifier la relation entre la répartition d'une espèce et son environnement, le résultat le plus consensuel a été retenu par le projet de recherche CC-Bio à partir de la répétition des algorithmes de régression, de classification et d'apprentissage. Les modèles de niche ont ensuite été calibrés pour observer la répartition de l'espèce selon chaque facteur environnemental. Les modèles ont ensuite été évalués pour valider la fidélité du modèle de niche par rapport à la répartition observée. Les auteurs ont retenu les indices ASC et Kappa pour retenir les modèles les plus performants.

Cet essai consiste à étudier la migration potentielle des niches écologiques. Pour cela, il est important de se munir de données fiables rapportant l'absence ou la présence des espèces sur le territoire. Dans le cadre de cet essai, l'analyse des données s'est basée sur la probabilité d'occurrence potentielle au format présence-absence. Cette couche d'information a été utilisée dans la mesure où elle fournit une information précise quant à la présence ou l'absence de l'espèce dans une cellule selon la période choisie. En effet, le projet de recherche CC-Bio a déterminé un seuil de transformation des probabilités d'occurrence en présence/absence en testant différents seuils possibles entre 0 et 1 et en sélectionnant le seuil qui a conduit au meilleur classement de présences et d'absences de la niche. Cette couche d'information a été sélectionnée pour faciliter les traitements réalisés dans le cadre de cet essai.

Dans le cadre du projet de recherche CC-Bio, 765 niches écologiques ont été modélisées. Ce sont des espèces dont la niche est présente en Amérique du nord, et qui peuvent ne pas être présentes sur le site d'étude de l'essai. Une sélection a permis de distinguer les espèces dont les niches sont présentes sur le site d'étude de l'essai, à l'échelle locale et à l'échelle régionale, à un moment de la modélisation : présence pour la période de référence ou présence pour un horizon futur. Cette sélection a retenu ainsi 615 niches écologiques modélisées présentes sur le site d'étude à l'échelle locale et 667 niches présentes sur le site d'étude à l'échelle régionale (Annexe 1). Le groupe taxonomique de 405 niches écologiques, 378 à l'échelle locale et 405 à l'échelle régionale, était renseigné dans les données obtenues pour ce projet et ont été pris en compte pour les analyses de déplacement potentiel selon le groupe taxonomique. Les niches écologiques pour lesquelles l'information sur le taxon n'était pas disponible (237 à l'échelle locale et 262 à l'échelle régionale) n'ont pas été intégrées à l'analyse du déplacement potentiel selon le groupe taxonomique.

3.3. Sélection des indices temporels de déplacement des niches écologiques

Le site d'étude regroupe plus de six cents niches écologiques qui sont potentiellement présentes pendant les scénarios actuels ou futurs. Il est cependant difficile de commenter le déplacement de chaque niche écologique et de comprendre la situation du site d'étude en observant les évolutions des aires de répartition de chacune. La sélection d'indices de déplacement de niches écologiques a permis de chiffrer ces évolutions et d'illustrer de manière simplifiée et synthétique les principaux résultats. Un premier indice quantifie le déplacement des niches écologiques modélisées et révèle leur comportement face aux changements climatiques. Un second indice permet de quantifier le changement de diversité des niches écologiques dans chaque cellule des échelles d'étude.

3.3.1. Anticipation de plusieurs scénarios de dispersion

Dans cette étude, les scénarios de dispersion « Absence totale de dispersion » et « Dispersion illimitée » ont été utilisés dans la mesure où les données permettant de les prendre en compte sont accessibles. Une absence totale de dispersion implique que des régions, susceptibles de devenir favorables à une niche écologique, demeurent inoccupées par une espèce étant donné qu'elle ne possède pas la capacité de se déplacer. Dans le calcul de l'indice de déplacement selon ce scénario, il suffit de ne pas prendre en compte les gains potentiels de répartition de la niche. Un scénario de

dispersion illimité correspond à une capacité totale de déplacement de l'espèce. Le calcul de l'indice prend en compte les gains potentiels de répartition de la niche.

3.3.2. Indice de changement de répartition des niches

L'indice de changement de répartition des niches écologiques quantifie l'augmentation, la stabilité ou la réduction du territoire occupé par une niche écologique potentielle (inspiré de Casazza *et al.*, 2014). Il permet de constater l'évolution potentielle générale des niches écologiques retenues pour deux horizons temporels et deux scénarios de dispersion.

Définition de l'indice

L'indice de changement de répartition CR se calcule selon l'équation (1).

$$CR = \frac{GP-PP}{PA} \times 100 \quad (1)$$

Où *GP* est le gain potentiel (nombre de cellules inadéquates actuellement, adéquates au scénario futur), *PP* est la perte potentielle (nombre de cellules adéquates actuellement, inadéquates au scénario futur), *PA* est la présence actuelle (nombre de cellules adéquates actuellement). Une valeur de CR négative indique une perte d'étendue dans le changement général de répartition. Une valeur de CR positive indique un gain d'étendue dans le changement général de répartition.

Données utilisées et échelle de travail

Cet indice s'applique à une niche écologique en utilisant les données de présence et d'absence de la niche écologique modélisée. Il s'applique aux échelles de travail locale et régionale.

Seuil du changement de répartition

Une fois l'indice calculé, un seuil a été appliqué afin de caractériser la vulnérabilité de l'espèce face au changement projeté dans la région des parcs à l'échelle de travail locale ou régionale. Pour cela, le choix a été d'adapter une classification utilisée par l'Union Internationale pour la Conservation de la nature (IUCN) et appliquée dans plusieurs articles scientifiques (Nenzén et Araújo, 2011 et Casazza *et al.*, 2014). L'IUCN définit ainsi un seuil pour catégoriser le risque d'extinction d'une espèce qui s'applique à un indice de changement ou de perte d'habitat d'une espèce. Dans cet essai, les données de distribution d'espèces utilisées ne correspondent pas à l'habitat des espèces, mais à leur niche

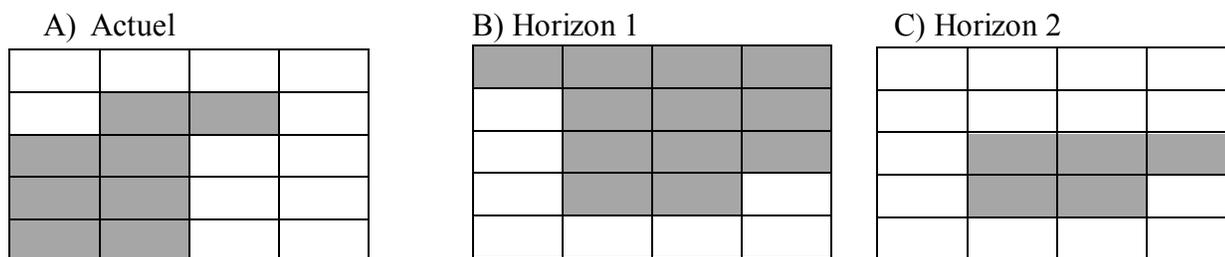
écologique modélisée. Toutefois, comme ce seuil s'applique à des données de distribution, il est estimé qu'il s'applique également à des données de niches écologiques modélisées. Les catégories de changement ou de la perte d'habitat sont : peu vulnérable (perte ou changement inférieur à 30%), vulnérable (perte ou changement supérieur à 30 %), en voie d'extinction (perte ou changement supérieur à 50 %), en voie d'extinction critique (perte ou changement supérieur à 80 %). Ces quatre catégories ont été adaptées à l'indice CR calculé pour ce projet afin de prendre en compte la perte et le gain de territoire de l'espèce, et apparaissent au tableau 8. Lors de la rédaction du programme réalisant le calcul de l'équation (1), des résultats négatifs et positifs (variation entre -100 et +100%) correspondant à la perte et au gain de territoire ont été obtenus. Les bornes du seuil de l'UICN se situant entre 0% et 100%, celles-ci ont été converties afin de faciliter l'interprétation des résultats (entre -100% et 100%). Ainsi, les bornes de l'UICN ont été redistribuées dans les catégories suivantes : l'intervalle [0 ; 30[a été transformé en [-100 ; -60[, l'intervalle [30 ; 50[a été transformé en [-60 ; 0[, l'intervalle [50 ; 80[a été transformé en [0 ; 60[et l'intervalle [80 ; 100] a été transformé en [60 ; 100].

Tableau 8 - Seuils du changement de répartition des niches.

Code	% de CR
0	[60 ; 100]
1	[0 ; 60 [
2	[-60 ; 0 [
3	[-100 ; -60 [

Exemples d'application de l'indice CR

La figure 11 présente différents exemples de déplacements de niches, sur lesquels l'indice CR a été calculé et les résultats sont disponibles dans le tableau 9. Cette figure présente la niche d'une espèce à la période actuelle, et à deux horizons futurs. La niche présente une perte de 50 % à l'horizon 1 en cas d'absence de dispersion ; en cas de dispersion illimitée, c'est un gain de territoire. La niche écologique ne semble se réduire qu'en cas d'absence de dispersion. La niche présente à l'horizon 2 une perte générale de 75 % en cas d'absence de dispersion et de 37.5 % en cas de dispersion illimitée. La niche écologique se réduit dans les deux cas de dispersion, mais de façon plus importante en cas d'absence de dispersion.



Légende : absence de la niche dans la cellule (case blanche), présence de la niche dans la cellule (case grise).

Figure 11 - Exemple de répartition d'une niche modélisée sur trois périodes : la période actuelle (A), l'horizon 1 (B) et l'horizon 2 (C).

Tableau 9 - Résultats des indices de changement de répartition, pour les horizons 1 et 2.

Indices	PA	GP	PP	CR (AD)		CR (DI)	
				%	Code	%	Code
B) Horizon 1	8	8	4	-50 %	2	50 %	1
C) Horizon 2	8	3	6	-75 %	3	-37.5 %	2

Légende des indices : présence actuelle (PA), gain potentiel (GP), perte potentielle (PP), changement de répartition avec absence de dispersion (CR AD), changement de répartition avec dispersion illimitée (CR DI).

3.3.3. Indice de changement de diversité des niches écologiques

Cet indice reflète le changement de diversité de niches dans une cellule entre deux périodes, en prenant en compte les niches qui apparaissent, disparaissent ou restent présentes dans une cellule. Le maintien, l'apparition ou la disparition de niches au sein d'une cellule reflète le « roulement des niches » dans chacune des cellules pour quantifier l'évolution des niches des différentes espèces dans une cellule.

Définition de l'indice

L'indice de changement de diversité CD se calcule selon l'équation (2).

$$CD = \frac{GP+PP}{DA+GP} \times 100 \quad (2)$$

Où *GP* est le gain potentiel (nombre de niches absentes actuellement, présentes au scénario futur), *PP* est la perte potentielle (nombre de niches présentes actuellement, absentes au scénario futur), *DA* est la diversité actuelle (nombre de niches présentes actuellement). Le signe de l'évolution correspond à la tendance générale du changement de diversité : « + » pour des gains supérieurs aux pertes de diversité, « - » pour des gains inférieurs aux pertes. Une valeur de CD proche de 0 indique qu'il n'y a pas de roulement des niches dans la cellule. Une valeur de CD proche de 100 indique un roulement total des niches dans la cellule.

Données utilisées et échelles de travail

Cet indice s'applique à l'ensemble des niches écologiques en utilisant les données de présence et d'absence de la niche écologique modélisée. Une comptabilisation des niches écologiques présentes à chaque cellule permet de connaître le nombre total de niches présentes sur une cellule pour chaque horizon. L'indice s'applique aux échelles de travail locale et régionale.

Seuil du changement de diversité

Quand l'indice CD est calculé, lui appliquer un seuil permet de rendre compte de la diversité ponctuelle pour chaque cellule influencée par le déplacement des niches écologiques. Des seuils ont été définis dans le cadre de cet essai pour obtenir un nombre de catégories à intervalles égaux pouvant facilement être interprété sur une carte. Ces seuils mettent en valeur la situation du déplacement des niches écologiques au sein de la région des parcs nationaux aux échelles de travail locale et régionale. Le tableau 10 présente les catégories de changement de diversité de niches dans une cellule.

Tableau 10 - Seuils du changement de diversité des niches.

Code	% de CD	Signe de l'évolution
	[75 ; 100[+
	[50 ; 75[+
	[25 ; 50[+
	[0 ; 25[+
	gains = pertes	
	[0 ; 25[-
	[25 ; 50[-
	[50 ; 75[-
	[75 ; 100[-

*Légende de l'indice :
changement de diversité (CD)*

Exemple d'application de l'indice pour un scénario de dispersion illimitée

Pour simplifier la présentation de l'exemple ci-dessous, seuls les résultats portant sur un scénario de dispersion illimitée sont présentés. Les deux scénarios (absence de dispersion et dispersion illimitée) seront testés dans le cadre de ce projet. Dans cet exemple, un nombre de niches fictif est attribué à chaque cellule pour chaque horizon (figure 12) permettant alors de réaliser les calculs par cellule des

paramètres de l'équation (2) (figure 13). La figure 13 présente, pour deux horizons, les résultats des calculs de gain potentiel, de perte potentielle, de changement de diversité et du signe de ce changement, ainsi que le changement de diversité sous forme de catégories. L'horizon 1 (1a, 1b, 1c, 1d) et l'horizon 2 (2a, 2b, 2c, 2d) sont représentés avec : le gain potentiel (1a et 2a), la perte potentielle (1b et 2b), le changement de diversité (1c et 2c) et le signe de l'évolution (1d et 2d). Les résultats transformés en catégories sont présentés pour l'horizon 1 (3a) et l'horizon 2 (3b).

A)				B)				C)			
5	5	8	10	2	3	13	11	0	2	15	16
4	6	12	11	0	6	13	15	0	4	11	12
2	6	11	11	1	3	10	14	1	1	13	19
3	5	9	9	2	2	5	8	0	1	4	7
1	2	8	3	0	0	7	0	0	0	5	0

Figure 12 - Exemple de diversité des niches dans les cellules pour trois périodes : présent (A), horizon 1 (B) et horizon 2 (C).

Cet exemple (figure 13) présente, dans un cas de dispersion illimitée, une évolution générale du nombre de niches par cellule à la baisse, avec de fortes valeurs de changement de diversité (les couleurs rouge, orange et verte sont nombreuses pour les deux horizons). Pour l'horizon 1, le changement de diversité à la baisse est observable plutôt dans les cellules du bas de la figure, tandis que l'horizon 2 révèle un changement de diversité à la baisse dans les cellules du bas et gauche de la figure. Cette observation est à mettre en parallèle à un fort changement de diversité à la hausse dans le coin haut-droit des figures des horizons 1 et 2.

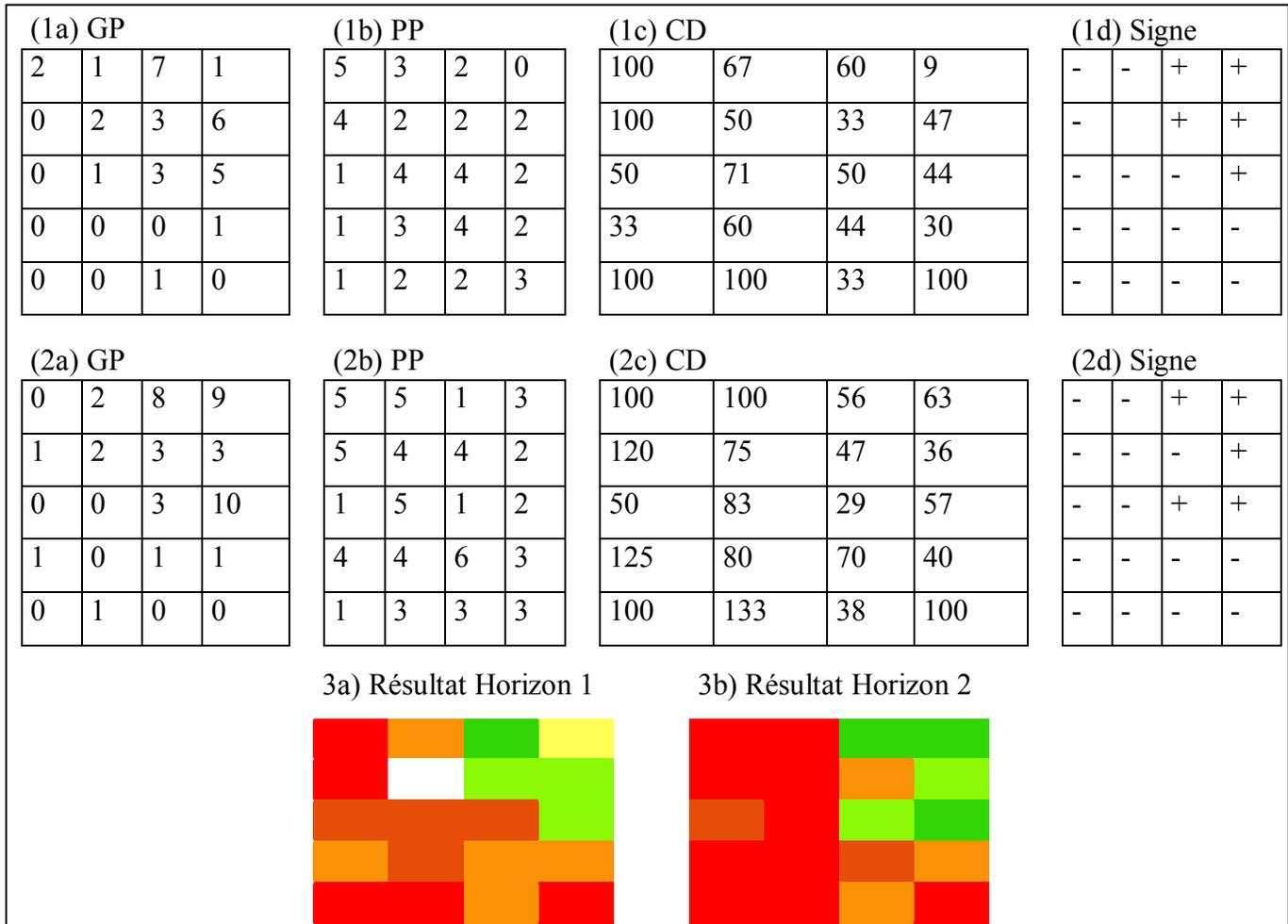
3.3.4. Réponses géographiques potentielles face aux changements climatiques

Dans un contexte de changements climatiques, on anticipe un déplacement des niches écologiques de nombreuses espèces nord-américaines. Berteaux *et al.* (2014) comptabilisent sept réponses possibles d'une espèce face aux variations climatiques : déplacement avec expansion, déplacement avec contraction, déplacement net, immigration, expansion, contraction, extirpation, stabilité.

Définition de la réponse géographique

Pour chaque niche écologique, il faut comptabiliser le nombre de cellules dans lesquelles les conditions climatiques, sous les effets des changements climatiques, devraient devenir favorables ou

défavorables, demeurer favorables ou défavorables. Le déplacement des espèces face à ces changements de conditions climatiques détermine le type de réponses potentielles de chaque niche écologique (tableau 11).



Légende des indices : gain potentiel (GP), perte potentielle (PP), changement de diversité (CD).

Légende des couleurs : les cases sont colorées selon les seuils de changement de diversité (tableau 10), soit d'un fort gain de diversité (vert foncé) à une forte perte de diversité (rouge foncé) ou un changement nul (blanc).

Figure 13 - Exemple de résultats des calculs de l'indice de changement de diversité de niches.

Données utilisées et échelle de travail

Cet indice s'applique à une niche écologique en utilisant les données de présence et d'absence de la niche écologique modélisée. Il s'applique aux deux échelles de travail (locale et régionale).

Tableau 11 - Réponses géographiques potentielles des niches face aux changements climatiques. D'après Berteaux *et al.* (2014).

Réponse potentielle de la niche	Nombre de cellules dans lesquelles le climat deviendra favorable (gain)	Nombre de cellules dans lesquelles le climat deviendra défavorable (perte)	Nombre de cellules dans lesquelles le climat restera favorable (maintien)
Déplacement	Une ou plus	Une ou plus	Zéro, une ou plus
Déplacement avec expansion	Déplacement avec des gains supérieurs aux pertes		
Déplacement avec contraction	Déplacement avec des gains inférieurs aux pertes		
Déplacement net	Déplacement avec des gains égaux aux pertes		
Immigration	Une ou plus	0	0
Expansion	Une ou plus	0	Une ou plus
Contraction	0	Une ou plus	Une ou plus
Stabilité	0	0	Une ou plus
Absence	0	0	0

3.4. Sélection des indices de fragmentation du territoire

3.4.1. Intérêt d'une comparaison

La fragmentation des habitats est une cause principale à la perte de la biodiversité (Burel et Baudry, 1999 ; Fahrig, 2003). L'intérêt de comparer la fragmentation avec le déplacement des niches écologiques modélisées est d'associer les déplacements potentiels des niches aux éléments pouvant causer une fragmentation du territoire. Les indices de fragmentation du paysage suivants ont été calculés afin d'être comparés visuellement aux indices sur la distribution des niches écologiques modélisées.

3.4.2. Indice de dissection du paysage (IDP)

Le développement d'activités anthropiques fragmente un territoire et en divise le milieu naturel en parcelles représentant des aires homogènes séparées de leur environnement limitrophe (Sépaq, 2014).

L'indice de dissection du paysage développé par Bowen et Burgess (1981) permet de quantifier cette fragmentation causée par les infrastructures linéaires telles que les routes.

Définition de l'indice

L'IDP normalisé quantifie la fragmentation du territoire. Il s'obtient en comparant l'IDP minimal d'un territoire à son IDP réel, en calculant le rapport entre ces deux valeurs. (Ouimet, 2008 ; Bernier et Graillon, 2009) selon l'équation (3) :

$$\text{IDP normalisé} = \frac{\text{IDP minimal}}{\text{IDP réel}} \quad (3)$$

L'IDP réel se base sur la forme simple d'une parcelle ou d'un polygone (aire, périmètre) et comporte un facteur associé à la forme (circulaire) idéale d'une parcelle selon l'équation (4) :

$$\text{IDP réel} = \frac{\sum_{i=1}^n Pi}{2\sqrt{\pi At \sum_{i=1}^n Ai}} \quad (4)$$

Où Pi est le périmètre de la $n^{\text{ème}}$ parcelle, Ai l'aire de la $n^{\text{ème}}$ parcelle et At l'aire totale de la région.

L'IDP minimal, proposé par Jaeger (2000), est un résultat « idéal » (aucune dissection sur le territoire). Il se calcule selon l'équation (5):

$$\text{IDP minimal} = \frac{Pt}{2\sqrt{\pi At}} \quad (5)$$

où Pt est le périmètre des limites de la région d'étude et At l'aire totale de la région d'étude.

Une valeur d'IDP normalisé proche de 0 indique une région très fragmentée. Une valeur d'IDP normalisé proche de 1 indique une région peu fragmentée.

Données utilisées et échelles de travail

L'IDP a été calculé pour les deux échelles de travail locale et régionale. Les données considérées pour la dissection du territoire sont les routes du Québec à l'échelle locale et celles du Québec, du Maine, du New Hampshire et du Vermont, à l'échelle régionale. Les fichiers vectoriels des routes du Québec sont extraits de la géobase Adresses Québec offerte par le Gouvernement du Québec. Les fichiers vectoriels des routes aux États-Unis d'Amérique sont extraits de la plateforme de téléchargement de données The National Map Viewer proposée par l'USGS. Parmi les routes disponibles, celles retenues pour l'analyse sont les routes nationales, régionales et autoroutes. Les pistes cyclables, les chemins, les routes résidentielles et les routes tertiaires ou locales n'ont pas été retenues dans la mesure où l'indice calculé vise à obtenir un aperçu général de la dissection du territoire.

Exemple d'application de l'IDP

Un exemple d'application dans ce contexte a été calculé dans le cadre d'un essai (Ouimet, 2008) : l'IDP est calculé pour les parcs nationaux d'Aiguebelle (PNA), du Bic (PNB), des Hautes-Gorges (PNHG), des Monts-Valins (PNMV), d'Oka (PNO) et de Pointe-Taillon (PNPT) (tableau 12). Pour la région des six parcs mentionnés, les IDP normalisés calculés oscillent entre 0.35 (parc le plus fragmenté) et 0.75 (parc le moins fragmenté).

Tableau 12 - Exemples de résultats de l'indice de dissection du paysage. Adapté de Ouimet (2008).

Parc	Superficie du parc (km ²)	Périmètre du parc (km)	Longueur des chemins retenus (km)	Nombre de polygones	Superficie totale des polygones (km ²)	Périmètre total des polygones (km)	IDP	IDP min	IDP normalisé
PNA	264,5	86,9	71,4	12	250,9	192,8	217	93	0,43
PNB	33	35,6	44,3	8	26,6	69,2	734	305	0,42
PNHG	233,8	86,3	17,8	2	230,4	113,5	139	104	0,75
PNMV	153,5	104,3	55,3	7	145,5	155,7	302	192	0,64
PNO	22,8	33,5	41,7	20	15,2	63	1168	414	0,35
PNPT	85,8	48,7	43,6	8	77,3	127	463	160	0,35

3.4.3. Indice de connectivité (IC)

L'IC permet de déterminer un score moyen de perméabilité du territoire au déplacement des espèces, permettant de faciliter l'identification d'espaces fragmentés, à l'extérieur des parcs, qui sont un frein au déplacement d'espèces animales et végétales (Bernier et Perron, 2008) et une pression pour la santé des parcs nationaux (Doyle, 1992). Cependant, l'IC n'est qu'une simplification des barrières probables pour le déplacement des espèces, et non une représentation des mouvements réels des espèces (Ouimet, 2008). Cet indice se calcule à partir d'un poids de déplacement attribué à chaque classe d'utilisation du sol en fonction de leur résistance relative aux déplacements des espèces.

Définition de l'indice

Une matrice des poids de déplacement (tableau 13) attribue un poids à chaque classe d'utilisation du sol, représentant ainsi la résistance relative du milieu aux déplacements de la faune (Bernier et Perron,

2008). La pondération a été choisie par l'équipe de travail FRAGMATIK, avec la collaboration d'experts (Caroline Girard, Coordonnatrice de laboratoire, département de biologie de la Faculté des sciences, Université de Sherbrooke ; Patrick Graillon, Coordonnateur à la conservation, Vice-présidence Parcs Québec, Sépaq) afin d'évaluer et valider leur représentativité. Cette matrice des poids de déplacement est alors attribuée à chaque classe d'occupation du sol. Une symbologie appliquée à chaque catégorie permet de cartographier la perméabilité du territoire.

Données utilisées et échelles de travail

Les données de couverture du sol ont été acquises en libre accès grâce au site GéoGratis. Elles sont le résultat d'une vectorisation de données matricielles issues de la classification d'ortho-images obtenues par les capteurs 0. de Landsat5 et ETM+ de Landsat7. Les données obtenues ne couvrent qu'une partie du territoire du Québec, ce qui ne représente pas l'étendue totale du territoire aux échelles locale et régionale. Les calculs ont donc été réalisés à partir de données ne couvrant pas la superficie totale des échelles locale et régionale.

3.5. Comparaison des indices de déplacement aux indices de fragmentation

Les indices de déplacement potentiel de niches modélisées (changement de répartition et changement de diversité) obtenus ont été comparés visuellement et qualitativement aux indices de fragmentation du territoire (dissection du paysage et connectivité). Une comparaison qualitative des indices de changement de déplacement et de dissection du paysage a été réalisée. Cette analyse consiste à comparer, visuellement, les résultats des indices de changement de diversité et de connectivité. Les résultats obtenus à l'indice de changement de répartition (apparition ou disparition de niches écologiques sur le territoire) sont comparés aux résultats de l'IDP (territoire faiblement ou fortement fragmenté par les routes).

Cette première comparaison permet de comprendre si une part élevée de niches disparaissant du territoire peut être liée à un IDP faible, révélant un territoire fortement fragmenté, ou si une part élevée de niches apparaissant sur le territoire est liée à un IDP fort (territoire peu fragmenté). Puis une seconde comparaison a été effectuée entre les résultats à l'indice de changement de diversité (l'augmentation ou la réduction de diversité ou sein des cellules) et les résultats à l'indice de

connectivité (territoires présentant une résistance faible ou forte aux déplacements des espèces), grâce aux cartes fournies comme résultats.

Cette seconde comparaison s'effectue en observant, cellule par cellule les résultats de changement potentiel de diversité et la région du territoire correspondant de l'indice de connectivité. Elle permet de comprendre si une cellule présentant un gain de diversité peut être liée à une forte connectivité présente sur la même région du territoire (selon l'indice de connectivité) ou si une cellule présentant une perte de diversité peut être liée à une faible connectivité présente sur la même région du territoire.

Tableau 13 - Poids de déplacement pour la périphérie des parcs.
Adapté de Bernier et Perron (2008).

Classe	Poids	Description
Forêt	1	Milieu naturel (sans obstruction aux déplacements).
Milieu humide	1	
Hydrographie	1	Considéré comme un milieu naturel en termes d'obstruction aux déplacements.
Culture pérenne	15	Absence de couvert forestier et milieu pouvant être assez homogène (absence de refuge). Activités humaines peu intenses et présence d'un couvert végétal bas.
Culture annuelle	25	Absence de couvert forestier, milieu très homogène dans le cas de monocultures (absence de refuge). Absence de couvert entre les rangs des cultures à grand interligne. Cependant, peu d'activités humaines et présence d'un certain couvert végétal.
Route nationale	50	Débit routier modéré et largeur moindre que les autoroutes. Absence de couvert végétal. Présence de bruit, de lumière, et risque de collision.
Route régionale	50	
Sol nu	70	Absence de couvert, possibilité d'activités d'extraction dans les carrières causant beaucoup de bruit, milieu inhospitalier pour la majorité des espèces.
Autoroute	75	Obstruction importante liée à la largeur de l'infrastructure, l'importance des débits routiers, du bruit et de la lumière. Risque de collision plus élevé, souvent présence de clôtures.
Urbain	100	Densité la plus élevée de surfaces dénaturalisées, très peu de couvert végétal, intensité des activités humaines importantes de jour et de nuit, circulation automobile. Pollution lumineuse, bruit.

4. Résultats

Les résultats obtenus sont présentés en trois parties. Dans un premier temps, une analyse globale présente les résultats des indices de déplacement potentiel des niches écologiques modélisées. Dans un second temps, un portrait plus spécifique des résultats est dressé, portant sur le déplacement potentiel des niches écologiques modélisées selon la spatialité, la temporalité, le mode de dispersion, le groupe taxonomique et la répartition sur le territoire à l'origine. Finalement, un portrait global de la fragmentation décrit les résultats des indices de fragmentation.

4.1. Portrait global du déplacement potentiel des niches écologiques modélisées

La figure 14 illustre le changement de répartition potentiel des 615 niches écologiques modélisées à l'échelle locale (figure 14A) et des 667 niches écologiques modélisées à l'échelle régionale (figure 14B) pour les horizons 2050 et 2080, selon deux modes de dispersion (dispersion illimitée et absence de dispersion).

À l'échelle locale, la part de niches ayant un changement de répartition négatif est d'environ 10% pour l'horizon 2050 et environ 15% pour l'horizon 2080. Ces mêmes valeurs s'observent en cas d'absence de dispersion. Cela signifie qu'environ 10 et 15% des niches modélisées potentielles perdraient du territoire à l'échelle locale aux horizons 2050 et 2080 respectivement aux deux scénarios de dispersion. Les niches écologiques qui augmenteraient fortement leur répartition à l'échelle locale (changement de répartition entre 60% et 100%) représentent en cas de dispersion illimitée 50% des

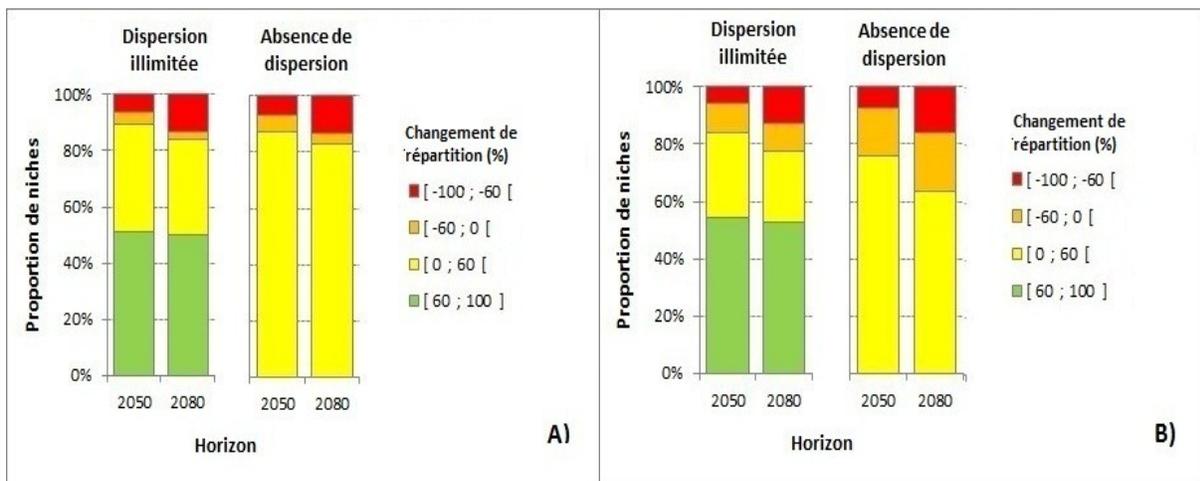


Figure 14 - Changement de répartition des niches écologiques aux échelles locale (A) et régionale (B).

niches aux horizons 2050 et 2080. Les niches écologiques qui resteraient stables ou augmenteraient leur répartition à l'échelle locale (changement de répartition entre 0% et 60%) sont d'environ 40% en cas de dispersion illimitée (pour les horizons 2050 et 2080), et en cas d'absence de dispersion, 90% en 2050 et 85% en 2080. À l'échelle régionale, la part de niches ayant un changement de répartition négatif est d'environ 15% pour l'horizon 2050 et environ 25% pour l'horizon 2080, en cas de dispersion illimitée. Ces valeurs augmentent en cas d'absence de dispersion : 25% pour 2050 et 35% pour l'horizon 2080. En cas de dispersion illimitée, les niches écologiques qui augmenteraient fortement leur répartition à l'échelle régionale représentent environ 55% des niches pour les horizons 2050 et 2080. Les niches écologiques stables ou augmentant leur répartition à l'échelle régionale seraient d'environ 30% en cas de dispersion illimitée (pour les horizons 2050 et 2080), et en cas d'absence de dispersion, 75% en 2050 et 65% en 2080. En cas d'absence de dispersion, pour les deux échelles, aucune niche n'a un changement de diversité positif fort.

La figure 15 illustre le changement de diversité à l'intérieur d'une cellule en cas d'absence de dispersion à l'horizon 2050, aux échelles locale (figure 15A) et régionale (figure 15B).

À l'échelle locale, le territoire présenterait une perte de diversité qui se situe entre 0 et 25% pour l'ensemble des cellules. Des résultats similaires s'observent à l'échelle régionale. En cas d'absence de dispersion à l'horizon 2050, une baisse de 0 à 25% de la diversité serait observée.

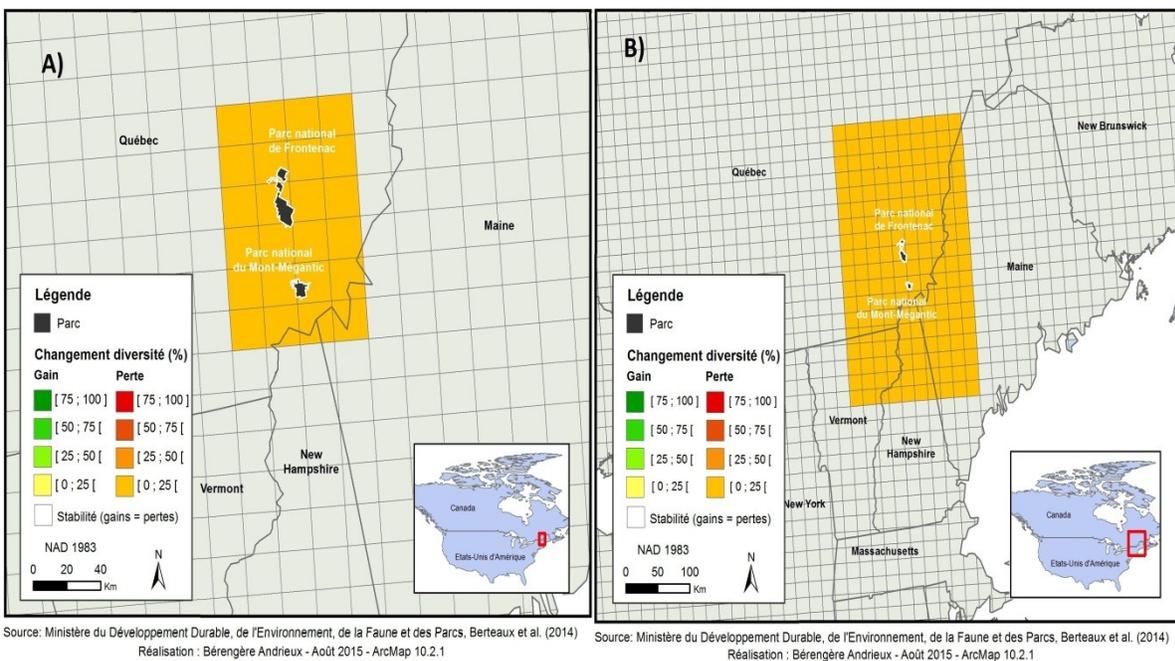


Figure 15 - Changement de diversité en cas d'absence de dispersion à l'horizon 2050, aux échelles locale (A) et régionale (B).

La figure 16 illustre le changement de diversité à l'intérieur d'une cellule en cas d'absence de dispersion à l'horizon 2080, aux échelles locale (figure 16A) et régionale (figure 16B).

À l'échelle locale, en cas d'absence de dispersion à l'horizon 2080, le territoire présenterait en majorité une perte de diversité qui se situe entre 0 et 25%, et une perte accentuée entre 25 et 50% pour 12,5% du territoire, au centre-ouest et au nord-est. À l'échelle régionale, en cas d'absence de dispersion en 2080, la majorité du territoire présenterait une perte de diversité située entre 0 et 25% et 23% du territoire présenterait une perte de diversité marquée (entre 25 et 50%).

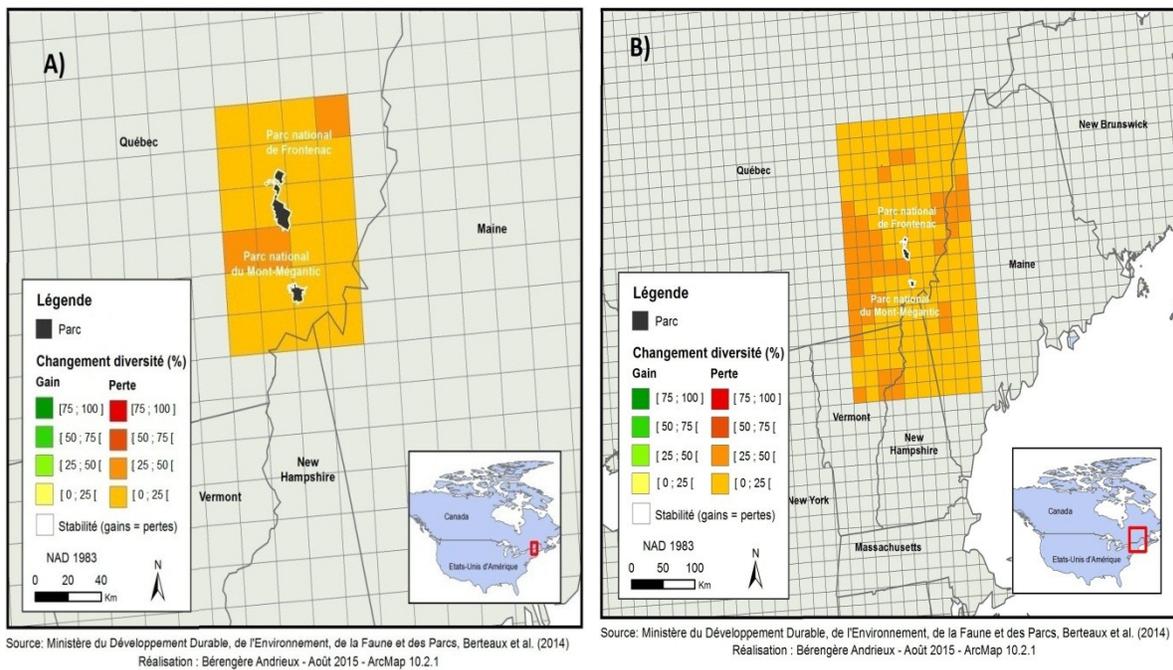


Figure 16 - Changement de diversité en cas d'absence de dispersion à l'horizon 2080, aux échelles locale (A) et régionale (B).

La figure 17 illustre le changement de diversité à l'intérieur d'une cellule en cas de dispersion illimitée à l'horizon 2050, aux échelles locale (figure 17A) et régionale (figure 17B).

À l'échelle locale, le territoire présenterait un gain de diversité qui se situe entre 25 et 50% pour l'ensemble des cellules. À l'échelle régionale, en cas de dispersion illimitée en 2050, la majorité du territoire présenterait également un gain de diversité située entre 25 et 50% et environ 3% du territoire présenteraient un gain de diversité accentuée entre 50 et 75% au sud-ouest et au centre-est.

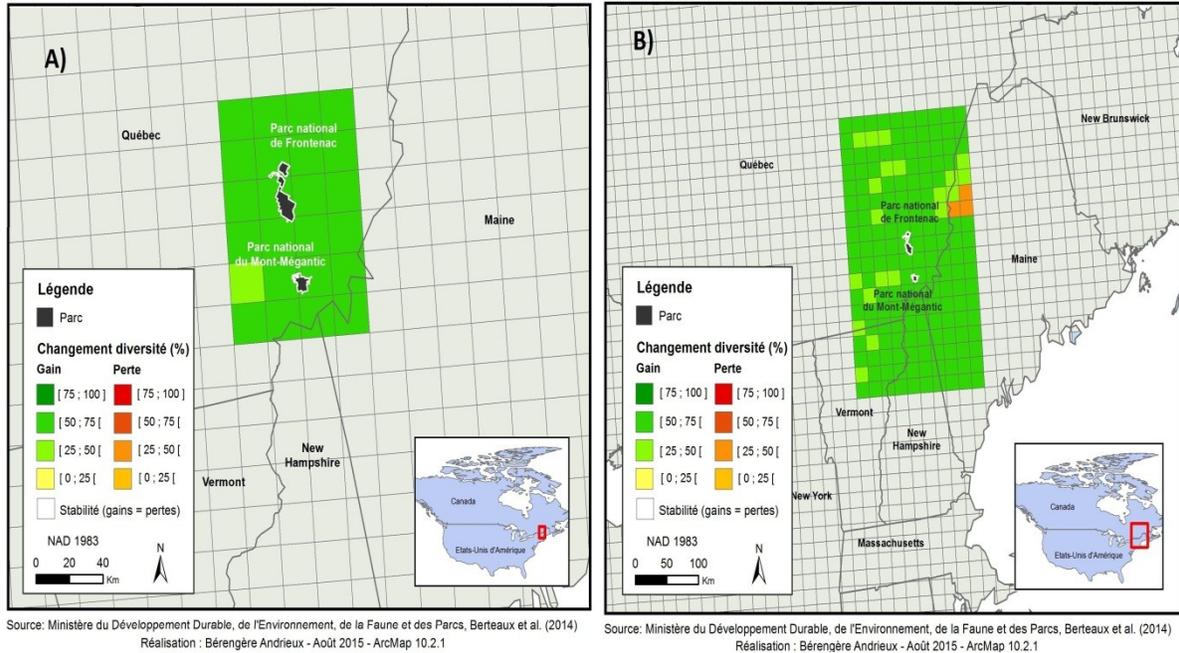


Figure 17 - Changement de diversité en cas de dispersion illimitée à l'horizon 2080, aux échelles locale (A) et régionale (B).

La figure 18 illustre le changement de diversité à l'intérieur d'une cellule en cas de dispersion illimitée à l'horizon 2080, aux échelles locale (figure 18A) et régionale (figure 18B). À l'échelle locale, la majorité du territoire présenterait un gain de diversité qui se situe entre 25 et 50% et un gain plus faible de diversité entre 25 et 50% pour 4% du territoire, au sud-ouest. À l'échelle régionale, en cas de dispersion illimitée en 2080, la majorité du territoire présenterait un gain important de diversité située entre 50 et 75% et 11% du territoire présenterait un gain de diversité modéré, entre 25 et 50%. Cependant, les résultats démontrent également une perte de diversité, entre 25 et 50%, pour moins de 2% du territoire au centre-nord-est du territoire.

La figure 19 illustre la réponse géographique (absence, contraction, etc.) au déplacement des niches écologiques potentielles à l'échelle locale pour les deux modes de dispersion, aux horizons 2050 et 2080. En cas de dispersion illimitée, en 2050, à l'échelle locale, 25% des niches potentielles immigrent, 10% se contractent, 24% s'étendent et 27% restent stables. Tandis qu'en 2080, la part de niches qui immigrent ou se contractent augmente alors que la part des niches qui s'étendent ou restent stables diminue. En cas d'absence de dispersion, en 2050 et en 2080, à l'échelle locale, 36% des niches deviennent absentes. Tandis qu'entre les horizons 2050 et 2080, la part de niches potentielles stables diminue et la part des niches potentielles qui se contractent augmente.

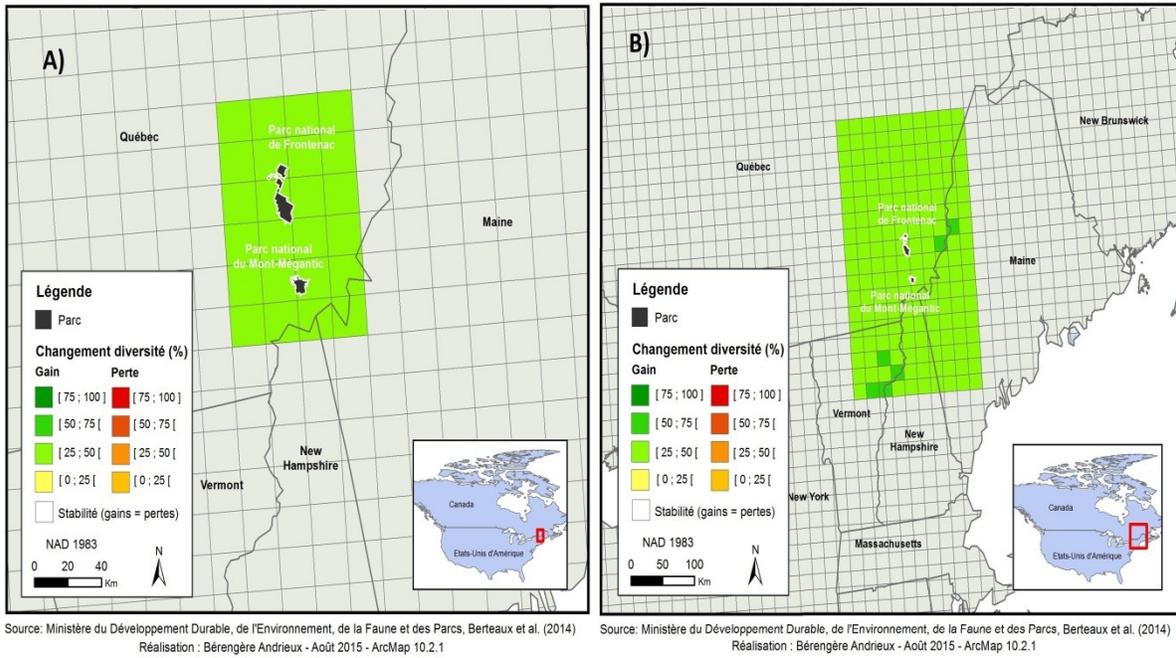


Figure 19 - Changement de diversité en cas de dispersion illimitée à l'horizon 2050, aux échelles locale (A) et régionale (B).

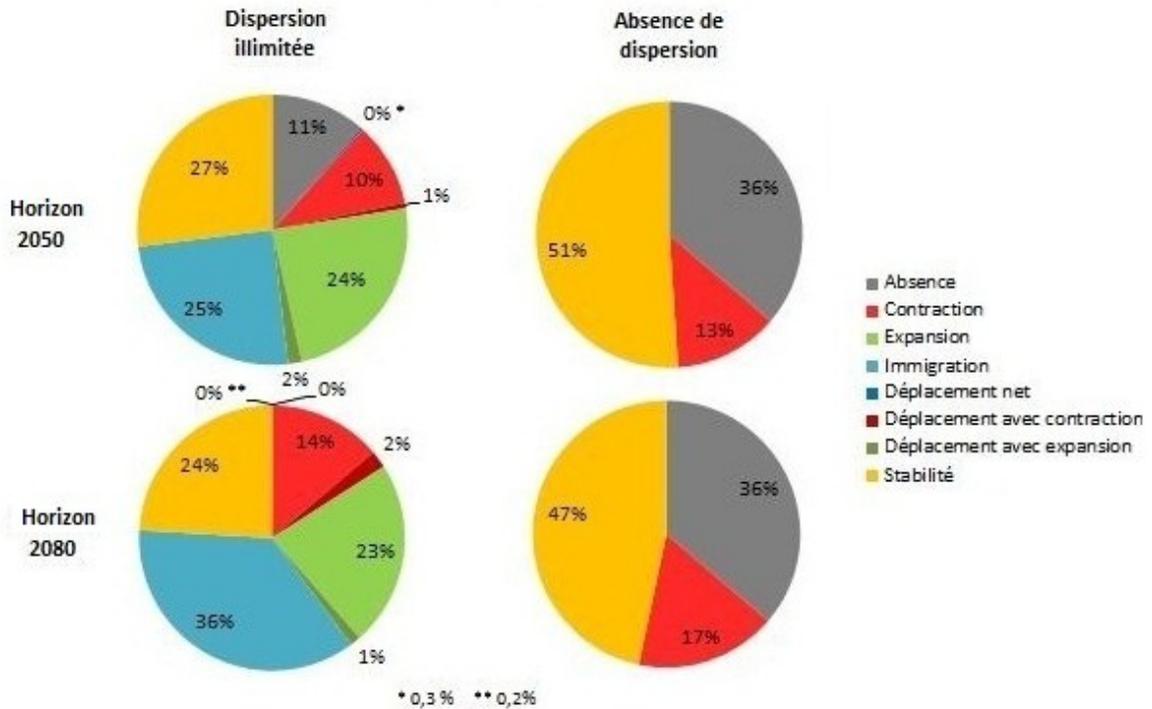


Figure 18 - Réponse géographique au déplacement des niches écologiques potentielles à l'échelle locale.

La figure 20 illustre la réponse géographique (absence, contraction, etc.) au déplacement des niches écologiques potentielles à l'échelle régionale pour les deux modes de dispersion, aux horizons 2050 et 2080. En cas de dispersion illimitée, en 2050, 15% des niches potentielles immigreront, 11% se contracteront, 49% s'étendront et 10% resteront stables, tandis qu'en 2080, la part de niches qui immigreront ou se contractent augmente alors que la part des niches qui s'étendent ou restent stables diminue. Parmi les niches écologiques potentielles qui se déplacent, 8% se déplacent en s'étendant et 5% se déplacent en se contractant, ces parts augmentent respectivement à l'horizon 2080 de 5 et 3 points. En cas d'absence de dispersion, en 2050 et en 2080, à l'échelle régionale, 17% des niches potentielles deviennent absentes. 59% des niches potentielles restent stables, 24% se contractent. Comme à l'échelle locale, en cas d'absence de dispersion, entre 2050 et 2080, à l'échelle régionale, la part de niches potentielles stables diminue et la part des niches potentielles qui se contractent augmente.

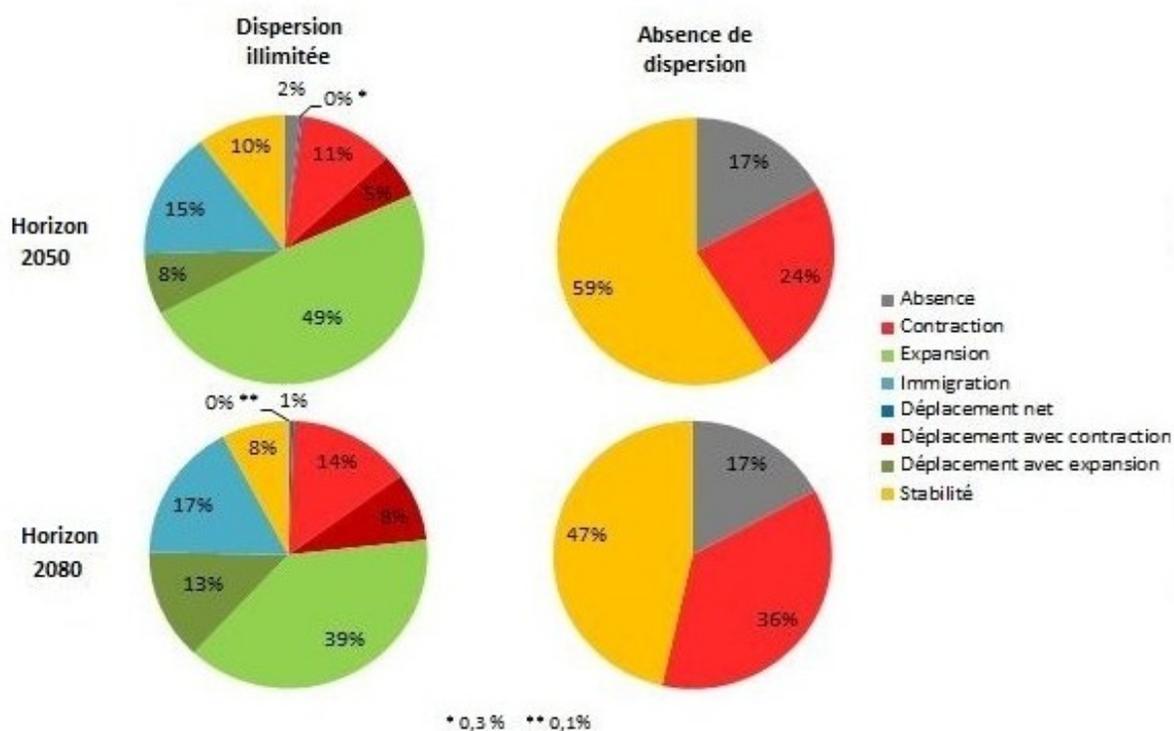


Figure 20 - Réponse géographique au déplacement des niches écologiques potentielles à l'échelle régionale.

4.2. Portrait spécifique du déplacement potentiel des niches écologiques modélisées

Cette partie explore les résultats des indices de déplacement des niches écologiques modélisées en fonction des critères suivants : l'échelle (locale et régionale), l'horizon (2050 et 2080), le mode de

dispersion (absence de dispersion et dispersion illimitée), le groupe taxonomique (oiseaux, amphibiens et plantes) et la répartition sur le territoire à l'origine.

4.2.1. Échelle spatiale

Cette partie compare les résultats des indices de déplacement (répartition et diversité) ainsi que les réponses géographiques constatées en fonction des échelles locale et régionale.

Dans un premier temps, le tableau 14 présente une comparaison des changements de répartition des niches écologiques modélisées selon les deux échelles de travail. Ce tableau est dérivé des résultats présentés à la figure 14 et est à lire de la manière suivante : en cas de dispersion illimitée, en 2050 et en 2080, la part de niches écologiques présentant un changement de répartition négatif fort (entre -100 et -60%) est la même à l'échelle locale et à l'échelle régionale. Pour l'ensemble des scénarios, le taux de niches avec un changement de répartition négatif est plus important ou égal à l'échelle régionale qu'à l'échelle locale. Le taux de niches avec un changement de répartition positif est plus important à l'échelle locale qu'à l'échelle régionale en cas d'absence de dispersion pour un changement positif faible et en cas de dispersion illimitée pour un changement positif fort.

Tableau 14 - Comparaison des changements de répartition des niches écologiques selon l'échelle de travail.

Changement de répartition	Dispersion illimitée		Absence de dispersion	
	2050	2080	2050	2080
[-100 ; -60 [
[- 60 ; 0 [
[0 ; 60 [
[60 ; 100]				

Légende des couleurs : part de niches écologiques plus importante à l'échelle locale qu'à l'échelle régionale (bleu), part de niches écologiques plus importante à l'échelle régionale qu'à l'échelle locale (jaune), part de niches écologiques égale à l'échelle locale et à l'échelle régionale (vert), classe non observée (blanc).

Le tableau 15 présente les changements de diversité de niches écologiques potentielles au sein d'une cellule aux deux horizons et aux deux modes de dispersion, selon les échelles locale et régionale. Il est dérivé des résultats des figures 15, 16, 17 et 18 et est à lire de la manière suivante : en cas de dispersion illimitée, en 2050, la part de cellules présentant un gain de diversité fort (entre 25 et 50%) est plus élevée à l'échelle locale qu'à l'échelle régionale, mais est plus faible en 2080. En cas d'absence de dispersion, en 2080, le taux de cellules avec une perte de diversité est plus important à

l'échelle locale qu'à l'échelle régionale en cas de faible perte et plus important à l'échelle régionale qu'à l'échelle locale en cas de perte moyenne. En cas de dispersion illimitée, en 2050, le taux de cellules avec un gain de diversité est plus important à l'échelle locale en cas de gain moyen et ce taux est plus faible à l'échelle locale qu'à l'échelle régionale en cas de gain fort. Cependant, en 2080, ces tendances s'inversent : le taux de cellules à avoir un fort gain de diversité est plus important à l'échelle locale qu'à l'échelle régionale.

Tableau 15 - Comparaison du changement de diversité des niches écologiques selon l'échelle de travail.

Changement de diversité		Dispersion illimitée		Absence de dispersion	
		2050	2080	2050	2080
Gain	[25 ; 50]				
	[50 ; 75]				
Perte	[0 ; 25]				
	[25 ; 50]				

Légende des couleurs : part de niches écologiques plus importante à l'échelle locale qu'à l'échelle régionale (bleu), part de niches écologiques plus importante à l'échelle régionale qu'à l'échelle locale (jaune), part de niches écologiques égale à l'échelle locale et à l'échelle régionale (vert), classe non observée (blanc).

Enfin, le tableau 16 présente les réponses géographiques aux déplacements potentiels des niches écologiques modélisées aux deux échelles. Il est dérivé des résultats des figures 19 et 20 et est à lire de la manière suivante : en cas de dispersion illimitée, en 2050, la part de niches écologiques étant absentes est plus élevée à l'échelle locale qu'à l'échelle régionale, tandis qu'en cas d'absence de dispersion, en 2050, la part de niches écologiques étant absentes est plus élevée à l'échelle locale qu'à l'échelle régionale. La part de niches en expansion ou en déplacement avec expansion, et en contraction ou déplacement avec contraction est plus importante ou égale à l'échelle régionale qu'à l'échelle locale dans tous les scénarios. Cependant, l'échelle locale montre un taux de niches en immigration ou stabilité plus important qu'à l'échelle régionale en cas de dispersion illimitée.

4.2.2. Échelle temporelle

Cette partie compare les résultats des indices de déplacement (répartition et diversité) ainsi que les réponses géographiques constatées en fonction des horizons 2050 et 2080.

Tableau 16 - Comparaison de la réponse géographique des niches écologiques selon l'échelle de travail.

Réponse géographique	Dispersion illimitée		Absence de dispersion	
	2050	2080	2050	2080
Absence	bleu	blanc	bleu	bleu
Contraction	vert	vert	jaune	jaune
Expansion	jaune	jaune		
Immigration	bleu	bleu		
Déplacement net	blanc	vert		
Déplacement avec contraction	jaune	jaune		
Déplacement avec expansion	jaune	jaune		
Stabilité	bleu	bleu	jaune	vert

Légende des couleurs : part de niches écologiques plus importante à l'échelle locale qu'à l'échelle régionale (bleu), part de niches écologiques plus importante à l'échelle régionale qu'à l'échelle locale (jaune), part de niches écologiques égale à l'échelle locale et à l'échelle régionale (vert), classe non observée (blanc).

Dans un premier temps, le tableau 17 présente une comparaison des changements de répartition des niches écologiques modélisées selon les deux horizons 2050 et 2080. Il est dérivé des résultats de la figure 14 et est à lire de la manière suivante : à l'échelle locale, en cas de dispersion illimitée, la part de niches écologiques présentant un changement de répartition négatif fort (entre -100 et -60%) est plus faible en 2050 qu'en 2080. La part de niches avec un fort changement de répartition négatif est plus élevée en 2080 qu'en 2050. Cela a une incidence sur l'ensemble des autres changements de répartition : 2050 présente une part de niches avec un changement de répartition positif ou un faible changement de répartition négatif plus élevée qu'en 2080, pour l'ensemble des scénarios.

Tableau 17 - Comparaison des changements de répartition des niches écologiques selon l'horizon temporel

Changement de répartition	Échelle locale		Échelle régionale	
	Dispersion illimitée	Absence de dispersion	Dispersion illimitée	Absence de dispersion
[-100 ; -60 [jaune	jaune	jaune	jaune
[- 60 ; 0 [bleu	bleu	bleu	bleu
[0 ; 60 [bleu	bleu	bleu	bleu
[60 ; 100]	bleu	blanc	bleu	blanc

Légende des couleurs : part de niches écologiques plus importante à l'horizon 2050 qu'à l'horizon 2080 (bleu), part de niches écologiques plus importante à l'horizon 2080 qu'à l'horizon 2050 (jaune), classe non observée (blanc).

Dans un second temps, le tableau 18 présente les changements de diversité de niches écologiques potentielles au sein d'une cellule aux deux échelles et aux deux modes de dispersion, selon les horizons 2050 et 2080. Il est dérivé des résultats des figures 15, 16, 17 et 18 et est à lire de la manière suivante : à l'échelle locale, en cas de dispersion illimitée, la part de niches écologiques présentant un fort gain de diversité (entre 50 et 75%) est plus élevée en 2050 qu'en 2080. La part de niches avec un gain moyen de diversité est plus élevée en 2050 qu'en 2080 en cas de dispersion illimitée aux deux échelles, et cette part est plus faible en 2050 qu'en 2080 pour les niches avec un fort gain de diversité. Également, en cas de dispersion illimitée à l'échelle régionale, une perte de diversité moyenne apparaît en 2080, c'est pourquoi la part des niches est plus importante en 2080 qu'en 2050. En cas d'absence de dispersion, la part des niches avec une faible perte de diversité est plus importante en 2050 qu'en 2080, mais cette part est plus faible en 2050 qu'en 2080 pour les niches avec un gain moyen de diversité.

Tableau 18 - Comparaison du changement de diversité des niches écologiques selon l'horizon temporel

Changement de diversité		Échelle locale		Échelle régionale	
		Dispersion illimitée	Absence de dispersion	Dispersion illimitée	Absence de dispersion
Gain	[25 ; 50]				
	[50 ; 75]				
Perte	[0 ; 25]				
	[25 ; 50]				

Légende des couleurs : part de niches écologiques plus importante à l'horizon 2050 qu'à l'horizon 2080 (bleu), part de niches écologiques plus importante à l'horizon 2080 qu'à l'horizon 2050 (jaune), classe non observée (blanc).

Enfin, le tableau 19 présente les réponses géographiques aux déplacements potentiels des niches écologiques modélisées selon les horizons 2050 et 2080. Il est dérivé des résultats des figures 19 et 20 et est à lire de la manière suivante : à l'échelle locale, en cas de dispersion illimitée, la part de niches écologiques étant absentes est plus élevée en 2050 qu'en 2080, tandis que la part de niches écologiques étant en contraction est plus faible en 2050 qu'en 2080. Aux deux échelles, en cas de dispersion illimitée, la part de niches absentes est plus élevée en 2050 qu'en 2080, tandis que cette part est égale aux deux horizons en cas d'absence de dispersion. La part de niches qui restent stables est supérieure en 2050 par rapport à 2080 dans tous les scénarios sauf en cas d'absence de dispersion à l'échelle régionale où cette part est la même. La part de niches en contraction et en immigration est plus faible en 2050 qu'en 2080 pour l'ensemble des scénarios. À l'échelle locale, en cas de dispersion illimitée, la

part des niches en expansion, en déplacement avec contraction et en déplacement avec expansion est la même en 2050 et en 2080. À l'échelle régionale, en cas de dispersion illimitée, la part de niches en déplacement avec contraction ou en déplacement avec expansion est plus faible en 2050 qu'en 2080, mais la part de niches en expansion est plus élevée en 2050 qu'en 2080.

Tableau 19 - Comparaison de la réponse géographique des niches écologiques selon l'horizon temporel

Réponse géographique	Échelle locale		Échelle régionale	
	Dispersion illimitée	Absence de dispersion	Dispersion illimitée	Absence de dispersion
Absence				
Contraction				
Expansion				
Immigration				
Déplacement net				
Déplacement avec contraction				
Déplacement avec expansion				
Stabilité				

Légende des couleurs : part de niches écologiques plus importante à l'horizon 2050 qu'à l'horizon 2080 (bleu), part de niches écologiques plus importante à l'horizon 2080 qu'à l'horizon 2050 (jaune), part de niches écologiques égale à l'horizon 2050 et à l'horizon 2080 (vert), classe non observée (blanc).

4.2.3. Mode de dispersion

Cette partie compare les résultats des indices de déplacement (répartition et diversité) ainsi que les réponses géographiques constatées en fonction des deux modes de dispersion.

Dans un premier temps, le tableau 20 présente une comparaison des changements de répartition des niches écologiques modélisées selon les deux modes de dispersion. Il est dérivé des résultats de la figure 14 et est à lire de la manière suivante : à l'échelle locale, en 2050 et en 2080, la part de niches écologiques présentant un changement de répartition négatif fort (entre -100 et -60%) est la même en cas de dispersion illimitée et en cas d'absence de dispersion. La part de niches présentant un changement de répartition négatif est, pour tous les scénarios, égale ou plus importante en cas d'absence de dispersion qu'en cas de dispersion illimitée. La part de niches avec un changement de répartition positif est plus importante en cas d'absence de dispersion en cas de changement positif moyen, et est supérieure en cas de dispersion illimitée en cas de changement positif fort.

Tableau 20 - Comparaison des changements de répartition des niches écologiques selon le mode de dispersion.

Changement de répartition	Échelle locale		Échelle régionale	
	2050	2080	2050	2080
[-100 ; -60 [
[- 60 ; 0 [
[0 ; 60 [
[60 ; 100]				

Légende des couleurs : part de niches écologiques plus importante en cas d'absence de dispersion qu'en cas de dispersion illimitée (bleu), part de niches écologiques plus importante en cas de dispersion illimitée qu'en cas d'absence de dispersion (jaune), part de niches écologiques égale en cas d'absence de dispersion et en cas de dispersion illimitée (vert).

Le tableau 21 présente les changements de diversité de niches écologiques potentielles au sein d'une cellule aux deux horizons et aux deux échelles, selon les modes de dispersion. Il est dérivé des résultats des figures 15, 16, 17 et 18 et est à lire de la manière suivante : à l'échelle locale, en 2050, la part de cellules présentant un gain de diversité moyen (entre 25 et 50%) est plus élevée en cas de dispersion illimitée qu'en cas d'absence de dispersion. Le tableau 21 présente des résultats qui s'opposent dans les deux modes de dispersion : la part des niches avec une perte de diversité pour l'ensemble des scénarios est plus importante en cas d'absence de dispersion, tandis que la part des niches avec un gain de diversité pour l'ensemble des scénarios est plus importante en cas de dispersion illimitée.

Tableau 21 - Comparaison du changement de diversité des niches écologiques selon le mode de dispersion

Changement de diversité		Échelle locale		Échelle régionale	
		2050	2080	2050	2080
Gain	[25 ; 50 [
	[50 ; 75 [
Perte	[0 ; 25 [
	[25 ; 50]				

Légende des couleurs : part de niches écologiques plus importante en cas d'absence de dispersion qu'en cas de dispersion illimitée (bleu), part de niches écologiques plus importante en cas de dispersion illimitée qu'en cas d'absence de dispersion (jaune), classe non observée (blanc).

Enfin, le tableau 22 présente les réponses géographiques aux déplacements potentiels des niches écologiques modélisées selon les modes de dispersion. Il est dérivé des résultats des figures 19 et 20 et est à lire de la manière suivante : à l'échelle locale, 2050, la part de niches écologiques étant absentes

est plus élevée en cas d'absence de dispersion, tandis que la part de niches écologiques étant en expansion est plus élevée en cas de dispersion illimitée. En cas d'absence de dispersion, les réponses géographiques possibles aux déplacements potentiels des niches sont l'absence, la stabilité ou la contraction, tandis que l'ensemble des réponses géographiques est possible en cas de dispersion illimitée. Ainsi, la part de niches stables en contraction ou absentes est plus importante en cas d'absence de dispersion qu'en cas de dispersion illimitée, pour les horizons 2050 et 2080 et pour les deux échelles. À l'inverse, la part de niches étant potentiellement en déplacement, en expansion, en immigration est plus élevée en cas de dispersion illimitée qu'en cas d'absence de dispersion.

Tableau 22 - Comparaison de la réponse géographique des niches écologiques selon le mode de dispersion

Réponse géographique	Échelle locale		Échelle régionale	
	2050	2080	2050	2080
Absence				
Contraction				
Expansion				
Immigration				
Déplacement net				
Déplacement avec contraction				
Déplacement avec expansion				
Stabilité				

Légende des couleurs : part de niches écologiques plus importante en cas d'absence de dispersion qu'en cas de dispersion illimitée (bleu), part de niches écologiques plus importante en cas de dispersion illimitée qu'en cas d'absence de dispersion (jaune).

4.2.4. Groupe taxonomique

Étudier l'indice des changements de répartition en ajoutant l'information du groupe taxonomique, comme l'illustrent les figures 21, 22 et 23, permet d'extraire le comportement de déplacement des niches écologiques propres aux amphibiens, oiseaux et plantes. Toutefois, cette analyse est réalisée sur une partie seulement des niches écologiques car l'information du taxon n'est pas disponible pour l'ensemble des niches écologiques. Les résultats de cette analyse concernent environ 60% des niches écologiques modélisées dans la mesure où l'information du groupe taxonomique est manquante pour

40% des niches écologiques. Les amphibiens (figure 21) présentent une part de niches avec un fort changement positif de répartition plus important à l'échelle régionale (60%) qu'à l'échelle locale (45%) en cas de dispersion illimitée. À l'échelle régionale, la part de niches avec un changement de répartition négatif est supérieure en cas d'absence de dispersion pour les horizons 2050 et 2080. À l'échelle locale, la part de niches avec un changement de répartition négatif augmente en cas de dispersion illimitée entre 2050 et 2080 et reste stable à 5% en cas d'absence de dispersion. Les oiseaux (figure 22) présentent une part de niches avec un changement positif de répartition plus important à

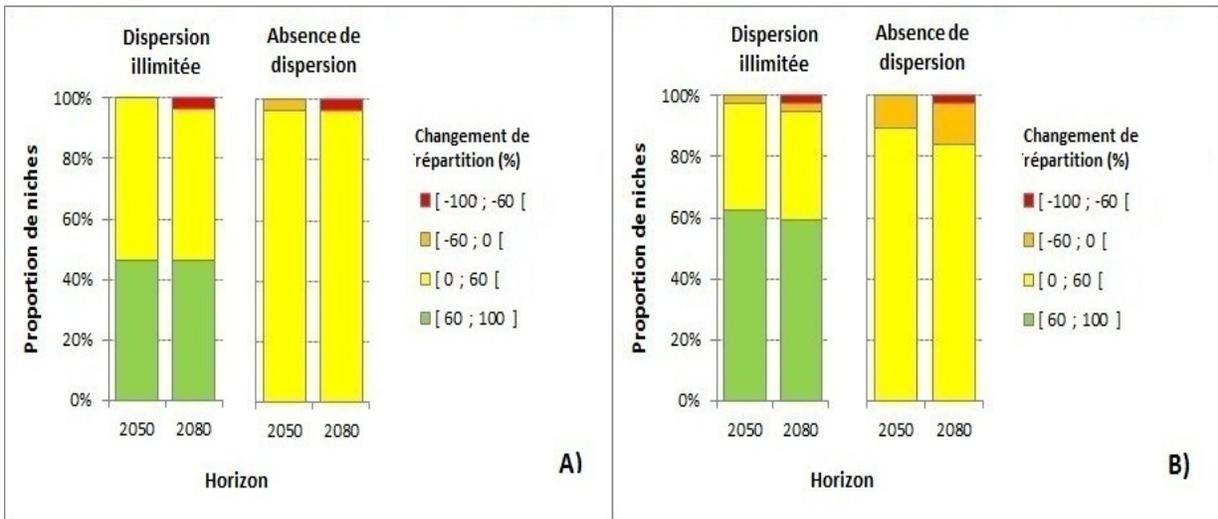


Figure 21 - Changement de répartition des niches écologiques des amphibiens aux échelles locale (A) et régionale (B).

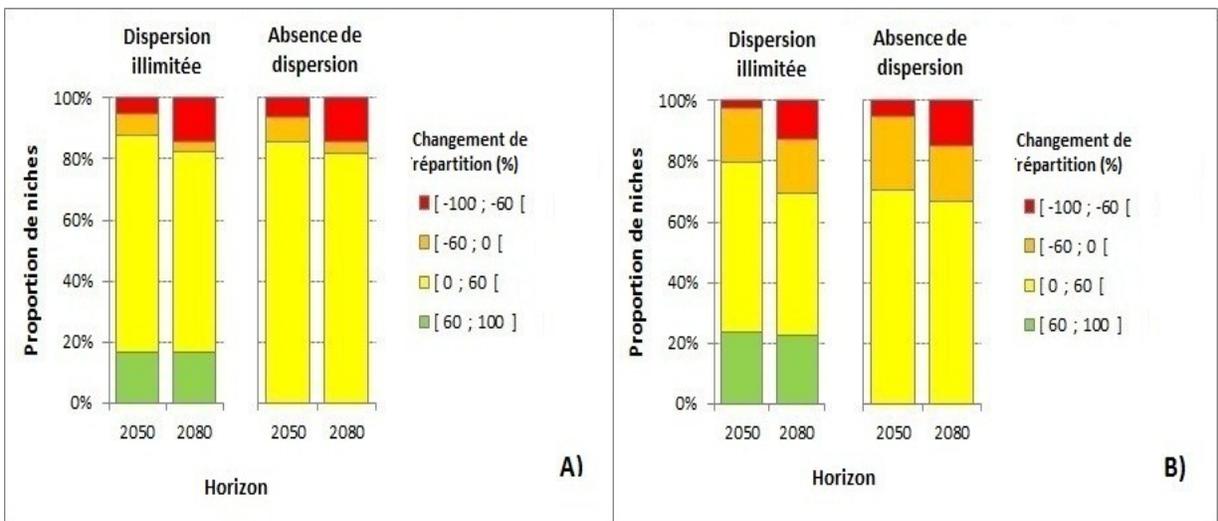


Figure 22 - Changement de répartition des niches écologiques des oiseaux aux échelles locale (A) et régionale (B).

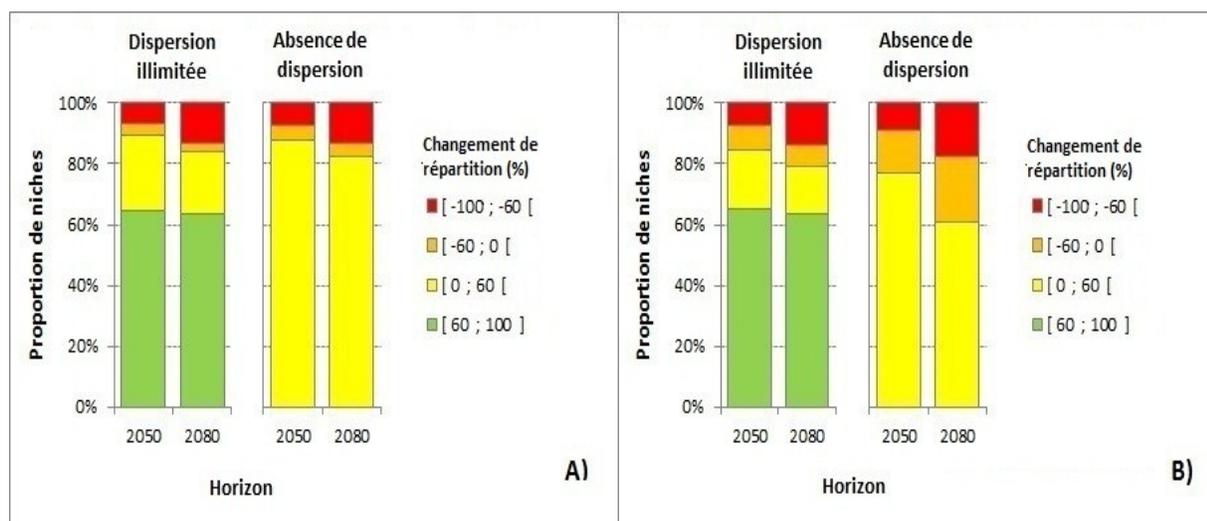


Figure 23 - Changement de répartition des niches écologiques des plantes aux échelles locale (A) et régionale (B).

l'échelle locale qu'à l'échelle régionale pour tous les scénarios, et toujours supérieure en cas de dispersion illimitée. Aux deux échelles de travail, la part de niches avec un changement de répartition négatif élevé augmente entre 2050 et 2080, pour les deux modes de dispersion, contribuant ainsi à une hausse de la part des niches avec un changement négatif de répartition. Les plantes (figure 23) présentent une part de niches avec un changement de répartition positif qui diminue légèrement entre 2050 et 2080 pour les deux échelles, et les deux modes de dispersion, excepté à l'échelle régionale en cas d'absence de dispersion où la baisse est plus importante entre 2050 et 2080. La part des niches avec un faible changement de répartition négatif diminue entre 2050 et 2080 pour la majorité des scénarios, tandis que la part de niches avec un fort changement de répartition négatif augmente entre les deux horizons pour l'ensemble des scénarios, ce qui contribue à une hausse générale de la part des niches avec changement de répartition négatif entre 2050 et 2080. Parmi les différents groupes taxonomiques, les niches potentielles des amphibiens présentent les plus faibles changements de répartition négatifs pour l'ensemble des scénarios. Toutefois, les oiseaux présentent une part de niches avec un fort changement de répartition positif inférieure aux autres groupes taxonomiques. Les plantes ont une part de niches avec un changement de répartition négatif élevé plus importante pour tous les scénarios que les autres groupes taxonomiques, mais présentent également une part de niches avec un changement de répartition positif élevé plus importante que les autres groupes taxonomiques.

4.2.5. Répartition sur le territoire à l'origine

L'intérêt d'analyser le déplacement des niches écologiques selon leur répartition sur le territoire au scénario actuel (territoire à l'origine) est de tester l'influence de ce paramètre sur les patrons de déplacement des niches. La figure 24 présente la répartition des niches selon leur répartition sur le territoire à l'origine, aux deux échelles de travail. La part des niches selon leur répartition sur le

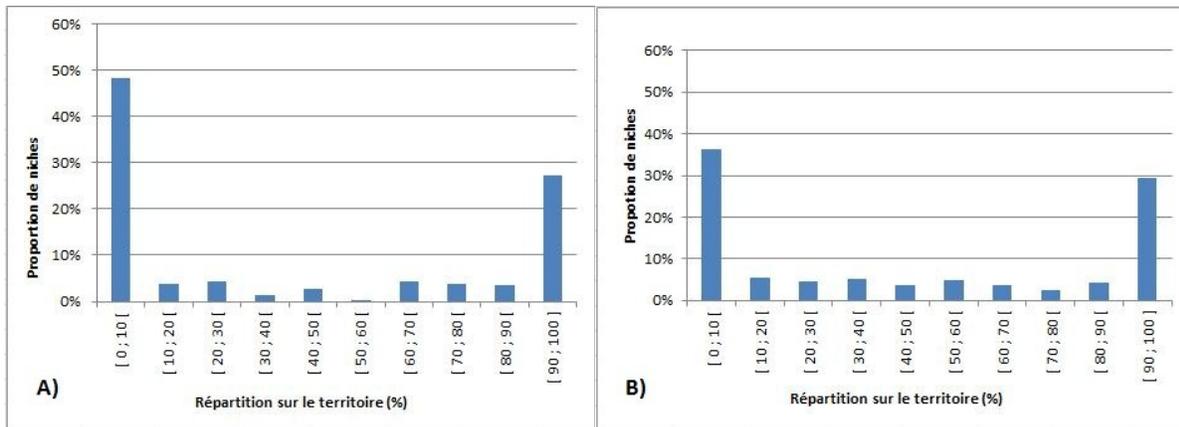


Figure 24 - Part des niches selon leur répartition sur le territoire à l'origine aux échelles locale (A) et régionale (B).

territoire à l'origine, à l'échelle locale (figure 24A), présente deux classes majoritaires de répartition : près de 50% des niches sont présentes sur 0 à 10% du territoire, soit la plus faible présence sur le territoire, et près de 30% des niches sont présentes actuellement sur 90 à 100% du territoire, soit la plus forte classe de présence sur le territoire. Le reste des niches se répartit à moins de 5% de niches par classe. À l'échelle régionale (figure 24B), le portrait est similaire à celui de l'échelle locale, avec deux classes majoritaires de répartition des niches : 35% des niches sont présentes sur 0 à 10% du territoire et 30% des niches sont présentes sur 90 à 100% du territoire actuel. Les niches restantes se répartissent de façon presque égale entre les autres classes. Les figures 25 et 26 illustrent le changement de répartition potentiel des niches écologiques modélisées selon leur répartition sur le territoire à l'origine, pour les horizons 2050 et 2080, pour les deux modes de dispersion (dispersion illimitée et absence de dispersion) aux échelles locale (figure 25) et régionale (figure 26). À l'échelle locale (figure 25), en cas d'absence de dispersion (figures 25A et 25B), la part des niches avec un changement de répartition négatif augmente dans la majorité des classes. En cas de dispersion illimitée (figures 25C et 25D), la part de niches avec un changement de répartition négatif augmente également,

principalement la part des niches avec un changement de répartition négatif élevé. La part de niches avec un fort changement de répartition positif s'observe principalement dans les classes où la présence sur le territoire à l'origine est plus faible (entre 0 et 50%). À l'échelle régionale (figure 26), en cas d'absence de dispersion (figures 26A et 26B), la part de niches avec un changement de répartition négatif augmente entre 2050 et 2080, avec une hausse des deux catégories de changement de répartition négatif. La répartition à l'origine sur le territoire est fonction décroissante au changement de répartition positif en cas de dispersion illimitée : plus la niche est répartie sur un large territoire actuellement, plus la part de niches avec un changement de répartition positif diminue. La part de niches avec un changement de répartition positif élevé diminue puis devient nulle en fonction de l'augmentation de la répartition de la niche sur le territoire à l'origine. En cas d'absence de dispersion, plus la répartition sur le territoire à l'origine est importante (pour une répartition à l'origine inférieure à 60%), plus la part de niches avec un fort changement de répartition positif diminue. Pour une répartition à l'origine supérieure à 60%, plus la répartition sur le territoire à l'origine est importante, plus la part de niches avec un fort changement de répartition positif est grande. Entre 2050 et 2080, les niches avec un fort changement de répartition négatif augmentent de façon nette.

4.3. Portrait global de la fragmentation du territoire

Cette partie décrit les résultats des indices de fragmentation : indice de dissection du paysage et indice de connectivité, calculés aux deux échelles de travail locale et régionale.

4.3.1. Indice de dissection du paysage

Cet indice, qui est principalement employé pour étudier la fragmentation à l'intérieur des parcs, est ici appliqué pour représenter la fragmentation aux échelles locale et régionale de cette région d'étude. Les résultats présentés dans le tableau 23 révèlent une région très fragmentée, à l'échelle locale (0.14) et plus encore à l'échelle régionale (0.05). La fragmentation est plus élevée à l'échelle régionale qu'à l'échelle locale.

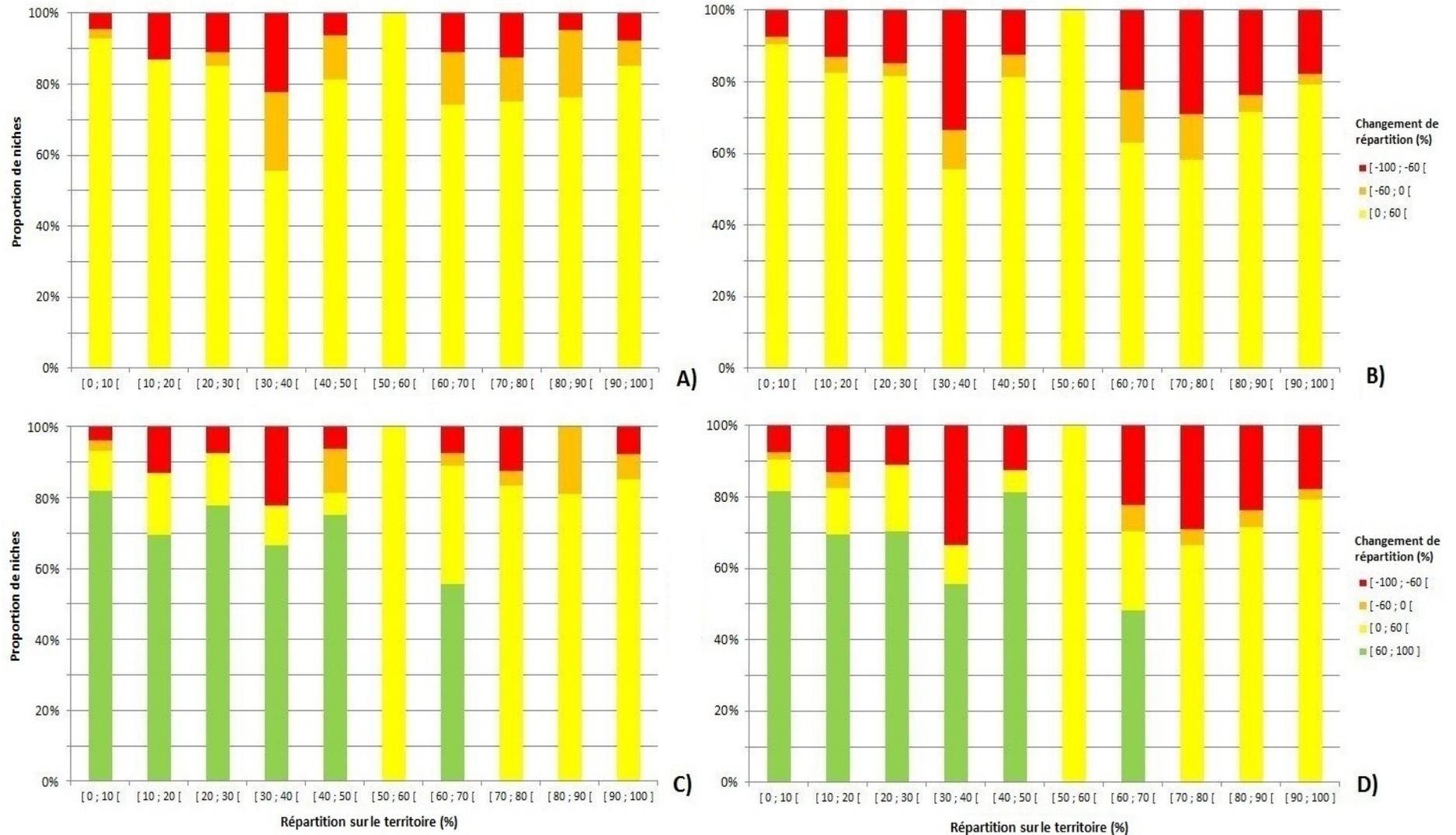


Figure 25 - Changement de répartition des niches selon leur répartition sur le territoire à l'origine à l'échelle locale avec absence de dispersion (A et B) et dispersion illimitée (C et D) aux horizons 2050 (A et C) et 2080 (B et D).

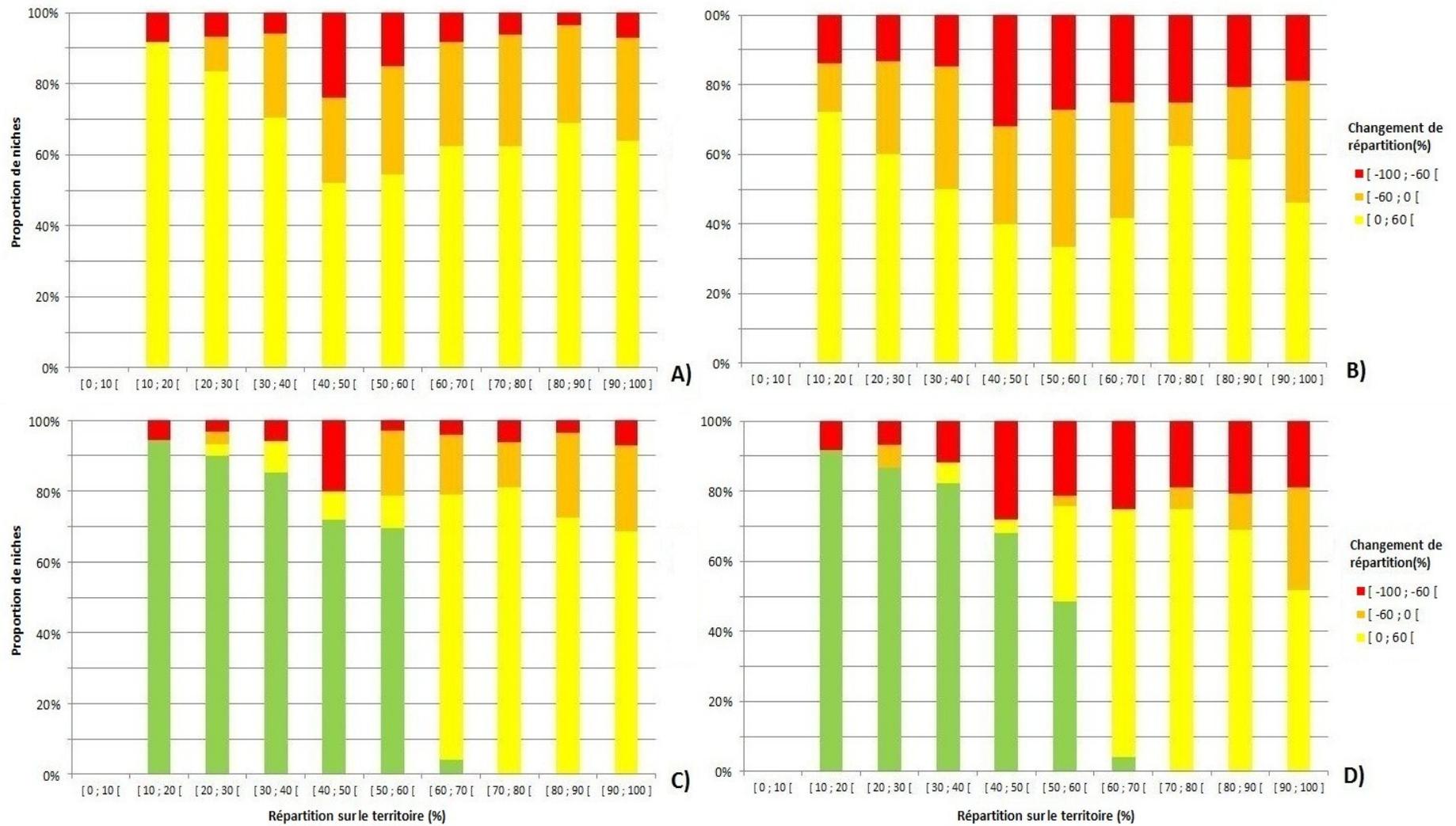


Figure 26 - Changement de répartition des niches selon leur répartition sur le territoire à l'origine à l'échelle régionale avec absence de dispersion (A et B) et dispersion illimitée (C et D) aux horizons 2050 (A et C) et 2080 (B et D).

Tableau 23 - Résultats de l'indice de dissection de paysage.

Échelle	Superficie de la région (km ²)	Périmètre de la région (km)	Longueur des chemins retenus (km)	Nombre de polygones	Superficie totale des polygones (km ²)	Périmètre total des polygones (km)	IDP	IDP min	IDP normalisé
Locale	9 955	408	1 249	47	9 301	2 866	8,38	1,15	0,14
Régionale	74 670	1 142	10 668	659	69 607	20 616	22,04	1,18	0,05

4.3.2. Indice de connectivité pour la périphérie des parcs

Les résultats d'occupation du sol, présentés dans le tableau 24, révèlent un territoire boisé et naturel en majorité, avec une partie du territoire développée pour accueillir des cultures pérennes. En effet, la forêt occupe respectivement 72 % et 65 % du territoire aux échelles locale et régionale, tandis que les cultures pérennes représentent plus de 20 % du territoire aux deux échelles. Les classes représentant des milieux développés tels que les sols nus et l'urbain représentent une faible part du territoire, entre 3 % et 5 % pour les deux échelles. Les routes et autoroutes représentent moins de 1% du territoire aux échelles locale et régionale. Les résultats de l'indicateur de connectivité pour la périphérie des parcs (voir tableau 25) présentent un territoire relativement perméable aux déplacements des espèces. Les zones dont la résistance au déplacement est supérieure ou égale à 50 représentent entre 3 % et 6 % du territoire, aux échelles locale et régionale respectivement. Cela signifie que 69 % à 75 % du territoire extérieur aux parcs à l'échelle régionale et locale, respectivement, présentent une très faible résistance aux déplacements des espèces. Les secteurs dans lesquels la résistance aux déplacements est élevée, où l'urbain est l'occupation du sol principale, sont représentés en rouge sur la figure 27. Elles sont situées plutôt au nord des parcs pour les deux échelles. Les territoires qui restreignent le déplacement des espèces sont, à l'échelle locale (figure 27A), les villes de Thedford Mines et Saint-Georges, auxquelles s'ajoutent pour l'échelle régionale (figure 27B) les villes de Québec, Victoriaville et Sherbrooke à l'ouest des parcs. Les cultures et sols nus, qui représentent une résistance moyenne au déplacement des espèces, représentant 25 % à 30 % du territoire aux échelles locale et régionale, couvrent majoritairement le nord de l'échelle locale et le nord et l'ouest de l'échelle régionale. La région nord-est de l'échelle régionale, ainsi que la région entre les deux parcs de Frontenac et du Mont-Mégantic, présentent une zone dont l'occupation du territoire, composée majoritairement de forêt, de milieux

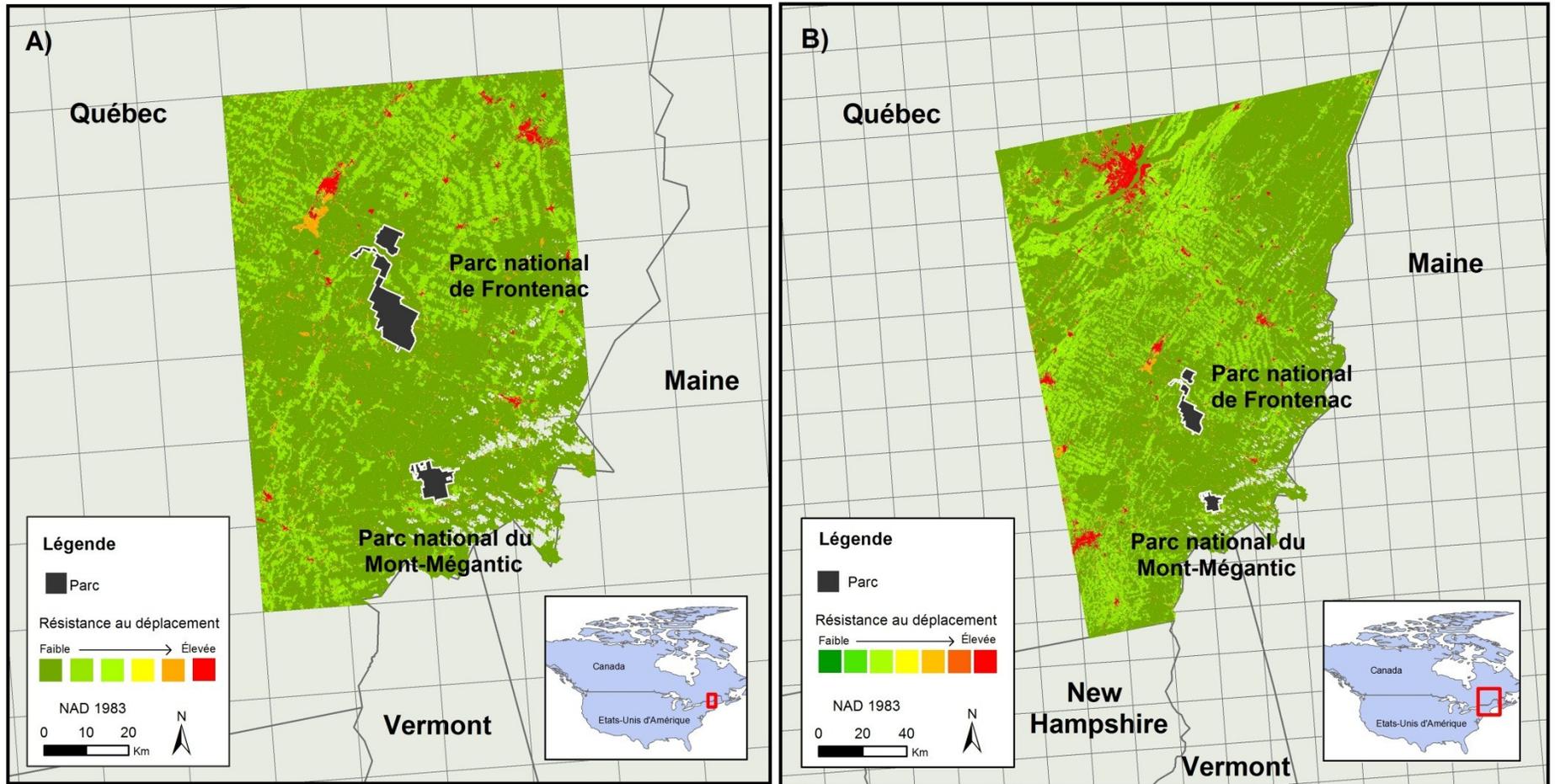
humides et du réseau hydrographique, n'offrent pas une grande résistance au déplacement des espèces (région colorée en vert).

Tableau 24 - Pourcentage d'occupation du sol de la périphérie des parcs.

Classe d'occupation du sol	Échelle locale		Échelle régionale	
	Superficie (km ²)	% occupation du sol	Superficie (km ²)	% occupation du sol
Forêt	6249,66	72,26	17253,84	64,96
Milieu humide	4,52	0,05	141,61	0,53
Hydrographie	232,26	2,69	876,05	3,30
Culture pérenne	1755,46	20,30	5807,99	21,87
Culture annuelle	120,35	1,39	1224,82	4,61
Routes	5,83	0,07	46,37	0,17
Sol nu	164,34	1,90	525,63	1,98
Autoroutes			18,94	0,07
Urbain	116,00	1,34	665,81	2,51
Total	8648,43	100,00	26561,06	100,00

Tableau 25 - Résultats de l'indicateur de connectivité pour la périphérie des parcs.

Résistance au déplacement (pondération)	au % d'occupation du sol	
	Échelle locale	Échelle régionale
1	75,00	68,79
15	20,30	21,87
25	1,39	4,61
50	0,07	0,17
70	1,90	1,98
75		0,07
100	1,34	3
Total	100,0	100,0



Source: Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Berteaux et al. (2014)
Réalisation : Bérengère Andrieux - Février 2016 - ArcMap 10.2.1

Source: Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Berteaux et al. (2014)
Réalisation : Bérengère Andrieux - Février 2016 - ArcMap 10.2.1

Figure 27 - Indicateur de connectivité dans la périphérie des parcs de Frontenac et du Mont-Mégantic aux échelles locale (A) et régionale (B).

4.4. Comparaison des indices de déplacement aux indices de fragmentation

L'indice de dissection du paysage présente dans le tableau 23 un territoire fortement fragmenté à l'échelle locale et régionale. Les résultats de l'indice de changement de répartition potentiel des niches écologiques (figure 14) présentent une part importante de niches avec un fort changement de répartition positif, soit un grand nombre de niches écologiques à se déplacer vers les échelles locale et régionale aux deux horizons. Cette arrivée de niches écologiques aux échelles locale et régionale pourrait ainsi être ralentie, voir empêchée, par la fragmentation présente dans la région, freinant la progression des espèces. L'indice de connectivité présente, aux échelles locale et régionale dans la figure 27, la résistance aux déplacements des espèces sur le territoire. L'indice de changement de diversité de niches écologiques révèle, à l'échelle régionale, en cas d'absence de dispersion en 2080 (figure 16B) une perte de diversité ponctuelle au nord des parcs (région de Québec), à l'ouest ainsi qu'à l'est des parcs. Cette perte de diversité accentuée dans ces régions peut être comparée à la présence de territoire dont la résistance aux déplacements des espèces semble forte (entre 70 et 100) dans les mêmes régions à l'ouest et au nord des parcs, à l'échelle régionale. De plus, cette forte résistance aux déplacements peut également s'observer à l'échelle régionale, en cas de dispersion illimitée en 2080 (figure 18B) : le gain de diversité semble être plus faible de manière ponctuelle à l'ouest, au nord et au nord-est que dans l'ensemble de la région.

5. Discussion et recommandations

Les analyses réalisées dans cet essai ont permis d'étudier la migration potentielle des niches écologiques modélisées sur le territoire des parcs nationaux du Mont-Mégantic et de Frontenac et de leur périphérie. Cet objectif a été atteint grâce à la réalisation des objectifs spécifiques de ce projet.

5.1. Le déplacement potentiel des niches écologiques

Le premier objectif était de comprendre le déplacement potentiel et la richesse en diversité des niches écologiques modélisées sur ce territoire. Cet objectif a été atteint, permettant de comprendre le déplacement potentiel des niches sur deux horizons temporels, deux échelles de travail et deux modes de dispersion.

5.1.1. Le déplacement potentiel global des niches écologiques

Les résultats des indices calculés montrent un déplacement et une diversité opposés selon le mode de dispersion considéré. En effet, si une dispersion illimitée de l'ensemble des espèces est anticipée, la tendance générale potentielle au sein du territoire de l'étude estime, d'une part, que plus de la moitié des niches sélectionnées aurait une répartition qui augmenterait fortement aux horizons 2050 et 2080. En cas de dispersion illimitée, les niches qui se développeraient fortement sur le territoire étudié seraient potentiellement très nombreuses. D'autre part, la diversité des niches présentes dans le territoire d'étude augmenterait dans le futur, ce qui signifie qu'un nombre croissant de niches couvrirait le territoire étudié d'ici l'horizon 2080. Ce gain de diversité dans cette région du Québec confirme le paradoxe des pays nordiques énoncé par Berteaux (2005) : dans un contexte de réduction globale de la biodiversité, une augmentation de la biodiversité locale peut s'observer dans les pays nordiques. À l'inverse, si une capacité de dispersion nulle des espèces est anticipée, la part potentielle de niches à se maintenir sur le territoire serait supérieure à la part de niches dont la répartition diminuerait ou disparaîtrait, malgré une hausse potentielle à l'horizon 2080 de la part de niches diminuant ou disparaissant du territoire. Ces résultats révèlent une potentielle diminution progressive de la quantité de niches présentes sur le territoire étudié d'ici l'horizon 2080. Le territoire présenterait alors une réduction de la diversité de niches, baisse plus importante à l'horizon 2080 qu'à l'horizon 2050. En cas d'absence de dispersion, la baisse potentielle de niches au sein du territoire pourrait provoquer une réduction du nombre d'espèces, voire leur extinction. D'une part, cette potentielle diminution de la diversité est à anticiper de la part des gestionnaires, afin de garantir une gestion de la biodiversité, selon des objectifs de résistance, de résilience ou de facilitation (Millar *et al.*, 2007 ; Galatowitsch *et al.*, 2009). D'autre part, en cas de dispersion illimitée, la hausse de niches dans le territoire des parcs nationaux de Frontenac et du Mont-Mégantic, grandement influencée par les conséquences des changements climatiques, requiert une remise en question de la gestion et de la conservation actuelle de la biodiversité. Les niches écologiques se déplaçant majoritairement vers les pôles (Walther *et al.*, 2002 ; Auzel *et al.*, 2012), des espèces réparties au sud du Québec ont des besoins qui peuvent différer des espèces présentes actuellement sur le territoire des parcs (Berteaux, 2005) et provoquer par ailleurs de nouvelles interactions avec les espèces déjà présentes actuellement.

5.1.2. Le déplacement potentiel spécifique des niches écologiques

Des analyses plus spécifiques sur les résultats ont permis une compréhension supplémentaire du déplacement potentiel des niches écologiques, selon l'horizon temporel, le mode de dispersion, l'échelle de travail, le groupe taxonomique et la répartition sur le territoire l'origine.

Échelle spatiale

La spatialité semble être un aspect important à prendre en compte pour comprendre le déplacement des niches écologiques, car les moyens et outils pour agir seront différents selon l'échelle choisie. Les résultats présentent une part de niches disparaissant du territoire plus importante à l'échelle locale qu'à l'échelle régionale, tandis que la part de niches qui apparaissent ou se maintiennent sur le territoire est en majorité supérieure à l'échelle régionale par rapport à l'échelle locale. La gestion de la biodiversité devrait potentiellement agir en favorisant l'expansion et le déplacement de niches écologiques à l'échelle régionale et en minimisant la contraction de certaines niches écologiques à l'échelle locale. Les gestionnaires devraient également faire face à un changement de diversité qui diffère selon l'échelle spatiale. La part de cellules avec un fort gain de diversité de niches est plus importante à l'échelle locale en 2050, mais plus importante à l'échelle régionale en 2080, en cas de dispersion illimitée, tandis qu'en cas d'absence de dispersion, la part de cellules avec une forte perte de diversité de niches est plus importante à l'échelle régionale en 2080. Le territoire comprendrait alors une diversité de niches plus importante en cas de dispersion illimitée et plus faible en cas d'absence de dispersion, mais de manière plus accentuée d'ici l'horizon 2080 à l'échelle régionale. La part de niches étant en contraction, en expansion ou en déplacement est supérieure à l'échelle régionale, tandis que l'échelle locale compte une part de niches immigrantes ou stables supérieure. La réponse géographique potentielle des niches écologiques sur le territoire étudié peut influencer les gestionnaires et leurs actions d'adaptation à ces migrations influencées par les changements climatiques : les actions mises en place pour minimiser la contraction du territoire d'une espèce ne sont pas les mêmes que celles mises en place afin de favoriser l'expansion ou l'immigration d'une espèce (Galatowitsch *et al.*, 2009). Atténuer la contraction du territoire d'une espèce revient, d'une part à lui permettre de survivre sur le même territoire malgré un changement des conditions climatiques. Cela requiert des mesures telles qu'une augmentation de la régénération afin d'augmenter la persistance d'une espèce, combattre les insectes et maladies qui gêneraient les espèces natives, créer ou augmenter des zones tampons pour réduire certains impacts (stress hydrique et anthropique, fragmentation, etc.), augmenter la

connectivité, établir les stratégies sylvicoles selon les perturbations naturelles, assister la migration, déplacer les populations vers des territoires où les conditions leur sont favorables, maximiser la diversité génétique, etc. (Parker *et al.*, 2000 ; Millar *et al.*, 2007 ; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2008 ; Galatowitsch *et al.*, 2009, Bélanger *et al.*, 2013). D'autre part, l'espèce doit faire face à l'impact des espèces invasives qui peuvent immigrer sur le même territoire. Pour garantir la survie de l'espèce sur le territoire et limiter les effets des espèces invasives, des mesures peuvent être prises, par exemple : déplacer les espèces invasives immigrant sur le territoire, brûler le territoire pour transformer l'écosystème et limiter l'expansion des espèces invasives (Millar *et al.*, 2007 ; Galatowitsch *et al.*, 2009), L'immigration ou l'expansion du territoire d'une espèce peut être favorisée par des mesures comme : la restauration de l'écosystème permettant la transition des espèces sur le territoire ou le brûlage dirigé pouvant permettre une sélection en conservant les espèces adaptées à un climat plus chaud (Parker *et al.*, 2000 ; Millar *et al.*, 2007 ; Galatowitsch *et al.*, 2009).

Échelle temporelle

L'aspect temporel est un critère important à prendre en compte afin de comprendre la migration potentielle des niches écologiques selon la période de temps et mettre en place des mesures en anticipant un déplacement différent selon la période future. Les résultats obtenus dans ce projet montrent en effet que les déplacements diffèrent nettement selon l'horizon futur. La période qui semble être la plus critique pour la migration des niches écologiques serait l'horizon 2080. Entre aujourd'hui et l'horizon 2080, un nombre croissant de niches écologiques vont apparaître (en cas de dispersion illimitée) ou disparaître (en cas d'absence de dispersion). Cela implique que les mesures déjà mises en place sur le territoire risquent, d'une part, de ne pas ou peu être adaptées aux niches écologiques qui vont apparaître, et, d'autre part, de ne pas être adaptées aux changements des conditions environnementales propices aux espèces déjà présentes (Lemieux et Scott, 2005). Une mise en place rapide de mesures serait plus efficace dans l'adaptation des aires protégées face aux changements climatiques qu'une stratégie tardive et ainsi moins coûteuse à long terme (Hannah *et al.*, 2007 ; Lemieux *et al.*, 2011). Les gestionnaires de la biodiversité devraient donc anticiper cet accroissement ou affaiblissement de diversité de niches afin de pouvoir répondre efficacement à court et long terme à ces potentielles migrations de niches écologiques. Certaines mesures permettent une gestion à court terme de l'adaptation aux changements climatiques de la biodiversité : créer des aires protégées intermédiaires avant la création de refuges à long terme pour les espèces sensibles aux

changements climatiques, fermer la pêche pour ne pas gêner la reproduction de certaines espèces, permettre la chasse dans certaines régions afin de contrôler certaines populations animales, identifier et mettre en place des collaborations entre acteurs pour agir au plus vite de façon coordonnée (Hannah *et al.*, 2002 ; Pressey *et al.*, 2007 ; Mawdsley *et al.*, 2009 ; Bélanger *et al.*, 2013). Des mesures permettant une adaptation à long terme consistent par exemple à : déplacer les populations hors de leur territoire où les conditions vont leur être favorables, optimiser la perméabilité écologique du territoire, augmenter la région couverte par les aires protégées pour renforcer la résilience écologique dans des régions naturelles et semi-naturelles, créer une nouvelle catégorie d'aires protégées incluant la gestion durable des ressources naturelles en plus de la conservation, diminuer les gaz à effet de serre en séquestrant le carbone (limiter la déforestation et promouvoir la reforestation) et en réduisant les émissions (augmenter la résistance au feu des forêts) (Millar *et al.*, 2007 ; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2008 ; Bélanger *et al.*, 2013).

Mode de dispersion

Le mode de dispersion est un critère qui change de manière drastique les tendances du déplacement potentiel des niches (Walther *et al.*, 2002 ; Peterson, 2003). Les résultats révèlent une part de niches disparaissant ou se maintenant sur le territoire étudié plus importante en cas d'absence de dispersion, pour tous les scénarios, tandis que la part de niches ayant un fort déplacement positif dans le territoire est plus importante en cas de dispersion illimitée. À ces tendances s'ajoutent l'évolution de la diversité de niches dans les cellules du territoire (majoritairement une perte de diversité en cas d'absence de dispersion et un gain de diversité de niches en cas de dispersion illimitée), ainsi que la réponse géographique potentielle des niches écologiques (stabilité et contraction en cas d'absence de dispersion ; déplacement, immigration et expansion en cas de dispersion illimitée). Le territoire devrait voir un grand nombre de niches écologiques disparaître ou se maintenir en cas d'absence de dispersion, ce qui amène à devoir minimiser au mieux la disparition et favoriser le déplacement de ces espèces vers leurs conditions de vie optimales (Hannah *et al.*, 2007 ; McLachlan *et al.*, 2007 ; Millar *et al.*, 2007). Chaque espèce possède une capacité de dispersion qui lui est propre ou qui est propre à son groupe d'espèces. Les amphibiens et les reptiles auraient la plus faible capacité de dispersion par rapport aux mammifères, oiseaux et insectes (Araújo et Pearson, 2005 ; Graham *et al.*, 2006). Les oiseaux ont la meilleure capacité de dispersion (Graham *et al.*, 2006) grâce à leur vol sur de longues distances et dans la mesure où les routes et infrastructures ne représentent pas une barrière aussi

importante que pour d'autres taxons (Croci *et al.*, 2008). Les insectes, quant à eux, sont sensibles aux barrières physiques (Croci *et al.*, 2008). Ils peuvent se disperser activement, grâce à leur capacité de vol, et passivement, grâce au courant, au vent et aux animaux (Bilton *et al.*, 2001). Les niches écologiques d'espèces avec une forte capacité de dispersion (oiseaux, insectes, invertébrés marins) se déplacent déjà vers les pôles ou en altitude vers des conditions climatiques qui leur sont propices (Parmesan, 2006 ; Walther *et al.*, 2002). Cela confirme l'apparition potentielle de niches sur le territoire en cas de dispersion illimitée. Des études ont obtenu des résultats similaires concernant le changement de répartition (Peterson *et al.*, 2001 ; Thomas *et al.*, 2004). En effet, dans l'étude de Thomas *et al.* (2004), la disparition de niches écologiques est également plus importante en cas d'absence de dispersion qu'en cas de dispersion illimitée. L'étude de Peterson *et al.* (2001) présente des tendances similaires aux résultats obtenus dans cet essai : diminution du territoire occupé par la niche en cas d'absence de dispersion, augmentation du territoire occupé par la niche en cas de dispersion illimitée. Pour ce qui est de la richesse de diversité, Walther *et al.* (2002) estiment qu'en cas de dispersion illimitée, le nombre d'espèces sur un territoire risque d'augmenter. Cependant, d'autres études présentent des résultats différents : une perte et un gain de diversité sont obtenus en cas d'absence de dispersion comme en cas de dispersion illimitée (Thuiller *et al.*, 2006), ou la perte de diversité dans les deux modes de dispersion (Casazza *et al.*, 2014).

5.2. Comparaison entre la fragmentation du territoire et le déplacement potentiel des niches écologiques

Le second objectif spécifique à ce projet était d'analyser le déplacement potentiel des niches écologiques avec la fragmentation du territoire de la région d'étude. L'indice de dissection du paysage calculé présente une région très fragmentée par les infrastructures linéaires de transports routiers : cette fragmentation est plus importante à l'échelle régionale qu'à l'échelle locale. L'indice de connectivité présente une occupation du sol relativement perméable aux déplacements. Toutefois, quelques centres urbains de la région peuvent apporter une certaine résistance aux déplacements, cette fragmentation du territoire ralentissant la migration des espèces vers leurs conditions de vie optimales (Dawson *et al.*, 2011). La région d'étude semble plutôt divisée en parcelles qui présentent une faible résistance au déplacement des espèces. Les données utilisées pour cet essai offrent une vision à l'échelle continentale de la migration potentielle des niches écologiques, mais n'ont pas permis de déceler, à une échelle plus grande (régionale et locale), des résultats différents entre l'intérieur et l'extérieur des parcs. Malgré la présence de parcs nationaux qui limitent la fragmentation du territoire étudié, les

résultats obtenus ne permettent pas de savoir si les parcs nationaux facilitent le déplacement potentiel des niches écologiques. Il serait intéressant pour en savoir plus de réaliser une étude à une plus grande échelle ou sur un territoire qui ne comprend pas de parc national pour comparer les résultats sur les deux territoires. Des modélisations réalisées avec une échelle spatiale plus grande auraient apporté des informations supplémentaires quant aux rôles des parcs nationaux dans la migration potentielle des niches écologiques, dans la mesure où une précision accrue des données permettrait de révéler des déplacements différents dans les cellules à l'intérieur et à l'extérieur des parcs nationaux. De plus, les résultats obtenus permettent de connaître le déplacement potentiel sur un territoire composé de deux parcs nationaux. Il aurait été pertinent de réaliser cette analyse sur un territoire proche ne comprenant pas de parc national dans son périmètre, avec une fragmentation probablement supérieure, afin de comparer la migration potentielle dans des territoires avec et sans parc national. Sans cette comparaison, les résultats obtenus ne peuvent permettre de conclure si la présence de parcs nationaux sur le territoire facilite ou freine la migration des niches écologiques. Le déplacement des espèces peut être limité par la fragmentation selon la direction que l'espèce emprunte pour migrer. Des études ont révélé que plus de 80% des espèces étudiées (animaux et plantes) ont un déplacement correspondant à la direction prédite en fonction des changements climatiques (Parmesan et Yohe, 2003, Root *et al.*, 2003), soit en direction des pôles ou en altitude (Walther *et al.*, 2002 ; Berteaux, 2005). Le territoire étudié dans cet essai se situe au nord du continent et devrait faire face à deux types de situations : les espèces étant déjà à leur limite sud de leur niche écologique et qui vont disparaître de cette région et les espèces qui sont à la limite nord de leur niche écologique et qui vont apparaître ou se multiplier dans ce territoire. Il a été décidé de ne pas analyser la directionnalité dans cet essai : la priorité a été accordée aux indices révélant l'augmentation ou la diminution du nombre de niches dans le territoire étudié. Cependant, celle-ci pourrait être étudiée grâce aux centroïdes des niches écologiques modélisées (Gillings *et al.*, 2014), pouvant être analysés selon des variables climatiques (Tingley *et al.*, 2009). Les échelles locale et régionale comprennent une part de leur territoire qui se situe aux États-Unis d'Amérique. Les données d'occupation du sol couvrant cette partie du territoire n'ont pas pu être obtenues pour le calcul de l'indice de connectivité. Intégrer ces données aux calculs réalisés dans le cadre de cette étude permettrait d'améliorer la pertinence des résultats et comprendre l'état de la connectivité au sud des parcs nationaux de Frontenac et du Mont-Mégantic. Les données vectorielles d'utilisation du sol au Québec ont permis de calculer un indice de perméabilité du territoire dans la périphérie des parcs. Bernier et Perron (2008) ont utilisé une classification de l'occupation du sol plus

détaillée pour attribuer un poids à chaque classe. Les résultats de cet indice de perméabilité du territoire calculé dans ce projet pourraient donc être améliorés en réalisant une classification plus détaillée de l'occupation du sol aux échelles locale et régionale. Deux indices de fragmentation ont été utilisés pour aborder la question de la connectivité du territoire aux échelles locale et régionale. Bernier et Perron (2008) ont appliqué des indices supplémentaires pour approfondir la connaissance de la fragmentation du territoire étudié dans leur étude. Ces indices (indicateur de pression anthropique, indicateur de dénaturalisation) pourraient également être calculés afin d'améliorer la connaissance du territoire étudié dans cet essai.

5.3.Limites méthodologiques

5.3.1. Le lien entre habitat et niche écologique

L'habitat d'une espèce correspond au milieu de vie (marais, désert, forêt, etc.) lui permettant de survivre, tandis que sa niche écologique correspond au regroupement de conditions et ressources environnementales permettant l'accomplissement de son cycle vital (régime alimentaire, habitat, proies, période d'activité, etc.). De ce fait, l'aire modélisée pour représenter une niche écologique peut être supérieure à l'aire modélisée pour un habitat. Dans cet essai, les données correspondent à des niches écologiques modélisées, ce qui signifie que les résultats peuvent surestimer la localisation réelle d'une espèce. De plus, les conditions de délimitation de la niche écologique d'une espèce sont différentes de celles qui définissent l'habitat d'une même espèce. La répartition géographique d'une espèce est différente si l'on se réfère à l'habitat ou à la niche écologique de l'espèce. Les modèles de niche supposent que les espèces occupent tout l'habitat qui leur est favorable et sont absentes ailleurs. Ce n'est cependant pas le cas en réalité, la répartition de l'espèce est plutôt difficile à évaluer. De plus, les modèles ne prennent pas en compte les évolutions des espèces (morphologiques, anatomiques, physiologiques ou comportementales). Pour la majorité des espèces, cette évolution est toutefois assez lente, et peut ne pas impliquer de changements quant à leur niche écologique à court ou moyen terme (Peterson, 2003). Enfin, les espèces ont des interactions dans la réalité (compétition, prédation, mutualisme) qui ne sont pas prises en compte dans le modèle, alors qu'elles influencent grandement la répartition géographique de chaque espèce. Cet essai se concentre sur le déplacement des niches influencé par les changements climatiques. Pourtant, il existe d'autres facteurs responsables de la migration des espèces, interagissant avec les effets des changements climatiques. Ces facteurs peuvent provenir des populations elles-mêmes, comme la dynamique propre à certaines populations (Bodin *et*

al., 2013), ou les interactions entre espèces, telles que la compétition, la prédation, la symbiose, etc. (Anderson et Ferree, 2010). De plus, des facteurs de stress d'origine anthropique influencent la définition des aires de répartition des espèces : les milieux marins (Ainsworth *et al.*, 2011), la pollution et la surexploitation (Venter *et al.*, 2006), le morcellement du territoire (Opdam et Washer, 2004), la dégradation des eaux douces (Kundzewicz et Mata, 2007), etc. Il serait important de souligner et quantifier l'importance de ces facteurs dans l'étude de la migration potentielle des espèces, sachant qu'ils risquent d'interagir fortement avec les effets des changements climatiques.

5.3.2. La confiance dans les projections

La modélisation et la projection soulèvent des incertitudes auxquelles il est aujourd'hui impossible de répondre. Les modèles statistiques et les scénarios de changement sont des sources d'incertitude formulées par l'équipe du projet de recherche CC-Bio (Berteaux *et al.*, 2014) à la suite de leur modélisation de niches écologiques. Une « projection d'ensemble » (Araújo et New, 2007) est réalisée à partir de techniques de consensus résumant les différentes projections probables en une seule, permettant d'obtenir une unique projection grâce à celles ayant été réalisées (Berteaux *et al.*, 2014).

5.3.3. La sélection du site d'étude

Le site d'étude comprenant les parcs nationaux de Frontenac et du Mont-Mégantic s'étale sur une surface de 80 km de large et 120 km de long (échelle de travail locale) et 200 km de large sur 360 km de long (échelle de travail régionale). Forman et Godron (1986) insistent sur l'importance de l'échelle pour observer l'interaction d'une espèce avec les éléments du territoire qu'elle occupe, à différents niveaux de détails ou de résolution. Ce projet étudie plus de 600 niches écologiques modélisées aux échelles locale et régionale de travail. Afin de réaliser les traitements, il était impossible de travailler avec une échelle d'observation par espèce. Les échelles de travail ont été choisies plus dans le but de représenter au mieux le territoire des parcs nationaux, que de représenter au mieux les espèces, celles-ci étant trop nombreuses. La sélection du site d'étude s'est restreinte à la région autour des parcs nationaux de Frontenac et du Mont-Mégantic dans le but de représenter au mieux le profil de déplacement des niches écologiques potentielles traversant cette région du sud Québec. Cependant, il peut être important de comprendre le mouvement général des populations pour en comprendre le mouvement régional et local. Réaliser le calcul des indices de déplacement à une échelle plus large peut situer la migration des niches écologiques locale ou régionale par rapport à un profil général et

apporter ainsi la réponse géographique générale des niches écologiques modélisées, que n'apportent pas les résultats de cet essai.

5.3.4. Le mode et la capacité de dispersion

Deux modes de dispersion ont été étudiés pour cet essai. Cependant, il est important de comprendre que le mode de dispersion dépend en réalité de plusieurs facteurs : les caractéristiques propres à chaque espèce et la fragmentation du territoire (Pearson et Dawson, 2003). Le premier facteur concerne donc chaque espèce dans la mesure où certaines ont des facultés leur permettant de se déplacer facilement ou de rapidement s'adapter à un nouveau territoire (Pearson et Dawson, 2003). Chaque espèce possède donc une capacité à se déplacer et à se disperser. Le second facteur est un facteur externe aux espèces : la fragmentation divise le territoire et freine la dispersion de nombreuses espèces (Pearson et Dawson, 2003). Par exemple, les routes quadrillent le territoire et limitent la dispersion de nombreuses espèces terrestres, d'oiseaux et d'amphibiens. En prenant ces contraintes supplémentaires reliées à la capacité de dispersion des espèces, les résultats obtenus seraient différents (Peterson, 2003). La capacité de dispersion étant plus restreinte, les distributions seraient potentiellement moins étendues ou auraient une forme différente (Walther *et al.*, 2002 ; Guisan et Thuiller, 2005 ; Araújo *et al.*, 2006 ; Nantel *et al.*, 2014).

5.3.5. Le groupe taxonomique

Les données de modélisation des niches écologiques fournies par l'équipe de recherche du projet CC-Bio contenaient plusieurs informations : le nom latin, anglais, français, la famille et le groupe taxonomique de l'espèce. L'information sur le taxon de l'espèce étant manquante pour près de 40% des niches écologiques analysées dans cet essai, l'étude porte sur les 60% de niches présentes aux échelles locale ou régionale, par rapport aux analyses de déplacement potentiel spécifiques, selon l'échelle spatiale, temporelle, le mode de dispersion, etc. Cette analyse aurait une précision supérieure en obtenant l'information sur les taxons manquants. Un nombre supérieur de niches écologiques aurait été pris en compte et les analyses et leurs conclusions seraient plus précises et pertinentes.

5.3.6. La pondération de l'indice de connectivité

Les espèces, voire les individus constituant leur population, peuvent avoir une capacité différente à surmonter des obstacles présentant une résistance à leur déplacement (Conseil régional Centre, 2009 ;

Cushman *et al.*, 2010 ; Spear *et al.*, 2010). Une pondération de la résistance appliquée à plusieurs espèces est pertinente si une étude confirme que ces espèces ont une résistance similaire face aux barrières naturelles et anthropiques. Certaines études modélisent la résistance spécifique à chaque espèce étudiée, puis modélisent une combinaison de ces résistances afin d'obtenir un modèle de résistance pour l'ensemble des espèces étudiées (Zeller *et al.*, 2012). Dans cet essai, un poids de déplacement est attribué à l'ensemble des espèces étudiées sans avoir analysé le degré de résistance de chaque espèce, ce qui constitue une limite aux résultats du calcul de l'indice de connectivité. Cet indice est également sensible à l'échelle spatiale à laquelle il est appliqué. Il est important de choisir une étendue qui représente des variables environnementales, ainsi qu'une résolution spatiale représentant l'hétérogénéité de l'environnement, adaptées à chaque espèce (Wiens, 1989 ; Spear *et al.*, 2010 ; Zeller *et al.* 2012). Cependant, pour cet essai, les données d'occupation du sol ont été utilisées pour calculer l'indice de résistance au déplacement pour toutes les espèces, sans prendre en compte une étendue et une résolution adaptée à chaque espèce.

6. Conclusion

Les résultats de ce projet permettent de mieux comprendre la migration potentielle des niches écologiques liée aux changements climatiques dans la région des parcs nationaux de Frontenac et du Mont-Mégantic.

Deux indices ont permis d'analyser, aux deux échelles de travail et selon deux modes de dispersion, le déplacement des espèces et le changement de diversité potentielle des niches écologiques. Ces indices ont permis d'observer en général un déplacement positif de l'ensemble des niches écologiques potentielles vers la région d'étude, en cas de dispersion illimitée. En effet, la part de niches apparaissant dans la zone d'étude est d'environ 50% pour les deux échelles spatiales et horizons temporels. Une part non négligeable des niches écologiques potentielles diminuerait, voire disparaîtrait d'ici l'horizon 2080. En cas d'absence de dispersion des espèces, cette étude montre également que le territoire présenterait une perte de diversité, tandis qu'en cas de dispersion illimitée, la région d'étude présenterait un fort gain de diversité. Le mode de dispersion constitue donc un facteur majeur à considérer dans la migration potentielle des niches écologiques influencée par les changements climatiques. En anticipant ces variations, les gestionnaires de la biodiversité pourraient ainsi y répondre rapidement et adéquatement, en mettant en place ou en adaptant des mesures facilitant le déplacement de ces espèces.

L'étude sommaire de la fragmentation du territoire aux deux échelles de travail a montré une région très découpée par le réseau routier et dont l'activité anthropique occupe un tiers du territoire, ce qui oppose une certaine résistance au déplacement des espèces au sein de la région. La région présente, aux deux échelles, des milieux naturels encore fortement présents (70 à 75 % du territoire), mais répartis majoritairement au nord et à l'ouest des parcs nationaux de Frontenac et du Mont-Mégantic. La région située entre les deux parcs ne subit pas ou peu cette pression anthropique et se compose principalement de milieux naturels, facilitant le déplacement des espèces animales et végétales. Il semble ainsi pertinent, de la part des gestionnaires de la biodiversité, de conserver ces régions à faible résistance au déplacement des espèces, voire d'en créer de nouvelles, afin de ne pas contribuer à la réduction, voire l'extinction de certaines espèces à cause d'un manque de connectivité.

Les travaux réalisés par le projet de recherche CC-Bio présentent des modélisations de niches écologiques potentielles dont il faudra anticiper et prendre en compte le déplacement dans la gestion future des aires protégées, assurant la conservation et le maintien de la biodiversité. Cet essai propose une méthode pour quantifier ces migrations dans une région et déceler ainsi des profils de déplacement, afin de résumer au mieux cette information pour les gestionnaires des aires protégées et d'autres organismes de conservation de la biodiversité.

Références

- Ainsworth, C.H., Samhouri, J.F., Busch, D.S., Cheung, W.W.L., Dunne, J. and Okey, T.A. (2011) Potential impacts of climate change on Northeast Pacific marine foodwebs and fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 68, 1217-1229.
- Anderson, M.G. and Ferree, C.E. (2010) Conserving the stage : climate change and the geophysical underpinnings of species diversity. *PLoS ONE*, 5, 1-10.
- Anderson, R.P., Lew, D. and Townsend Peterson, A. (2003) Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, 162, 211-232.
- Araújo, M.B. and Guisan, A. (2006) Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, 33, 1677-1688.
- Araújo, M.B. and Luoto, M. (2007) The importance of biotic interactions for modelling species distributions under climate change. *Global Ecology and Biogeography Global Ecology and Biogeography*, 16, 743-753.
- Araújo, M.B. and New, M. (2007) Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution*, 22, 42-47.
- Araújo, M.B. and Pearson, R.G. (2005) Equilibrium of species' distribution with climate. *Ecography*, 28, 693-695.
- Araújo, M.B. and Williams, P.H. (2000) Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation*, 96, 331-345.
- Araújo, M.B., Algador, D., Cabeza, M., Nogués-Bravo, D. and Thuiller, W. (2011) Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters*, 14, 484-492.
- Araújo, M.B., Pearson, R.G., Thuiller, W. and Erhard, M. (2005) Validation of species-climate impact models under climate change. *Global Change Biology*, 11, 1504-1513.
- Araújo, M.B., Thuiller, W. and Pearson, R.G. (2006) Climate warming and the decline of amphibians and reptile in Europe. *Journal of Biogeography*, 33, 1712-1728.
- AufRAY, R. et ROVILLÉ, M. (2008) Les écosystèmes. http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/dosbiodiv/index.php?pid=decouvrir&zoom_id=zoo_m_a1_3 [page consultée le 04/08/2016].
- Austin, M.P. (1980) Searching for a model for use in vegetation analysis. *Vegetatio*, 42, 11-21.
- Austin, M.P. (2002) Spatial prediction of species distribution : an interface between ecological theory and statistical modeling. *Ecological Modelling*, 157, 101-118.

- Auzel, P., Gaonac'h, H., Poisson, F., Siron, R., Calmé, S., Belanger, M., Bourassa, M.M., Kestrup, A., Cuerrier, A., Downing, A., Lavallée, C., Pelletier, F., Chambers, J., Gagnon, A.E., Bedars, M.C., Gendreau, Y., Gonzalez, A., Mitchell, M., Whiteley, J. et Larocque, A. (2012). *Impacts des changements climatiques sur la biodiversité du Québec : Résumé de la revue de littérature*. CSBQ, MDDEP, Ouranos.
- Bailey, T.C. and Gatrell, A.C. (1995) *Interactive spatial data analysis*, Harlow, England, Longman Scientific & Technical.
- Baldwin, R.A. (2009) Use of Maximum Entropy Modeling in Wildlife Research. *Entropy*, 11, 854-866.
- Barry, S. and Elith, J. (2006) Error and uncertainty in habitat models. *Journal of Applied Ecology*, 43, 413-423.
- Beck-Wörner, C., Raso, G., Vounatsou, P., N'Goran, E.K., Rigo, G., Parlow, E. and Utzinger, J. (2007) Bayesian spatial risk prediction of *Schistosoma mansoni* infection in western Côte d'Ivoire using a remotely-sensed digital elevation model. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 76, 956-963.
- Beger, M. and Possingham, H. (2008) Environmental factors that influence the distribution of coral reef fishes : modeling occurrence data for broad-scale conservation and management. *Marine Ecology Progress Series*, 361, 1-13.
- Bélanger, L., Berteaux, D., Bouthillier, L., Brassard, F., Casajus, N., Cumming, S., David, V., Denoncourt, A., Deshaies, M.-È., Desmarais, M.-È., Domaine, É., Jutras, S., Lamarre, J.-F., Marchal, J., McIntire, E., Ricard, M., St-Laurent, M.-H. et Tremblay, J.-P. (2013) *Adaptation aux changements climatiques de la conservation de la nature et du système d'aires protégées du Québec*. Rapport scientifique présenté au Consortium sur la climatologie régionale et l'adaptation aux changements climatiques dans le cadre du Programme d'action sur les changements climatiques du gouvernement du Québec. Montréal, Canada : Ouranos.
- Benito Garzón, M., Sanchez de Dios, R. and Sainz Ollero, H. (2008) Effects of climate change on the distribution of Iberian tree species. *Applied Vegetation Science*, 11, 169-178.
- Bernier, A. et Graillon, P. (2009) *Sélection d'indices pour le suivi d'indicateurs sur l'organisation spatiale des parcs nationaux du Québec*. Sherbrooke, Canada : Sépaq.
- Bernier, A. et Perron, S. (2008) *Développement d'indices de dénaturalisation pour les parcs nationaux du Mont-Mégantic et du Mont-Saint-Bruno*. Rapport final présenté dans le cadre du cours GAE603 – Projet III. Sherbrooke, Canada : Université de Sherbrooke.
- Berteaux, D. (2005) Impacts des changements climatiques sur la faune du Québec. *FrancVert, le webzine environnemental*, 2, 1-9.

- Berteaux, D., Casajus, N. et De Blois, S. (2014) *Changements climatiques et biodiversité du Québec : vers un nouveau patrimoine naturel* (1^{ère} éd.) Québec, Canada : Les Presses de l'Université du Québec.
- Bilton, D.T., Freeland, J.R. and Okamura, B. (2001) Dispersal in freshwater invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32, 159-181.
- Bodin, J., Badeau, V., Bruno, É., Cluzeau, C., Moisselin, J.-M., Walther, G.-R. and Dupouey (2013) Shifts of forest species along an elevational gradient in Southeast France: climate change or stand maturation? *Journal of Vegetation Science*, 24, 269-283.
- Bolstad, P.V. and Lillesand, T.M. (1992) Improved classification of forest vegetation in northern Wisconsin through a rule-based combination of soils, terrain, and Landsat Thematic Mapper data. *Forest Science*, 38, 5-20.
- Both, C. and Visser, M.E. (2001) Adjustment to climate change is constrained by arrival date in a LD migrant bird. *Nature*, 411, 296-298.
- Bowen, G. W. and Burgess, R.L. (1981) *A quantitative analysis of forest island pattern in selected Ohio landscapes*. Oak Ridge, USA : Oak Ridge National Laboratory.
- Breiman, L. (1996) Bagging predictors. *Machine Learning*, 26, 123-140.
- Breiman, L. (2001) Random Forests. *Machine Learning*, 45, 5-32.
- Brooke, C. (2008). Conservation and adaptation to climate change. *Conservation Biology*, 22, 1471-1476
- Brown, D. (1994) Predicting vegetation types at treeline using topography and biophysical disturbance variables. *Journal of Vegetation Science*, 5, 641-656.
- Burel, F. et Baudry, J. (1999). *Écologie du paysage : concepts, méthodes et applications*. Paris, France : Éditions TEC & DOC.
- Busby, J.R. (1986) A biogeoclimatic analysis of *Nothofagus cunninghamii* (Hook.) (Erst. In southeastern Australia. *Australian Journal of Ecology*, 11, 1-7.
- Casazza, G., Giordani, P., Benesperi, R., Bruno, F., Daniele, V., Rossella, F., Emmanuele, F., Simonetta, B., Stefania, P. and Mariotti, M.G. (2014) Climate change hastens the urgency of conservation for range-restricted plant species in the central-northern Mediterranean region. *Biological Conservation*, 179, 129-138.
- Charest, R. (2012) Le Roseau commun, un envahisseur de taille. <http://www.sepaq.com/parcs-quebec/blogue/article.dot?id=2d32c9c1-76a5-451a-a07c-a3d7dd28cb8f> [page consultée le 04/08/2016].

- Chen, D. M. and Stow, D. (2003) Strategies for integrating information from multiple spatial resolutions into land-use/land-cover classification routines. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 69, 1279-1287.
- Chen, I.-C., Hill, J.K., Ohlemüller, R., Roy, D.B. and Thomas, C.D. (2011) Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science*, 333, 1024-1026.
- Clarke, K.C. (1997) *Getting started with Geographic Information Systems*. Upper Saddle River, USA : Prentice Hall.
- Colgan, M.S., Baldeck, C.A., Féret, J.-B. and Asner, G.P. (2012) Mapping Savanna Tree Species at Ecosystem Scales Using Support Vector Machine Classification and BRDF Correction on Airborne Hyperspectral and LiDAR Data. *Remote Sensing*, 4, 3462-3480.
- Collinge, S.K. (1996) Ecological consequences of habitat fragmentation : implications for landscape architecture and planning. *Urban and Landscape Planning*, 36, 59-77.
- Collins, S.L., Glenn, S.M. and Roberts, D.W. (1993) The hierarchical continuum concept. *Journal of Vegetation Science*, 4, 149-156.
- Conseil régional Centre (2009) *Cartographie du réseau écologique sur le territoire de la région Centre*. Orléans, France : Biotope.
- Cowling, R.M. (1999) Planning for persistence: systematic reserve design in southern Africa's Succulent Karoo Desert. *Parks*, 9, 17-30.
- Cowling, R.M., Pressey, R.L., Lombard, A.T., Desmet, P.G. and Ellis, A.G. (1999) From representation to persistence : requirements for a sustainable system of conservation areas in the species-rich Mediterranean-climate desert of southern Africa. *Diversity and Distributions*, 5, 51-71.
- Cressie, N. (1991) *Statistics for Spatial Data*. New York, USA : John Wiley and Sons.
- Croci, S., Butet, A., Georges, A., Aguejdad, R. and Clergeau, P. (2008) Small urban woodlands as biodiversity conservation hot-spot: a multi-taxon approach. *Landscape Ecology*, 23, 1171-1186.
- Cushman, S.A., Chase, M. and Griffin, C. (2010) Mapping Landscape Resistance to Identify Corridors and Barriers for Elephant Movement in Southern Africa. Cushman, S.A. et Huettmann, F. (Eds) *Spatial Complexity, Informatics, and Wildlife Conservation*, Springer, 349-367.
- Cumming, G.S. (2000) Using habitat models to map diversity: pan-African species richness of ticks (Acari : Ixodida). *Journal of Biogeography*, 27, 425-440.
- Cunningham, H.R., Rissler, L. and Apodaca, J.J. (2009) Competition at the range boundary in the slimy salamander : using reciprocal transplants for studies on the role of biotic interactions in spatial distributions. *Journal of Animal Ecology*, 78, 52-62.

- Dajoz, R. (2006) Précis d'écologie : cours et questions de réflexion (8^e ed). Paris, France : Dunod.
- Dawson, T.P., Jackson, S.T., House, J.I., Prentice, I.C. and Mace, G.M. (2011) Beyond Predictions: Biodiversity Conservation in a Changing Climate. *Science*, 332, 53-58.
- De'ath, G. and Fabricius, K.E. (2000) Classification and regression trees : a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology*, 81, 3178-3192.
- Doyle, S.T. (1992) *External threats to national parks : a case study of Pacific Rim National Park Reserve, British Columbia*. (Thèse de doctorat, Université de Victoria, Victoria, Canada.
- Dunk, J.R., Zielinski, W.J. and Preisler, H.K. (2004) Predicting the occurrence of rare mollusks in northern California forests. *Ecological Applications*, 14, 713-729.
- Edwards, T.C., Jr., Cutler, D.R., Zimmermann, N.E., Geiser, L. and Moise,n, G.G. (2006) Effects of sample survey design on the accuracy of classification tree models in species distribution models. *Ecological Modelling*, 199, 132-141.
- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., McC. Overton, J., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M.S. and Zimmermann, N.E. (2006) Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. *Ecography*, 29, 129-151.
- Elith, J., Leathwick, J.R. and Hastie, T. (2008) A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology*, 77, 802-813.
- Elton, C. (1927) *Animal ecology*. London, England : Sigwick and Jackson.
- Environnement Canada (2006) Rapport sur la situation des aires protégées du Canada. <http://www.ec.gc.ca/ap-pa/default.asp?lang=Fr&n=8EF4F871-1> [page consultée le 04/08/2016].
- Fahrig, L. (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34, 487-515.
- Fielding, A.H. and Bell, J.F. (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24, 38-49.
- Fischer, H. (1990) Simulating the distribution of plant communities in an alpine landscape. *Coenoses*, 5, 37-43.
- Fischer, J. and Lindenmayer, D.B. (2006). *Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis*. . Washington, USA : Island Press.
- Fischesser, B. et Dupuis-Tate, M.-F. (1995) *Le guide illustré de l'écologie*. Paris, France : La Martinière.

- Forman, R.T.T. and Godron, M. (1986). *Landscape Ecology*. New York, USA : Wiley and Sons.
- Fortin, M.-J. and Dale, M.R.T. (2005) *Spatial Analysis : A Guide for Ecologists*. Cambridge, UK : Cambridge University Press.
- Franklin, J. (2009) Mapping species distribution. Cambridge : Cambridge University Press.
- Freund, Y. and Schapire, R. (1996) Experiments with a new boosting algorithm. *Machine Learning: Proceedings of the 13th International Conference*. San Francisco : Morgan Kauffman, 148-156.
- Galatowitsch, S., Frelich, L. and Phillips-Mao, L. (2009) Regional climate change adaptation strategies for biodiversity conservation in a midcontinental region of North America. *Biological Conservation*, 142, 2012-2022.
- GIEC (2014) *Changements climatiques 2014 : rapport de synthèse. Contributions des Groupes de Travail I, II et III au Cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat* [Sous la direction de l'équipe de rédaction principale, Pachauri, R.K. et Meyer, L.A.]. Genève, Suisse : GIEC.
- Gillings, S., Balmer, D.E. and Fuller, R.J. (2014) Directionality of recent bird distribution shifts and climate change in Great Britain. *Global Change Biology*, 21, 2155-2168.
- Godinho, R., Teixeira, J., Rebelo, R., Segurado, P., Loureiro, A., Álvares, F., Gomes, N., Cardoso, P., Camilo-alves, C. and Brito, J.C. (1999) Atlas of the continental Portuguese herpetofauna: an assemblage of published and new data. *Revista Española de Herpetologia*, 13, 61-82.
- Graham, C.H., Moritz, C. and Williams, S.E. (2006) Habitat history improves prediction of biodiversity in rainforest fauna. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103, 632-636.
- Green, R.H. (1971) A multivariate statistical approach to the Hutchinson niche: bivalve molluscs of central Canada. *Ecology*, 52, 544-556.
- Guisan, A. and Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecology letters*, 8, 993-1009.
- Guisan, A. and Zimmermann, N.E. (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 157, 89-100.
- Guisan, A., Edwards, T.C., Jr. and Hastie, T. (2002) Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling*, 157, 89-100.
- Guo, Q.H., Kelly, M. and Graham, C.H. (2005) Support vector machines for predicting distribution of sudden oak death in California. *Ecological Modelling*, 182, 75-90.
- Hanley, J.A. and McNeil, B.J. (1982) The meaning and use of the area under a receiver operating characteristics curve. *Radiology*, 143, 29-36.

- Hannah, L., Midgley, G.F., Lovejoy, T., Bond, W.J., Bush, M., Lovett, J.C., Scott, D. and Woodward, F.I. (2002) Conservation of Biodiversity in a Changing Climate. *Conservation Biology*, 16, 264-268.
- Hannah, L., Midgley, G.F., Andelman, S., Araújo, M., Hugues, G., Martinez-Meyer, E., Pearson, R. and Williams, P. (2007) Protected area needs in a changing climate. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5, 131-138.
- Hanski, I. (1999) *Metapopulation Ecology*. Oxford, USA : Oxford University Press.
- Hastie, T., Tibshirani, R.J. and Friedman, J. (2001) *The Elements of Statistical Learning : Data Mining, Inference and Prediction*. New York, USA : Springer-Verlag.
- Heller, N.E. and Zavaleta, E.S. (2009) Biodiversity management in the face of climate change : A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation*, 142, 14-32.
- Hennig, C. and Hausdorf, B. (2006) Design of dissimilarity measures : a new dissimilarity between species distribution areas. In Batagelj, V., Bock, H.-H., Ferligoj, A. et Žiberna, A. (Eds.) *Data Science and Classification*. Berlin, Heidelberg : Springer, 29-37.
- Hirzel, A.H. and Guisan, A. (2002) Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling ? *Ecological Modelling*, 157, 331-341.
- Hoegh-Guldberg, O., Hughes, L., McIntyre, S., Lindenmayer, D.B., Parmesan, C., Possingham H.P. and Thomas, C.D. (2008) Assisted Colonization and Rapid Climate Change. *Ecology*, 231, 345-346.
- Hutchinson, G.E. (1957) Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22, 415-427.
- Jaeger, J. A. G. (2000) Landscape division, splitting index, and effective mesh size : new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15, 115-130.
- Jeffers, J.N.R. (1999) Genetic algorithms I : Ecological applications of the Beagle and Gafer genetic algorithms. In Fielding, A. H. (Ed.) *Machine Learning Methods for Ecological Applications*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishing, 107-121.
- Keating, K.A. and Cherry, S. (2004) Use and interpretation of logistic regression in habitat selection studies. *Journal of Wildlife Management*, 65, 774-789.
- Kundzewicz, Z.W. and Mata, L.J. (2007) « Freshwater resources and their management », dans Parry, M.L., Canziana, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J. et Hanson, C.E. (éd.) *Climate Change 2007 : Impacts, Adaptation and Vulnerability, Contribution du Groupe de travail II au quatrième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat*, Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni, 173-210.

- Kyriakidis, P.C. and Dungan, J.L. (2001) A geostatistical approach for mapping thematic classification accuracy and evaluating the impact of inaccurate spatial data on ecological model predictions. *Environmental and Ecological Statistics*, 8, 311-330.
- Lavoie, C. and Lachance, D. (2006) A new herbarium-based method for reconstructing the phenology of plant species across large areas. *American Journal of Botany*, 93, 512-516.
- Leathwick, J.R., Elith, J. and Hastie, T. (2006) Comparative performance of generalized additive models and multivariate adaptive regression splines for statistical modelling of species distributions. *Ecological Modelling*, 199, 188-196.
- Lee, D.R. and Sallee, G.T. (1970) A method of measuring shape. *Geographical Review*, 60, 555-563.
- Lemieux, C.J. and Scott, D.J. (2005) Climate change, biodiversity conservation and protected area planning in Canada. *Le Géographe canadien*, 49, 384-397.
- Lemieux, C.J., Beechey, T.J., Scott, D.J. and Gray, P.A. (2011) The State of Climate Change Adaptation in Canada's Protected Areas Sector. *The George Wright Forum*, 28, 216-236.
- Lenihan, J.M. (1993) Ecological response surfaces for North American boreal tree species and their use in forest classification. *Journal of Vegetation Science*, 4, 667-680.
- Lescop-Sinclair, K. and Payette, S. (1995) Recent advance of the Arctic treeline along the eastern coast of Hudson Bay. *Journal of Ecology*, 83, 929-936.
- Lévêque, C. et Mounolou, J.-C. (2001) *Biodiversité : dynamique biologique et conservation*. Paris, France : Dunod.
- Lewis, O. T. (2006) Climate change, species-area curves and the extinction crisis. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 361, 163-171.
- Loeb, V., Siegel, V., Holm-Hansen, O., Hewitts, R., Fraser, W., Trivelpiece, W. and Trivelpiece, S. (1997) Effects of sea-ice extent and krill or salp dominance on the Antarctic food web. *Nature*, 387, 897-900.
- Louzao, M., Hyrenbach, K.D., Arcos, J.M., Abelló, P., de Sola, L.G. and Oro, D. (2006) Oceanographic habitat of an endangered Mediterranean procellariiform : implications for marine protected areas. *Ecological Applications*, 16, 1683-1695.
- MacArthur, R.H. (1972) *Geographical Ecology : pattern in the distribution of species*. New York, USA : Harper and Row.
- Manly, B.F., McDonald, L., Thomas, D., McDonald, T.L. and Erickson, W.P. (2002) *Resource Selection by Animals: Statistical Design and Analysis for Field Studies* (2nd ed.). New York, USA : Kluwer Academic Publishers.

- Mantyka-Pringle, C.S., Visconti, P., Di Marco, M., Martin, T.G., Rondinini, C. and Rhodes, J.R. (2015) Climate change modifies risk of global biodiversity loss due to land-cover change. *Biological Conservation*, 187, 103-111.
- Mawdsley, J.R., O'Malley, R. and Ojima, D.S. (2009) A Review of Climate-Change Adaptation Strategies for Wildlife Management and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology*, 23, 1080-1089.
- McAlpine, C.A., Rhodes, J.R., Bowen, M.E., Lunney, D., Callaghan, J.G., Mitchell, D.L. and Possingham, H.P. (2008) Can multiscale models of species distribution be generalized from region to region ? A case study of the koala. *Journal of Applied Ecology*, 45, 1-10.
- McLachlan, J.S., Hellmann, J. and Schwartz, M. (2007) A framework for debate of assisted migration in an era of climate change. *Conservation Biology*, 21, 297-302.
- MDDEP (2015a) Les aires protégées au Québec. http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/aires_quebec.htm [page consultée le 04/08/2016].
- MDDEP (2015b) Ministère du Développement Durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques : Registre des aires protégées. http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/registre [page consultée le 04/08/2016].
- MDDEP (2015c) Aires protégées au Québec : contexte, constats et enjeux pour l'avenir. http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/contexte/partie1.htm [page consultée le 04/08/2016].
- MDDEP (2015d) Les aires protégées au Québec, un héritage pour la vie. http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/articles/0810-01-Carte.pdf [page consultée le 04/08/2016].
- MDDEP (2015e) Les aires protégées au Québec, les provinces naturelles. http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/provinces/partie3.htm [page consultée le 04/08/2016].
- MDDEP (2015f) Ministère du Développement Durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques : Aires protégées, terres publiques. http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/terres-pub.htm [page consultée le 04/08/2016].
- Meir, E., Andelman, S. and Possingham, H.P. (2004) Does conservation planning matter in a dynamic and uncertain world ? *Ecology Letters*, 7, 615-622.
- Menzel, A. and Fabian, P. (1999) Growing season extend in Europe. *Nature*, 397, 659.

- Millar, C.I. and Brubaker, L.B. (2006) Climate change and paleoecology: new contexts for restoration ecology. In Palmer, M., Falk, D. and J. Zedler (eds), *Restoration science* (pp. 315-340). Washington, USA : Island Press.
- Millar, C.I., Stephenson, N.L. and Stephens, S.L. (2007) Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications*, 17, 2145-2451.
- Miller, J. and Franklin, J. (2002) Predictive vegetation modeling with spatial dependence – vegetation alliances in the Mojave Desert. *Ecological Modelling*, 57, 227-247.
- Miller, J.R., Turner, M.G., Smithwick, E.A.H., Dent, C.L. and Stanley, E.H. (2004) Spatial extrapolation : the science of predicting ecological patterns and processes. *Bioscience*, 54, 310-320.
- Moisen, G.G., Freeman, E.A., Blackard, J.A., Frescino, T.S., Zimmermann, N.E. and Edwards Jr., T.C. (2006) Predicting tree species presence and basal area in Utah : a comparison of stochastic gradient boosting, generalized additive models and tree-based methods. *Ecological Modelling*, 199, 176-187.
- Moore, I.D., Grayson, R. and Ladson, A. (1991 a) Digital terrain modelling : a review of hydrological, geomorphological, and biological applications. *Hydrological Processes*, 5, 3-30.
- Moore, D.M., Lees, B.G. and Daveys, S.M. (1991b) A new method for predicting vegetation distributions using decision tree analysis in a geographic information system. *Environmental Management*, 15, 59-71.
- Morrison, M.L., Marcot, B.G. and Mannan, R.W. (1998) *Wildlife-habitat Relationships : Concepts and Applications* (2nd ed.). Madison, USA : The University of Wisconsin Press.
- Muñoz, J. and Felicísimo, A.M. (2004) Comparison of statistical methods commonly used in predictive modelling. *Journal of Vegetation Science*, 15, 285-292.
- Nantel, P., Pellatt, M.G., Keenleyside, K., Gray, P.A. (2014) Biodiversité et aires protégées. *Vivre avec les changements climatiques au Canada : perspectives des secteurs relatives aux impacts et à l'adaptation*, Warren, F.J. et Lemmen, D.S. (éd), Gouvernement du Canada, Ottawa (Ontario), 159-190.
- Nenzén, H.K. and Araújo, M.B. (2011) Choice of threshold alters projections of species range shifts under climate change. *Ecological modeling*, 222, 3346-3354.
- Noss, R.F. (2001) Beyond Kyoto : forest management in a time of rapid climate change. *Conservation Biology*, 15, 578–590.
- Odum, E.P. (1959) *Fundamentals of Ecology* (2nd ed.). Philadelphia, USA : Saunders and Co.
- Odum, E.P. (1975) Diversity as a function of energy flows. Van Dobben, W. H. et Lowe-McConnell, R. H., *Unifying concepts in ecology*. Junk, The Hague, 11-14.

- Olden, J.D., Lawler, J.J. and Poff, N.L. (2008) Machine learning methods without tears : A primer for ecologists. *Quarterly Review of Biology*, 83, 171-193.
- Opdam, P. and Wascher., D. (2004) Climate change meets habitat fragmentation : linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation . *Biological Conservation*, 117, 285-297.
- Osborne, P.E. and Tigar, B.J. (1992) Interpreting bird atlas data using logistic models: an example from Lesotho, southern Africa. *Journal of Applied Ecology*, 29, 55-62.
- Ouimet, C.-A. (2008) *Fragmentation, intégrité écologique et parcs nationaux québécois : analyse de deux indicateurs*. (Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Canada).
- Parcs Canada (1997) *Le plan de réseau des parcs nationaux* (3^e ed.). Ottawa, Canada : Parcs Canada.
- Parker, W.C., Colombo, S.J., Cherry, M.L., Flannigan, M.D., Greifenhagen, S., McAlpine, R.S., Papadopol, C. and Scarr, T. (2000) Third millennium forestry: what climate change might mean to forests and forest management in Ontario. *Forestry Chronicle*, 76, 445–463.
- Parmesan, C. (2006) Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 37, 637-639.
- Parmesan, C. and Yohe, G. (2003) A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421, 37-42.
- Payette, S. and Fillon, L. (1985) White spruce expansion at the tree line and recent climate change. *Canadian Journal of Forest Research*, 15, 241-251.
- Pearce, J.L. and Ferrier, S. (2000) An evaluation of alternative algorithms for fitting species distribution models using logistic regression. *Ecological Modelling*, 128, 127-147.
- Pearman, P.B., Guisan, A., Broennimann, O. and Randin, C.F. (2008) Niche dynamics in space and time. *Trends in Ecology & Evolution*, 23, 149-158.
- Pearson, S.M. (1993) The spatial extent and relative influence of landscapes-level factors on wintering birds populations. *Landscape Ecology*, 8, 3-18.
- Pearson, R.G. and Dawson, T.P. (2003) Predicting the impacts of climate change on the distribution of species : are bioclimate envelope models useful ? *Global Ecology & Biogeography*, 12,361-371.
- Pearson, R.G., Dawson, T.P., Berry, P.M. and Harrison, P.A. (2002) SPECIES : A Spatial Evaluation of Climate Impact on the Envelope of Species. *Ecological Modelling*, 154, 289-300.
- Peters, D.P.C., Herrick, J.E., Urban, D.L., Gardner, R.H. and Breshears, D.D. (2004) Strategies for ecological extrapolation. *Oikos*, 106, 627-636.

- Peterson, A.T. (2003) Predicting the geography of species invasions via ecological niche modeling. *Quarterly review of Biology*, 78, 419-433.
- Peterson, A.T., Papes, M. and Kluza, D.A. (2003) Predicting the potential invasive distribution of four alien plant species in North America. *Weed Science*, 51, 863-868.
- Peterson, A.T., Papes, M. and Soberón, J. (2008) Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecological Modelling*, 213, 63-72.
- Peterson, A.T., Sánchez-Cordero, V., Soberón, J., Bartley, J., Buddemeier, R.W. and Navarro-Sigüenza, A.G. (2001) Effects of global climate change on geographic distributions of Mexican Cracidae. *Ecological Modelling*, 144, 21-30.
- Peterson, A.T., Soberón, J. and Sánchez-Cordero, V. (1999) Conservation of Ecological Niches in Evolutionary Time. *Science*, 285, 1265-1267.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. and Schapire, R.E. (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231-259.
- Phillips, S.J., Dudík, M., Elith, J., Graham, C.H., Lehmann, A., Leathwick, J. and Ferrier, S. (2009) Sample selection bias and presence-only distribution models : implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications*, 19, 181-197.
- Phillips, S.J., Dudík, M. and Schapire, R.E. (2004) *A maximum entropy approach to species distribution modeling*. Proceedings of the Twenty-First International Conference on Machine Learning (ICML), New York, USA (pp. 655-662).
- Pressey, R.L., Cabeza, M., Watts, M.E., Cowling, R.M. and Wilson, K.A. (2007) Conservation planning in a changing world. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 22, 583-591.
- Preston, C.D., Pearman, D.A. and Dines, T.D. (Eds) (2002) *New atlas of the British and Irish flora*. Oxford, UK : Oxford University Press.
- Primack, D., Imbres, C., Primack, R.B., Miller-Rushing, A.J. and Del Tredici, P. (2004) Herbarium specimens demonstrate earlier flowering times in response to warming in Boston. *American Journal of Botany*, 91, 1260-1264.
- Pu, R., Gong, P., Tian, Y., Miao, X., Carruthers, R.I. and Anderson, G.L. (2008) Invasive species change detection using artificial neural networks and CASI hyperspectral imagery. *Environment Monitoring & Assessment*, 140, 15-32.
- Raul, R.C., Novillo, C.J., Millington, J.D.A. and Gomez-Jimenez, I. (2008) GIS analysis of spatial patterns of human-caused wildfire ignition risk in the SW of Madrid (Central Spain). *Landscape Ecology*, 23, 341-354.
- Ricard, M. (2014) *Vulnérabilité de la biodiversité des aires protégées du Québec aux changements climatiques*. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Canada.

- Root, T.L., Price, J.T., Hall, K.R., Schneider, S.H., Rosenzweig, C. and Pounds, A. (2003) Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, 421, 57-60.
- Roy, D.B. and Sparks, T.H. (2000) Phenology of British butterflies and climate change. *Glob. Change Biol.*, 6, 407-416.
- Rykiel, E.J. Jr. (1996) Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modelling*, 90, 229-244
- Schimel, D. (2013) *Climate and ecosystem*. New Jersey, USA : Princeton University Press.
- Scott, D.J., Malcolm, J.R. and Lemieux, C.J. (2002a) Climate change and modelled biome representation in Canada's national park system : implications for system planning and park mandates. *Global Ecology and Biogeography*, II, 475-484.
- Scott, J.M., Heglund, P.J. and Morrison, M.L. (Eds) (2002b) *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*. Washington, USA : Island Press.
- Segurado, P. and Araújo, M.B. (2004) An evaluation of methods for modeling species distributions. *Journal of Biogeography*, 31, 1555-1568.
- Sépaq (2012) La conservation d'un parc national à l'échelle du paysage. *Bulletin de conservation*, 2012/2013, 38-42.
- Sépaq (2013) Illustration de l'évolution du couvert forestier en périphérie d'un parc. *Bulletin de conservation*, 2013/2014, 11-13.
- Sépaq (2014) Fiches descriptives des indicateurs du Programme de suivi de l'intégrité écologique. <https://www.sepaq.com/dotAsset/79915abc-8e76-4862-920d-b06ffc638df2.pdf> [page consultée le 04/08/2016].
- Sépaq (2015a) Parcs Québec : Mission. <http://www.sepaq.com/pq/mission.dot> [page consultée le 04/08/2016].
- Sépaq (2015b) Parc national du Mont-Mégantic : Portrait du parc. <http://www.sepaq.com/pq/mme/decouvrir/portrait.dot> [page consultée le 04/08/2016].
- Sépaq (2015c) Parc national du Mont-Mégantic : Conserver et protéger. <http://www.sepaq.com/pq/mme/conserver/> [page consultée le 04/08/2016].
- Sépaq (2015d) Parc national de Frontenac : Portrait du parc. <http://www.sepaq.com/pq/fro/decouvrir/portrait.dot> [page consultée le 04/08/2016].
- Sépaq (2015e) Parc national de Frontenac : Conserver et protéger. <http://www.sepaq.com/pq/fro/conserver/> [page consultée le 04/08/2016].

- Soberón, J. (2007) Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, 10, 1115-1123.
- Soberón, J. and Peterson, A.T. (2004) Biodiversity informatics : managing and applying primary biodiversity data. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 359, 689-698.
- Spear, S.F., Balkenhol, N., Fortin, M.-J., McRae, B.H. and Scribner, K. (2010) Use of resistance surfaces for landscape genetic studies: considerations for parameterization and analysis. *Molecular Ecology*, 19, 3576-3591.
- Speight, J.G. (1974) A parametric approach to landforms regions. *Special Publications Institute of British Geographers*, 7, 213-230.
- Termansen, M., McClean, C.J. and Preston, C.D. (2006) The use of genetic algorithms and Bayesian classification to model species distributions. *Ecological Modelling*, 192, 410-424.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., Ferreira de Siqueira, M., Grainger, A., Hannah, L., Hugues, L., Huntley, B., van Jaarsveld A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Townsend Peterson, A., Phillips, O.L. and Williams, S.E. (2004) Extinction risk from climate change, *Nature*, 427, 145-148.
- Thuiller, W. (2003) BIOMOD – optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. *Global Change Biology*, 9, 1353-1362.
- Thuiller, W. (2004) Patterns and uncertainties of species range shifts under climate change. *Global Change Biology*, 10, 2020-2027.
- Thuiller, W., Araújo, M.B. and Lavorel, S. (2003) Generalized models vs. Classification tree analysis: Predicting spatial distributions of plant species at different scales. *Journal of Vegetation Science*, 14, 669-680.
- Thuiller, W., Brotons, L., Araújo, M.B. and Lavorel, S. (2004) Effects of restricting environmental range of data to project current and future species distributions. *Ecography*, 27, 165-172.
- Thuiller, W., Lavorel, S., Sykes, M. T. and Araújo, M.B. (2006) Using niche-based modelling to assess the impact of climate change on tree functional diversity in Europe. *Diversity and Distributions*, 12, 46-60.
- Tingley, M.W., Monahan, W.B., Beissinger, S.R. and Moritz, C. (2009) Birds track their Grinnellian niche through a century of climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106, 19637-19643.
- Turner, M.G., Spector, S., Gardiner, N., Fladeland, M., Sterling, E. and Steininger, M. (2003) Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 18, 306-314.

- UICN (1994) *Lignes directrices pour les catégories de gestion des aires protégées*. Gland, Suisse : UICN.
- Unitt, P. (2004) *San Diego County Bird Atlas*. San Diego, USA : San Diego Natural History Museum.
- Vayssières, M.P., Plant, R.E. and Allen-Diaz, B.H. (2000) Classification trees : an alternative non-parametric approach for predicting species distributions. *Journal of Vegetation Science*, 11, 679-694.
- Venier, L.A. and Pearce, J.L. (2007) Boreal forest landbirds in relation to forest composition, structure, and landscape : implications for forest management. *Canadian Journal of Forest Research*, 37, 1214-1226.
- Venter, O., Brodeur, N.N., Nemiroff, L., Belland, B., Dolinsek, I.J. and Grant, J.W.A. (2006) Threats to Endangered Species in Canada. *BioScience*, 56, 903-910.
- Walther, G.-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J.-M., Hoegh-Guldberg, O. and Bairlein, F. (2002) Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416, 389–395.
- Wespestad, V.G., Fritz, L.W., Ingraham, W.J. and Megrey, B.A. (2000) On relationships between cannibalism, climate variability, physical transport, and recruitment success of Bering Sea walleye pollock (*Theragra chalcogramma*). *ICES Journal of Marine Science*, 57, 268-274.
- Westman, W.E. (1981) Factors Influencing the Distribution of Species of Californian Coastal Sage Scrub. *Ecology*, 62, 439-455.
- Wiegand, C.L., Richardson, A.J., Nixon and P.R. (1986) Spectral components analysis : a bridge between spectral observations and agrometeorological crop models. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, GE-24, 83-89.
- Wiens, J.A. (1989) Spatial Scaling in Ecology. *Functional Ecology*, 3, 385-397.
- Williams, S.E., Shoo, L.P., Isaac, J.L., Hoffmann, A.A. and Langham, G. (2008). Towards an integrated framework for assessing the vulnerability of species to climate change. *PLoS Biology*, 6, e325.
- Yee, T.W. and Mitchell, N.D. (1991) Generalized additive models in plant ecology. *Journal of Vegetation Science*, 2, 587-602.
- Zeller, Z.A., McGarigal, K. and Whiteley, A.R. (2012) Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology*, 27, 777-797.

Annexe

Annexe 1 - Espèces présentes sur le territoire étudié.

NOM FRANÇAIS	NOM LATIN	TAXON	ÉCHELLE LOCALE	ÉCHELLE REGIONALE
Ambystoma barbouri	<i>Ambystoma barbouri</i>	Amphibiens		X
Ambystoma opacum	<i>Ambystoma opacum</i>	Amphibiens	X	X
Anaxyrus fowleri	<i>Anaxyrus fowleri</i>	Amphibiens	X	X
Crapaud d'Amérique	<i>Anaxyrus americanus</i>	Amphibiens	X	X
Grenouille des bois	<i>Lithobates sylvaticus</i>	Amphibiens	X	X
Grenouille des marais	<i>Lithobates palustris</i>	Amphibiens	X	X
Grenouille du Nord	<i>Lithobates septentrionalis</i>	Amphibiens	X	X
Grenouille léopard	<i>Lithobates pipiens</i>	Amphibiens	X	X
Grenouille verte	<i>Lithobates clamitans</i>	Amphibiens	X	X
Lithobates sphenoccephalus	<i>Lithobates sphenoccephalus</i>	Amphibiens		X
Ménopome	<i>Cryptobranchus alleganiensis</i>	Amphibiens	X	X
Necture tacheté	<i>Necturus maculosus</i>	Amphibiens	X	X
Ouaouaron	<i>Lithobates catesbeianus</i>	Amphibiens	X	X
Plethodon electromorphus	<i>Plethodon electromorphus</i>	Amphibiens	X	X
Plethodon glutinosus	<i>Plethodon glutinosus</i>	Amphibiens	X	X
Plethodon hoffmani	<i>Plethodon hoffmani</i>	Amphibiens		X
Plethodon wehrlei	<i>Plethodon wehrlei</i>	Amphibiens		X
Pseudacris brachyphona	<i>Pseudacris brachyphona</i>	Amphibiens		X
Rainette criarde	<i>Hyla chrysoscelis</i>	Amphibiens		X
Rainette crucifère	<i>Pseudacris crucifer</i>	Amphibiens	X	X
Rainette faux grillon de l'Ouest (et Boréale)	<i>Pseudacris triseriata complex</i>	Amphibiens		X
Rainette grillon	<i>Acris crepitans</i>	Amphibiens		X
Rainette versicolore	<i>Hyla versicolor</i>	Amphibiens	X	X
Salamandre à deux lignes	<i>Eurycea bislineata</i>	Amphibiens	X	X
Salamandre à longue queue	<i>Eurycea longicauda</i>	Amphibiens	X	X
Salamandre à nez court	<i>Ambystoma texanum</i>	Amphibiens		X
Salamandre à points bleus	<i>Ambystoma laterale</i>	Amphibiens	X	X
Salamandre à quatre orteils	<i>Hemidactylium scutatum</i>	Amphibiens	X	X
Salamandre cendrée	<i>Plethodon cinereus</i>	Amphibiens	X	X
Salamandre de Jefferson	<i>Ambystoma jeffersonianum</i>	Amphibiens	X	X
Salamandre maculée	<i>Ambystoma maculatum</i>	Amphibiens	X	X
Salamandre pourpre	<i>Gyrinophilus porphyriticus</i>	Amphibiens	X	X

Salamandre rouge	<i>Pseudotriton ruber</i>	Amphibiens		X
Salamandre sombre des montagnes	<i>Desmognathus ochrophaeus</i>	Amphibiens	X	X
Salamandre sombre du Nord	<i>Desmognathus fuscus</i>	Amphibiens	X	X
Salamandre tigrée	<i>Ambystoma tigrinum malvortium complex</i>	Amphibiens		X
Scaphiopus holbrookii	<i>Scaphiopus holbrookii</i>	Amphibiens		
Triton vert	<i>Notophthalmus viridescens</i>	Amphibiens	X	X
Balbusard pêcheur	<i>Pandion haliaetus</i>	Oiseaux	X	X
Bécasse d'Amérique	<i>Scolopax minor</i>	Oiseaux	X	X
Bec-croisé des sapins	<i>Loxia curvirostra</i>	Oiseaux	X	X
Bihoreau gris	<i>Nycticorax nycticorax</i>	Oiseaux	X	X
Bruant à gorge blanche	<i>Zonotrichia albicollis</i>	Oiseaux	X	X
Bruant chanteur	<i>Melospiza melodia</i>	Oiseaux	X	X
Bruant de Henslow	<i>Ammodramus henslowii</i>	Oiseaux	X	X
Bruant des champs	<i>Spizella pusilla</i>	Oiseaux	X	X
Bruant des marais	<i>Melospiza georgiana</i>	Oiseaux	X	X
Bruant des plaines	<i>Spizella pallida</i>	Oiseaux	X	X
Bruant familier	<i>Spizella passerina</i>	Oiseaux	X	X
Bruant sauterelle	<i>Ammodramus savannarum</i>	Oiseaux	X	X
Bruant vespéral	<i>Poocetes gramineus</i>	Oiseaux	X	X
Busard Saint-Martin	<i>Circus cyaneus</i>	Oiseaux	X	X
Buse à épaulettes	<i>Buteo lineatus</i>	Oiseaux	X	X
Buse à queue rousse	<i>Buteo jamaicensis</i>	Oiseaux	X	X
Butor d'Amérique	<i>Botaurus lentiginosus</i>	Oiseaux	X	X
Canard branchu	<i>Aix sponsa</i>	Oiseaux	X	X
Canard chipeau	<i>Anas strepera</i>	Oiseaux	X	X
Canard colvert	<i>Anas platyrhynchos</i>	Oiseaux	X	X
Canard d'Amérique	<i>Anas americana</i>	Oiseaux	X	X
Canard souchet	<i>Anas clypeata</i>	Oiseaux	X	X
Cardinal à poitrine rose	<i>Pheucticus ludovicianus</i>	Oiseaux	X	X
Cardinal rouge	<i>Cardinalis cardinalis</i>	Oiseaux	X	X
Carouge à épaulettes	<i>Agelaius phoeniceus</i>	Oiseaux	X	X
Chardonneret jaune	<i>Carduelis tristis</i>	Oiseaux	X	X
Chevalier solitaire	<i>Tringa solitaria</i>	Oiseaux	X	X
Chouette rayée	<i>Strix varia</i>	Oiseaux	X	X
Colibri à gorge rubis	<i>Archilochus colubris</i>	Oiseaux	X	X
Colin de Virginie	<i>Colinus virginianus</i>	Oiseaux	X	X
Corneille d'Amérique	<i>Corvus brachyrhynchos</i>	Oiseaux	X	X
Coulicou à bec jaune	<i>Coccyzus americanus</i>	Oiseaux	X	X

Coulicou à bec noir	<i>Coccyzus erythrophthalmus</i>	Oiseaux	X	X
Crécerelle d'Amérique	<i>Falco sparverius</i>	Oiseaux	X	X
Dindon sauvage	<i>Meleagris gallopavo</i>	Oiseaux		X
Engoulevent bois-pourri	<i>Caprimulgus vociferus</i>	Oiseaux	X	X
Engoulevent d'Amérique	<i>Chordeiles minor</i>	Oiseaux	X	X
Épervier brun	<i>Accipiter striatus</i>	Oiseaux	X	X
Épervier de Cooper	<i>Accipiter cooperii</i>	Oiseaux	X	X
Faisan de Colchide	<i>Phasianus colchicus</i>	Oiseaux	X	X
Foulque d'Amérique	<i>Fulica americana</i>	Oiseaux	X	X
Gallinule poule-d'eau	<i>Gallinula chloropus</i>	Oiseaux	X	X
Geai bleu	<i>Cyanocitta cristata</i>	Oiseaux	X	X
Gélinotte huppée	<i>Bonasa umbellus</i>	Oiseaux	X	X
Gobemouche gris-bleu	<i>Polioptila caerulea</i>	Oiseaux	X	X
Goéland à bec cerclé	<i>Larus delawarensis</i>	Oiseaux	X	X
Goglu des prés	<i>Dolichonyx oryzivorus</i>	Oiseaux	X	X
Grand Chevalier	<i>Tringa melanoleuca</i>	Oiseaux	X	X
Grand Héron	<i>Ardea herodias</i>	Oiseaux	X	X
Grand Pic	<i>Dryocopus pileatus</i>	Oiseaux	X	X
Grèbe à bec bigarré	<i>Podilymbus podiceps</i>	Oiseaux	X	X
Grèbe jougris	<i>Podiceps grisegena</i>	Oiseaux	X	X
Grimpereau brun	<i>Certhia americana</i>	Oiseaux	X	X
Grive à dos olive	<i>Catharus ustulatus</i>	Oiseaux	X	X
Grive des bois	<i>Hylocichla mustelina</i>	Oiseaux	X	X
Grive fauve	<i>Catharus fuscescens</i>	Oiseaux	X	X
Grive solitaire	<i>Catharus guttatus</i>	Oiseaux	X	X
Gros-bec errant	<i>Coccothraustes vespertinus</i>	Oiseaux	X	X
Guifette noire	<i>Chlidonias niger</i>	Oiseaux	X	X
Harle couronné	<i>Lophodytes cucullatus</i>	Oiseaux	X	X
Héron vert	<i>Butorides virescens</i>	Oiseaux	X	X
Hirondelle à ailes hérissées	<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	Oiseaux	X	X
Hirondelle à front blanc	<i>Petrochelidon pyrrhonota</i>	Oiseaux	X	X
Hirondelle bicolor	<i>Tachycineta bicolor</i>	Oiseaux	X	X
Hirondelle de rivage	<i>Riparia riparia</i>	Oiseaux	X	X
Hirondelle noire	<i>Progne subis</i>	Oiseaux	X	X
Hirondelle rustique	<i>Hirundo rustica</i>	Oiseaux	X	X
Jaseur d'Amérique	<i>Bombycilla cedrorum</i>	Oiseaux	X	X
Marouette de Caroline	<i>Porzana carolina</i>	Oiseaux	X	X
Martinet ramoneur	<i>Chaetura pelagica</i>	Oiseaux	X	X

Martin-pêcheur d'Amérique	<i>Megaceryle alcyon</i>	Oiseaux	X	X
Maubèche des champs	<i>Bartramia longicauda</i>	Oiseaux	X	X
Merlebleu de l'Est	<i>Sialia sialis</i>	Oiseaux	X	X
Mésange à tête noire	<i>Pœcile atricapillus</i>	Oiseaux	X	X
Mésange bicolore	<i>Baeolophus bicolor</i>	Oiseaux	X	X
Mésange de Caroline	<i>Pœcile carolinensis</i>	Oiseaux		X
Moineau domestique	<i>Passer domesticus</i>	Oiseaux	X	X
Moqueur chat	<i>Dumetella carolinensis</i>	Oiseaux	X	X
Moqueur polyglotte	<i>Mimus polyglottos</i>	Oiseaux	X	X
Moqueur roux	<i>Toxostoma rufum</i>	Oiseaux	X	X
Moucherolle à cétés olive	<i>Contopus cooperi</i>	Oiseaux	X	X
Moucherolle à ventre jaune	<i>Empidonax flaviventris</i>	Oiseaux	X	X
Moucherolle des aulnes	<i>Empidonax alhorum</i>	Oiseaux	X	X
Moucherolle des saules	<i>Empidonax traillii</i>	Oiseaux	X	X
Moucherolle phébi	<i>Sayornis phœbe</i>	Oiseaux	X	X
Moucherolle tchébec	<i>Empidonax minimus</i>	Oiseaux	X	X
Moucherolle vert	<i>Empidonax virescens</i>	Oiseaux	X	X
Oriole de Baltimore	<i>Icterus galbula</i>	Oiseaux	X	X
Oriole des vergers	<i>Icterus spurius</i>	Oiseaux	X	X
Paruline à ailes bleues	<i>Vermivora pinus</i>	Oiseaux	X	X
Paruline à ailes dorées	<i>Vermivora chrysoptera</i>	Oiseaux	X	X
Paruline à capuchon	<i>Wilsonia citrina</i>	Oiseaux	X	X
Paruline à collier	<i>Parula americana</i>	Oiseaux	X	X
Paruline à couronne rousse	<i>Dendroica palmarum</i>	Oiseaux	X	X
Paruline à flancs marron	<i>Dendroica pensylvanica</i>	Oiseaux	X	X
Paruline à gorge grise	<i>Oporornis agilis</i>	Oiseaux		
Paruline à gorge jaune	<i>Dendroica dominica</i>	Oiseaux		X
Paruline à gorge noire	<i>Dendroica virens</i>	Oiseaux	X	X
Paruline à gorge orangée	<i>Dendroica fusca</i>	Oiseaux	X	X
Paruline à joues grises	<i>Vermivora ruficapilla</i>	Oiseaux	X	X
Paruline à poitrine baie	<i>Dendroica castanea</i>	Oiseaux	X	X
Paruline à tête cendrée	<i>Dendroica magnolia</i>	Oiseaux	X	X
Paruline azurée	<i>Dendroica cerulea</i>	Oiseaux	X	X
Paruline bleue	<i>Dendroica caerulescens</i>	Oiseaux	X	X
Paruline couronnée	<i>Seiurus aurocapilla</i>	Oiseaux	X	X
Paruline des pins	<i>Dendroica pinus</i>	Oiseaux	X	X
Paruline des prés	<i>Dendroica discolor</i>	Oiseaux	X	X
Paruline du Canada	<i>Wilsonia canadensis</i>	Oiseaux	X	X

Paruline du Kentucky	<i>Oporornis formosus</i>	Oiseaux	X	X
Paruline flamboyante	<i>Setophaga ruticilla</i>	Oiseaux	X	X
Paruline hochequeue	<i>Seiurus motacilla</i>	Oiseaux	X	X
Paruline jaune	<i>Dendroica petechia</i>	Oiseaux	X	X
Paruline masquée	<i>Geothlypis trichas</i>	Oiseaux	X	X
Paruline noir et blanc	<i>Mniotilta varia</i>	Oiseaux	X	X
Paruline obscure	<i>Vermivora peregrina</i>	Oiseaux	X	X
Paruline orangée	<i>Protonotaria citrea</i>	Oiseaux		X
Paruline polyglotte	<i>Icteria virens</i>	Oiseaux	X	X
Paruline tigrée	<i>Dendroica tigrina</i>	Oiseaux	X	X
Paruline triste	<i>Oporornis philadelphia</i>	Oiseaux	X	X
Paruline verdâtre	<i>Vermivora celata</i>	Oiseaux	X	X
Paruline vermivore	<i>Helmitheros vermivorum</i>	Oiseaux	X	X
Passerin indigo	<i>Passerina cyanea</i>	Oiseaux	X	X
Petit Blongios	<i>Ixobrychus exilis</i>	Oiseaux	X	X
Petit Chevalier	<i>Tringa flavipes</i>	Oiseaux	X	X
Petit Fuligule	<i>Aythya affinis</i>	Oiseaux	X	X
Petit Garrot	<i>Bucephala albeola</i>	Oiseaux	X	X
Petit-duc maculé	<i>Megascops asio</i>	Oiseaux	X	X
Petite Buse	<i>Buteo platypterus</i>	Oiseaux	X	X
Petite Nyctale	<i>Aegolius acadicus</i>	Oiseaux	X	X
Pic à dos noir	<i>Picoides arcticus</i>	Oiseaux	X	X
Pic à tête rouge	<i>Melanerpes erythrocephalus</i>	Oiseaux	X	X
Pic à ventre roux	<i>Melanerpes carolinus</i>	Oiseaux	X	X
Pic chevelu	<i>Picoides villosus</i>	Oiseaux	X	X
Pic maculé	<i>Sphyrapicus varius</i>	Oiseaux	X	X
Pic mineur	<i>Picoides pubescens</i>	Oiseaux	X	X
Pie-grièche migratrice	<i>Lanius ludovicianus</i>	Oiseaux	X	X
Pigeon biset	<i>Columba livia</i>	Oiseaux	X	X
Pioui de l'Est	<i>Contopus virens</i>	Oiseaux	X	X
Pluvier kildir	<i>Charadrius vociferus</i>	Oiseaux	X	X
Pygargue à tête blanche	<i>Haliaeetus leucocephalus</i>	Oiseaux	X	X
Quiscale bronzé	<i>Quiscalus quiscula</i>	Oiseaux	X	X
Quiscale rouilleux	<i>Euphagus carolinus</i>	Oiseaux	X	X
Râle de Virginie	<i>Rallus limicola</i>	Oiseaux	X	X
Roitelet à couronne dorée	<i>Regulus satrapa</i>	Oiseaux	X	X
Roselin familier	<i>Carpodacus mexicanus</i>	Oiseaux	X	X
Roselin pourpré	<i>Carpodacus purpureus</i>	Oiseaux	X	X

Sarcelle à ailes bleues	<i>Anas discors</i>	Oiseaux	X	X
Sittelle à poitrine blanche	<i>Sitta carolinensis</i>	Oiseaux	X	X
Sittelle à poitrine rousse	<i>Sitta canadensis</i>	Oiseaux	X	X
Sturnelle de l'Ouest	<i>Sturnella neglecta</i>	Oiseaux		X
Sturnelle des prés	<i>Sturnella magna</i>	Oiseaux	X	X
Tangara écarlate	<i>Piranga olivacea</i>	Oiseaux	X	X
Tarin des pins	<i>Carduelis pinus</i>	Oiseaux	X	X
Tohi à flancs roux	<i>Pipilo erythrophthalmus</i>	Oiseaux	X	X
Tourterelle triste	<i>Zenaida macroura</i>	Oiseaux	X	X
Troglodyte à bec court	<i>Cistothorus platensis</i>	Oiseaux	X	X
Troglodyte de Bewick	<i>Thryomanes bewickii</i>	Oiseaux		X
Troglodyte de Caroline	<i>Thryothorus ludovicianus</i>	Oiseaux	X	X
Troglodyte des marais	<i>Cistothorus palustris</i>	Oiseaux	X	X
Troglodyte familier	<i>Troglodytes aedon</i>	Oiseaux	X	X
Troglodyte mignon	<i>Troglodytes troglodytes</i>	Oiseaux	X	X
Tyran huppé	<i>Myiarchus crinitus</i>	Oiseaux	X	X
Tyran tritri	<i>Tyrannus tyrannus</i>	Oiseaux	X	X
Urubu à tête rouge	<i>Cathartes aura</i>	Oiseaux	X	X
Vacher à tête brune	<i>Molothrus ater</i>	Oiseaux	X	X
Viréo à gorge jaune	<i>Vireo flavifrons</i>	Oiseaux	X	X
Viréo à tête bleue	<i>Vireo solitarius</i>	Oiseaux	X	X
Viréo aux yeux blancs	<i>Vireo griseus</i>	Oiseaux	X	X
Viréo aux yeux rouges	<i>Vireo olivaceus</i>	Oiseaux	X	X
Viréo de Philadelphie	<i>Vireo philadelphicus</i>	Oiseaux	X	X
Viréo mélodieux	<i>Vireo gilvus</i>	Oiseaux	X	X
Achillée millefeuille	<i>Achillea millefolium</i>	Plantes	X	X
Actée à gros pédicelles	<i>Actaea pachypoda</i>	Plantes	X	X
Actée rouge	<i>Actaea rubra</i>	Plantes	X	X
Airelle à feuilles ovées	<i>Vaccinium ovalifolium</i>	Plantes		X
Airelle des marécages	<i>Vaccinium uliginosum</i>	Plantes		X
Airelle gazonnante	<i>Vaccinium caespitosum</i>	Plantes		
Airelle rouge	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Plantes		X
Alectoria ochroleuca	<i>Alectoria ochroleuca</i>	Plantes		
Andromède glauque	<i>Andromeda polifolia</i>	Plantes	X	X
Anémone du Canada	<i>Anemone canadensis</i>	Plantes	X	X
Apocyné à feuilles d'androsème	<i>Apocynum androsaemifolium</i>	Plantes	X	X
Aralie à grappes	<i>Aralia racemosa</i>	Plantes	X	X
Aralie à tige nue	<i>Aralia nudicaulis</i>	Plantes	X	X

Aralie hispide	<i>Aralia hispida</i>	Plantes	X	X
Arisème petit-prêcheur	<i>Arisaema triphyllum</i>	Plantes	X	X
Aronie à fruits noirs	<i>Aronia melanocarpa</i>	Plantes	X	X
Asclépiade commune	<i>Asclepias syriaca</i>	Plantes	X	X
Aster à grandes feuilles	<i>Eurybia macrophylla</i>	Plantes	X	X
Aster à ombelles	<i>Doellingeria umbellata</i> var. <i>umbellata</i>	Plantes	X	X
Aster acuminé	<i>Oclemena acuminata</i>	Plantes	X	X
Aster ponceau	<i>Symphyotrichum puniceum</i>	Plantes	X	X
Athyrie fausse-thélyptère	<i>Deparia acrostichoides</i>	Plantes	X	X
Athyrie fougère-femelle	<i>Athyrium filix-femina</i>	Plantes	X	X
Azalée des Alpes	<i>Kalmia procumbens</i>	Plantes		X
Benoîte à grandes feuilles	<i>Geum macrophyllum</i>	Plantes	X	X
Benoîte des ruisseaux	<i>Geum rivale</i>	Plantes	X	X
Berce laineuse	<i>Heracleum maximum</i>	Plantes	X	X
Bleuet à feuilles étroites	<i>Vaccinium angustifolium</i>	Plantes	X	X
Bleuet en corymbe	<i>Vaccinium corymbosum</i>	Plantes	X	X
Bleuet fausse-myrtille	<i>Vaccinium myrtilloides</i>	Plantes	X	X
Botryche de Virginie	<i>Botrychium virginianum</i>	Plantes	X	X
Bouleau glanduleux	<i>Betula glandulosa</i>	Plantes		
Bouleau mineur	<i>Betula minor</i>	Plantes		X
Bouleau nain	<i>Betula pumila</i>	Plantes		X
Brunelle commune	<i>Prunella vulgaris</i>	Plantes	X	X
Busserole alpine	<i>Arctous alpina</i> Â	Plantes		X
Calypso	<i>Calypso bulbosa</i>	Plantes	X	X
Camarine noire	<i>Empetrum nigrum</i>	Plantes		
Caulophylle faux-pigamon	<i>Caulophyllum thalictroides</i>	Plantes	X	X
Chèvrefeuille du Canada	<i>Lonicera canadensis</i>	Plantes	X	X
Chèvrefeuille velu	<i>Lonicera villosa</i>	Plantes	X	X
Chicouté	<i>Rubus chamaemorus</i>	Plantes		X
Circée des Alpes	<i>Circaea alpina</i>	Plantes	X	X
Circée du Canada	<i>Circaea lutetiana</i>	Plantes	X	X
Cladonia crispata	<i>Cladonia crispata</i>	Plantes		
Cladonia uncialis	<i>Cladonia uncialis</i>	Plantes		
Claytonie de Caroline	<i>Claytonia caroliniana</i>	Plantes	X	X
Clintonie boréale	<i>Clintonia borealis</i>	Plantes	X	X
Comandre livide	<i>Geocaulon lividum</i>	Plantes		X
Comaret des marais	<i>Comarum palustre</i>	Plantes	X	X
Comptonie voyageuse	<i>Comptonia peregrina</i>	Plantes	X	X

Concombre grimpant	<i>Echinocystis lobata</i>	Plantes	X	X
Corallorhize maculée	<i>Corallorhiza maculata</i>	Plantes	X	X
Cornouiller à feuilles alternes	<i>Cornus alternifolia</i>	Plantes	X	X
Cornouiller stolonifère	<i>Cornus stolonifera</i>	Plantes	X	X
Corydale toujours verte	<i>Capnoides sempervirens</i>	Plantes	X	X
Cypripède acaule	<i>Cypripedium acaule</i>	Plantes	X	X
Cypripède pubescent	<i>Cypripedium parviflorum var. pubescens</i>	Plantes	X	X
Cystoptère bulbifère	<i>Cystopteris bulbifera</i>	Plantes	X	X
Dalibarde rampante	<i>Rubus repens</i>	Plantes	X	X
Dennstaedtie à lobules ponctués	<i>Dennstaedtia punctilobula</i>	Plantes	X	X
Diapensie de Laponie	<i>Diapensia lapponica</i>	Plantes	X	X
Dicentre à capuchon	<i>Dicentra cucullaria</i>	Plantes	X	X
Dicentre du Canada	<i>Dicentra canadensis</i>	Plantes	X	X
Dièreville chèvrefeuille	<i>Diervilla lonicera</i>	Plantes	X	X
Dryoptère à crêtes	<i>Dryopteris cristata</i>	Plantes	X	X
Dryoptère à sores marginaux	<i>Dryopteris marginalis</i>	Plantes	X	X
Dryoptère de Goldie	<i>Dryopteris goldiana</i>	Plantes	X	X
Dryoptère intermédiaire	<i>Dryopteris intermedia</i>	Plantes	X	X
Épervière vulgaire	<i>Hieracium vulgatum</i> Â	Plantes	X	X
Épifage de Virginie	<i>Epifagus virginiana</i>	Plantes	X	X
Épigée rampante	<i>Epigaea repens</i>	Plantes	X	X
Épilobe à feuilles étroites	<i>Chamerion angustifolium subsp. angustifolium</i>	Plantes	X	X
Épilobe palustre	<i>Epilobium palustre</i>	Plantes	X	X
Épipactis petit-hellébore	<i>Epipactis helleborine</i>	Plantes	X	X
Érythrone d'Amérique	<i>Erythronium americanum</i>	Plantes	X	X
Eupatoire maculée	<i>Eutrochium maculatum var. maculatus</i>	Plantes	X	X
Eupatoire rugueuse	<i>Ageratina altissima var. altissima</i>	Plantes	X	X
Flavocetraria nivalis	<i>Flavocetraria nivalis</i>	Plantes		
Fougère-aigle	<i>Pteridium aquilinum</i>	Plantes	X	X
Framboisier	<i>Rubus idaeus</i>	Plantes	X	X
Framboisier noir	<i>Rubus occidentalis</i>	Plantes	X	X
Gadellier d'Amérique	<i>Ribes americanum</i>	Plantes	X	X
Gadellier glanduleux	<i>Ribes glandulosum</i>	Plantes	X	X
Gadellier lacustre	<i>Ribes lacustre</i>	Plantes	X	X
Gaillet à trois fleurs	<i>Galium triflorum</i>	Plantes	X	X
Gaillet du Labrador	<i>Galium labradoricum</i>	Plantes	X	X
Gaillet piquant	<i>Galium asprellum</i>	Plantes	X	X
Gaylussaquier à fruits bacciformes	<i>Gaylussacia baccata</i>	Plantes	X	X

Genévrier commun	<i>Juniperus communis</i>	Plantes	X	X
Genévrier horizontal	<i>Juniperus horizontalis</i>	Plantes	X	X
Goodyérie rampante	<i>Goodyera repens</i>	Plantes	X	X
Groseillier des chiens	<i>Ribes cynosbati</i>	Plantes	X	X
Groseillier hérissé	<i>Ribes hirtellum</i>	Plantes	X	X
Gymnocarpe fougère-du-chêne	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Plantes	X	X
Hépatique à lobes aigus	<i>Anemone acutiloba</i>	Plantes	X	X
Herbe à puce de l'Est	<i>Toxicodendron radicans var. radicans</i>	Plantes	X	X
If du Canada	<i>Taxus canadensis</i>	Plantes	X	X
Immortelle blanche	<i>Anaphalis margaritacea</i>	Plantes	X	X
Impatiente du Cap	<i>Impatiens capensis</i>	Plantes	X	X
Kalmia à feuilles étroites	<i>Kalmia angustifolia</i>	Plantes	X	X
Laportéa du Canada	<i>Laportea canadensis</i>	Plantes	X	X
Linnée boréale	<i>Linnaea borealis</i>	Plantes	X	X
Listère cordée	<i>Listera cordata</i>	Plantes	X	X
Lycopode à feuilles de genévrier	<i>Diphasiastrum èsabiniifolium</i>	Plantes		
Lycopode à trois épis	<i>Diphasiastrum tristachyum</i>	Plantes	X	X
Lycopode aplati	<i>Diphasiastrum complanatum</i>	Plantes	X	X
Lycopode brillant	<i>Huperzia lucidula</i>	Plantes	X	X
Lycopode claviforme	<i>Lycopodium clavatum</i>	Plantes	X	X
Lycopode d'Amérique	<i>Lycopus americanus</i>	Plantes	X	X
Lycopode en éventail	<i>Diphasiastrum digitatum</i>	Plantes	X	X
Lycopode innovant	<i>Lycopodium annotinum</i>	Plantes	X	X
Lycopode obscur	<i>Lycopodium obscurum</i>	Plantes	X	X
Lycopode sélagine	<i>Lycopodium selago</i>	Plantes	X	X
Maïanthème du Canada	<i>Maianthemum canadense</i>	Plantes	X	X
Marguerite blanche	<i>Leucanthemum vulgare</i>	Plantes	X	X
Médéole de Virginie	<i>Medeola virginiana</i>	Plantes	X	X
Mélampyre linéaire	<i>Melampyrum lineare</i>	Plantes	X	X
Menthe du Canada	<i>Mentha arvensis subsp. Borealis</i>	Plantes	X	X
Mertensie paniculée	<i>Mertensia paniculata</i>	Plantes		
Mitrelle à deux feuilles	<i>Mitella diphylla</i>	Plantes	X	X
Mitrelle nue	<i>Mitella nuda</i>	Plantes	X	X
Monésès uniflore	<i>Moneses uniflora</i>	Plantes	X	X
Monotrope sucepin	<i>Monotropa hypopithys</i>	Plantes	X	X
Monotrope uniflore	<i>Monotropa uniflora</i>	Plantes	X	X
Myrique baumier	<i>Myrica gale</i>	Plantes	X	X
Nerprun à feuilles d'aulne	<i>Rhamnus alnifolia</i>	Plantes	X	X

Nerprun cathartique	<i>Rhamnus cathartica</i>	Plantes	X	X
Noisetier à tiges très flexibles	<i>Corylus cornuta</i>	Plantes	X	X
Onoclée sensible	<i>Onoclea sensibilis</i>	Plantes	X	X
Osmonde cannelle	<i>Osmundastrum cinnamomeum</i>	Plantes	X	X
Osmonde de Clayton	<i>Osmunda claytoniana</i>	Plantes	X	X
Osmonde royale	<i>Osmunda regalis</i>	Plantes	X	X
Osmorhize de Clayton	<i>Osmorhiza claytonii</i>	Plantes	X	X
Oxalide de Dillenius	<i>Oxalis dillenii</i>	Plantes	X	X
Oxalide de montagne	<i>Oxalis montana</i>	Plantes	X	X
Pain-de-perdrix	<i>Mitchella repens</i>	Plantes	X	X
Pétasite palmé	<i>Petasites frigidus var. palmatus</i>	Plantes	X	X
Petit thé	<i>Gaultheria hispidula</i>	Plantes	X	X
Phégoptère du hêtre	<i>Phegopteris connectilis</i>	Plantes	X	X
Pigamon dioïque	<i>Thalictrum dioicum</i>	Plantes	X	X
Pigamon pubescent	<i>Thalictrum pubescens</i>	Plantes	X	X
Pissenlit officinal	<i>Taraxacum officinale</i>	Plantes	X	X
Plantain majeur	<i>Plantago major</i>	Plantes	X	X
Platanthère à feuilles orbiculaires	<i>Platanthera orbiculata</i>	Plantes	X	X
Polypode de Sibérie	<i>Polypodium sibiricum</i>	Plantes	X	X
Polystic de Braun	<i>Polystichum braunii</i>	Plantes	X	X
Polystic faux-acrostic	<i>Polystichum acrostichooides</i>	Plantes	X	X
Potentille de Norvège	<i>Potentilla norvegica</i>	Plantes	X	X
Potentille frutescente	<i>Dasiphora fruticosa</i>	Plantes	X	X
Potentille simple	<i>Potentilla simplex</i>	Plantes	X	X
Potentille tridentée	<i>Sibbaldia tridentata</i>	Plantes	X	X
Prêle des bois	<i>Equisetum sylvaticum</i>	Plantes	X	X
Pyrole à feuilles d'Asaret	<i>Pyrola asarifolia</i>	Plantes	X	X
Pyrole elliptique	<i>Pyrola elliptica</i>	Plantes	X	X
Pyrole en ombelle	<i>Chimaphila umbellata</i>	Plantes	X	X
Pyrole unilatérale	<i>Orthilia secunda</i>	Plantes	X	X
Quatre-temps	<i>Cornus canadensis</i>	Plantes	X	X
Racomitrium lanuginosum	<i>Racomitrium lanuginosum</i>	Plantes		
Raisin d'ours	<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>	Plantes	X	X
Renoncule abortive	<i>Ranunculus abortivus</i>	Plantes	X	X
Renoncule âcre	<i>Ranunculus acris</i>	Plantes	X	X
Renouée à nœuds ciliés	<i>Fallopia cilinodis</i>	Plantes	X	X
Rhododendron du Canada	<i>Rhododendron canadense</i>	Plantes	X	X
Ronce des Alléghanys	<i>Rubus allegheniensis</i>	Plantes	X	X

Ronce odorante	<i>Rubus odoratus</i>	Plantes	X	X
Ronce pubescente	<i>Rubus pubescens</i>	Plantes	X	X
Rosier arctique	<i>Rosa acicularis</i>	Plantes	X	X
Sanguisorbe du Canada	<i>Sanguisorba canadensis</i>	Plantes	X	X
Savoyane	<i>Coptis trifolia</i>	Plantes	X	X
Sceau-de-Salomon pubescent	<i>Polygonatum pubescens</i>	Plantes	X	X
Scutellaire à casque	<i>Scutellaria galericulata</i>	Plantes	X	X
Shépherdie du Canada	<i>Shepherdia canadensis</i>	Plantes		X
Smilacine à grappes	<i>Maianthemum racemosum subsp. racemosum</i>	Plantes	X	X
Smilacine étoilée	<i>Maianthemum stellatum</i>	Plantes	X	X
Sorbier plaisant	<i>Sorbus decora</i>	Plantes	X	X
Spirée à larges feuilles	<i>Spiraea latifolia</i>	Plantes	X	X
Spirée tomenteuse	<i>Spiraea tomentosa</i>	Plantes	X	X
Streptope à feuilles embrassantes	<i>Streptopus amplexifolius</i>	Plantes	X	X
Streptope rose	<i>Streptopus lanceolatus var. lanceolatus</i>	Plantes	X	X
Sureau blanc	<i>Sambucus canadensis</i>	Plantes	X	X
Sureau rouge	<i>Sambucus racemosa subsp. pubens var. pubens</i>	Plantes	X	X
Tabac du diable	<i>Veratrum viride</i>	Plantes	X	X
Thé des bois	<i>Gaultheria procumbens</i>	Plantes	X	X
Thélyptère de New York	<i>Thelypteris noveboracensis</i>	Plantes	X	X
Tiarelle cordifoliée	<i>Tiarella cordifolia</i>	Plantes	X	X
Trientale boréale	<i>Trientalis borealis</i>	Plantes	X	X
Trille ondulé	<i>Trillium undulatum</i>	Plantes	X	X
Trille penché	<i>Trillium cernuum</i>	Plantes	X	X
Trille rouge	<i>Trillium erectum</i>	Plantes	X	X
Tussilage pas-d'âne	<i>Tussilago farfara</i>	Plantes	X	X
Uvulaire à feuilles sessiles	<i>Uvularia sessilifolia</i>	Plantes	X	X
Verge d'or à grandes feuilles	<i>Solidago macrophylla</i>	Plantes	X	X
Verge d'or à tige zigzaguante	<i>Solidago flexicaulis</i>	Plantes	X	X
Verge d'or hispide	<i>Solidago hispida</i>	Plantes	X	X
Verge d'or rugueuse	<i>Solidago rugosa</i>	Plantes	X	X
Vergerette du Canada	<i>Erigeron canadensis</i> Â	Plantes	X	X
Véronique officinale	<i>Veronica officinalis</i>	Plantes	X	X
Vesce jargeau	<i>Vicia cracca</i>	Plantes	X	X
Vigne des rivages	<i>Vitis riparia</i>	Plantes	X	X
Vigne lambruche	<i>Vitis labrusca</i>	Plantes	X	X
Vigne vierge à cinq folioles	<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	Plantes	X	X
Violette du Canada	<i>Viola canadensis</i>	Plantes	X	X

Violette pâle	<i>Viola macloskeyi</i>	Plantes	X	X
Violette pubescente	<i>Viola pubescens</i> var. <i>pubescens</i>	Plantes	X	X
Viorne bois-d'original	<i>Viburnum lantanoides</i>	Plantes	X	X
Viorne comestible	<i>Viburnum edule</i>	Plantes	X	X
Waldsteinie faux-fraisier	<i>Waldsteinia fragarioides</i>	Plantes	X	X
Acore roseau	<i>Acorus calamus</i>	ND	X	X
Adlumie fongueuse	<i>Adlumia fungosa</i>	ND	X	X
Agastache faux-népéta	<i>Agastache nepetoides</i>	ND		X
Aigremoine pubescente	<i>Agrimonia pubescens</i>	ND	X	X
Ail des bois	<i>Allium tricoccum</i>	ND	X	X
Ail du Canada	<i>Allium canadense</i> var. <i>canadense</i>	ND	X	X
Amélanchier gracieux	<i>Amelanchier amabilis</i>	ND	X	X
Amérorchis à feuille ronde	<i>Amerorchis rotundifolia</i>	ND	X	X
Aplectrelle d'hiver	<i>Aplectrum hyemale</i>	ND	X	X
Arabette du Canada	<i>Boechera canadensis</i>	ND	X	X
Arabette lisse	<i>Boechera laevigata</i>	ND	X	X
Aréthuse bulbeuse	<i>Arethusa bulbosa</i>	ND	X	X
Arisème dragon	<i>Arisaema dracontium</i>	ND		X
Aristide à rameaux basilaires	<i>Aristida basiramea</i>	ND	X	X
Armoracie des étangs	<i>Rorripa aquatica</i>	ND		X
Asaret du Canada	<i>Asarum canadense</i>	ND	X	X
Asclépiade rouge	<i>Asclepias incarnata</i>	ND	X	X
Asclépiade très grande	<i>Asclepias exaltata</i>	ND	X	X
Asclépiade tubéreuse	<i>Asclepias tuberosa</i> subsp. <i>interior</i>	ND		X
Aster à feuilles de linnaire	<i>Ionactis linariifolius</i>	ND	X	X
Aster à rameaux étalés	<i>Eurybia divaricata</i>	ND	X	X
Aster de Pringle	<i>Symphyotrichum pilosum</i> var. <i>pringlei</i>	ND	X	X
Aubépine de Brainerd	<i>Crataegus brainerdii</i>	ND	X	X
Aubépine givrée	<i>Crataegus pruinosa</i>	ND	X	X
Aulne tendre	<i>Alnus serrulata</i>	ND	X	X
Azolle de Caroline	<i>Azolla caroliniana</i>	ND		
Bartonie de Virginie	<i>Bartonia virginica</i>	ND	X	X
Bermudienne à feuilles étroites	<i>Sisyrinchium angustifolium</i>	ND	X	X
Bléphilie hirsute	<i>Blephilia hirsuta</i> var. <i>hirsuta</i>	ND	X	X
Botryche d'Oneida	<i>Botrychium oneidense</i>	ND	X	X
Brasénie de Schreber	<i>Brasenia schreberi</i>	ND	X	X
Brome de Kalm	<i>Bromus kalmii</i>	ND	X	X
Brome pubescent	<i>Bromus pubescens</i>	ND		X

Calla des marais	<i>Calla palustris</i>	ND	x	x
Calypso bulbeux	<i>Calypso bulbosa var. americana</i>	ND	x	x
Canneberge commune	<i>Vaccinium oxycoccos</i>	ND	x	x
Capillaire du Canada	<i>Adiantum pedatum</i>	ND	x	x
Cardamine bulbeuse	<i>Cardamine bulbosa</i>	ND	x	x
Cardamine carcajou	<i>Cardamine diphylla</i>	ND	x	x
Cardamine découpée	<i>Cardamine concatenata</i>	ND	x	x
Cardamine géante	<i>Cardamine maxima</i>	ND	x	x
Carex à feuilles capillaires	<i>Carex atlantica subsp. capillacea</i>	ND	x	x
Carex à fruits clairsemés	<i>Carex oligocarpa</i>	ND	x	x
Carex à fruits velus	<i>Carex trichocarpa</i>	ND	x	x
Carex à gaine tronquée	<i>Carex annectens</i>	ND	x	x
Carex à tiges faibles	<i>Carex laxiculmis var. laxiculmis</i>	ND	x	x
Carex argenté	<i>Carex argyrantha</i>	ND	x	x
Carex de Bailey	<i>Carex baileyi</i>	ND	x	x
Carex de l'arrière-pays	<i>Carex mesochorea</i>	ND		x
Carex de Mèhlenberg	<i>Carex muehlenbergii var. muehlenbergii</i>	ND	x	x
Carex de Swan	<i>Carex swanii</i>	ND	x	x
Carex dense	<i>Carex cumulata</i>	ND	x	x
Carex dérangent	<i>Carex molesta</i>	ND	x	x
Carex des Appalaches	<i>Carex appalachica</i>	ND	x	x
Carex des borbiers	<i>Carex limosa</i>	ND	x	x
Carex des prairies	<i>Carex prairea</i>	ND	x	x
Carex digital	<i>Carex digitalis var. digitalis</i>	ND	x	x
Carex faux-lupulina	<i>Carex lupuliformis</i>	ND	x	x
Carex faux-rubanier	<i>Carex sparganioides</i>	ND	x	x
Carex folliculé	<i>Carex folliculata</i>	ND	x	x
Carex hirsute	<i>Carex hirsutella</i>	ND	x	x
Carex joli	<i>Carex formosa</i>	ND	x	x
Carex porte-tête	<i>Carex cephalophora</i>	ND	x	x
Carex sec	<i>Carex siccata</i>	ND	x	x
Carmanthine d'Amérique	<i>Justicia americana</i>	ND		x
Cassandre calculé	<i>Chamaedaphne calyculata</i>	ND	x	x
Céanothe d'Amérique	<i>Ceanothus americanus</i>	ND	x	x
Céraiste penché	<i>Cerastium nutans</i>	ND	x	x
Cerisier de la Susquehanna	<i>Prunus susquehanae</i>	ND	x	x
Chamésyce à feuilles de renouée	<i>Chamaesyce polygonifolia</i>	ND	x	x
Chardon des montagnes	<i>Cirsium muticum</i>	ND	x	x

Chêne bicolore	<i>Quercus bicolor</i>	ND	x	x
Chêne blanc	<i>Quercus alba</i>	ND	x	x
Chimaphile maculée	<i>Chimaphila maculata</i>	ND	x	x
Chou puant	<i>Symplocarpus foetidus</i>	ND	x	x
Claytonie de Virginie	<i>Claytonia virginica</i>	ND	x	x
Conopholis d'Amérique	<i>Conopholis americana</i>	ND	x	x
Corallorhize d'automne	<i>Corallorhiza odontorhiza</i> var. <i>odontorhiza</i>	ND		x
Cornifle nageante	<i>Ceratophyllum demersum</i>	ND	x	x
Cypripède royal	<i>Cypripedium reginae</i>	ND	x	x
Cypripède tête-de-bélier	<i>Cypripedium arietinum</i>	ND	x	x
Deschampsie naine	<i>Deschampsia paramushirensis</i>	ND	x	x
Desmodie nudiflore	<i>Desmodium nudiflorum</i>	ND	x	x
Desmodie paniculée	<i>Desmodium paniculatum</i>	ND	x	x
Doradille ambulante	<i>Asplenium rhizophyllum</i>	ND	x	x
Doradille des murailles	<i>Asplenium ruta-muraria</i>	ND	x	x
Doradille ébène	<i>Asplenium platyneuron</i>	ND	x	x
Dryoptère de Clinton	<i>Dryopteris clintoniana</i>	ND	x	x
Échinochloré de Walter	<i>Echinochloa walteri</i>	ND	x	x
Éléocharide comprimée	<i>Eleocharis compressa</i> var. <i>compressa</i>	ND		x
Élodée du Canada	<i>Elodea canadensis</i>	ND	x	x
Élyme des rivages	<i>Elymus riparius</i>	ND	x	x
Élyme velu	<i>Elymus villosus</i>	ND	x	x
Épilobe à graines nues	<i>Epilobium ciliatum</i> subsp. <i>ciliatum</i>	ND	x	x
Érable noir	<i>Acer nigrum</i>	ND	x	x
Ériocaulon aquatique	<i>Eriocaulon aquaticum</i>	ND	x	x
Ériocaulon de Parker	<i>Eriocaulon parkeri</i>	ND	x	x
Fimbristyle d'automne	<i>Fimbristylis autumnalis</i>	ND	x	x
Floerkée fausse-proserpinie	<i>Floerkea proserpinacoides</i>	ND	x	x
Gadellier amer	<i>Ribes triste</i>	ND	x	x
Gaillet fausse-circée	<i>Galium circaezans</i>	ND	x	x
Galéaris remarquable	<i>Galearis spectabilis</i>	ND	x	x
Gaura bisannuel	<i>Gaura biennis</i>	ND		x
Gaylussaquier de Bigelow	<i>Gaylussacia dumosa</i> var. <i>bigeloviana</i>	ND	x	x
Genévrier de Virginie	<i>Juniperus virginiana</i> var. <i>virginiana</i>	ND	x	x
Gentiane clause	<i>Gentiana clausa</i>	ND	x	x
Gentianopsis frangé	<i>Gentianopsis crinita</i>	ND	x	x
Géranium de Caroline	<i>Geranium carolinianum</i>	ND		x
Géranium maculé	<i>Geranium maculatum</i>	ND	x	x

Gesse veinée	<i>Lathyrus venosus var. intonsus</i>	ND		X
Ginseng à cinq folioles	<i>Panax quinquefolius</i>	ND	X	X
Glycérie pâle	<i>Torreyochloa pallida var. pallida</i>	ND	X	X
Goodyérie pubescente	<i>Goodyera pubescens</i>	ND	X	X
Gratiolle du Saint-Laurent	<i>Gratiola neglecta var. glaberrima</i>	ND	X	X
Hédéoma rude	<i>Hedeoma hispida</i>	ND	X	X
Hélianthe à feuilles étalées	<i>Helianthus divaricatus</i>	ND	X	X
Hélianthème du Canada	<i>Helianthemum canadense</i>	ND	X	X
Houstonie à longues feuilles	<i>Houstonia longifolia</i>	ND	X	X
Hudsonie tomenteuse	<i>Hudsonia tomentosa</i>	ND	X	X
Hydrophylle du Canada	<i>Hydrophyllum canadense</i>	ND	X	X
Iris de Virginie	<i>Iris virginica var. shrevei</i>	ND		
Iris versicolore	<i>Iris versicolor</i>	ND	X	X
Isoète de Tuckerman	<i>Isoetes tuckermanii</i>	ND	X	X
Jonc arctique	<i>Juncus arcticus</i>	ND	X	X
Jonc articulé	<i>Juncus articulatus</i>	ND	X	X
Jonc du Canada	<i>Juncus canadensis</i>	ND	X	X
Kalmia à feuilles d'andromède	<i>Kalmia polifolia</i>	ND	X	X
Laitue hirsute	<i>Lactuca hirsuta</i>	ND	X	X
Lentille d'eau	<i>Lemna major</i>	ND	X	X
Lézardelle penchée	<i>Saururus cernuus</i>	ND		X
Lindernie estuarienne	<i>Lindernia dubia var. dubia</i>	ND	X	X
Liparis à feuilles de lis	<i>Liparis liliifolia</i>	ND	X	X
Lipocarphe à petites fleurs	<i>Lipocarpha micrantha</i>	ND	X	X
Lis du Canada	<i>Lilium canadense</i>	ND	X	X
Listère australe	<i>Listera australis</i>	ND	X	X
Lycoper à une fleur	<i>Lycopus uniflorus</i>	ND	X	X
Lycoper de Virginie	<i>Lycopus virginicus</i>	ND	X	X
Lysimachie à quatre feuilles	<i>Lysimachia quadrifolia</i>	ND	X	X
Lysimachie hybride	<i>Lysimachia hybrida</i>	ND	X	X
Lysimachie terrestre	<i>Lysimachia terrestris</i>	ND	X	X
Matteuccie fougère-à-l'autruche	<i>Matteuccia struthiopteris</i>	ND	X	X
Micocoulier occidental	<i>Celtis occidentalis</i>	ND	X	X
Millepertuis à grandes fleurs	<i>Hypericum ascyron</i>	ND	X	X
Millepertuis de Virginie	<i>Triadenum virginicum</i>	ND	X	X
Mimulus ringens	<i>Mimulus ringens</i>	ND	X	X
Minuartie de Michaux	<i>Minuartia michauxii</i>	ND	X	X
Moutarde-tanaise verte	<i>Descurainia pinnata subsp. brachycarpa</i>	ND		X

Muhlenbergie des bois	<i>Muhlenbergia sylvatica</i>	ND	x	x
Muhlenbergie ténue	<i>Muhlenbergia tenuiflora</i>	ND	x	x
Myosotis printanier	<i>Myosotis verna</i>	ND	x	x
Myriophylle à feuilles variées	<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	ND	x	x
Myriophylle de Sibérie	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	ND	x	x
Myriophylle menu	<i>Myriophyllum humile</i>	ND	x	x
Noisetier d'Amérique	<i>Corylus americana</i>	ND	x	x
Noyer cendré	<i>Juglans cinerea</i>	ND	x	x
Nymphée odorante	<i>Nymphaea odorata</i>	ND	x	x
Onagre piloselle	<i>Oenothera pilosella subsp. pilosella</i>	ND		x
Onosmodie hispide	<i>Onosmodium bejariense var. hispidissimum</i>	ND		x
Orme liège	<i>Ulmus thomasii</i>	ND	x	x
Panic de Philadelphie	<i>Panicum philadelphicum</i>	ND	x	x
Panic flexible	<i>Panicum flexile</i>	ND		x
Panic raide	<i>Panicum virgatum</i>	ND	x	x
Pâturin faible	<i>Poa saltuensis subsp. languida</i>	ND	x	x
Pelléade à stipe pourpre	<i>Pellaea atropurpurea</i>	ND	x	x
Pelléade glabre	<i>Pellaea glabella subsp. glabella</i>	ND	x	x
Peltandre de Virginie	<i>Peltandra virginica</i>	ND	x	x
Petite naïade	<i>Najas minor</i>	ND	x	x
Phégoptère à hexagones	<i>Phegopteris hexagonoptera</i>	ND	x	x
Physostégie granuleuse	<i>Physostegia virginiana subsp. virginiana</i>	ND	x	x
Phytolaque d'Amérique	<i>Phytolacca americana var. americana</i>	ND	x	x
Pigamon à feuilles révolutes	<i>Thalictrum revolutum</i>	ND	x	x
Pin rigide	<i>Pinus rigida</i>	ND	x	x
Pissenlit officinal	<i>Taraxacum officinale subsp. officinale</i>	ND		x
Plante à bougies	<i>Orontium aquaticum</i>	ND	x	x
Platanthère à gorge frangée	<i>Platanthera blephariglottis var. blephariglottis</i>	ND	x	x
Platanthère à gorge frangée	<i>Platanthera blephariglottis</i>	ND	x	x
Platanthère à grandes feuilles	<i>Platanthera macrophylla</i>	ND	x	x
Platanthère petite-herbe	<i>Platanthera flava var. herbiola</i>	ND	x	x
Podophylle pelté	<i>Podophyllum peltatum</i>	ND	x	x
Podostémon à feuilles cornées	<i>Podostemum ceratophyllum</i>	ND	x	x
Pogonie langue-de-serpent	<i>Pogonia ophioglossoides</i>	ND	x	x
Polanisia à douze étamines	<i>Polanisia dodecandra</i>	ND	x	x
Polygale polygame	<i>Polygala polygama</i>	ND	x	x
Polygale sénéca	<i>Polygala senega</i>	ND	x	x
Polygonelle articulée	<i>Polygonella articulata</i>	ND	x	x

Pontédérie cordée	<i>Pontederia cordata</i>	ND	x	x
Populage des marais	<i>Caltha palustris</i>	ND	x	x
Potamot crépu	<i>Potamogeton crispus</i>	ND	x	x
Potamot de l'Illinois	<i>Potamogeton illinoensis</i>	ND	x	x
Potamot de Vasey	<i>Potamogeton vaseyi</i>	ND	x	x
Potamot flottant	<i>Potamogeton natans</i>	ND	x	x
Proserpinie des marais	<i>Proserpinaca palustris</i>	ND	x	x
Ptérospore à fleurs d'andromède	<i>Pterospora andromedea</i>	ND	x	x
Pycnanthème de Virginie	<i>Pycnanthemum virginianum</i>	ND	x	x
Quenouille à feuilles étroites	<i>Typha angustifolia</i>	ND	x	x
Quenouille à feuilles larges	<i>Typha latifolia</i>	ND	x	x
Ranunculus ambigens	<i>Ranunculus ambigens</i>	ND	x	x
Renoncule à éventails	<i>Ranunculus flabellaris</i>	ND	x	x
Renouée de Carey	<i>Persicaria careyi</i>	ND	x	x
Renouée faux-poivre-d'eau	<i>Persicaria hydropiperoides</i>	ND	x	x
Renouée robuste	<i>Persicaria robustior</i>	ND	x	x
Rhynchospore à petites têtes	<i>Rhynchospora capitellata</i>	ND	x	x
Rhynchospore capillaire	<i>Rhynchospora capillacea</i>	ND	x	x
Ronce à flagelles	<i>Rubus flagellaris</i>	ND	x	x
Rubanier à gros fruits	<i>Sparganium eurycarpum</i>	ND	x	x
Rubanier branchu	<i>Sparganium androcladum</i>	ND	x	x
Rubanier d'Amérique	<i>Sparganium americanum</i>	ND	x	x
Sagittaire à larges feuilles	<i>Sagittaria latifolia</i>	ND	x	x
Sagittaire cunéaire	<i>Sagittaria cuneata</i>	ND	x	x
Sagittaire dressée	<i>Sagittaria rigida</i>	ND	x	x
Sagittaire graminée	<i>Sagittaria graminea</i>	ND	x	x
Samole à petites fleurs	<i>Samolus floribondus</i>	ND		x
Sanguinaire du Canada	<i>Sanguinaria canadensis</i>	ND	x	x
Sarracénie pourpre	<i>Sarracenia purpurea</i>	ND	x	x
Scirpe à soies inégales	<i>Schoenoplectus heterochaetus</i>	ND	x	x
Scirpe de Pursh	<i>Schoenoplectus purshianus var. purshianus</i>	ND	x	x
Scirpe pendant	<i>Scirpus pendulus</i>	ND	x	x
Scutellaire latériflore	<i>Scutellaria lateriflora</i>	ND	x	x
SénéÅson à feuilles obovales	<i>Packera obovata</i>	ND	x	x
Smilacine trifoliée	<i>Maianthemum trifolium</i>	ND	x	x
Souchet grêle	<i>Cyperus lupulinus subsp. macilentus</i>	ND	x	x
Souchet odorant	<i>Cyperus odoratus</i>	ND		x
Sphagnum fuscum	<i>Sphagnum fuscum</i>	ND	x	x

Spiranthe de Case	<i>Spiranthes casei</i> var. <i>casei</i>	ND	x	x
Spiranthe lustrée	<i>Spiranthes lucida</i>	ND	x	x
Spirodèle polyrhize	<i>Spirodela polyrhiza</i>	ND	x	x
Sporobole à feuilles cachées	<i>Sporobolus cryptandrus</i>	ND	x	x
Sporobole engainé	<i>Sporobolus vaginiflorus</i> var. <i>vaginiflorus</i>	ND	x	x
Sporobole rude	<i>Sporobolus compositus</i> var. <i>compositus</i>	ND	x	x
Staphylier à trois folioles	<i>Staphylea trifolia</i>	ND	x	x
Stellaire fausse-alsine	<i>Stellaria alsine</i>	ND	x	x
Strophostyle ochracé	<i>Strophostyles helvola</i>	ND	x	x
Sumac à vernis	<i>Toxicodendron vernix</i>	ND	x	x
Sumac aromatique	<i>Rhus aromatica</i> var. <i>aromatica</i>	ND		x
Sumac glabre	<i>Rhus glabra</i>	ND	x	x
Ténidia à feuilles entières	<i>Taenidia integerrima</i>	ND	x	x
Thé du Labrador	<i>Rhododendron groenlandicum</i>	ND	x	x
Thélyptère simulatrice	<i>Thelypteris simulata</i>	ND	x	x
Trichophore de Clinton	<i>Trichophorum clintonii</i>	ND	x	x
Trichostème à sépales égaux	<i>Trichostema brachiatum</i>	ND		x
Trichostème fourchu	<i>Trichostema dichotomum</i>	ND	x	x
Trille blanc	<i>Trillium grandiflorum</i>	ND	x	x
Utriculaire à bosse	<i>Utricularia gibba</i>	ND	x	x
Utriculaire à scapes geminés	<i>Utricularia geminiscapa</i>	ND	x	x
Utriculaire cornue	<i>Utricularia cornuta</i>	ND	x	x
Utriculaire vulgaire	<i>Utricularia vulgaris</i> subsp. <i>Macrorrhiza</i>	ND	x	x
Uvulaire à grandes fleurs	<i>Uvularia grandiflora</i>	ND	x	x
Valériane des tourbières	<i>Valeriana uliginosa</i>	ND	x	x
Vallisnérie d'Amérique	<i>Vallisneria americana</i>	ND	x	x
Verge-d'or faux-ptarmica	<i>Solidago ptarmicoides</i>	ND		x
Véronique mouron-d'eau	<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	ND	x	x
Verveine simple	<i>Verbena simplex</i>	ND		x
Vesce d'Amérique	<i>Vicia americana</i>	ND		x
Violette à feuilles frangées	<i>Viola sagittata</i> var. <i>ovata</i>	ND	x	x
Violette à long éperon	<i>Viola rostrata</i>	ND	x	x
Violette affine	<i>Viola affinis</i>	ND	x	x
Violette sagittée	<i>Viola sagittata</i> var. <i>sagittata</i>	ND	x	x
Viorne litigieuse	<i>Viburnum recognitum</i>	ND	x	x
Wolffie boréale	<i>Wolffia borealis</i>	ND	x	x
Woodsie à lobes arrondis	<i>Woodsia obtusa</i> subsp. <i>obtusa</i>	ND	x	x
Woodwardie de Virginie	<i>Woodwardia virginica</i>	ND	x	x

Xyris difformis	<i>Xyris difformis</i>	ND	x	x
Zizanie	<i>Zizania aquatica</i>	ND	x	x
Zizanie à fleurs blanches	<i>Zizania aquatica var. aquatica</i>	ND	x	x

Légende du tableau : non déterminé (ND)