

La migration assistée comme mesure d'adaptation aux changements climatiques

État des connaissances et évaluation du potentiel d'utilisation pour les espèces en situation précaire au Québec



Coordination et rédaction

Cette publication a été réalisée par la Direction des espèces fauniques menacées ou vulnérables (DEFAMV) du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP). Elle a été produite par la Direction des communications du MELCCFP.

Photographie de la page couverture

Chardon écailleux, © Jacques Labrecque, MELCCFP

Couleuvre brune, © Philippe Lamarre

Salamandre pourpre, © Philippe Lamarre

Dépôt légal – 2024
Bibliothèque et Archives nationales du Québec
ISBN 978-2-550-97937-1 (PDF)

Tous droits réservés pour tous les pays.
© Gouvernement du Québec – 2024

Équipe de réalisation

Rédaction

Marylène Ricard, biologiste, M. Sc.

Bureau d'écologie appliquée (au moment de la rédaction du document)

Anouk Simard, biologiste, Ph. D.

Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP), Direction des espèces fauniques menacées ou vulnérables (DEFAMV)

Nicolas Bousquet, biologiste

Consultant autonome

Audrey Lachance, technicienne de la faune, botaniste

Bureau d'écologie appliquée

Révision

Anne-Marie Gosselin, biologiste
Chef d'équipe – Division de la biodiversité
Directrice (p.i.) – DEFAMV

MELCCFP, DEFAMV

Marie-Andrée Vaillancourt, biologiste, M. Sc.

MELCCFP, Direction principale des espèces menacées ou vulnérables (DPEMV)

Christine Dumouchel, biologiste, M. Env.

MELCCFP, DEFAMV

Remerciements

Nous tenons à remercier l'ensemble des experts qui nous ont généreusement fait part de leurs connaissances et transmis leur avis : Nancy Dénomée, Lyne Bouthillier, Phillip deMaynadier, Stéphane Déry, Nathalie Tessier, Sébastien Rouleau, Philippe Lamarre, Patrice Bourgault, Marie-Josée Goulet, Éliane Valiquette, Maxime Guérard, Catherine Frizzle, Sonia Labrecque, Nancy Dénomée et Jason Samson. Nous remercions également Benjamin Faucher-Gour et Nicolas Houde pour leur assistance technique dans la recherche documentaire et la révision de la bibliographie.

Référence à citer

RICARD, M., N. BOUSQUET, A. LACHANCE et A. SIMARD (2024). *La migration assistée comme mesure d'adaptation aux changements climatiques : état des connaissances et évaluation du potentiel d'utilisation pour les espèces en situation précaire au Québec*, ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, Direction générale des écosystèmes et des espèces menacées ou vulnérables, Direction principale des espèces menacées ou vulnérables, Direction des espèces fauniques menacées ou vulnérables, gouvernement du Québec, Québec, 69 p.

Avant-propos

Cette publication a été réalisée dans le cadre de l'action 29.2, Protection et gestion de la biodiversité et des écosystèmes, du Plan d'action 2013-2020 sur les changements climatiques. Ce document vise à outiller les intervenants québécois du domaine de la conservation de la biodiversité et de l'aménagement des milieux naturels qui désirent adapter leurs pratiques en regard des enjeux découlant des changements climatiques.

Résumé

De récentes études révèlent qu'un grand nombre d'espèces étendent progressivement leur aire de répartition vers le nord en réponse aux changements climatiques, faisant en sorte que le Québec pourrait constituer un refuge climatique pour une multitude d'espèces fauniques et floristiques. Étant donné que la vitesse naturelle de dispersion des espèces est souvent plus faible que celle des changements climatiques anticipés, une des mesures d'adaptation proposées est le déplacement intentionnel des espèces vulnérables vers des niches climatiques plus favorables, ou migration assistée. Cette étude vise à documenter le potentiel d'utilisation de la migration assistée au Québec. Une revue de littérature a permis de décrire la terminologie employée pour désigner les types de déplacements d'espèces, les cas de migration assistée répertoriés dans le monde ainsi que les bénéfiques, contraintes et risques associés à son application. Le potentiel d'utilisation de la migration assistée pour la conservation des espèces en situation précaire au Québec a été évalué et trois études de cas ont été réalisées : ceux de la salamandre pourpre, du chardon écaillé et de la couleuvre brune. Finalement, les connaissances et les outils disponibles en matière de critères d'identification d'espèces candidates pour la migration assistée, de cadres décisionnels et de gestion de risques ont été recensés dans la littérature.

La présente étude révèle que des déplacements intentionnels d'organismes pour les relâcher à l'extérieur de leur aire de répartition d'origine ont été effectués à des fins de conservation pour un grand nombre d'espèces fauniques et floristiques et que les bénéfiques, contraintes et risques associés à ces opérations sont largement documentés. Néanmoins, l'utilisation de la migration assistée comme mesure d'adaptation aux changements climatiques est extrêmement marginale, si l'on exclut le domaine de l'aménagement forestier. Plusieurs des traits biologiques propres aux espèces rares ou en situation précaire nous incitent cependant à considérer cette option de conservation lorsque celles-ci sont menacées par les changements climatiques.

Au Québec, la salamandre pourpre pourrait voir les conditions climatiques qui lui sont propices se détériorer dans près de la moitié de son aire de répartition actuelle, alors que de nouveaux sites deviendraient favorables plus au nord. Il semble cependant peu probable que la capacité de dispersion de l'espèce et l'isolement des populations lui permettent de coloniser naturellement ces nouveaux sites. Une diminution de son aire de répartition pourrait survenir si aucune mesure n'est prise pour faciliter son déplacement. La migration assistée de cette espèce comporte cependant des risques non négligeables, notamment parce qu'il s'agit d'un prédateur important dans son milieu naturel. La probabilité de succès d'une telle intervention est jugée relativement faible en raison de certains facteurs (comportement de *homing* [pouvant être traduit par « retour au gîte »], mésadaptation au nouveau milieu, nombre d'individus insuffisant). De plus, le retrait d'individus nécessaire pour le transfert exercerait une pression accrue sur la population source. Une évaluation plus approfondie serait donc nécessaire avant de mettre en œuvre des initiatives en ce sens.

Le chardon écaillé, une espèce rare, peu productive et fortement menacée par les tempêtes dont la gravité augmente sous l'effet des changements climatiques, ne semble pas pouvoir se maintenir sans intervention humaine. Pour favoriser l'adaptation de l'espèce face à la menace que représentent les changements climatiques, il serait opportun de tester une migration assistée dans des endroits moins exposés aux tempêtes dans la réserve du parc national de l'Archipel-de-Mingan, hors du milieu côtier ou encore sur l'île d'Anticosti. Les actions entreprises depuis 2001 pour le rétablissement de cette espèce pourraient être poursuivies et jumelées à la migration assistée.

Finalement, le cas de la couleuvre brune est sensiblement différent : il s'agit d'une espèce menacée par le développement urbain pour laquelle la menace des changements climatiques est faible. Pour la couleuvre brune, la migration assistée pourrait néanmoins offrir l'occasion d'établir de nouvelles populations en dehors de l'aire de répartition actuelle, dans des habitats où l'adoucissement du climat pourrait rendre les conditions propices et où les pressions anthropiques sont moindres. Cependant, le comportement de *homing* de la couleuvre brune risque de faire échouer toute tentative de déplacement en dehors de l'aire de répartition. Enfin, la migration assistée de l'espèce effectuée dans un contexte de mitigation en cas de

destruction d'habitat ne comporterait aucun bénéfice pour les autres espèces présentes dans l'habitat détruit et irait à l'encontre d'une gestion intégrée des milieux naturels.

L'identification des espèces candidates à la migration assistée peut être facilitée par l'utilisation de certains critères, dont 1) la menace que représentent les changements climatiques pour la persistance de l'espèce, 2) la capacité de dispersion limitée, 3) la probabilité que de nouveaux habitats deviennent propices face à l'action des changements climatiques et 4) le rôle écologique marginal que joue l'espèce ciblée dans son milieu naturel. La présente étude souligne l'importance de compléter l'analyse de vulnérabilité aux changements climatiques des espèces en situation précaire du Québec, plus particulièrement les espèces fauniques. Elle met aussi en lumière la nécessité d'effectuer une analyse spécifique et approfondie pour chacune des espèces candidates retenues, incluant une évaluation des risques et une étude de faisabilité, en suivant une approche décisionnelle documentée ainsi qu'en se référant aux lignes directrices de l'Union internationale pour la conservation de la nature. Des recommandations sont émises afin d'établir un cadre décisionnel pour bien cerner l'éventuelle utilisation de cette pratique au Québec.

Table des matières

1. Introduction	1
2. Description de la migration assistée	2
2.1 Définitions et terminologie	2
2.2 Utilisation de la migration assistée comme mesure d'adaptation aux changements climatiques	4
2.2.1 Dans le monde	4
2.2.2 Au Canada	5
2.3 Bénéfices, risques et contraintes	6
3. Potentiel d'utilisation au Québec	10
3.1 Utilisation historique et actuelle des opérations de transfert	10
3.1.1 Ensemencements	10
Renforcement de populations d'omble de fontaine (<i>Salvelinus fontinalis</i>)	10
Réintroduction du bar rayé (<i>Morone saxatilis</i>)	10
Introduction de la truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	11
Introduction de saumon atlantique (<i>Salmo salar</i>) en amont d'obstacles infranchissables	11
Introduction du meunier noir (<i>Catostomus commersonii</i>)	11
3.1.2 Horticulture	12
3.2 Utilisation potentielle de la migration assistée pour la conservation des espèces en situation précaire	12
4. Études de cas	15
4.1 Menace liée au climat : le cas de la salamandre pourpre	15
4.1.1 Biologie et habitat de l'espèce	15
4.1.2 Répartition et état de la population	15
Évolution potentielle de sa répartition en réponse aux changements climatiques	16
4.1.3 Menaces et enjeux de conservation	19
4.1.4 Bénéfices potentiels et risques associés à la migration assistée	20
4.1.5 Probabilité de succès	21
Historique d'échecs et de succès	21
Facteurs déterminants	22
4.1.6 Évaluation du potentiel d'utilisation de la migration assistée	23
4.2 Menace liée au climat : le cas du chardon écaillé	23
4.2.1 Biologie et habitat de l'espèce	23
4.2.2 Répartition et état de la population	24

Évolution potentielle de sa répartition en réponse aux changements climatiques _____	25
4.2.3 Menaces et enjeux de conservation _____	28
4.2.4 Bénéfices potentiels et risques associés à la migration assistée _____	29
4.2.5 Probabilité de succès _____	30
Historique d'échecs et de succès _____	30
Facteurs déterminants _____	30
4.2.6 Évaluation du potentiel d'utilisation de la migration assistée _____	31
4.3 Menace liée à la perte d'habitat : le cas de la couleuvre brune _____	32
4.3.1 Biologie et habitat de l'espèce _____	32
4.3.2 Répartition et état de la population _____	33
Évolution potentielle de sa répartition en réponse aux changements climatiques _____	33
4.3.3 Menaces et enjeux de conservation _____	33
4.3.4 Bénéfices potentiels et risques associés à la migration assistée _____	37
4.3.5 Probabilité de succès _____	38
Historique d'échecs et de succès _____	38
Facteurs déterminants _____	38
4.3.6 Évaluation du potentiel d'utilisation de la migration assistée _____	39
5. Exemples de processus décisionnel _____	41
5.1 Critères décisionnels _____	41
5.2 Cadre décisionnel _____	42
5.3 Gestion du risque _____	47
6. Recommandations et conclusion _____	48
Experts contactés _____	50
Références _____	51
Liste des communications personnelles _____	69

Liste des tableaux

Tableau 1.	Bénéfices potentiels, contraintes et risques associés à l'utilisation de la migration assistée comme mesure d'adaptation aux changements climatiques (inspiré de Hewitt et coll., 2011)	7
Tableau 2.	Évaluation sommaire du potentiel d'utilisation de la migration assistée comme mesure d'adaptation aux changements climatiques pour les trois espèces à l'étude d'après les critères proposés dans la littérature	42
Tableau 3.	Éléments à documenter et méthodes préconisées pour augmenter la probabilité de succès d'un projet de migration assistée comme mesure d'adaptation aux changements climatiques (traduit et adapté de Chauvenet et coll., 2013b)	46

Liste des figures

Figure 1.	Aire de répartition de la salamandre pourpre en Amérique du Nord	17
Figure 2.	Aire de répartition de la salamandre pourpre au Québec	18
Figure 3.	Changements potentiels de répartition de la salamandre pourpre pour l'horizon 2071-2100 (tiré de Berteaux et coll., 2016).	19
Figure 4.	Aire de répartition du chardon écailleux en Amérique du Nord	26
Figure 5.	Aire de répartition du chardon écailleux au Québec	27
Figure 6.	Aire de répartition de la couleuvre brune en Amérique du Nord	35
Figure 7.	Aire de répartition de la couleuvre brune au Québec	36
Figure 8.	Processus décisionnel proposé par Hoegh-Guldberg et coll. pour évaluer la possibilité d'utiliser la migration assistée pour éviter l'extinction d'une espèce (traduit et adapté de Hoegh-Guldberg et coll., 2008)	43
Figure 9.	Processus décisionnel proposé par Galloway et coll. pour évaluer la possibilité d'effectuer la migration assistée de l'omble à tête plate (traduit et adapté de Galloway et coll., 2016)	44
Figure 10.	Processus décisionnel basé sur une approche biogéographique visant à évaluer la possibilité d'effectuer la migration assistée d'une espèce, tel que le proposent Abeli et coll. (traduit et adapté d'Abeli et coll., 2014)	45

1. Introduction

L'utilisation de la migration assistée et de la réintroduction d'individus comme mesures d'atténuation potentielles face aux changements climatiques a été proposée pour la première fois en 1985, dans un article de Peters et Darling traitant des conséquences du réchauffement climatique sur la biodiversité dans les aires protégées. Ces deux auteurs ouvraient alors la porte à une proposition audacieuse qui allait alimenter un débat acharné dans la communauté scientifique et qui se poursuit aujourd'hui. Quelques décennies plus tard, des études révèlent qu'un grand nombre d'espèces étendent progressivement leur aire de répartition vers le nord et en altitude (Parmesan et Yohe, 2003; Chen et coll., 2011a). De plus, le déplacement potentiel des conditions climatiques favorables aux espèces risque de se poursuivre à grande vitesse, et le Québec est aujourd'hui considéré comme un refuge climatique potentiel pour une multitude d'espèces fauniques et floristiques vouées à se déplacer (Berteaux et coll., 2018). La migration assistée devient une option de conservation, controversée certes, qui mérite d'être analysée vu les répercussions considérables des changements climatiques anticipées sur les écosystèmes.

Alors que l'utilisation de la migration assistée comme mesure d'adaptation aux changements climatiques est parfois considérée pour différentes espèces (Regan et coll., 2012; Chauvenet et coll., 2013a; Hällfors et coll., 2016), elle demeure vivement débattue (Hewitt et coll., 2011; Klenk et Larson, 2013; Neff et Larson, 2014) et son application reste aujourd'hui marginale et peu documentée. Il s'agit toutefois d'une option de conservation qui pourrait offrir l'unique chance de survie à certaines espèces en situation précaire fortement menacées par les effets des changements climatiques.

La présente étude vise à documenter le potentiel d'utilisation de la migration assistée comme mesure d'adaptation aux changements climatiques pour les espèces en situation précaire au Québec. Plus spécifiquement, elle :

- trace un portrait des connaissances actuelles, incluant la terminologie employée pour désigner la migration assistée et les autres types de déplacements d'espèces, une description des cas de migration assistée répertoriés dans le monde et au Canada ainsi que les bénéfices, risques et contraintes à son application;
- évalue le potentiel d'utilisation de la migration assistée au Québec à partir de données historiques et actuelles ainsi que pour la conservation des espèces en situation précaire. Trois études de cas sont analysées plus en détail : ceux de la salamandre pourpre (*Gyrinophilus porphyriticus*), du chardon écaillé (*Cirsium scariosum* var. *scariosum*) et de la couleuvre brune (*Storeria dekayi*);
- présente des connaissances et des outils disponibles en matière de critères et de cadres décisionnels, de même que pour la gestion des risques associés à la réalisation de tout projet de migration assistée;
- émet des recommandations concernant l'évaluation et la planification de projets potentiels de migration assistée pour favoriser l'adaptation de certaines espèces en situation précaire au Québec dans un contexte de changements climatiques.

2. Description de la migration assistée

2.1 Définitions et terminologie

Selon l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), le **transfert** désigne le déplacement par l'homme d'organismes vivants d'un site vers un autre (UICN, 2012). Ce type d'opération peut prendre plusieurs formes et appellations selon la nature du transfert (individu, population, espèce, communauté d'espèce), du site où les organismes sont relâchés (à l'intérieur, en bordure ou à l'extérieur de l'aire de répartition historique) et de l'objectif du transfert (conservation d'une espèce en péril soumise à une menace spécifique, restauration d'un écosystème et de ses fonctions écologiques, maintien de la productivité d'un écosystème à des fins d'exploitation, etc.). L'éventail des possibilités s'étend du simple renforcement d'une population par l'ajout d'individus à l'introduction d'une espèce dans un habitat situé à l'extérieur de son aire de répartition (Seddon, 2010; UICN, 2012).

Dans la littérature, il existe de nombreuses nuances entre les termes qui font référence aux différents types de transferts et celles-ci varient d'un auteur à l'autre : déplacement d'espèce, migration assistée, colonisation assistée, introduction, translocation, relocalisation, extension artificielle d'aire de répartition, etc. La terminologie n'est pas encore standardisée, malgré certains efforts faits en ce sens (Seddon, 2010; Ste-Marie et coll., 2011; Hällfors et coll., 2014; Corlett, 2016). À la lumière de la revue de littérature réalisée, deux principaux éléments semblent être des sources de discordance entre les auteurs. Premièrement, certains auteurs rattachent les transferts d'espèces à l'usage exclusif des opérations réalisées à des fins de sauvegarde. Par exemple, la migration assistée (aussi appelée colonisation assistée), telle qu'elle est définie par l'UICN, est une opération réalisée dans un but de conservation (UICN, 2012), alors que la migration assistée appliquée en foresterie est motivée principalement par l'optimisation de la productivité des espèces commercialement exploitées (Ste-Marie et coll., 2011). Deuxièmement, bien que l'usage de certains termes qui désignent les transferts d'espèces se rapporte souvent aux changements climatiques, leur usage n'y est pas exclusif. Ainsi, l'UICN (2012) et Seddon (2010) proposent l'emploi de l'expression « migration assistée » pour désigner les transferts d'espèces réalisés à l'extérieur des aires de répartition d'origine pour la sauvegarde d'une espèce soumise à une menace, peu importe la nature de cette dernière. Hällfors et coll. (2014) et Corlett (2016) proposent quant à eux de restreindre la notion de migration assistée aux transferts effectués en réponse aux changements climatiques.

En plus de cette confusion terminologique, un autre élément rend difficile l'établissement d'une revue de littérature structurée sur le thème de la migration assistée, soit la comparaison entre les études et l'intégration appropriée des conclusions tirées des différents articles. Le principe qu'une espèce doit être relâchée à l'extérieur de son aire de répartition d'origine, comme nous l'avons mentionné précédemment, est un aspect clé de la définition de migration assistée acceptée presque unanimement par les scientifiques et les gestionnaires (Siipi et Ahteensuu, 2016). Toutefois, la variabilité des interprétations sur ce qui est considéré comme étant « à l'extérieur de l'aire de répartition d'origine » d'une espèce pose une difficulté supplémentaire. Le Secrétariat de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES) définit la répartition d'une espèce comme étant l'aire géographique délimitée par des frontières imaginaires dans laquelle se trouvent tous les sites de présence connus, présumés ou projetés d'une espèce, en excluant les sites où l'espèce a été introduite, les sites où elle a été détectée de manière fortuite et les étendues substantielles où l'espèce est absente ou présumée absente à l'intérieur de la répartition (traduit de CITES Secretariat, 2010). Cette définition, aussi détaillée soit-elle, peut néanmoins donner lieu à différentes interprétations selon les auteurs. Par exemple, des lapins des marais (*Sylvilagus palustris hefneri*) ont été capturés sur certaines îles de l'archipel des Keys, en Floride, pour ensuite être relâchés sur des îles voisines du même archipel, où l'espèce était absente (Carlile et coll., 2012). Est-ce que cette opération constitue une réintroduction dans l'archipel, comme le suggèrent les auteurs, ou s'agit-il plutôt d'une introduction de l'espèce à l'extérieur de son aire de répartition d'origine? L'objectif ici n'est pas d'apporter une réponse à cette question, mais plutôt de souligner la subtilité de l'interprétation et de la dénomination des opérations de transfert.

Au Québec et au Canada, plusieurs termes se rapportant à la notion de transfert sont employés de manière plus ou moins régulière ou consensuelle. Les principaux termes employés sont définis afin de couvrir une terminologie qui varie souvent sensiblement d'un domaine à l'autre.

Les termes **migration assistée** sont employés en aménagement forestier au Service canadien des forêts, au ministère des Ressources naturelles et des Forêts (MRNF) et dans différents centres de recherche universitaires pour désigner le déplacement d'espèces par l'homme en réponse aux changements climatiques. Par ailleurs, Ste-Marie et coll. (2011) distinguent trois types de migrations assistées appliquées en foresterie : 1) la **migration assistée de population** (déplacement assisté de populations (génotypes) d'une espèce à l'intérieur de son aire de répartition actuelle); 2) l'**expansion assistée de l'aire de répartition** (déplacement assisté d'une espèce tout juste en dehors de son aire de répartition actuelle de façon à faciliter l'expansion naturelle de l'espèce); 3) la **migration assistée sur longue distance** (déplacement assisté d'une espèce en dehors de son aire de répartition actuelle au-delà de ce que sa capacité de dispersion naturelle permet).

Dans le milieu de la conservation, le terme **relocalisation** (ou **translocation de conservation**) est utilisé pour désigner la préservation d'une population réalisée en déplaçant les individus dans un autre habitat favorable. La relocalisation peut notamment être employée pour assurer la conservation d'espèces floristiques (Couillard, 2007) ou d'amphibiens et de reptiles (Desroches et Picard, 2004; Rouleau, 2014; Galois et Ouellet, 2015; ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs [MELCCFP] et Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent [SHNVSL], 2023) en situation précaire qui sont menacées par la destruction de leur habitat.

Finalement, les ensemencements de poissons dans les plans d'eau ou les cours d'eau réalisés à des fins de conservation ou dans une optique d'amélioration de l'offre de pêche peuvent référer à différents types de relocalisation selon le contexte et les objectifs. Il est question de **renforcement de population** lorsque des individus sont relâchés dans une population déjà existante, de **réintroduction** lorsque des individus d'une espèce sont relâchés dans un site d'où elle a disparu et d'**introduction** lorsqu'une espèce est relâchée dans un cours d'eau ou un plan d'eau où elle était historiquement absente (UICN, 2012).

Définitions utilisées dans le présent document

Migration assistée : déplacement intentionnel d'organismes pour les relâcher à l'extérieur de leur aire de répartition d'origine. Cette définition a été adaptée de celle de l'UICN (2012), qui ajoute que l'opération doit être réalisée pour empêcher l'extinction d'une espèce ou d'une population. Ce critère supplémentaire a été exclu de la définition utilisée dans le présent document afin que celle-ci soit plus englobante et mieux adaptée à la terminologie déjà utilisée au Québec. Le but de l'opération et la nature de la menace qui pèse sur l'espèce ou la population seront donc précisés dans chacun des cas.

Les termes **colonisation assistée**, **déplacement assisté** et **introduction bénigne** sont considérés comme des synonymes (UICN, 2012).

Population source : population naturelle à partir de laquelle sont prélevés les organismes qui seront déplacés.

Site récepteur : milieu naturel dans lequel seront relâchés les organismes.

2.2 Utilisation de la migration assistée comme mesure d'adaptation aux changements climatiques

2.2.1 Dans le monde

L'utilisation de la migration assistée à des fins de conservation a probablement débuté à la fin du 19^e siècle, alors que le conservateur Richard Henry tentait d'introduire sur différentes îles de la Nouvelle-Zélande le strigops kakapo (*Strigops habroptilus*) et le kiwi roa (*Apteryx haastii*), des oiseaux incapables de voler, afin de les protéger des prédateurs nouvellement introduits dans leur habitat d'origine (Atkinson, 1990). Au cours du siècle suivant, les scientifiques et les gestionnaires de la faune néo-zélandais ont fortement intégré la migration assistée et d'autres types de transferts d'espèces à leurs pratiques de conservation en introduisant bon nombre d'espèces en situation précaire, surtout des oiseaux, sur des îles dépourvues de prédateurs (Armstrong et McLean, 1995; Thomas, 2011). L'introduction, en 2012, d'une population de diables de Tasmanie (*Sarcophilus harrisii*) sur l'île Maria, au large des côtes de la Tasmanie où les populations sont décimées par une tumeur faciale transmissible, est un autre exemple de migration assistée effectuée à des fins de sauvegarde d'une espèce (Nogardy, 2013). La migration assistée peut également avoir pour but de restaurer une fonction écologique perdue en raison d'une extinction, comme ce fut le cas au début des années 2000 avec l'introduction de la tortue géante des Seychelles (*Aldabrachelys gigantea*) et de la tortue étoilée de Madagascar (*Astrochelys radiata*) sur deux îles au large de la Mauritanie (Griffiths et coll., 2012). Du côté du continent américain, une revue réalisée par Brichieri-Colombi et Moehrensclager (2016) pour la période allant de 1974 à 2013 révèle que six espèces animales ont fait l'objet de migration assistée dans un but de conservation : le dard frangé (*Etheostoma crossopterygum*), le poisson *Cyprinodon tularosa*, la grenouille des bois (*Rana sylvatica*), la tortue-boîte ornée de la sous-espèce *ornata* (*Terrapene ornata ornata*) et le dindon sauvage (*Meleagris gallopavo*).

Outre les espèces fauniques, la migration assistée d'espèces végétales effectuée dans un but de conservation a également plusieurs décennies d'histoire. Par exemple, en Chine, Liu et coll. (2015) rapportent, pour la période 1985 à 2014, près de 60 projets de migration assistée d'espèces végétales à des fins de conservation, la plupart étant des opérations de sauvetage réalisées dans le cadre de projets de développement hydroélectriques. Il existe également plusieurs cas d'espèces floristiques menacées, souvent endémiques, qui ont été transplantées dans de nouveaux habitats situés à l'extérieur de leur répartition d'origine afin d'éviter un risque d'extinction (Roncal et coll., 2012; Grewell et coll., 2013; Rita et coll., 2018).

Toutes ces expériences offrent évidemment de précieuses occasions pour documenter les bénéfices, les contraintes et les risques associés à de telles opérations ou pour évaluer la faisabilité de l'utilisation de la migration assistée comme mesure d'adaptation face aux changements climatiques. Par exemple, dans le sud-ouest de la Chine, le développement d'un projet hydroélectrique a conduit au déplacement massif de 29 espèces d'orchidées rares et menacées vers une réserve nationale. Au moins la moitié de ces espèces, des espèces de basse altitude, étaient déplacées à l'extérieur de leur aire de répartition. Les sites récepteurs étaient situés environ 600 m plus haut en altitude et présentaient une température moyenne annuelle inférieure de 3,6 °C par rapport au site d'origine. Un suivi serré de 20 espèces révèle que la presque totalité des espèces ont survécu et que les taux de survie ne diffèrent pas selon que les espèces étaient transplantées à l'intérieur ou à l'extérieur de leur aire de répartition (Liu et coll., 2012). Une seconde étude portant sur deux de ces espèces déplacées en dehors de leur répartition naturelle démontre que ces dernières ont pu développer des mycorhizes dans les sites récepteurs (Downing et coll., 2017). Ces études soulignent l'intérêt que peut représenter la migration assistée pour la sauvegarde d'espèces en péril, mais également l'importance de documenter convenablement les relations biotiques (Downing et coll., 2017) et d'assurer que les conditions sont propices à la reproduction des organismes introduits sur les sites récepteurs (Liu et coll., 2012; 2015). De plus, considérant la vitesse actuelle des changements climatiques, elles suggèrent qu'il pourrait être préférable d'effectuer la migration assistée par bonds successifs sur de courtes distances afin de limiter les risques liés à cette opération (Liu et coll., 2012).

L'application de la migration assistée dans le but spécifique de pallier les conséquences des changements climatiques sur la biodiversité demeure cependant marginale au niveau mondial. En effet, bien que cette

possibilité ait été évaluée pour plusieurs espèces tant végétales (Keel et coll., 2011; Regan et coll., 2012; McCartan et coll., 2015; Xiao et coll., 2015) qu'animales (Carroll et coll., 2009; Fordham et coll., 2012; Heikkinen et coll., 2015; Lozier et coll., 2015), il existe peu de cas documentés pour lesquels l'opération aurait été réalisée. Le secteur de l'aménagement forestier est sans doute celui qui a le plus évalué et intégré la migration assistée à ses pratiques (voir la section 2.2.2 *Utilisation de la migration assistée comme mesure d'adaptation aux changements climatiques – Au Canada*). Il convient toutefois de souligner certains points fondamentaux qui distinguent la migration assistée appliquée en foresterie de la migration assistée réalisée dans un objectif de conservation (Pedlar et coll., 2012). Premièrement, dans le domaine forestier, la migration assistée vise essentiellement à maintenir ou à améliorer la productivité d'espèces communes et largement réparties. Elle ne s'intéresse donc que très peu aux espèces rares ou en situation précaire. Deuxièmement, bien que la migration assistée appliquée aux opérations de reboisement puisse contribuer à l'établissement de peuplements plus résilients face au climat futur, il est important de rappeler que ces opérations créent des plantations qui sont loin de présenter les mêmes avantages en matière de conservation de la biodiversité que ceux des écosystèmes forestiers naturellement régénérés. Troisièmement, la plupart des opérations de migration assistée appliquée en foresterie comportent le déplacement de populations à l'intérieur même de l'aire de répartition des espèces. Ce type de migration assistée correspond à la migration assistée de population telle qu'elle est définie par Ste-Marie et coll. (2011), mais ne correspond pas à la définition adoptée dans le présent document ni aux définitions les plus couramment utilisées (Seddon, 2010; UICN, 2012).

Il existe quelques rares cas documentés d'espèces végétales en péril déplacées à l'extérieur de leur aire de répartition en réponse aux changements climatiques. Le cas le plus connu est sans doute celui du mouvement des Torrey Guardians, un groupe de naturalistes qui travaillent activement pour la survie du torréya de Floride (*Torreya taxifolia*), un arbre de la famille des ifs dont seulement une dizaine d'individus produisent encore des cônes (Spector et coll., 2011). Pour sauver l'espèce face aux infections fongiques qui la menacent d'une extinction imminente et pour favoriser sa résilience face aux changements climatiques, des semences sont plantées dans différents sites aux États-Unis, dont certains sont situés jusqu'à 700 km au nord de son aire de répartition actuelle (Torrey Guardians, consulté en décembre 2018).

En ce qui concerne la faune, une revue de littérature réalisée par Seddon et coll. (2014) sur l'ensemble des projets de transfert d'espèces fauniques compilés par l'UICN révèle deux cas de migration assistée effectuée en réponse aux changements climatiques, ceux de *Melanargia galathea* et de *Thymelicus sylvestris*, deux espèces de papillons introduits dans le nord de l'Angleterre en dehors de leur aire de répartition d'origine (Willis et coll., 2009). L'utilisation de modèles de niche climatique a permis de trouver des sites où les conditions climatiques semblaient favorables aux espèces, mais qui demeuraient inoccupés malgré la présence d'habitats favorables. *M. galathea* et *T. sylvestris* ont été introduits avec succès à une distance de 65 et 35 km de la limite nord de leur aire de répartition, respectivement. Cette étude suggère que la capacité de dispersion de ces espèces ne leur permet pas d'occuper tous les sites pour lesquels les conditions climatiques deviennent favorables et que la migration assistée permettrait de limiter les conséquences des changements climatiques pour des espèces peu mobiles ou qui doivent migrer à travers une matrice d'habitats fragmentés (Willis et coll., 2009). Maschinski et coll. (2011) rapportent quant à eux deux cas de migration assistée d'espèces animales menacées par la hausse du niveau marin, conséquence directe du réchauffement climatique. Il s'agit du cerf des Keys (*Odocoileus virginianus clavium*) et du lapin des marais, deux espèces endémiques de l'archipel des Keys, en Floride. Seulement trois individus ont été introduits dans le cas du cerf, et deux de ceux-ci sont revenus vers leur lieu d'origine (Maschinski et coll., 2011). L'établissement des populations de lapins semblait prometteur six mois après l'introduction, mais le succès de l'opération n'a pas été évalué à long terme (Faulhaber et coll., 2006).

2.2.2 Au Canada

Au Canada, la migration assistée comme mesure d'adaptation aux changements climatiques est progressivement mise en œuvre dans le secteur de l'aménagement forestier. Cette mise en œuvre est motivée essentiellement par une volonté d'optimiser l'état de santé et la productivité des essences

commerciales. En outre, puisque la croissance et la productivité des espèces canadienne sont souvent limitées par les températures froides de nos latitudes, le réchauffement du climat représente pour le secteur forestier un précieux gain potentiel de productivité (Ste-Marie et coll., 2011). Signe de l'intérêt grandissant du monde forestier pour cette mesure d'adaptation, la revue *The Forestry Chronicle* de l'Institut forestier du Canada publiait en 2011 un numéro spécial sur la migration assistée (Aubin et coll., 2011; Beardmore et Winder, 2011; Ste-Marie, 2011; Ste-Marie et coll., 2011; Pedlar et coll., 2011; Winder et coll., 2011). En 2014, le Conseil canadien des ministres des forêts publiait ensuite le rapport *Adapter l'aménagement forestier durable aux changements climatiques : examen de la migration assistée des espèces d'arbres et de son rôle potentiel dans l'adaptation de l'aménagement forestier durable aux changements climatiques* (Ste-Marie, 2014).

Certaines provinces intègrent déjà la migration assistée aux activités de transfert de semences et de plantation. Ces initiatives visent pour la plupart le déplacement de populations à l'intérieur de l'aire de répartition de l'espèce ou l'expansion assistée de l'aire de répartition en déplaçant une espèce sur de courtes distances (Ste-Marie et coll., 2011). Ainsi, le gouvernement de la Colombie-Britannique permet depuis 2009 que des semis de la majorité des espèces d'arbres soient plantés 200 m plus haut en altitude (O'Neill et coll., 2008). Depuis 2010, il autorise également la plantation du mélèze de l'Ouest (*Larix occidentalis*) légèrement en dehors de son aire de répartition si les conditions climatiques sont propices à sa croissance (Pedlar et coll., 2011). Un vaste programme de recherche visant l'ensemble des espèces commerciales, appelé Assisted Migration Adaptation Trial, est par ailleurs en cours dans cette province afin de recenser les espèces et les semences les mieux adaptées aux futures conditions climatiques sur les sites de plantation (O'Neill et coll., 2013). Dans le même sens, en Alberta, les directives en matière de transfert de semence ont été révisées pour permettre de planter 2° de latitude plus au nord et 200 m plus haut en altitude. La collecte de semences de pin flexible (*Pinus flexilis*) et de pin à écorce blanche (*Pinus albicaulis*) a également été intensifiée afin de permettre de futures introductions dans des secteurs où le climat deviendra favorable. De plus, la possibilité d'introduire de nouvelles espèces, comme le pin ponderosa (*Pinus ponderosa*) ou le sapin de Douglas (*Pseudotsuga menziesii*), est considérée afin de remplacer le pin tordu latifolié (*Pinus contorta* var. *latifolia*) menacé par les changements climatiques et par la pullulation du dendroctone du pin (*Dendroctonus ponderosae*) (Pedlar et coll., 2011). Au Québec, des mélanges de semences issues de plants locaux et de plants situés plus au sud sont utilisés pour reboiser des sites nordiques afin d'augmenter la diversité génétique et, du même coup, la capacité d'adaptation au réchauffement climatique. Des modèles de transfert optimal intégrant les changements climatiques ont aussi été établis pour guider la migration assistée des principales essences commerciales de reboisement : l'épinette noire (*Picea mariana*), l'épinette blanche (*Picea glauca*) et le pin gris (*Pinus banksiana*) (Pedlar et coll., 2011). Le projet de stratégie d'adaptation de la gestion et de l'aménagement des forêts prévoit d'ailleurs déployer la migration assistée pour les principales essences utilisées en reboisement au Québec (MFFP, 2021).

Notons finalement que le pin à écorce blanche semble être la seule espèce en situation précaire répertoriée au Canada pour laquelle les changements climatiques représentent une menace majeure et pour laquelle la migration assistée réalisée à des fins de conservation est en cours (Pedlar et coll., 2012). De premiers tests ont été effectués en 2008 en Colombie-Britannique, alors que des semences ont été plantées jusqu'à 800 km au nord-est de la limite de son aire de répartition (McLane et Aitken, 2012).

2.3 Bénéfices, risques et contraintes

Les bénéfices potentiels et les risques constituent les principaux arguments utilisés lors de l'évaluation du potentiel de migration assistée d'une espèce. Ces éléments ont été abondamment cités dans la littérature et font l'objet d'un intense débat dans le contexte des changements climatiques. Outre les conséquences et bénéfices potentiels, différentes contraintes sont également susceptibles d'influencer la faisabilité et la pertinence d'un projet de migration assistée. Une revue de littérature a été effectuée afin de relever l'essentiel de ces arguments. Ceux-ci ont été extraits de 62 publications scientifiques sur une période allant de 2007 à 2018. Le tableau 1 présente les résultats de cette recherche.

Tableau 1. Bénéfices potentiels, contraintes et risques associés à l'utilisation de la migration assistée comme mesure d'adaptation aux changements climatiques (inspiré de Hewitt et coll., 2011)

Types d'arguments	Références
Bénéfices	
Faciliter la migration des espèces lorsque les habitats sont fragmentés	Hulme, 2005; Hoegh-Guldberg et coll., 2008; Hayward, 2009; Lawler, 2009; Seddon et coll., 2009; Vitt et coll., 2009, 2010; Hagerman et coll., 2010; Gallagher et coll., 2015; Watson et Watson, 2015; Attorre et coll., 2018
Faciliter la migration des espèces dont la capacité de dispersion est faible	Hunter, 2007; Heller et Zavaleta, 2009; Lawler, 2009; Marsico et Hellmann, 2009; Vitt et coll., 2010; Park et Talbot, 2012; Watson et Watson, 2015
Prévenir les extinctions et la perte de biodiversité	McLachlan et coll., 2007; Hoegh-Guldberg et coll., 2008; Van der Veken et coll., 2008; Chen et coll., 2009; Hayward, 2009; Seddon et coll., 2009; Ricciardi et Simberloff, 2009; Richardson et coll., 2009; Sax et coll., 2009; Schlaepfer et coll., 2009; Vitt et coll., 2009, 2010; Lunt et coll., 2013; Williams et Dumroese, 2013; Palmer et Larson, 2014; Gallagher et coll., 2015
Prévenir l'extinction d'espèces rares, en péril ou dont les caractéristiques biologiques les rendent sensibles aux changements climatiques	Chapin et coll., 2007; Aitken et coll., 2008; Galatowitsch et coll., 2009; Hayward, 2009; Heller et Zavaleta, 2009; Lawler, 2009; Weeks et coll., 2011; Pedlar et coll., 2012; McLane et Aitken, 2012; Williams et Dumroese, 2013
Préserver, restaurer ou améliorer une fonction écologique au site récepteur	Hayward, 2009; Richardson et coll., 2009; Vitt et coll., 2009; Parker et coll., 2010; Griffiths et coll., 2012; Pedlar et coll., 2012; Park et Talbot, 2012; Lunt et coll., 2013; Williams et Dumroese, 2013; Palmer et Larson, 2014; Duveneck et Scheller, 2015; Gallagher et coll., 2015; Watson et Watson, 2015; Bucharova, 2017; Dunwiddie et Rogers, 2017; Hof et coll., 2017
Améliorer la vigueur de l'espèce par croisement ou hybridation	Weeks et coll., 2011
Favoriser la capacité d'adaptation d'une espèce au réchauffement en déplaçant des individus aux génotypes adaptés à un climat plus chaud dans les populations du Nord adaptées à un climat historique plus froid	Hoegh-Guldberg et coll., 2008
Bénéfices socioéconomiques liés à la préservation d'espèces dont la présence ou l'exploitation génèrent des profits	Hayward, 2009; Richardson et coll., 2009; Spear et Chown, 2009; Hagerman et coll., 2010; Pedlar et coll., 2012; Williams et Dumroese, 2013; Duveneck et Scheller, 2015

Types d'arguments	Références
Bénéfices culturels liés à la préservation d'espèces auxquels une valeur importante est accordée	Richardson et coll., 2009; Hagerman et coll., 2010; Palmer et Larson, 2014
Favoriser la mobilisation de la population pour la conservation	Watson et Watson, 2015
Avancement de la science de la conservation	Swarts et Dixon, 2009; Watson et Watson, 2015
Risques	
Risque d'invasion par l'espèce introduite	McLachlan et coll., 2007; Davidson et Simkanin, 2008; Hellmann et coll., 2008; Mueller et Hellmann, 2008; Van der Veken et coll., 2008; Chen et coll., 2009; Lawler, 2009; Ricciardi et Simberloff, 2009; Sax et coll., 2009; Hagerman et coll., 2010; Vitt et coll., 2010; Winder et coll., 2011; Pedlar et coll., 2012; Park et Talbot, 2012; Lunt et coll., 2013; Williams et Dumroese, 2013; Ste-Marie, 2014; Hancock et Gallagher, 2014; Bellemare et coll., 2017; Dunwiddie et Rogers, 2017
Risque de propagation de parasites ou d'agents pathogènes	Hoegh-Guldberg et coll., 2008; Rahel et coll., 2008; Ricciardi et Simberloff, 2009; Winder et coll., 2011; Pedlar et coll., 2012; Park et Talbot, 2012; Williams et Dumroese, 2013; Ste-Marie, 2014; Hancock et Gallagher, 2014
Impacts sur les espèces, les écosystèmes ou les services écologiques du site récepteur	Hunter, 2007; Davidson et Simkanin, 2008; Rahel et coll., 2008; Heller et Zavaleta, 2009; Seddon et coll., 2009; Ricciardi et Simberloff, 2009; Richardson et coll., 2009; Sax et coll., 2009; Hagerman et coll., 2010; Parker et coll., 2010; Vitt et coll., 2010; Winder et coll., 2011; Williams et Dumroese, 2013; Ste-Marie, 2014; Hancock et Gallagher, 2014; Watson et Watson, 2015; Bucharova, 2017
Impacts du prélèvement d'individus sur la population source	Mueller et Hellmann, 2008; Watson et Watson, 2015
Impacts génétiques : homogénéisation génétique, perte d'adaptations locales, hybridation et dépression hybride	Ricciardi et Simberloff, 2009; Spear et Chown, 2009; Vitt et coll., 2010; Weeks et coll., 2011; Williams et Dumroese, 2013; Hancock et Gallagher, 2014; Baker et coll., 2017; Bucharova, 2017
Utilisation de ressources qui pourraient être utilisées pour d'autres priorités de conservation	Fazey et Fischer, 2009; Richardson et coll., 2009; Spear et Chown, 2009
Impacts socioéconomiques liés au coût de mise en œuvre et aux impacts collatéraux	Richardson et coll., 2009; Park et Talbot, 2012; Williams et Dumroese, 2013

Types d'arguments	Références
Impacts culturels liés à la perte d'intégrité du patrimoine régional	Richardson et coll., 2009; Sansilvestri et coll., 2016
Risque pour la sécurité publique liée à l'introduction de certaines espèces	Hoegh-Guldberg et coll., 2008
Contraintes	
Contraintes financières et logistiques	Hoegh-Guldberg et coll., 2008; Richardson et coll., 2009; Heller et Zavaleta, 2009; Vitt et coll., 2010; Hagerman et coll., 2010; Park et Talbot, 2012; Pedlar et coll., 2012, 2013; Williams et Dumroese, 2013, Hancock et Gallagher, 2014
Difficulté de prélever suffisamment d'individus et de diversité génétique pour la migration d'une espèce rare	Weeks et coll., 2011
Contraintes légales et politiques	Richardson et coll., 2009; Shirey et Lamberti, 2010; Vitt et coll., 2010; Park et Talbot, 2012; Schwartz et coll., 2012; Williams et Dumroese, 2013; Klenk, 2015; Sansilvestri et coll., 2015, 2016; Watson et Watson, 2015; Schwartz, 2016
Acceptabilité sociale	Richardson et coll., 2009; Park et Talbot, 2012; Schwartz et coll., 2012; Neff et Larson, 2014; Hajjar et Kozak, 2015; Watson et Watson, 2015; Schwartz, 2016; Garnett et coll., 2018
Incertitude face aux impacts potentiels sur les écosystèmes des sites récepteurs	Seddon et coll., 2009; Ricciardi et Simberloff, 2009; Aubin et coll., 2011; Winder et coll., 2011; Schwartz et coll., 2012
Disponibilité des habitats appropriés	Hoegh-Guldberg et coll., 2008
Incertitude et variabilité climatique	Park et Talbot, 2012; Benito-Garzón et coll., 2013; Pedlar et coll., 2013; Williams et Dumroese, 2013
Mauvaise connaissance de la biologie de l'espèce et de son degré de résilience face aux changements climatiques ou à la translocation	Mawdsley et coll., 2009; Seddon et coll., 2009; Vitt et coll., 2010; Hancock et Gallagher, 2014
Mauvaise connaissance des facteurs qui prédisposent une espèce introduite à devenir envahissante	Rahel et coll., 2008; Lawler, 2009
Incertitude des modèles utilisés pour l'identification des sites récepteurs	McLachlan et coll., 2007; Heller et Zavaleta, 2009; Lawler, 2009; Mawdsley et coll., 2009; Seddon et coll., 2009; Winder et coll., 2011; Park et Talbot, 2012; Hancock et Gallagher, 2014

3. Potentiel d'utilisation au Québec

3.1 Utilisation historique et actuelle des opérations de transfert

Cette section présente des exemples de transferts effectués au Québec, parfois même de manière récurrente, dans les domaines de la gestion de la faune aquatique, par les ensemencements de poissons, et de l'horticulture. Par ailleurs, la migration assistée sous différentes formes (p. ex. migration assistée d'une population ou expansion assistée de l'aire de répartition [Ste-Marie, 2011]) est déjà en cours au Québec dans le domaine de l'aménagement forestier, un sujet qui a été abordé dans la section précédente. Notre objectif est de montrer les bénéfices de certains transferts, mais aussi les efforts considérables nécessaires et les effets négatifs engendrés. Notons que la plupart des transferts effectués actuellement au Québec ne correspondent pas à de la migration assistée telle qu'elle est définie dans la présente étude, sauf exception.

3.1.1 Ensemencements

Renforcement de populations d'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*)

L'ensemencement de l'omble de fontaine sert principalement à maintenir une offre de pêche sportive. Il est utilisé avec des ombles de fontaine 100 % domestiques, mais aussi avec des hybrides entre des ombles de fontaine domestiques et quelques reproducteurs sauvages. Plusieurs études ont été faites afin de mesurer l'effet de l'ensemencement sur les populations sauvages (Marie et coll., 2010, 2012 ; Lamaze et coll., 2012, 2013). Les études de Marie et coll. (2010) et Lamaze et coll. (2012) montrent que l'ensemencement affecte l'intégrité génétique des populations sauvages et augmente la diversité allélique en introduisant de nouveaux allèles détenus seulement chez les truites domestiques. Ces études montrent aussi une homogénéisation des populations en fonction de l'intensité de l'ensemencement. Les individus domestiques et sauvages peuvent créer des hybrides (Lamaze et coll., 2012). L'intégrité génétique des populations sauvages peut donc être fortement affectée par l'apport d'individus exogènes. Lamaze et coll. (2013) proposent de restreindre l'ensemencement d'ombles de fontaine domestiques ou, du moins, de le restreindre à des plans d'eau qui présentent une faible, voire aucune possibilité de migration vers d'autres lacs afin de limiter l'hybridation.

Réintroduction du bar rayé (*Morone saxatilis*)

La disparition du bar rayé s'est faite sur une courte période (<10 ans) dans le milieu des années 1960 (Robitaille et Ouellette, 1991). Le déclin est attribué principalement à la perturbation et la destruction d'habitats des jeunes stades de vie, notamment par le dragage et l'entretien de la voie navigable du Saint-Laurent (Beaulieu, 1985; Beaulieu et coll., 1990; Robitaille, 2004). Cette perte d'habitat combinée à la surexploitation par les pêches récréatives et commerciales aurait mené à sa disparition (Robitaille, 2004).

Une évaluation positive quant à la faisabilité de rétablir une population a été produite par le Comité de travail pour la réintroduction du bar rayé au tournant des années 2000 (Comité aviseur, 2000). Dès 2002, un plan d'action a été établi et le gouvernement du Québec a entrepris les premiers travaux visant le rétablissement du bar rayé dans le Saint-Laurent. La réintroduction de l'espèce a été réalisée à partir de jeunes de l'année provenant de la population du sud du golfe du Saint-Laurent et capturés dans la rivière Miramichi (Pelletier et coll., 2011). De 2002 à 2019, le gouvernement du Québec a déposé plus de 34,6 millions de larves et plus de 30 000 bars rayés juvéniles et adultes dans le Saint-Laurent (L'Italien et coll., 2020).

Les suivis menés au cours des 20 dernières années permettent de constater le succès du programme de réintroduction du bar rayé du Saint-Laurent. À titre d'exemple, la population occupe aujourd'hui entièrement l'aire de répartition laissée vacante par la population disparue (Valiquette et coll., 2017). La reproduction naturelle est également confirmée dans au moins deux frayères majeures et la structure d'âge des reproducteurs révèle une constance annuelle dans le recrutement naturel (L'Italien et coll., 2020). Au cours

des années, le suivi des captures accidentelles et le suivi de l'abondance des jeunes de l'année ont tous deux montré une augmentation progressive de l'abondance de l'espèce dans les eaux du Saint-Laurent (MFFP, données non publiées ; MFFP, 2022). Ces suivis ont toutefois aussi révélé des fluctuations importantes de l'abondance, ce qui est typique de la biologie de l'espèce. Malgré ces signes encourageants, beaucoup de travail reste à faire pour maintenir et stabiliser la population actuelle, entre autres l'identification des habitats exploités par le bar rayé afin d'assurer leur protection. En dépit des ressources considérables investies pour permettre la réintroduction, la viabilité de la population à long terme n'est pas confirmée (Pêches et Océans Canada [MPO], 2021).

Introduction de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*)

L'aire de répartition naturelle de la truite arc-en-ciel se trouve sur la côte ouest de l'Amérique du Nord, mais l'espèce a été introduite au Québec il y a plusieurs années (Thibault, 2010). À l'époque, la migration assistée de cette espèce a été réalisée pour favoriser la pêche sportive, et non dans un objectif de conservation. Aujourd'hui, il existe des populations naturalisées dans l'est du continent (Thibault, 2010). Par exemple, au lac Memphrémagog, l'introduction a conduit à l'établissement d'une population qui contribue à la dispersion de l'espèce dans l'est du Québec (Thibault, 2010).

L'arrivée de la truite arc-en-ciel constitue un risque pour les salmonidés indigènes, notamment le saumon atlantique (*Salmo salar*) et l'omble de fontaine (Thibault, 2010), car elle a le potentiel de se nourrir d'autres salmonidés (Bernatchez et Giroux, 2012). De plus, ces trois espèces recherchent les mêmes caractéristiques pour les sites de fraie, donc il peut y avoir un potentiel de compétition interspécifique pour les sites de reproduction (Bernatchez et Giroux, 2012). La truite arc-en-ciel se reproduit généralement au printemps, contrairement au saumon atlantique et à l'omble de fontaine, mais, compte tenu de sa grande plasticité phénotypique, il est possible qu'elle utilise aussi les sites de fraie à l'automne. De plus, une reproduction simultanée pourrait entraîner une hybridation entre ces espèces et diminuer l'adaptation locale des salmonidés indigènes (Thibault, 2010). Avec le réchauffement possible des cours d'eau dû aux changements climatiques, la truite arc-en-ciel pourrait avoir un avantage compétitif par rapport aux autres salmonidés en raison de sa plus grande tolérance à la chaleur (Isaak et coll., 2012).

Introduction de saumon atlantique (*Salmo salar*) en amont d'obstacles infranchissables

Par le passé, certains barrages ont été aménagés sur des rivières à saumon au niveau d'obstacles naturellement infranchissables par le saumon. Cette situation offre la possibilité d'aménager des structures permettant au saumon de franchir ces obstacles et ainsi de coloniser de nouveaux habitats en amont du cours d'eau qui lui étaient auparavant inaccessibles. Lorsque les obstacles aménagés étaient situés en aval des rivières, les aménagements ont, dans certains cas, permis d'augmenter significativement l'abondance de la population de saumons. Les exemples les plus probants sont les rivières Rimouski, Mitis, Madeleine et aux Rochers.

Dans certains cas, il est nécessaire de recourir au transport en camion pour permettre aux saumons de franchir les obstacles anthropiques infranchissables, comme cela se fait entre autres sur les rivières Mitis, Rimouski, aux Rochers et Jacques-Cartier.

Introduction du meunier noir (*Catostomus commersonii*)

Le meunier noir est une espèce indigène du Québec, mais qui a été grandement déplacée à l'intérieur même de son aire de répartition (Bernatchez et Giroux, 2012). Son introduction dans une multitude de lacs du Québec résulte de son utilisation à grande échelle comme poisson-appât (Bernatchez et Giroux, 2012). L'introduction du meunier noir a des répercussions dans une multitude de lacs en raison d'une forte compétition avec les espèces locales, particulièrement l'omble de fontaine (Chen et Harvey, 1995). En effet, une réduction importante de la production d'omble de fontaine a été notée dans les lacs où le meunier noir a été introduit, ainsi qu'une diminution des captures de pêches et des abondances (Tremblay et Magnan, 1991; Bernatchez et Giroux, 2012). Le meunier cause également un changement de l'utilisation de l'habitat chez l'omble de fontaine (Tremblay et Magnan, 1991). Il s'alimente d'invertébrés benthiques dans le littoral, ce qui peut contraindre l'omble de fontaine à s'alimenter dans la zone pélagique (Tremblay et Magnan, 1991).

Une espèce introduite peut donc nuire aux espèces locales, et il devient souvent impossible de revenir en arrière. Dans le cas du meunier noir, un programme de retrait massif a été effectué, soit 46 % à 96 % de la biomasse selon les lacs. Les effets du relâchement de la compétition ont pris beaucoup de temps à être effectifs, mais il a finalement été possible d'observer des effets bénéfiques dans certains lacs, notamment une augmentation de la croissance annuelle et des captures d'omble de fontaine (St-Laurent, 2002). Ces opérations de retrait massif de biomasse ont également des impacts majeurs pour les autres espèces présentes.

3.1.2 Horticulture

Les transferts d'espèces végétales sont effectués depuis longtemps au Québec, que ce soit à des fins agricoles ou par le commerce des plantes ornementales. Dans ce contexte, l'introduction d'espèces exotiques constitue une forme de migration assistée effectuée dans un objectif autre que celui de la conservation. Une multitude de plantes introduites sont maintenant naturalisées au Québec, si bien que celles-ci représentent aujourd'hui environ 30 % de nos espèces (Lavoie et coll., 2012). Depuis les dernières années, ce sont majoritairement les plantes ornementales qui font l'objet de transferts vers le Québec, alors qu'historiquement il s'agissait principalement de déplacement de plantes à usage agricole ou médical (Lavoie et coll., 2014). Évidemment, le déplacement de toutes ces espèces amène son lot d'inquiétudes étant donné le risque qu'elles deviennent nuisibles ou envahissantes une fois introduites dans un nouvel habitat. Ainsi, parmi 908 plantes exotiques naturalisées du Québec, Lavoie et coll. (2014) ont identifié 87 espèces potentiellement nuisibles à différents degrés (de faiblement nuisible à envahissante). Selon les auteurs, cette liste devrait être constamment réévaluée en fonction de risques supplémentaires susceptibles d'être entraînés par les changements climatiques. La méthode d'analyse établie par Lavoie et coll. pourrait être utilisée pour évaluer le potentiel de nuisance d'espèces végétales introduites dans un contexte de migration assistée.

3.2 Utilisation potentielle de la migration assistée pour la conservation des espèces en situation précaire

La migration assistée est une option de conservation qui est parfois envisagée pour les espèces rares ou en situation précaire. Ces espèces possèdent souvent des traits biologiques qui les rendent plus vulnérables que d'autres aux effets combinés des changements climatiques et de la fragmentation des habitats, comme une répartition peu étendue ou fragmentée et une faible capacité de dispersion (Hunter, 2007; McLachlan et coll., 2007). Certaines présentent également une faible fécondité ou une maturité sexuelle tardive (Aitken et coll., 2008) ou encore sont hautement spécialisées en matière d'habitat. Les espèces en situation précaire qui présentent une forte probabilité d'extinction en réponse aux changements climatiques peuvent être retenues comme candidates pour la migration assistée, surtout si celles-ci ont une capacité de dispersion limitée (Hunter, 2007).

Au Québec, la vulnérabilité des plantes vasculaires en situation précaire (c'est-à-dire menacées, vulnérables, susceptibles d'être ainsi désignées ou vulnérables à la récolte) aux changements climatiques a été évaluée par Gendreau et coll. (2018). Les résultats de l'analyse de l'évolution potentielle de l'aire de répartition des espèces indiquent qu'au moins cinq d'entre elles pourraient être complètement extirpées de la province d'ici 2080 : il s'agit de *Carex formosa*, *Cyripedium arietinum*, *Platanthera macrophylla*, *Pterospora andromedea* et *Spiranthes casei* var. *casei*. De plus, la vitesse de déplacement moyenne de la limite nordique de la niche climatique des plantes analysées (c'est-à-dire la répartition des conditions climatiques favorables à celles-ci) est évaluée à 42 km/10 ans par Gendreau et coll. (2018), ce qui est de loin supérieur à la valeur médiane des vitesses de déplacement observées chez les arbres et les plantes herbacées, qui est d'environ 1 km/10 ans (Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC], 2014). Cela indique qu'il pourrait être impossible pour ces plantes en situation précaire d'étendre naturellement leur répartition dans la province, vu l'intensité des changements climatiques. L'utilisation d'un indice de vulnérabilité signale, d'autre part, que l'abondance ou la répartition de 49 autres plantes vasculaires en situation précaire ont de très forts risques de diminuer significativement ou que ces plantes risquent de disparaître d'ici 2050 en raison des changements climatiques (Gendreau et coll., 2018). Les espèces associées aux habitats arctiques-alpins, à l'estuaire et au golfe du Saint-Laurent ou encore aux sols

calcaires se sont révélées être les plus vulnérables. La migration assistée pourrait être considérée pour les plantes calcicoles, dont l'habitat est rare et qui a lieu au nord du Saint-Laurent. C'est le cas notamment de certaines plantes en situation précaire sur le grand massif appalachien de la Gaspésie. Par ailleurs, l'évaluation du potentiel d'utilisation de la migration assistée pour des espèces candidates dans l'archipel des Keys, en Floride, indique que cette option de conservation pourrait être la seule en mesure de protéger certaines espèces floristiques dont l'habitat est menacé par la hausse du niveau marin (Maschinski et coll., 2011). Au Québec, la gentiane de Victorin (*Gentianopsis virgata* subsp. *victorinii*) et la cicutaire de Victorin (*Cicuta maculata* var. *victorinii*), deux espèces endémiques à l'estuaire du Saint-Laurent, sont des exemples de plantes qui risquent d'être affectées par l'érosion des hauts marais engendrée par la hausse du niveau marin (Bhiry et coll., 2013).

Une évaluation de la vulnérabilité aux changements climatiques pour l'ensemble des espèces fauniques en situation précaire du Québec a été réalisée récemment (Ricard et coll., en préparation). Ces résultats indiquent que certaines espèces ou certains groupes d'espèces paraissent plus vulnérables que d'autres. C'est notamment le cas pour les espèces aquatiques et celles qui sont associées aux habitats alpins. Un certain risque émane aussi pour les amphibiens et des reptiles. Les capacités de déplacement limitées de ces espèces, leur niche climatique historique étroite et leur sensibilité aux variations des conditions d'humidité diminuent leur résilience aux modifications du climat. Une analyse de l'évolution potentielle de la répartition réalisée à partir de modèles de niche climatique suggère par ailleurs que la salamandre pourpre est l'une des espèces d'amphibiens qui pourraient être les plus affectées en raison des changements climatiques (conclusion tirée des résultats de Berteaux et coll., 2016). La rainette faux-grillon de l'Ouest (*Pseudacris triseriata*), une espèce déjà fortement menacée par la destruction de son habitat dans le sud du Québec, pourrait devoir composer avec une hydropériode plus courte au cours des prochaines décennies (Équipe de rétablissement de la rainette faux-grillon de l'Ouest du Québec, 2019). Outre les amphibiens, l'omble chevalier *oquassa*, une espèce en situation précaire associée aux eaux froides de certains lacs oligotrophes, pourrait, elle aussi, voir la taille de son habitat réduite par une hausse progressive des températures dans les parties profondes de lacs qu'elle fréquente (Rivière et coll., 2018). Comme cette espèce ne semble pas pouvoir sortir des lacs pour coloniser des habitats plus septentrionaux, l'augmentation des températures de ces plans d'eau pourrait engendrer la disparition de l'espèce sans intervention humaine. Des espèces associées aux milieux côtiers, comme le satyre fauve des Maritimes (*Coenonympha nipisiquit*), pourraient également voir leurs habitats perturbés par la hausse du niveau marin et de l'incidence des événements météorologiques extrêmes (Environnement Canada, 2011). La migration assistée de cette espèce pourrait être considérée puisqu'elle a été effectuée avec succès pour d'autres espèces de lépidoptères (Willis et coll., 2009).

De façon plus générale, certains éléments propres au Québec incitent à considérer la migration assistée comme mesure d'adaptation aux changements climatiques. Tout d'abord, le fleuve Saint-Laurent représente une importante barrière à la dispersion des espèces qui seront appelées à se déplacer vers le nord en réponse au réchauffement du climat (Berteaux et coll., 2018). Bon nombre d'espèces en situation précaire pourraient avoir de la difficulté à se disperser de la rive sud du fleuve à la rive nord. À une échelle plus vaste, il a été récemment proposé que le Québec puisse constituer un refuge climatique important pour les espèces nord-américaines en déplacement, particulièrement les espèces à répartition périphérique nord (Berteaux et coll., 2018). Au fur et à mesure que les conditions climatiques favorables aux espèces se dégraderont dans le sud de leur aire de répartition, un certain nombre de ces espèces pourraient devenir en difficulté aux États-Unis (Gendreau et coll., 2016). Le Québec pourrait donc avoir à jouer un rôle important pour la préservation de ces espèces. Toutefois, en plus du fleuve, la présence de la zone urbanisée du grand Montréal et des habitats agroforestiers hautement fragmentés du sud de la province pourrait représenter une barrière à leur dispersion naturelle et possiblement justifier l'évaluation de la migration assistée pour certaines de ces espèces.

Certains problèmes liés à la migration assistée des espèces en situation précaire ont cependant été relevés. Tout d'abord, Griffith et coll. (1989) ont évalué le succès de près de 200 opérations d'introduction et de réintroduction d'oiseaux et de mammifères réalisées en Australie, au Canada, à Hawaii, en Nouvelle-Zélande et aux États-Unis. Un transfert d'espèce était considéré comme un succès si une population arrivait à s'établir et à se maintenir dans le temps. Les résultats indiquent que le succès des opérations de transfert est deux fois moins fréquent lorsque l'espèce déplacée est en situation précaire que lorsqu'il s'agit d'une

espèce faunique exploitée. Griffith et coll. (1989) et Carrete et Tella (2012) soulignent également l'importance de déplacer un grand nombre d'individus pour assurer le succès de l'opération et la difficulté que ce facteur peut représenter pour le déplacement d'espèces rares ou menacées. Pour pallier cette contrainte, Griffith et coll. (1989) recommandent de ne pas attendre que l'espèce soit au bord de l'extinction pour procéder, mais plutôt de mettre en place un programme de transfert alors que les populations sont relativement stables. Il s'agit là d'une recommandation qui porte à réflexion puisque la migration assistée d'une espèce est le plus souvent envisagée comme une solution de dernier recours.

Sur le plan technique, certains aspects liés à la biologie, à l'écologie et à la répartition de plusieurs espèces en situation précaire sont encore méconnus, et ces incertitudes peuvent rendre hasardeuse l'application de la migration assistée. Ainsi, bien que les modèles soient des outils hautement pertinents pour repérer de possibles sites récepteurs (p. ex., des modèles qui prédisent la répartition future des espèces (McLane et Aitken, 2012) ou des modèles qui reproduisent le mouvement des espèces (Rytteri et coll., 2017), ils sont souvent difficiles à établir pour les espèces rares. Au Québec, des modèles de répartition (modèles de niche climatique) ont pu être développés pour 131 des 409 espèces de plantes en situation précaire. Ces modèles seront sans doute essentiels pour bien cibler les sites récepteurs potentiels des espèces évaluées pour la migration assistée.

Finalement, Hunter (2007) émet une mise en garde concernant la tentation de simplement déplacer les espèces en situation précaire dont la préservation dans leur habitat d'origine pose de sérieux défis, sous prétexte de faciliter leur adaptation aux changements climatiques. L'imminence d'une menace majeure liée aux changements climatiques devrait être une condition *sine qua non* pour la mise en place de la migration assistée d'une espèce, avec les risques que pose cette mesure.

4. Études de cas

4.1 Menace liée au climat : le cas de la salamandre pourpre

4.1.1 Biologie et habitat de l'espèce

La salamandre pourpre a été désignée vulnérable au Québec en 2009 (Gouvernement du Québec, 2024b) et menacée au Canada en 2011 (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada [COSEPAC], 2011). Il s'agit d'une grande salamandre de ruisseau qui se distingue par sa coloration rosée et sa queue fortement comprimée latéralement. Cette espèce de la famille des pléthodontidés ne possède pas de poumons et respire de façon cutanée, ce qui la rend sensible à la dessiccation et dépendante des habitats aquatiques (Petranka, 1998; Rodrigue et Desroches, 2018). Cette espèce fréquente les eaux fraîches et bien oxygénées des petits ruisseaux de montagne aux fonds rocheux et graveleux, à la tête des bassins versants (Petranka, 1998; Lowe, 2003; Rodrigue et Desroches, 2018). Elle habite les ruisseaux permanents de premier ordre et certains ruisseaux intermittents, à une altitude de 200 à 400 m (Lowe, 2002). Les adultes à la recherche de proies utilisent également les premiers mètres des habitats terrestres qui bordent les cours d'eau (Greene et coll., 2008).

La salamandre pourpre a une longévité d'une dizaine d'années (Lowe, 2003) avec un stade larvaire de 3 et 5 ans, qui varie en fonction de la pression de prédation, du sexe et la qualité de l'habitat (Bruce, 1980). Elle se nourrit principalement d'insectes aquatiques et terrestres, mais aussi de salamandres de petite taille, incluant sa propre espèce (Lowe, 2005; Greene et coll., 2008; Rodrigue et Desroches, 2018). D'ailleurs, elle est souvent un des prédateurs principaux dans l'habitat où elle évolue (Gustafson, 1994). Son principal prédateur est l'omble de fontaine et une diminution de son abondance est notée lorsque ce poisson est présent (Lowe et Bolger, 2002; Lowe et coll., 2004).

Certains individus sont sédentaires et vont demeurer dans le même domaine vital durant de longues périodes, alors que d'autres vont se disperser et effectuer des déplacements sur plus de 500 m (Lowe 2010; Lowe et McPeck, 2012). Le comportement de *homing* (pouvant être traduit par « retour au gîte »), soit le retour au territoire initial après avoir été déplacé, a été confirmé chez la salamandre pourpre (Deitchler et coll., 2015). La fluidité génétique de l'espèce est expliquée majoritairement par la connectivité des ruisseaux (Lowe et coll., 2012). Chez la salamandre pourpre, la distance physique entre deux populations augmente les divergences génétiques, mais l'isolation des bassins hydrographiques a aussi une influence prépondérante sur l'isolation génétique (Kuchta et coll., 2016). De plus, une rivière de forte taille peut agir comme une barrière au déplacement et favoriser l'augmentation des divergences intraspécifiques (Kuchta et coll., 2016). Actuellement, les connaissances sur la génétique des populations au Québec sont insuffisantes (COSEPAC, 2011).

4.1.2 Répartition et état de la population

La salamandre pourpre est présente seulement dans l'est de l'Amérique du Nord, dans les régions montagneuses des Appalaches (COSEPAC, 2011). Sa répartition actuelle s'étend du centre de l'Alabama, aux États-Unis, jusqu'au sud du Québec (figure 1). Au Canada, l'espèce est considérée comme disparue en Ontario depuis 2010 et n'est actuellement présente qu'au Québec. Elle est présente dans deux secteurs distincts, soit la région des Appalaches (monts Orford, Sutton, Olw's Head, Stoke, Pinnacle, Mégantic, Éléphant et Yamaska), et sur le piémont des Adirondacks, dans la région de Covey Hill (figure 2). Compte tenu du manque de données génétiques, on ne peut considérer ces deux populations comme étant distinctes, mais, considérant la distance et la topographie, il est possible que les individus de Covey Hill forment une population isolée (COSEPAC, 2011).

Au Québec, la taille de la population de salamandre pourpre est inconnue (COSEPAC, 2011) ; il est par conséquent difficile d'en évaluer la tendance. Une étude réalisée par Tittley en 2013 indique que la plupart des sous-populations subissent de fortes pressions pouvant nuire à l'espèce. Certaines activités

anthropiques réduisent la qualité de l'habitat, incluant l'aménagement forestier, le développement du réseau routier, le développement urbain et l'agriculture (voir la section *Menaces et enjeux de conservation* pour plus de détails).

Évolution potentielle de sa répartition en réponse aux changements climatiques

La niche climatique de la salamandre pourpre a été modélisée afin d'évaluer l'évolution dans le temps des conditions climatiques qui lui sont favorables (Berteaux et coll., 2016 ; 2018). Les résultats montrent que les conditions climatiques de plusieurs sites où l'espèce est actuellement absente pourraient devenir favorables à l'espèce d'ici 2080 (figure 3). Des gains considérables en habitats pourraient donc avoir lieu au Québec si l'espèce était en mesure de coloniser de nouveaux sites, alors que l'étendue de sa niche climatique pourrait s'accroître de 821 % (Berteaux et coll., 2016). En parallèle à ces gains potentiels, 42 % de la superficie de l'aire de répartition actuelle de l'espèce au Québec pourrait ne plus offrir les conditions climatiques nécessaires au maintien de la salamandre pourpre d'ici 2080 (figure 3). Des pertes majeures sont également anticipées aux États-Unis, où une perte potentielle de 65 % pourrait contribuer à fragmenter les populations existantes. Deux autres études ayant modélisé les niches climatiques de la salamandre pourpre appuient la conclusion de Berteaux et coll. (2016). Elles prévoient une réduction au sud, une contraction d'est en ouest, de même qu'une fragmentation de l'habitat vers des îlots isolés, notamment près du Maine, au sud et à l'est de la Caroline du Nord (Milanovich et coll., 2010 ; Sutton et coll., 2015).

Même s'ils fournissent de précieux indices quant à la direction et à l'ampleur des changements anticipés pour une espèce, les modèles de niche climatique comportent plusieurs lacunes, notamment parce qu'ils ne prennent en compte ni la capacité de déplacement des espèces ni l'ensemble des composantes essentielles de leurs habitats (Berteaux et coll., 2014 ; 2018). Ainsi, pour une espèce hautement spécialisée en matière d'habitat, telle que la salamandre pourpre, il est probable que la plupart des nouveaux sites dont les conditions climatiques deviendront clémentes ne présenteront pas l'ensemble des conditions nécessaires à l'établissement de l'espèce. De plus, les résultats indiquent que la limite septentrionale de la répartition de l'espèce se déplace vers le nord à une vitesse de 35 km par décennie (Berteaux et coll., 2016), ce qui semble bien au-delà de la capacité de dispersion naturelle de cette espèce qui vit dans des îlots isolés par la topographie du territoire. Conséquemment, malgré l'amélioration des conditions climatiques pour cette espèce, toutes les extirpations qui pourraient survenir localement pourraient mener à une diminution de l'aire de répartition de la salamandre pourpre si aucune mesure n'est prise pour faciliter la colonisation de nouveaux sites.

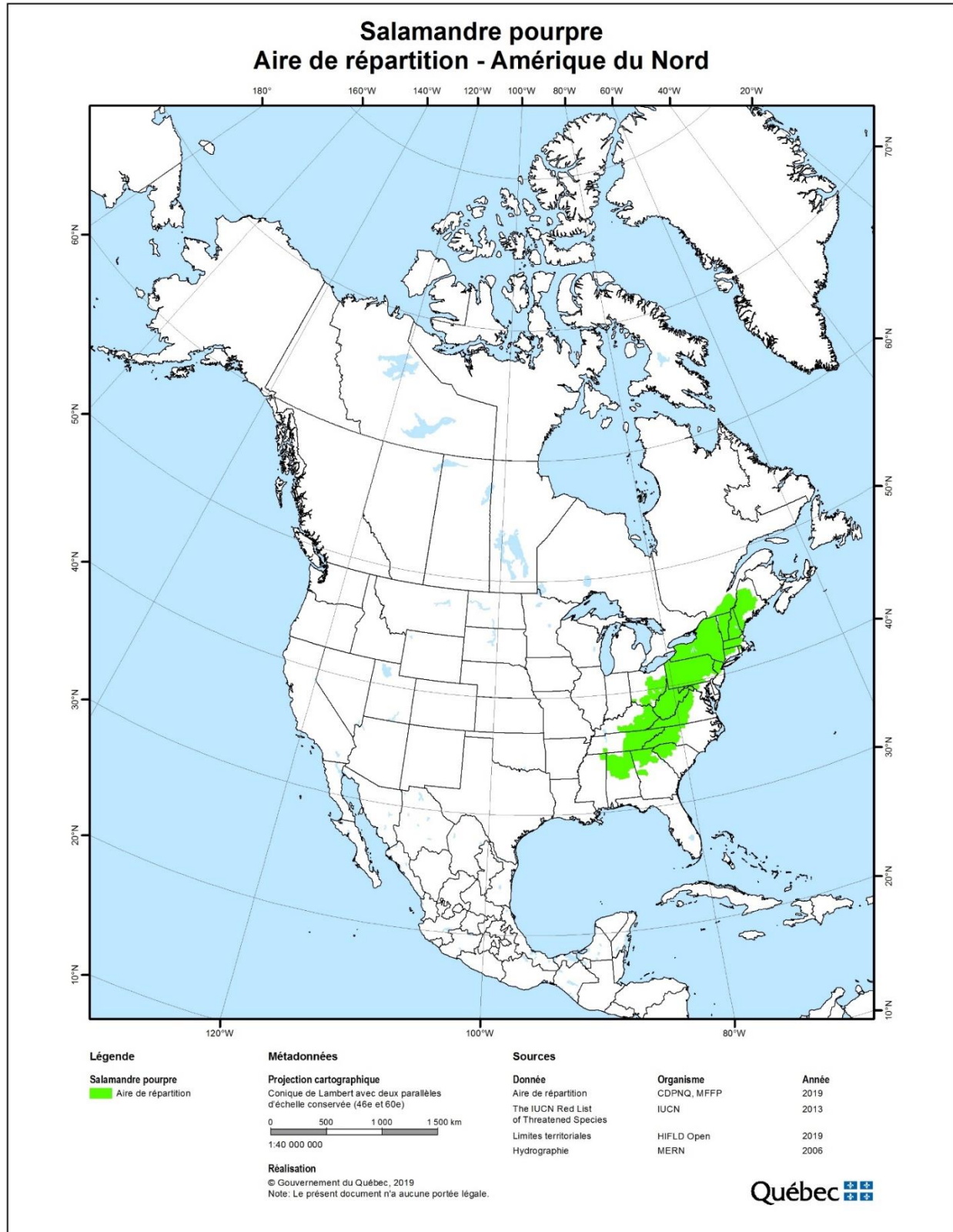


Figure 1. Aire de répartition de la salamandre pourpre en Amérique du Nord

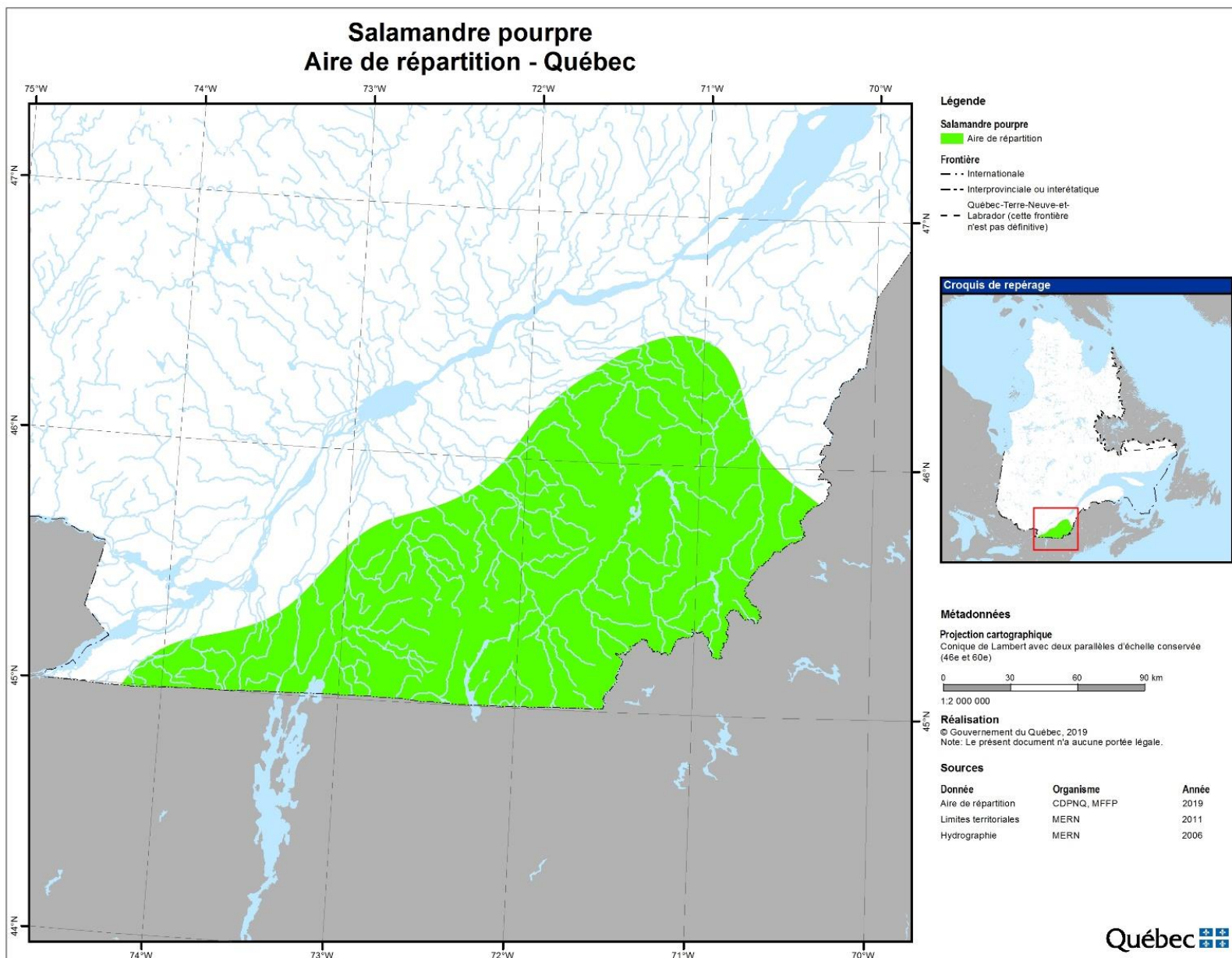


Figure 2. Aire de répartition de la salamandre pourpre au Québec

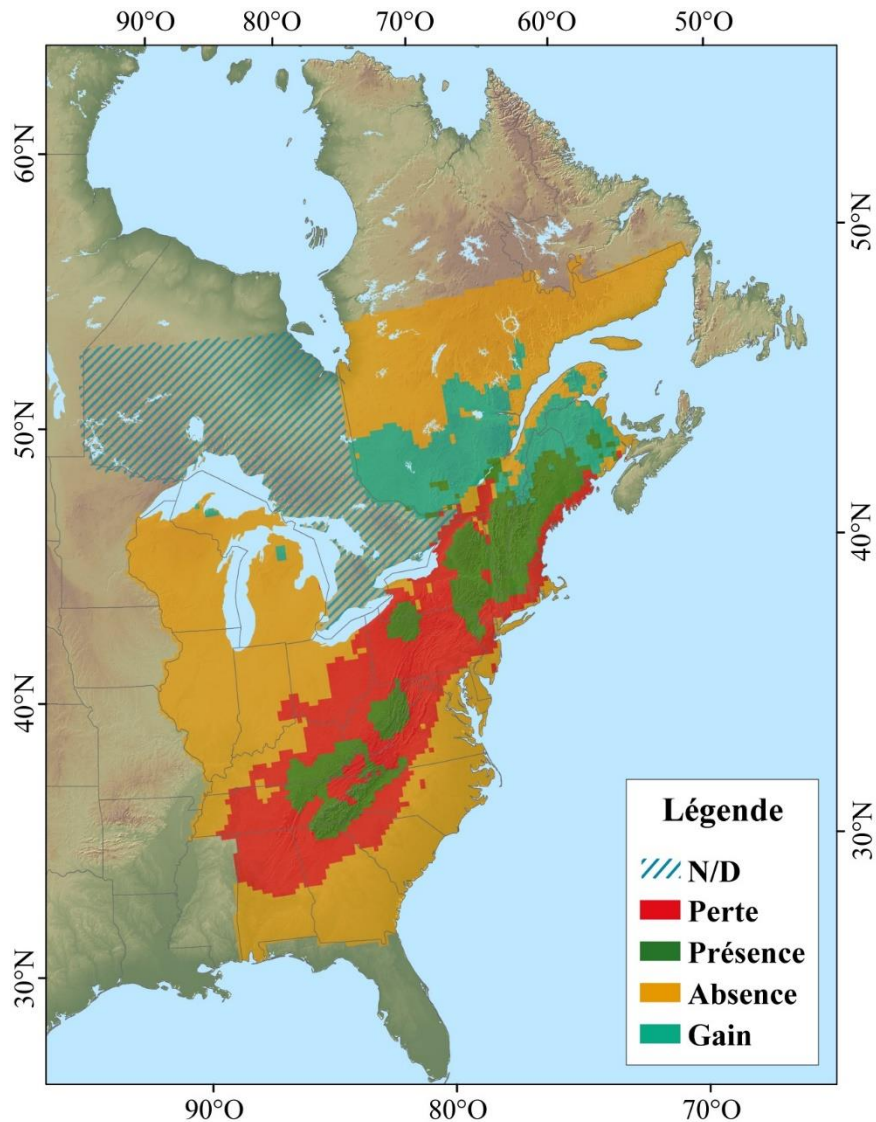


Figure 3. Changements potentiels de répartition de la salamandre pourpre pour l’horizon 2071-2100 (tiré de Berteaux et coll., 2016).

4.1.3 Menaces et enjeux de conservation

Les modifications d’habitats qui entraînent une altération de la qualité de l’eau et des débits représentent actuellement la principale menace pour la salamandre pourpre (COSEPAC, 2011). Une diminution de son abondance est généralement observée lorsque son habitat ou le milieu environnant subit un processus d’urbanisation qui modifie les propriétés physiques et chimiques du cours d’eau (Barrett et coll., 2010; Hölzel et Dieckrüger, 2011; Price et coll., 2012). Les surfaces imperméables des bâtiments et la construction de routes vont augmenter les débits lors de précipitations abondantes ainsi que le ruissellement, la sédimentation et le transport de débris (Barrett et coll., 2010 ; Jones et coll., 2000). La sédimentation bloque les interstices du substrat rocheux du ruisseau, ce qui réduit la disponibilité des refuges et des sites d’alimentation pour la salamandre ainsi que la diffusion et la concentration d’oxygène dans les interstices (St-Onge et coll., 2001). L’altération des cours d’eau à proximité de l’habitat peut également entraîner des apports en métaux lourds, composés organiques, ozones, nutriments et sels (Trombulak et Frissell, 2000). Les activités agricoles occasionnent un apport en sédiment, nutriments et contaminants (De Solla, 2002; Houlihan et Findlay, 2003), alors que les activités sylvicoles peuvent causer

de la sédimentation, une modification des débits et l'augmentation de la température de l'eau par l'ouverture de la canopée (Wilkerson et coll., 2006; Bousquet, 2017).

Une revue de littérature réalisée par Blaustein et coll. en 2010 met en lumière les effets directs des changements climatiques sur la survie, la reproduction et les comportements des amphibiens, de même que des effets indirects, comme la propagation d'infections et des changements dans la chaîne trophique ou dans les interactions interspécifiques. Par exemple, une réduction des déplacements des individus en milieu terrestre causée par une hausse de l'évapotranspiration pourrait entraîner la réduction du flux génique entre les populations. Par ailleurs, chez plusieurs espèces de pléthodontidés, une réduction de la taille de 8 % a été observée sur une période de 55 ans et est attribuée aux changements climatiques (Caruso et coll., 2015). Cette réponse rapide aux changements climatiques devra être étudiée davantage afin d'en comprendre le mécanisme et d'évaluer l'impact de cette réduction de taille sur la démographie de ces espèces.

Les changements climatiques pourraient aussi entraîner une modification des régimes de précipitations qui serait susceptible de nuire à la salamandre pourpre. En effet, les ruisseaux de montagne sont très sensibles aux fluctuations temporelles des volumes de précipitations (Brooks, 2009; Walls et coll., 2013) et il est essentiel, pour les salamandres, que ceux-ci ne subissent pas d'étiage ou de réduction importante de débit (COSEPAC, 2011). Les travaux de Lowe (2012) ont par ailleurs déjà montré que la fréquence et l'intensité plus élevées des coups d'eau causés par les changements climatiques entraînaient une diminution du nombre d'adultes. Les individus seraient particulièrement vulnérables à la mortalité durant la métamorphose, car ils ne peuvent pas utiliser la même stratégie d'évitement que les larves ou les adultes.

4.1.4 Bénéfices potentiels et risques associés à la migration assistée

Étant donné la détérioration anticipée des conditions climatiques propices à la salamandre pourpre dans plusieurs sites (Bertheaux et coll., 2016), la sensibilité de l'espèce aux variations hydriques et sa capacité de dispersion limitée, la migration assistée permettrait de limiter le risque d'extinction. Par ailleurs, la migration assistée de la salamandre pourpre permettrait l'implantation de nouvelles populations dans des bassins versants où les pressions anthropiques sont faibles. Actuellement, la plupart des ruisseaux où l'espèce est présente sont altérés par les activités humaines ou subissent la prédation par l'omble de fontaine (Lowe et Bolger, 2002; Lowe et coll., 2004; Tittley, 2013).

Toutefois, malgré les bénéfices potentiels associés au déplacement de cette espèce rare en dehors de son aire de répartition, le prélèvement d'individus présente des risques non négligeables pour les populations sources. En effet, la migration assistée d'amphibiens nécessite une grande quantité d'individus (adultes, larves ou œufs) afin d'en assurer le succès (Semlitsch, 2002; Germano et Bishop, 2009). Prélever de tels effectifs dans un ou plusieurs ruisseaux pourrait compromettre la persistance des sous-populations, une opération d'autant plus risquée qu'on ne connaît pas leur taille actuelle (Lowe et Bolger, 2002). Une réduction majeure et soudaine du nombre d'individus dans une population pourrait affecter son intégrité génétique (Petranka et coll., 1993). Bien qu'il soit possible de réduire le niveau de risque en répartissant les prélèvements sur plusieurs cours d'eau, il est difficile de prévoir les conséquences qu'aurait ce mélange de génotypes sur le succès de l'établissement d'une nouvelle sous-population. Une autre option consiste à élever des individus en captivité pour combler les besoins de la migration assistée (Semlitsch, 2002). La salamandre pourpre pourrait être une bonne candidate pour la captivité en raison du peu d'espace requis et des faibles coûts comparativement à d'autres groupes taxonomiques. Les travaux de Griffith et coll. (1989) indiquent toutefois que, chez différentes espèces d'amphibiens, les individus issus d'une reproduction en captivité ont généralement deux fois moins de succès lors de la relocalisation. De plus, même en ayant recours à la reproduction en captivité, il serait nécessaire de prélever au départ un grand nombre d'individus reproducteurs dans les populations naturelles. Le recours à la captivité nécessite également une charge importante en planification et en ressources financières et humaines, tout en entraînant des délais de réalisation importants.

La propagation d'agents pathogènes lors d'opérations de migration assistée est un des risques les plus fréquemment mentionnés pour différents groupes taxonomiques (Desroches et Picard, 2004; Fisher et

Garner, 2007; Ricciardi et Simberloff, 2009). Qui plus est, les agents pathogènes représentent une cause majeure du déclin généralisé et mondial des amphibiens (La Marca et coll., 2005; Lips et coll., 2006; Fisher et Garner, 2007; Piovia-Scott et coll., 2015). Leur introduction lors de la migration assistée peut survenir de deux façons. D'abord, le stress engendré chez les individus déplacés peut diminuer les performances de leur système immunitaire et les rendre plus vulnérables aux agents pathogènes du milieu récepteur (Carey, 1993). Ensuite, les individus déplacés peuvent être contaminés par des agents pathogènes et, lors de la translocation, contaminer la population receveuse. Chez les amphibiens, *Batrachochytrium dendrobatidis*, un champignon microscopique, largement répandu, touche un très grand nombre d'espèces et a déjà conduit à l'extinction de plusieurs populations (Fisher et Garner, 2007). Chez les salamandres, le *Batrachochytrium salamandrivorans* est en pleine émergence en Europe (Grant et coll., 2016; Spitzen-Van der Sluijs et coll., 2018) et peut causer des lésions, la léthargie, l'anorexie et la mort (Réseau canadien pour la santé de la faune, 2017). À l'heure actuelle, beaucoup d'efforts sont déployés pour limiter sa propagation, notamment en Amérique du Nord où la maladie n'a pas encore été détectée (Grant et coll., 2016).

Finalement, l'introduction d'un prédateur comme la salamandre pourpre pourrait avoir un effet local sur la survie et l'abondance des autres espèces de salamandres de ruisseaux (Beachy, 1994; Gustafson, 1994), dont certaines ont un statut précaire, comme la salamandre sombre du Nord (*Desmognathus fuscus*). Il a été démontré que la survie d'autres espèces de salamandres pourrait être compromise en présence de salamandres pourpres (Gustafson, 1994). Outre la prédation, la présence de la salamandre pourpre pourrait réduire la disponibilité des proies et des microrefuges pour les espèces moins compétitrices (Semlitsch, 2002). Une forte densité de larves de salamandres dans un habitat peut aussi réduire la vitesse de développement et le succès de la métamorphose (Semlitsch, 2002). L'introduction de la salamandre pourpre pourrait entraîner une réduction de l'abondance ou un ralentissement dans le développement des larves chez les autres espèces de salamandres.

4.1.5 Probabilité de succès

Historique d'échecs et de succès

Il existe à ce jour peu d'exemples documentés de migration assistée chez les amphibiens. L'analyse porte donc sur les projets documentés de relocalisation d'amphibiens à l'intérieur de leur aire de répartition afin d'en faire ressortir les avantages, les enjeux, les facteurs de succès et les causes d'échecs, c'est-à-dire les éléments susceptibles de nourrir la réflexion quant au potentiel de la migration assistée comme mesure de conservation pour la salamandre pourpre.

Germano et Bishop (2009) suggèrent que les amphibiens et les reptiles sont des candidats parfaits pour la relocalisation en raison de leur grande fécondité, sans aucun ou peu de soins parentaux, et de leur capacité à conserver les comportements innés nécessaires à leur survie, même en captivité. Cependant, les travaux de synthèse effectués par Dodd et Seigel en 1991 révèlent un taux de succès plus faible pour la relocalisation des amphibiens et des reptiles (estimé à 19 %) comparativement aux oiseaux et aux mammifères (44 %). Une étude plus récente suggère toutefois une nette amélioration des taux de succès, évaluée à 41 % pour les reptiles et amphibiens et à 50 % pour les amphibiens seulement (Germano et Bishop, 2009). Les échecs seraient causés par des habitats de faible qualité, le comportement de *homing* (c'est-à-dire la capacité à retourner au territoire ou domaine vital d'origine après un déplacement), les maladies, les conditions météorologiques ou un nombre insuffisant d'individus. Le succès augmenterait significativement en fonction du nombre d'individus relocalisés. Néanmoins, il semble que le taux de succès des relocalisations soit surestimé puisqu'une autre étude révèle que 53 % des cas de relocalisation d'amphibiens ou de reptiles effectués en Nouvelle-Zélande, et s'étant soldés par un échec, n'ont jamais été publiés (Miller et coll., 2014). Selon Miller et coll. (2014), le taux de succès réel serait plutôt de l'ordre de 8 %, comparativement à 42 % si l'on ne considère que la littérature publiée.

Depuis quelques années, quelques initiatives de relocalisation ont été effectuées par des firmes de consultants afin d'atténuer l'impact de certains travaux (Miller et coll., 2014; Germano et coll., 2015), même au Québec avec la salamandre pourpre (Beulac et Détruche, 2017; M.-J. Goulet, comm. pers.). Ces

projets de translocation sont rares et effectués seulement en cas d'extrême nécessité, car il est souvent plus néfaste pour les individus de les introduire dans un nouvel habitat que de subir l'impact des travaux dans leur habitat d'origine. La majorité de ces projets étant peu documentée, il est actuellement impossible d'évaluer le taux de succès des relocalisations ou les causes associées aux échecs, ce qui freine l'amélioration des techniques appliquées à cette méthode de conservation.

Facteurs déterminants

Le site récepteur sélectionné est un facteur déterminant dans le succès de tout projet de transfert d'amphibiens. Une des premières causes d'échecs des opérations de relocalisation serait attribuée au manque de qualité ou d'hétérogénéité des habitats (Dodd et Seigel, 1991; Germano et Bishop, 2009). En effet, l'hétérogénéité de l'habitat permettrait de générer des refuges pour tamponner certaines variations environnementales incontrôlables et inattendues pouvant survenir à des moments où la vulnérabilité des individus est grande, notamment lors de la métamorphose pour les salamandres pourpres. L'importance des micro-habitats a également été soulignée par McCoy et coll. (2014) à la lumière du succès obtenu dans le cadre d'un projet de transfert de scinques *Plestiodon reynoldsi*, en Floride.

Selon Germano et Bishop (2009), le comportement de *homing*, serait la deuxième cause d'échec lors de la relocalisation d'amphibiens. Ce comportement est commun chez les pléthodontidés (Salvidio, 2013 ; Deitchler et coll., 2015) et a été confirmé chez la salamandre pourpre. Les amphibiens qui tenteraient de revenir au site d'origine à la suite d'un déplacement sont susceptibles de ne pas participer à la reproduction ou de mourir (Desroches et Picard, 2004). Lors d'une expérimentation au cours de laquelle des individus étaient déplacés volontairement sur une distance allant jusqu'à 30 m, 55 % des individus ont été recapturés au site d'origine et 27 % étaient en déplacement vers le site d'origine (Deitchler et coll., 2015). Ce comportement, observé surtout chez les adultes, pourrait compromettre le succès d'un projet de migration assistée.

Le nombre d'individus déplacés est également un des principaux facteurs qui détermine le succès des projets de relocalisation d'amphibiens. Il est cependant difficile d'estimer le nombre minimal d'individus nécessaires pour avoir une population viable de salamandres pourpres, puisque la dynamique des populations est peu connue et souvent variable d'une région à l'autre (Desroches et Picard, 2004). Selon Germano et Bishop (2009), le taux de succès des relocalisations serait significativement plus élevé au-delà d'un seuil de 1000 individus, indépendamment du stade de vie. Semlitsch (2002) estime pour sa part que 10 000 à 50 000 œufs d'amphibiens seraient nécessaires pour obtenir 100 adultes. L'utilisation d'un grand nombre d'œufs pour les projets de translocation permettrait notamment de réduire le comportement de *homing* et favoriserait l'adaptation locale ainsi que la diversité génétique (Semlitsch, 2002).

La salamandre pourpre a montré qu'elle pouvait avoir une forte variabilité génétique et phénotypique interpopulationnelle, même à petite échelle (Beachy, 1996 ; Lowe et coll., 2006, 2008, 2012 ; Lowe et McPeck, 2012). En revanche, il reste à évaluer combien d'individus minimaux sont nécessaires pour conserver la variabilité génétique chez la salamandre pourpre et assurer le succès d'un projet de relocalisation.

La connectivité des ruisseaux au site récepteur pourrait également grandement améliorer les chances de succès lors du déplacement d'individus à l'extérieur de l'aire de répartition et la persistance de la nouvelle population. Les individus en provenance d'un ruisseau adjacent permettent de tamponner les réductions locales d'effectifs (Lowe, 2002, 2003 ; Lowe et Bolger, 2002), par exemple en compensant les pertes dues à la prédation par l'omble de fontaine ou à la sédimentation causée par l'aménagement forestier. À l'inverse, l'utilisation d'un ruisseau isolé pour la translocation rendrait la nouvelle population très vulnérable aux perturbations et à la prédation.

Finalement, dans le contexte des changements climatiques, il subsiste toujours une certaine incertitude quant aux changements attendus dans les régimes de précipitations des régions nordiques (Chen et coll., 2011b; Ouranos, 2015). Une augmentation des étiages associée à des périodes de précipitations plus espacées pourrait être néfaste pour la salamandre pourpre, particulièrement pour les larves qui sont strictement aquatiques. À l'inverse, de fortes précipitations rapprochées pourraient réduire la survie de

certaines individus, phénomène déjà observé lors de coups d'eau importants (Lowe, 2012). L'incertitude quant aux futurs modèles de précipitations et leur influence sur les débits des ruisseaux sont des facteurs déterminants pour le succès de la migration assistée de la salamandre pourpre.

4.1.6 Évaluation du potentiel d'utilisation de la migration assistée

Selon Hällfors et coll. (2017), les espèces qui présentent un bon potentiel pour la migration assistée sont celles qui ont une faible capacité de dispersion, pour lesquelles une perte importante d'habitat en réponse aux changements du climat est anticipée et pour lesquelles les conditions climatiques pourraient devenir favorables dans d'autres secteurs. Notre analyse indique que la salamandre pourpre répond à l'ensemble de ces critères, ce qui pourrait en faire une bonne espèce candidate pour la migration assistée. De plus, l'isolation des habitats d'altitude qu'elle utilise rend improbable la colonisation naturelle de nouveaux sites et nous permet d'appréhender la diminution éventuelle de son aire de répartition au Québec, si aucune intervention n'est mise de l'avant. En plus de favoriser l'adaptation de l'espèce aux changements climatiques, la migration assistée de la salamandre pourpre permettrait l'implantation de nouvelles populations dans des bassins versants où les pressions anthropiques sont plus faibles. Si un tel projet était mis de l'avant, l'utilisation du modèle de niche climatique développé par Berteaux et coll. (2014), conjuguée à d'autres variables comme l'altitude, les régimes de débit et l'hétérogénéité des habitats, permettrait de trouver des sites récepteurs potentiels à proximité de l'aire de répartition actuelle. Le document *Guidelines for mitigation translocations of amphibians : applications for Canada's Prairies Provinces* pourrait servir de base pour le développement d'un projet de migration assistée de la salamandre pourpre (Randall et coll., 2018).

Cependant, la migration assistée comporte plusieurs incertitudes ainsi que des risques importants. Tout d'abord, Hunter (2007) nous met en garde contre la migration assistée d'espèces ayant un rôle écologique clé dans leur habitat d'origine. La présente analyse révèle que la salamandre pourpre est un prédateur important dans son environnement et son introduction pourrait avoir des conséquences sur les populations d'invertébrés et les autres espèces de salamandres. De plus, la migration assistée de la salamandre pourpre comporte un risque associé à la propagation d'agents pathogènes et à la diminution des effectifs au sein des populations sources. Le succès d'une telle opération pourrait aussi être considérablement réduit par les réponses comportementales des individus, notamment le *homing*. L'introduction d'un grand nombre d'œufs ou de larves plutôt que d'individus adultes permettrait de limiter l'impact sur les populations sources, de réduire le comportement de *homing* et d'augmenter la variabilité génétique et la possibilité d'adaptation locale (Semlitsch, 2002), mais cette option nécessite une évaluation plus approfondie.

Pour l'instant, les incertitudes sur une multitude de facteurs font en sorte que les risques dépassent probablement les bénéfices possibles. Il serait souhaitable que des études soient effectuées afin d'améliorer les connaissances sur la démographie de la salamandre pourpre au Québec et le rôle écologique de l'espèce afin de mieux prédire l'influence des facteurs biotiques et abiotiques sur le succès d'un projet de migration assistée. Les projets de relocalisation d'individus réalisés pour atténuer l'impact de travaux sont des occasions incontournables de documenter les éléments précités ainsi que le comportement de *homing* chez la salamandre pourpre. Le suivi de ces projets devrait devenir une condition *sine qua non* à l'obtention des permis nécessaires à leur mise en œuvre.

4.2 Menace liée au climat : le cas du chardon écaillé

4.2.1 Biologie et habitat de l'espèce

Le chardon écaillé (*Cirsium scariosum* var. *scariosum*) est une espèce floristique désignée menacée au Québec depuis 2001 (ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques [MDDELCC], 2017). Au Canada, il s'agit d'une espèce considérée comme étant en voie de disparition par le COSEPAC (COSEPAC, 2022). Le chardon écaillé est un représentant de la famille des Astéracées. L'espèce *Cirsium scariosum* a été abondamment étudiée et, au fil des années, les taxonomistes n'ont pas toujours considéré les variétés. Actuellement, à l'échelle nord-américaine, huit

variétés sont reconnues (Flora of North America [FNA] Editorial Committee, 2006). La présente étude de cas concerne la variété *scariosum*, une plante herbacée vivace dont la taille varie de 2 à 200 cm (FNA Editorial Committee, 2006 ; Dénomée, 2018). Elle est robuste, à tige simple, plus rarement ramifiée et très feuillée (FNA Editorial Committee, 2006). Sa racine est pivotante. Les feuilles sont découpées et munies de fines épines jaune pâle. Elles forment une couronne dépassant l'inflorescence, qui est globuleuse et blanche à pourpre pâle (MDDELCC, 2017; FNA Editorial Committee, 2006). Le nombre de capitules par plant varie de 1 à 24, pour une moyenne de 6,2. Ceux-ci peuvent être secondaires, mais il y a toujours un capitule apical, au sommet de la plante (Dénomée, 2011). Le fruit est un akène brun mesurant 5 à 6 mm de long surmonté d'une aigrette qui facilite sa dispersion par le vent. C'est une espèce hémicryptophyte vivace (Nantel et Cantin, 1998a), donc qui survit à l'hiver grâce à un bourgeon qui se trouve tout juste sous la surface du sol (Nantel et Cantin, 1998a). Celui-ci doit être protégé par une couverture de neige ou par des feuilles mortes (Dénomée, 2011).

Le chardon écaillé croît en pleine lumière, dans des prairies subalpines ou en milieu côtier, dans une étroite bande entre la forêt et le littoral supérieur ou les landes (Nantel et Cantin, 1998a), entre des plantes pionnières et la forêt résineuse (MDDELCC, 2017). L'altitude varie de 0 m, dans l'archipel de Mingan au Québec, à 600 à 2800 m, ailleurs dans son aire de répartition (FNA Editorial Committee, 2006). Au Québec, le substrat est composé principalement de sable et de roches, en milieu calcaire (Dénomée, 2011). En effet, les îles de Mingan sont formées de roches sédimentaires issues de dépôts marins, surmontés d'une couche organique plus ou moins épaisse selon l'île et le type d'habitat (Dignard et coll., 2009).

Au Québec, le chardon écaillé a un cycle vital plutôt unique et long. Les feuilles émergent au printemps et forment des rosettes basilaires qui grandissent chaque année jusqu'à la floraison, qui a lieu en moyenne après 9 ans, mais qui varie de 4 à 22 ans (Dénomée, 2011, 2018). La plante fleurit une seule fois dans sa vie, en juillet, puis meurt. Elle peut s'autoféconder, mais les insectes pollinisateurs jouent également un rôle dans la reproduction, bien que leur importance soit peu documentée. Très peu de plants en fleurs sont produits annuellement à la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan, soit de 2 à 23, pour une moyenne de 9. Le taux de mortalité des grandes rosettes avant la floraison est élevé (97 %) (N. Dénomée, comm. pers.). Le chardon écaillé ne se reproduit pas de façon végétative, car il s'agit d'une plante hémicryptophyte : le bourgeon qui lui permet de survivre à l'hiver est près du niveau du sol, d'où sa vulnérabilité aux hivers sans neige. Des analyses réalisées à partir des données de suivis indiquent que la fécondité moyenne des fleurs est de 42 %, tandis que la germination se déroule, dans 90,7 % des cas, l'année suivant l'ensemencement (Dénomée, 2011). La dormance des semences est possible et peut durer de 1 à 7 ans (Dénomée, 2011; N. Dénomée, comm. pers.). Les graines matures sont dispersées à proximité des plants matures, mais ne semblent pas former de banques de graines dans le sol, à long terme (MDDELCC, 2017).

Sur le plan de la génétique des populations, aucune donnée n'existe quant à la variabilité génétique au sein des colonies isolées sur des îles ou littorales distincts. Des analyses génétiques ont cependant été faites pour vérifier si les deux populations du Canada sont vraiment la même espèce et observer les variations génétiques entre les deux populations. Il s'avère que ces deux populations constituent bien une seule espèce, mais des variations du nombre d'allèles uniques et de loci polymorphes montrent une distinction génétique entre la population du Québec et celles de l'Alberta et de la Colombie-Britannique (Golden et coll., 2008).

4.2.2 Répartition et état de la population

Le chardon écaillé a une répartition disjointe qui comprend une aire principale dans l'ouest du continent nord-américain : centrée en Idaho, l'aire atteint le sud de la Colombie-Britannique et de l'Alberta et touche à 7 autres États américains (figure 4) (MDDELCC, 2017; NatureServe, 2018). La population du Québec, découverte en 1924 et localisée dans les îles de Mingan, sur la Côte-Nord, est fortement disjointe du reste de l'aire de répartition, avec plus de 3500 km de distance (Dénomée, 2018). Cette grande différence dans la répartition de l'espèce a suscité différentes théories pour expliquer sa présence, soit l'introduction humaine ou le vestige des migrations végétales consécutives aux changements climatiques du Pléistocène, associés à la fonte de l'inlandsis du Wisconsinien (Marie-Victorin et Rolland-Germain, 1969;

Morisset, 1971; Golden et coll., 2008). Cette dernière hypothèse est confirmée par l'étude de Golden et coll. (2008).

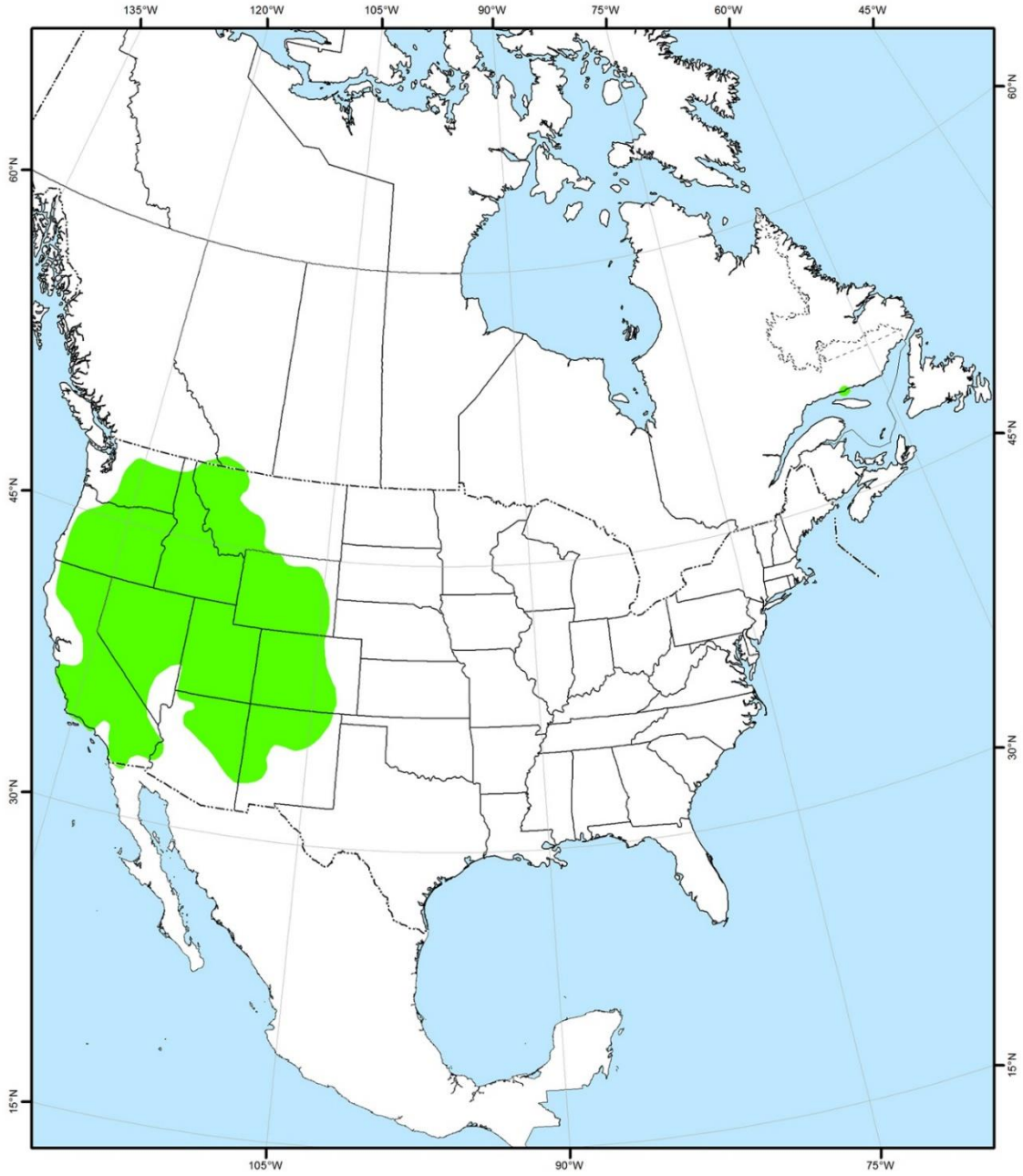
Au Québec, la population naturelle du chardon écaillé se trouve exclusivement dans la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan (figure 5). Des implantations à des fins éducatives ont aussi été faites à la marina de Havre-Saint-Pierre et à Longue-Pointe-de-Mingan (N. Dénomée, comm. pers.). Ce secteur est inclus dans la région phytogéographique du golfe du Saint-Laurent, qui comprend également l'île d'Anticosti, la Gaspésie et la côte ouest de l'île de Terre-Neuve (Nantel et Cantin, 1998b). Un climat maritime humide s'y observe, avec des écarts saisonniers de température de plus faibles amplitudes que ceux qui sont observés sur le continent (Dignard et coll., 2009). Également, étant donné l'emplacement de son habitat, cette plante est exposée aux vents, aux tempêtes et à la sécheresse (Nantel et Cantin, 1998b). Au total, 10 colonies sont répertoriées : 9 à l'intérieur de la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan et 1 implantée en 2001 dans un but éducatif à la marina de Havre-Saint-Pierre. Jusqu'à tout récemment, il existait aussi une colonie à la Grande-Pointe, à Havre-Saint-Pierre. Cependant, depuis le dernier suivi réalisé en 2017, elle est considérée disparue (Dénomée, 2018). Seules les colonies incluses dans la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan sont incluses dans des aires protégées, bien que tous les plants soient protégés de la destruction par la loi provinciale.

La précarité des colonies de chardon écaillé est en grande partie liée à sa faible productivité et à la perte d'habitat par l'effet des tempêtes et la progression naturelle de la forêt vers le littoral. Les plus récentes données montrent que, malgré les mesures de rétablissement mises en place depuis près de 20 ans, la situation du chardon écaillé demeure mauvaise au Québec, où l'espèce est menacée de disparition en l'absence d'intervention humaine. En effet, aucune des 9 colonies existantes n'est considérée en bon état (N. Dénomée, comm. pers.). Le seuil de viabilité pour la population du Québec a été établi à 100 grandes rosettes par colonie, dans la mesure où l'abondance est stable ou en croissance (Nantel et Dénomée, 2017). Bien que deux colonies aient un nombre de grandes rosettes supérieur à 100, aucune ne serait viable à long terme, car elles sont toutes les deux en décroissance (Dénomée, 2018).

Évolution potentielle de sa répartition en réponse aux changements climatiques

La venue des changements climatiques cause des pressions additionnelles sur cette espèce dont la situation est déjà précaire. Une étude réalisée par Gendreau et coll. en 2016, et visant à évaluer la vulnérabilité des plantes vasculaires en situation précaire du Québec à l'aide, notamment, d'un indice développé par NatureServe (Young et coll., 2016), révèle que le chardon écaillé est extrêmement vulnérable aux changements climatiques. Son habitat côtier (exposé aux tempêtes, aux vents et à l'élévation du niveau de l'eau) est le principal critère qui rend l'espèce vulnérable. La niche climatique de l'espèce n'a cependant pas pu être modélisée (Gendreau et coll., 2016), ce qui rend difficile l'établissement de prévisions quant à l'évolution temporelle de son aire de répartition. Toutefois, il est vraisemblable de croire que l'espèce subira les conséquences des changements du climat et de leurs effets : hausse du niveau de la mer, réduction du couvert de glace, impact accru des tempêtes hivernales, changements dans les processus d'érosion hivernaux, pluies diluviennes (Bernatchez et coll., 2008).

Chardon écailléux Aire de répartition - Amérique du Nord



Légende

Chardon écailléux
Aire de répartition

Frontière
 - - - Internationale
 — Interprovinciale ou interétatique
 - - - Québec-Terre-Neuve-et-
 Labrador (cette frontière
 n'est pas définitive)

Métadonnées

Projection cartographique
 Conique de Lambert
 (GCS_Clarke_1866)

0 300 600 900 km
 1:30 000 000

Réalisation

© Gouvernement du Québec, 2019
 Note: Le présent document n'a aucune portée légale.

Sources

Donnée
 CDPNQ
 Limites territoriales et
 hydrographie

Organisme

MELCC
 ESRI

Année

2018
 n.d.

Québec

Figure 4. Aire de répartition du chardon écailléux en Amérique du Nord

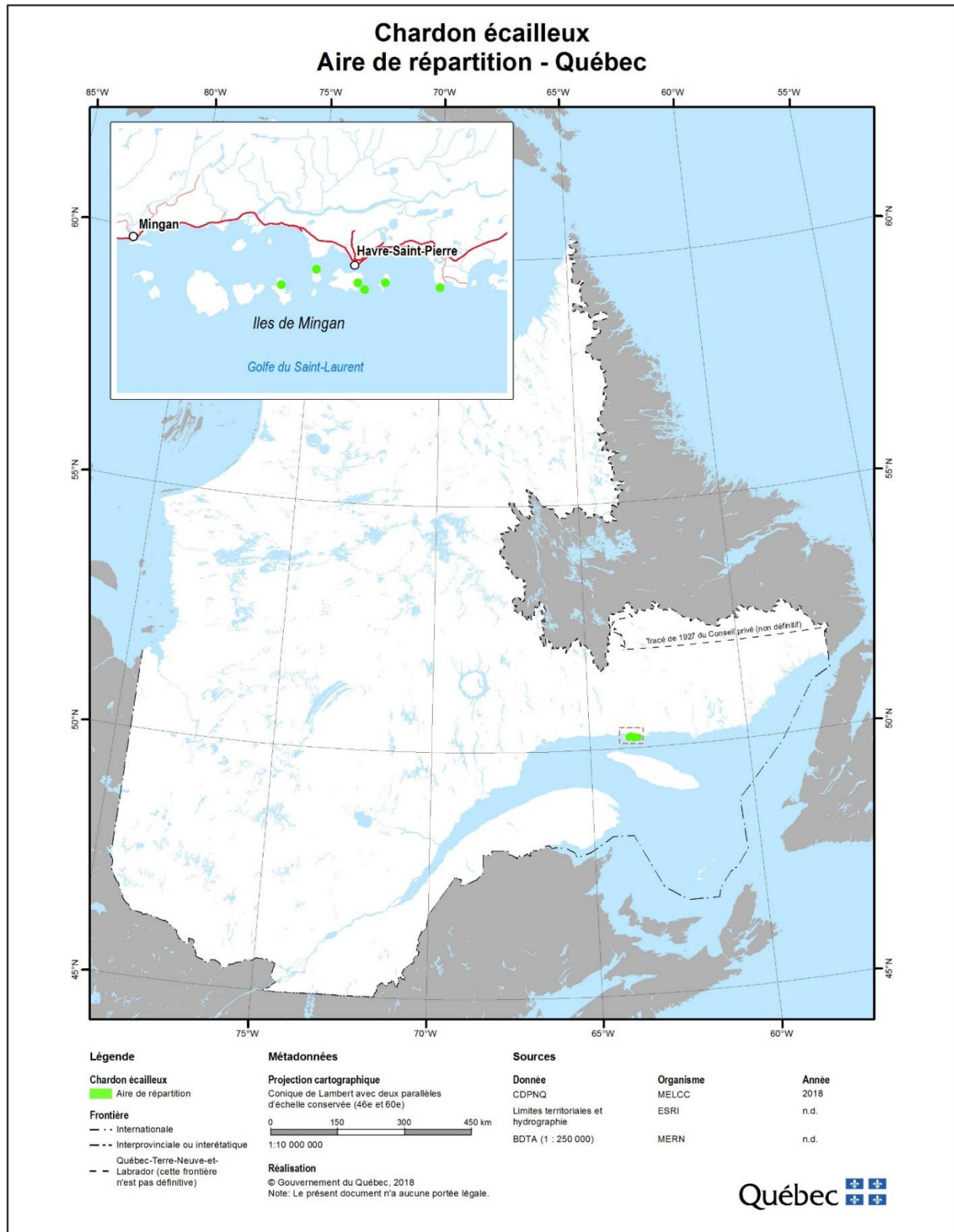


Figure 5. Aire de répartition du chardon écailleux au Québec

4.2.3 Menaces et enjeux de conservation

L'utilisation d'un habitat restreint par le chardon écaillé, sa faible compétitivité, sa faible reproduction, la prédation de ses graines et leur faible capacité de dispersion sont tous des facteurs qui contribuent à limiter l'expansion de l'espèce (MDDELCC, 2017) et à augmenter sa sensibilité aux perturbations. Les principales menaces qui pèsent sur la population de chardon écaillé sont liées à la faible production de plants en fleurs, la perte d'habitat par l'effet des tempêtes et la progression naturelle de la forêt vers le littoral (Dénomée, 2018). Les changements climatiques représentent aussi une menace importante pour la survie à long terme du chardon écaillé puisqu'ils contribuent à accentuer cette dynamique.

Ainsi, les changements climatiques entraînent une réduction du couvert de glace qui protège normalement la côte lors des tempêtes hivernales. Cette réduction favorise l'érosion des terrasses de plage et des falaises et l'accumulation des sédiments à d'autres endroits, en plus d'augmenter l'intensité de phénomènes comme la gélifraction, les coulées boueuses, la disjonction et la thermoérosion (Bernatchez et coll., 2008). Depuis l'instauration du suivi détaillé des colonies de chardons écaillés en 1995, l'impact des tempêtes sur l'habitat du chardon écaillé a été observé à maintes reprises. Quatre événements d'accumulation particulièrement importants ont été observés en 1996, 2010, 2015 et 2016 (Dénomée, 2018). Lors de ces événements, les rosettes sont enfouies sous divers débris (sable, roche, gravier, bois, végétaux) dont l'épaisseur peut atteindre 50 cm. Dans certains cas, le substrat peut se trouver complètement modifié et ne plus permettre la croissance du chardon écaillé (Dénomée, 2018). La tempête de 2016 a aussi causé de l'érosion entraînant la perte de plus de 80 % des plants de chardon écaillé dans deux colonies.

Les changements climatiques occasionnent également des changements du régime de précipitations sur la Côte-Nord (Bernatchez et coll., 2008). Durant l'hiver, une baisse de la couverture de neige et des gels accrus peuvent entraîner la mort du bourgeon, essentiel à la survie du plant (Dénomée, 2011 et 2018). Durant l'été, le chardon écaillé peut être affecté par les pluies diluviennes qui occasionnent la perte d'habitats par le ravinement des dépôts de surface et le recul des falaises (Bernatchez et coll., 2008) et par les sécheresses qui favorisent la mortalité ou la régression des plants (Nantel et Cantin, 1998a). Par exemple, en 2013, une sécheresse a occasionné le flétrissement et la mortalité de plants de chardon écaillé dans certaines colonies de la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan (Dénomée, 2018).

La hausse des températures ainsi que du nombre de degrés-jours de croissance (Bernatchez et coll., 2008) entraînera une plus grande productivité végétale, ce qui pourrait accentuer le problème de perte d'habitat par la succession naturelle, soit l'avancée de la forêt vers le littoral. Dans certaines colonies, ce problème est déjà bien documenté et des actions de conservation, comme la coupe d'arbres et d'arbustes, ont été réalisées depuis 2009 pour assurer la survie de plants de chardon écaillé qui se trouvent sous couvert (Dénomée, 2018). Les changements de température pourraient aussi entraîner un décalage dans la floraison des plants et l'activité des insectes pollinisateurs (Burkle et coll., 2013), ce qui pourrait contribuer à réduire encore davantage le faible taux de reproduction de l'espèce.

Sur la Côte-Nord, la hausse du niveau des mers risque aussi d'accroître la vitesse de recul de la côte à moyen et à long terme (Bernatchez et coll., 2008), ce qui pourrait restreindre encore la disponibilité de l'habitat déjà peu répandu du chardon écaillé. Un déplacement rapide des habitats propices pourrait s'avérer particulièrement préjudiciable pour l'espèce. En effet, bien que le fruit du chardon possède des adaptations morphologiques (aigrettes plumeuses) (MDDELCC, 2017) lui permettant d'être dispersé par le vent, la vitesse maximale de migration des plantes vasculaires herbacées, évaluée à une valeur médiane de 1 km par décennie (IPCC, 2014), pourrait ne pas suffire pour permettre à l'espèce de coloniser de nouveaux sites. De plus, les graines sont lourdes et se détachent rapidement de l'aigrette. Elles tombent généralement dans un rayon de 1 m des plants en fleurs (N. Dénomée, comm. pers.).

Outre les processus naturels liés aux conditions abiotiques, la présence de certaines espèces dans l'habitat du chardon écaillé peut aussi entraîner des répercussions sur la survie des plants. Par exemple, le broutement par le lièvre et la présence de fourmis, qui peuvent éliminer certains plants en creusant leur

fourmillière, représentent une pression pour les populations, quoique de moindre ampleur (Dénomée, 2011).

Finalement, les colonies de chardon écaillé se trouvant pour la plupart dans une aire protégée, la perte d'habitats liée aux activités humaines est un enjeu beaucoup moins important pour cette espèce que pour d'autres espèces en situation précaire. La principale menace de nature anthropique est liée au piétinement des rosettes. La signalisation à proximité de certains sites d'occurrence et la diminution de leur accès grâce à l'installation de clôtures discrètes ont permis de réduire les risques et une diminution des événements de piétinement a été observée (Dénomée, 2011). À la Grande-Pointe, toutefois, la colonie est disparue après la perte d'habitats à la suite d'un changement de propriétaires fonciers. En effet, bien que des efforts de conservation aient été entrepris par certains des anciens propriétaires, l'information concernant la présence de l'espèce n'a pas été transférée aux acquéreurs lors de la vente de leurs propriétés. Depuis, les perturbations, comme l'ajout de gravier, la tonte répétée de la végétation, l'aménagement d'infrastructures variées et le passage des véhicules hors route se sont accentuées, occasionnant la perte de la colonie qui comptait pourtant 20 % des plants de la population québécoise (Dénomée, 2018). Cette situation souligne la pertinence de maintenir et de renouveler la sensibilisation pour assurer la conservation des espèces rares.

4.2.4 Bénéfices potentiels et risques associés à la migration assistée

De nombreux bénéfices pourraient être tirés de l'emploi de la migration assistée comme mesure d'adaptation pour pallier les conséquences des changements climatiques, dont la principale qui est de prévenir la perte de colonies et, ultimement, l'extinction du chardon écaillé au Québec. En découlent aussi plusieurs bénéfices indirects, comme la mobilisation de la population pour la prise en charge d'un enjeu environnemental, l'avancement de la science de la conservation, notamment par la réalisation d'essais de cultures, et le maintien d'un élément culturel et d'un attrait touristique attribué à une région (Dénomée, 2011).

Plusieurs risques concernant la migration assistée du chardon épineux ont été documentés, dont l'impact appréhendé du prélèvement d'individus sur la population source. En effet, les colonies sources qui pourraient être utilisées pour la migration assistée sont déjà sous le seuil de viabilité, et l'habitat convenable est rare ou périodiquement perturbé par des événements climatiques extrêmes (Dénomée, 2018). Cependant, l'état du chardon écaillé est tellement précaire actuellement que les bénéfices potentiels dépassent probablement les risques associés au prélèvement d'individus.

Le risque d'impacts génétiques sur la population mérite également d'être pris en considération. Jusqu'à maintenant, une grande rigueur dans la réalisation des ensemencements limite une possible homogénéisation génétique puisque les graines prélevées dans une colonie sont ensemencées uniquement dans la même colonie (Dénomée, 2011). Des analyses génétiques permettraient de quantifier les risques de perte de diversité génétique que pourrait entraîner la disparition de colonies. Également, elles permettraient de mesurer les liens génétiques existant entre les colonies et permettraient d'accroître la diversité génétique par une pollinisation assistée. En effet, plus la diversité génétique est faible au sein des végétaux, plus ceux-ci sont vulnérables à l'arrivée de nouveaux parasites ou de nouvelles maladies, à la pollution, aux changements climatiques et à la destruction de l'habitat dus aux activités humaines ou à d'autres perturbations (Krutovskii et Neale, 2001).

L'emploi de la migration assistée, comme d'autres mesures de rétablissement, nécessite un investissement considérable en ressources humaines et financières et celui-ci doit être répété dans le temps. Toutefois, l'établissement de plants hors des colonies existantes et du milieu côtier pourrait potentiellement réduire les coûts investis actuellement pour conserver l'espèce dans un habitat hautement dynamique. De plus, le chardon écaillé est l'un des emblèmes de la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan. Tous ces éléments devront être considérés dans l'analyse coûts-bénéfices d'une opération de migration assistée.

4.2.5 Probabilité de succès

Historique d'échecs et de succès

Depuis 1995, de nombreux efforts ont été faits par les gestionnaires de la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan et leurs collaborateurs pour assurer la survie de l'espèce (Dénomée, 2011, 2018). L'obtention en 2017 d'un fonds d'une durée de cinq ans pour la conservation et la restauration du chardon de Mingan a permis d'augmenter les efforts de rétablissement. Des actions de rétablissement sont faites lorsque les résultats des suivis indiquent que les colonies sont trop petites pour survivre à long terme (Dénomée, 2011), ce qui est maintenant le cas pour cette espèce. Ces actions sont variées et impliquent de nombreux organismes et experts. Elles comprennent, entre autres, la récolte de graines et leur ensemencement, le dégagement des plants après les tempêtes, la création de nouvelles colonies, la production *ex situ*, l'acquisition de connaissances sur la dynamique côtière, les projets de recherche, mais également la migration assistée. Celle-ci a d'abord été faite dans une optique de sensibilisation du public, mais l'est maintenant à des fins de conservation.

La migration assistée a été réalisée en 2001 par l'ensemencement de graines de chardon écaillé en dehors de l'aire de répartition connue de l'espèce, dans un habitat similaire, à la marina de Havre-Saint-Pierre. L'objectif de cette mesure était alors de réduire les risques de piétinement des colonies présentes dans la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan en permettant aux résidents et aux visiteurs de voir cette espèce sans affecter le milieu naturel d'origine (Dénomée, 2011). Différentes opérations de migration assistée ont également été réalisées à l'extérieur du parc. Le projet *Jardinons à l'école*, démarré en 2003 à l'école primaire de Havre-Saint-Pierre, a permis aux élèves de visiter la colonie implantée à la marina et de semer des graines dans le jardin expérimental de l'école (Dénomée, 2011). Malgré les succès d'implantation, ce jardin n'a pas pu être maintenu. À l'automne 2018, un jardin expérimental a été créé à la coopérative Le Grenier boréal à Longue-Pointe-de-Mingan : 50 graines y ont été semées par des élèves du primaire. L'objectif premier est éducatif, mais les graines qui pourraient y être produites seront réintroduites dans le parc. En parallèle à ces travaux, le Biodôme de Montréal fait croître des plants depuis 2018, à partir de graines de la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan, dans le but de produire plus rapidement qu'en milieu naturel des graines pour le rétablissement des colonies. Certains des plants produits en 2018 ont d'ailleurs été plantés dans le jardin alpin du Jardin botanique de Montréal et dans le parc. La plantation s'est très bien déroulée, quoiqu'elle est plus compliquée sur les îles de Mingan (Dénomée, 2018). En 2017, des graines ont été envoyées au Gosling Research Institute for Plant Preservation pour faire des essais de micropropagation (culture *in vitro*) (Dénomée, 2018). Jusqu'à maintenant, la méthode fonctionne bien et des plants ont été transférés en serre. Une banque de germoplasmes y sera aussi conservée par cryopréservation. Ces projets offrent des résultats tangibles et peuvent servir de référence pour documenter la probabilité de succès de la migration assistée du chardon écaillé comme mesure d'adaptation aux changements climatiques.

Facteurs déterminants

Parmi les constats, il a été observé que les taux de germination demeurent sensiblement les mêmes en milieu naturel que dans les colonies créées à l'extérieur de la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan, malgré les variations de substrat et d'habitat. En revanche, les taux de survie varient beaucoup et sont nettement inférieurs à l'extérieur du parc : ceux-ci sont de 27,1 % au site de la marina et de 53,5 % dans le jardin expérimental de l'école, mais atteignent en moyenne 75,9 % dans le parc (Dénomée, 2011). La taille des plants et le temps nécessaire à la floraison varient aussi selon l'endroit. En effet, au jardin expérimental de l'école de Havre-Saint-Pierre et au Jardin botanique de Montréal, certains plants ont fleuri après seulement 2 ou 3 ans de croissance, ce qui n'a jamais été observé en milieu naturel. Cela donne à croire que les habitats plus protégés des aléas de la nature, hors milieu côtier, permettent une croissance plus rapide et un meilleur succès de reproduction, bien que les taux de survie des plants puissent être inférieurs. De plus, la production de graines matures par plant semble moins élevée en milieu contrôlé qu'elle l'est dans le parc (Dénomée, 2011).

Les efforts déployés pour assurer le succès de la reproduction et le maintien du chardon écaillé *in situ* dans les colonies ont permis d'effectuer différents tests et d'améliorer les techniques de culture. Les

résultats semblent indiquer que le substrat influence peu le succès de germination (Daigle, 2009), mais la faible taille de l'échantillon pourrait cependant expliquer ces observations. Le taux de germination des graines mises en terre ne semble pas être influencé par l'utilisation de grillages (45,5 % avec grillage et 43,6 % sans grillage), en revanche il diminue à 12,3 % lorsque les graines sont semées à la volée (Dénomée, 2011). Pour favoriser la pollinisation et augmenter le succès de la reproduction, des passages avec un pinceau sur les fleurs sont faits au sein de chaque colonie occasionnellement depuis 2001 et chaque semaine depuis 2017 (Dénomée, 2018). Le succès de cette méthode n'a pas été évalué. Ensuite, des filets de mousseline sont installés pour récupérer les graines matures. Un tri est fait pour repérer les graines viables, qui seront semées à l'automne dans leur colonie d'origine. Un des défis consiste à trouver des habitats convenables à l'intérieur des colonies connues (Dénomée, 2011). Par ailleurs, le gain réalisé avec les ensemencements se résorbe avec le temps, car l'âge des plants en fleurs augmente, ce qui semble diminuer le nombre de plants en floraison, le nombre de capitules, le taux de floraison et le nombre de graines matures (Dénomée, 2018).

À la lumière de ces résultats, différents facteurs susceptibles de favoriser le succès de la migration assistée du chardon écaillé ont pu être retenus : la production de plants et de graines *ex situ*, la pollinisation assistée, la mise en terre directe des semences et le choix d'un lieu d'ensemencement protégé des tempêtes et des autres événements climatiques extrêmes.

4.2.6 Évaluation du potentiel d'utilisation de la migration assistée

Les actions de rétablissement réalisées depuis 2001, dont la reproduction et la migration assistée, permettent de maintenir l'espèce et devront assurément être poursuivies dans le temps. Les résultats obtenus par la reproduction assistée, telle qu'elle a été effectuée jusqu'en 2016, ne semblent toutefois pas en mesure d'accroître suffisamment les colonies pour atteindre un seuil de viabilité. En effet, malgré plus de 8000 graines semées de 2001 à 2016 et les ressources considérables investies pour augmenter la taille des colonies, les résultats sont peu concluants, en partie à cause des événements climatiques qui viennent contrecarrer les efforts investis (Dénomée, 2018). Cela confirme le niveau de précarité de l'espèce au Québec, qui semble peu probable de se maintenir sans intervention humaine. L'apport de graines et de plants produits *ex situ* au cours des prochaines années devrait aider à atteindre le seuil de viabilité (N. Dénomée, comm. pers.).

Certains aspects de la biologie de l'espèce devront être documentés afin d'assurer la mise en place des actions appropriées, notamment la compréhension du cycle vital et des facteurs qui expliquent sa faible reproduction. Aussi, bien que des analyses génétiques aient été réalisées à l'échelle canadienne, aucune n'a été réalisée spécifiquement sur la population québécoise. Ces connaissances permettraient de vérifier si les colonies sont distinctes génétiquement et d'évaluer la possibilité de renforcer certaines colonies dont l'état est jugé mauvais, avec des plants provenant d'autres colonies dont l'état est meilleur. Pour le moment, par mesure de précaution pour assurer la conservation du patrimoine génétique, aucun mélange entre les colonies n'est effectué autant pour la pollinisation que pour l'ensemencement (Dénomée, 2011). Toutefois, si la diversité génétique s'avère faible au sein des colonies ou de la population et que cette faible diversité limite la capacité d'adaptation de l'espèce (Krutovskii et Neale, 2001), des échanges génétiques entre les colonies ou les populations pourraient être considérés pour pallier cette faiblesse.

Pour favoriser l'adaptation de l'espèce face à la menace sérieuse que représentent les changements climatiques, il serait opportun d'utiliser une partie des graines produites dans les colonies viables pour tester une migration assistée de longue distance en implantant des graines sur l'île d'Anticosti, qui présente des habitats similaires, issus du même socle géologique. Plutôt que de semer les graines en milieu côtier, un essai pourrait également être fait sur les platières de certaines grandes rivières, comme la rivière Chicotte ou Jupiter. Cependant, la menace du broutement excessif par le cerf de Virginie devrait être contrôlée par des exclos. Plus près, une expansion d'aire par migration assistée pourrait également être testée hors du milieu côtier, dans un endroit ouvert en milieu mésique ou basique. Cela permettrait de vérifier si les résultats observés au jardin expérimental et au Jardin botanique de Montréal, soit la survie et la reproduction de plants, peuvent être reproduits en milieu naturel. Dans le même sens, il serait judicieux de trouver des habitats moins exposés aux tempêtes ou à l'avancée de la forêt à proximité des colonies

existantes dans la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan pour les futurs ensemencements et la plantation des plants micropropagés du Gosling Research Institute for Plant Preservation (GRIPP).

La migration assistée représente une option non négligeable lorsque les habitats dans l'aire de répartition historique d'une espèce sont voués à disparaître sans interventions humaines répétées pour les maintenir (Seddon, 2010). Ainsi, dans une optique où l'habitat du chardon écaillé est hautement dynamique et soumis à des changements fréquents qui seront vraisemblablement accentués par les changements climatiques (Bernatchez et coll., 2008), la migration assistée devient une action de rétablissement adéquate pouvant avantageusement être jumelée à d'autres mesures dans une stratégie de conservation globale (Schwartz et Martin, 2013).

La mise en œuvre des mesures de rétablissement, qui doivent être répétées dans le temps, sollicite des ressources humaines et financières qui pourraient être attribuées à d'autres actions de conservation. Cependant, actuellement, les instances concernées veulent assurer le maintien de cette population et sont prêtes à y investir les ressources nécessaires. De plus, l'évaluation de la situation de l'espèce par le COSEPAC permettra probablement l'obtention d'un statut de précarité au Canada, d'où découlera un programme de rétablissement qui permettra d'évaluer les coûts du rétablissement de l'espèce et les priorités d'actions à mettre en place.

4.3 Menace liée à la perte d'habitat : le cas de la couleuvre brune

4.3.1 Biologie et habitat de l'espèce

La couleuvre brune est une espèce désignée menacée au Québec en 2023 et sans statut de précarité au Canada. Il s'agit d'une couleuvre discrète de taille intermédiaire qui, au Québec, mesure généralement de 25 à 35 cm (Gouvernement du Québec, 2024a), mais dont les femelles peuvent atteindre occasionnellement 40 cm (P. Lamarre, comm. pers.). Huit sous-espèces ont été recensées dans l'ensemble de son aire de répartition, dont *S. dekayi dekayi* et *S. dekayi wrightorum*, qui se rencontrent au Québec.

La couleuvre brune est connue pour utiliser des habitats urbains et périurbains et des milieux ouverts de début de succession. Elle fréquente les terrains vagues, les friches, les champs, les bordures de cours d'eau, les parcs, les bordures des bâtiments et les lieux abandonnés (Holt, 2002; Pouliot, 2008; Dupuy, 2011; Rouleau, 2014). Les roches, rondins et débris de toutes sortes (par exemple, morceaux de carton ou débris de bâtiments) lui servent d'abri (Noble et Clausen, 1936; Pouliot, 2008; Dupuy, 2011; Rouleau, 2014). L'hibernacle est une composante essentielle de l'habitat hivernal de la couleuvre brune (Carpenter, 1953; Pisani, 2009). Plusieurs types d'hibernacles peuvent être utilisés, incluant des fourmières, des amoncellements de roches ou de débris, de vieux terriers d'animaux, des cavités dans le sol ou les bâtiments et les crevasses rocheuses (Noble et Clausen, 1936; Carpenter, 1953; Ernst et Ernst, 2003; Pisani, 2009; Rouleau, 2014). La fidélité aux hibernacles est généralement grande, probablement en raison du coût associé à la recherche de nouveaux sites (King et Lawson, 2001; Shine et Mason, 2004; Pisani, 2009).

La couleuvre brune se nourrit principalement de gastéropodes et d'annélides (Judd, 1954), mais aussi occasionnellement d'hémiptères, de mites, de crapauds d'Amérique de petites tailles (*Anaxyrus americanus*) et de petits poissons (Pouliot, 2008). Elle a un cycle vital rapide, adapté à la transformation rapide de son habitat et à une forte pression de prédation (Pouliot, 2008; Lamarre, 2015). En effet, il existe plusieurs prédateurs pour cette espèce, notamment la corneille d'Amérique (*Corvus brachyrhynchos*), le raton laveur (*Procyon lotor*), le chat domestique (*Felis silvestris catus*), la mufette rayée (*Mephitis mephitis*) et la couleuvre tachetée (*Lampropeltis triangulum*) (Ernst et Ernst, 2003; Rodrigue et Desroches, 2018). Il s'agit d'une espèce ovovivipare et la taille de la portée varie en fonction de la condition corporelle des femelles (King, 1993), pour une moyenne de 14 jeunes et un maximum de 20 (Clausen, 1936; King, 1993). Les femelles peuvent se reproduire dès le deuxième été. Au Québec, les naissances ont lieu de juillet à septembre (Rodrigue et Desroches, 2018).

L'espèce a une faible capacité de dispersion et les obstacles, comme les routes et les grandes étendues d'eau, limitent ses mouvements. Les déplacements sur de longues distances avoisinent 600 m, mais demeurent marginaux (Ernst et Ernst, 2003). Noble et Clausen (1936) ont observé un déplacement sur une distance de 1,2 km effectué sur sept jours. La taille du domaine vital de la couleuvre brune varie d'une région à l'autre, mais a été évaluée en Pennsylvanie à 0,12 ha (39 m de diamètre) pour les femelles et à 0,17 ha (47 m de diamètre) pour les mâles (Ernst et Ernst, 2003).

L'étude de Lamarre en 2015 montre une différenciation génétique à très petite échelle entre les populations de couleuvres brunes de la région métropolitaine de Montréal. Cette étude démontre également que, malgré la perte d'habitat, les populations étudiées peuvent conserver un certain degré de diversité génétique en contexte perturbé, mais présenter des traces différentes des perturbations génétiques. Par exemple, certaines populations montréalaises semblent avoir subi un goulot d'étranglement conduisant à une perte de diversité allélique, d'autres présentent un rebrassage de la fréquence allélique et d'autres populations ne semblent préserver aucune trace des perturbations passées. Dans le cas des populations montréalaises, aucune relation n'a pu être établie entre la diversité génétique chez cette espèce et l'abondance d'habitats estivaux disponibles. Comme la couleuvre brune dépend d'habitats instables, il est possible que la persistance de ses populations dépende d'une dynamique de métapopulation à petite échelle et que des effondrements démographiques fréquents empêchent l'accumulation d'une grande diversité génétique (Lamarre, 2015).

4.3.2 Répartition et état de la population

La répartition de la couleuvre brune s'étend de l'est du Mexique jusqu'à l'extrême sud de l'Ontario et du Québec, qui correspond à la limite nord de son aire de répartition (figure 6). Au Québec, elle est limitée aux centres urbains et périurbains de la région de Montréal, particulièrement aux milieux insulaires : îles de Montréal, Perrot, Bizard, aux Cascades, Laval, des Sœurs et de Boucherville (figure 7). On la retrouve aussi sur la rive nord du fleuve à Deux-Montagnes et à Oka ainsi qu'à Salaberry-de-Valleyfield, Pointe-des-Cascades et sur la pointe Vaudreuil (Pouliot, 2008; Gouvernement du Québec, 2024a; Lamarre, 2015).

En raison de pressions fortes et rapides liées au développement urbain, les populations de cette espèce subissent des déclin depuis quelques années (Holt, 2002; Ouellette et Rodrigue, 2006; Pouliot, 2008 ; Lamarre, 2015), toutefois l'ampleur du déclin et la taille réelle des effectifs, actuels ou passés, demeurent méconnues (Holt, 2002).

Évolution potentielle de sa répartition en réponse aux changements climatiques

À ce jour, la niche climatique de la couleuvre brune n'a pas été modélisée et il n'existe aucune étude de vulnérabilité aux changements climatiques qui permettrait d'anticiper l'évolution temporelle de son aire de répartition. Nous savons en revanche que la situation nordique de la couleuvre brune au Québec, associée à la limite de sa tolérance aux températures froides, rend ses populations particulièrement sensibles aux perturbations climatiques (Pouliot, 2008). Les froides températures hivernales peuvent induire des mortalités importantes et limitent les effectifs des populations (Bailey, 1948, dans Pouliot, 2008). Le réchauffement du climat pourrait donc contribuer à rendre les conditions climatiques plus favorables à l'espèce et favoriser son expansion dans la province.

4.3.3 Menaces et enjeux de conservation

Le développement urbain est la menace la plus importante à la persistance des populations de couleuvre brune du Québec, notamment par la destruction des hibernacles et la rupture des corridors migratoires (Holt, 2002; Ouellette et Rodrigue, 2006; Pouliot, 2008). Certains rapports d'inventaire révèlent la destruction de sites tout juste après ou même au cours des études (Ouellette et Rodrigue, 2006; Rouleau, 2014; Lamarre, 2015). Ouellette et Rodrigue (2006) ont évalué la qualité de l'habitat pour 31 sites dans la région de Montréal, incluant les pressions anthropiques susceptibles d'entraîner la destruction des sites ou la mortalité des individus, le niveau de protection et la connectivité des sites. Les résultats indiquent que

sept sites présentent une qualité particulièrement faible en raison du degré d'isolement de l'habitat, de sa destruction qui pourrait survenir rapidement et de l'absence de protection légale.

La fragmentation de l'habitat isole les populations les unes des autres et peut contribuer à leur extinction locale en l'absence d'un flux d'immigration, là où la persistance de l'espèce dépend d'une dynamique source-puits (Holt, 2002; Ouellette et Rodrigue, 2006). Compte tenu de leur faible capacité de dispersion, une route ou une simple piste cyclable peut suffire à bloquer les déplacements des individus ou entraîner des mortalités (Andrews et coll., 2008; Dupuy, 2011; Choquette et Valliant, 2016).

Finalement, l'évolution naturelle des habitats de début de succession utilisés par la couleuvre brune tend à modifier certaines composantes essentielles de son habitat. Par exemple, la fermeture graduelle de la canopée réduit le degré d'ensoleillement et modifie les taux d'humidité sur les sites occupés par l'espèce (Pouliot, 2008).

Les changements climatiques ne représentent sans doute pas une menace importante pour cette espèce limitée par les températures froides. L'absence de modélisation de niches bioclimatiques pour la couleuvre brune ou pour d'autres espèces de couleuvres du Québec rend toutefois difficile l'évaluation de l'impact potentiel des changements climatiques dans son aire de répartition.

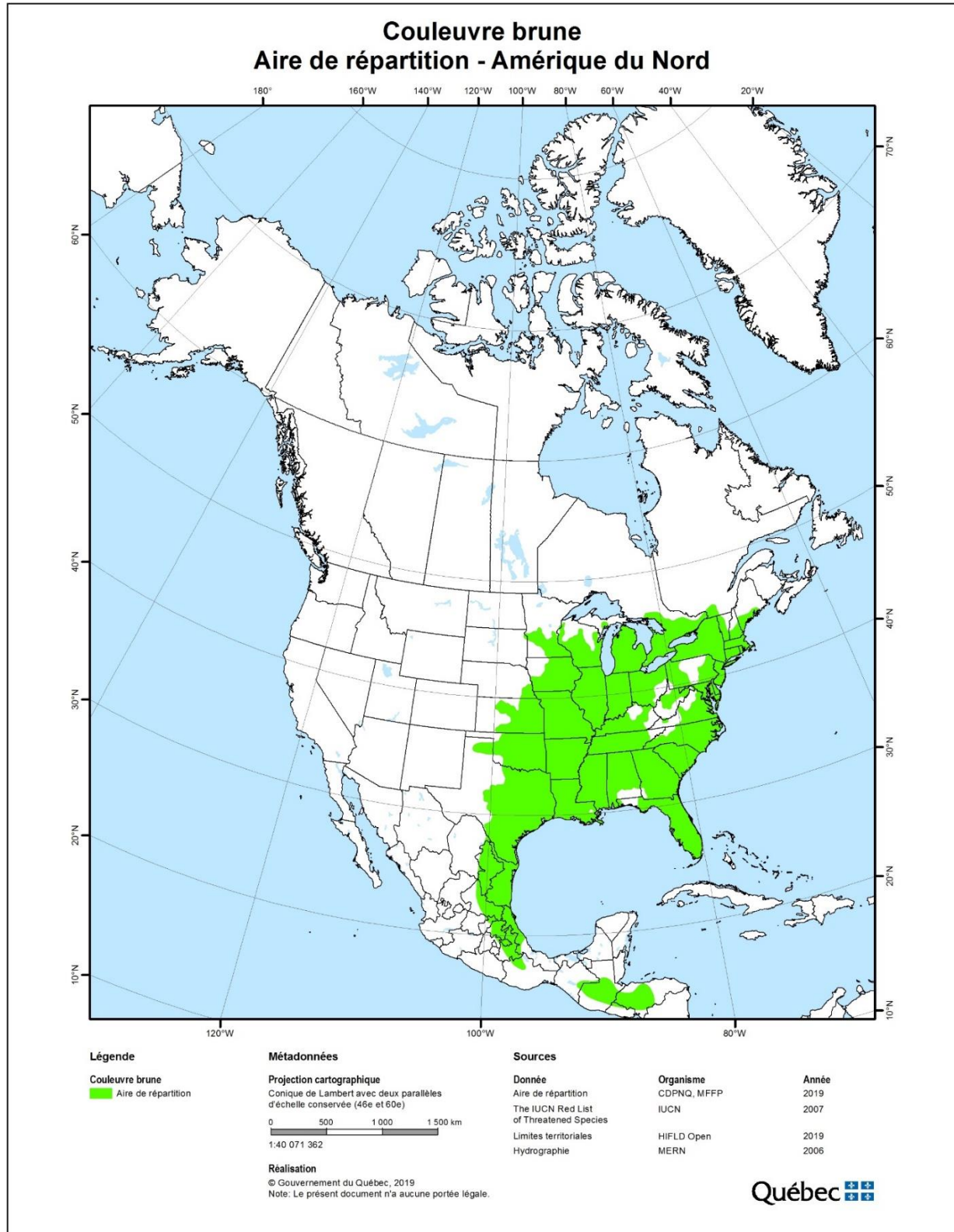


Figure 6. Aire de répartition de la couleuvre brune en Amérique du Nord

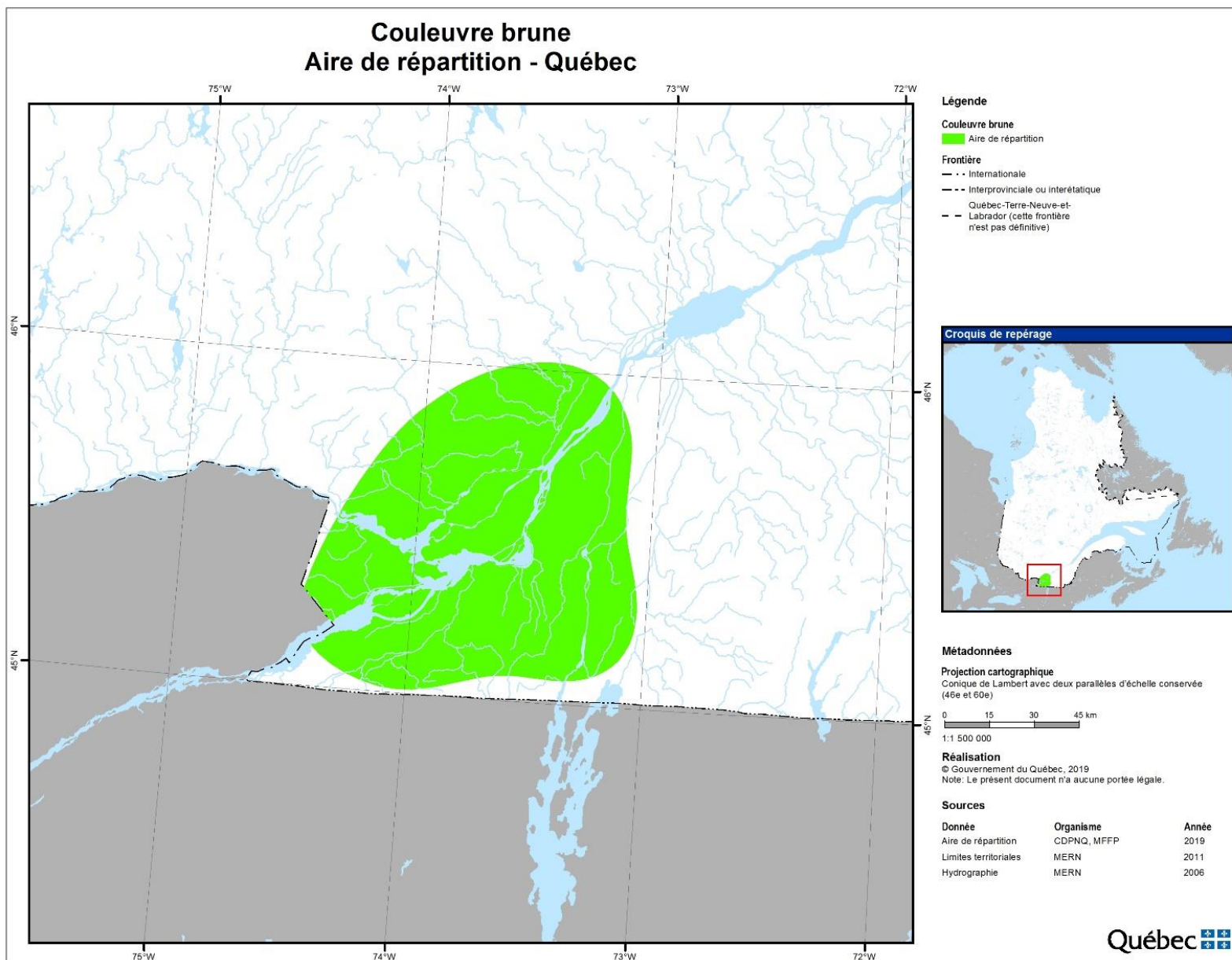


Figure 7. Aire de répartition de la couleuvre brune au Québec

4.3.4 Bénéfices potentiels et risques associés à la migration assistée

Rien n'indique actuellement que les conditions climatiques sur les sites où l'espèce est présente pourraient se dégrader dans le futur. Il est même raisonnable de croire que le réchauffement du climat permettrait l'expansion de la répartition de la couleuvre brune au nord de son aire actuelle. Toutefois, la dégradation de ses habitats, leur précarité, sa faible capacité de dispersion et la présence de nombreuses barrières physiques dans la région métropolitaine compromettent la capacité de dispersion de l'espèce et sa capacité à coloniser de nouveaux habitats. Outre la création de traverses fauniques et d'autres aménagements favorisant les déplacements naturels, le déplacement d'individus serait sans doute une façon de permettre la colonisation des habitats plus nordiques où les pressions sont moindres, qui pourraient devenir propices à l'espèce avec les changements climatiques. La migration assistée serait donc, dans cette perspective, une avenue pour permettre l'établissement de la couleuvre brune au nord de son aire de répartition actuelle, ce qui pourrait améliorer sa situation dans la province.

La migration assistée de l'espèce comporte cependant certains risques à prendre en considération. Tout d'abord, le prélèvement d'individus pour la migration assistée ne serait pas sans conséquence sur la population source. Advenant un projet de migration assistée, plusieurs études devront être effectuées dans différents sites afin de valider l'impact potentiel du prélèvement d'un grand nombre d'individus sur la population donneuse. Par ailleurs, les travaux de Rouleau (2014) révèlent que l'effort d'échantillonnage à investir pour relocaliser une portion significative de la population source est considérable et nécessite d'importantes ressources humaines et financières.

L'utilisation de la migration assistée pour la couleuvre brune pourrait compromettre l'intégrité génétique des populations. En effet, les populations québécoises montrent une importante différenciation génétique interpopulationnelle, sans doute issue de l'isolement des populations (Lamarre, 2015). Afin de conserver l'intégrité génétique de chaque population, les experts recommandent d'éviter les déplacements entre populations (N. Tessier, comm. pers. ; MELCCFP et SHNVSL, 2023). Le prélèvement d'individus en provenance de multiples populations, une option souvent proposée pour réduire la pression sur les populations sources, pourrait donc s'avérer problématique pour cette espèce. Par ailleurs, dans le cadre d'un projet de migration assistée, une mésadaptation aux conditions locales découlant de l'introduction de matériel génétique non adapté pourrait compromettre l'implantation d'une nouvelle population.

La propagation de maladies et de parasites demeure un des risques les plus importants lorsqu'on parle de déplacements volontaires d'espèces (Desroches et Picard, 2004; Fisher et Garner, 2007; Ricciardi et Simberloff, 2009; MELCCFP et SHNVSL, 2023), mais peu d'informations existent quant aux maladies spécifiques à la couleuvre brune. Certains nématodes des serpents pourraient être problématiques et leur présence souvent asymptomatique complexifie leur détection (Judd, 1954; Pouliot, 2008; Roe et coll., 2010). La couleuvre brune pourrait aussi être sensible à certains trématodes véhiculés par les escargots et les limaces dont elle se nourrit, ou aux bactéries des genres *Aeromonas* et *Pseudomonas* qui sont responsables de plusieurs maladies chez les serpents (Pouliot, 2008). Bien qu'elle n'ait encore jamais été détectée chez la couleuvre brune, la présence aux frontières québécoises de la maladie fongique du serpent, induite par le champignon *Ophidiomyces ophiodiicola*, augmente également les risques de propagation de maladies associés au déplacement de couleuvres (P. Lamarre, comm. pers.).

L'impact de l'introduction de la couleuvre brune sur les milieux récepteurs représente également un risque difficile à évaluer. Certaines caractéristiques de l'espèce portent à croire qu'elle joue un rôle écologique de faible ampleur au sein de son habitat : elle a un domaine vital restreint, elle utilise des proies et des abris variés et elle cohabite avec d'autres espèces de couleuvres (Noble et Clausen, 1936; Judd, 1954; Holt, 2002). En revanche, la couleuvre brune peut atteindre des densités de 28 à 140 individus par hectare au Québec (données non publiées) et il s'agit d'un des rares prédateurs vertébrés à petit domaine vital à être capable de se maintenir dans des habitats aussi restreints. De plus, elle subit elle-même une forte pression de prédation. Son introduction pourrait donc avoir des répercussions en tant que prédateur et en tant que proie sur les sites récepteurs (P. Lamarre, comm. pers.).

4.3.5 Probabilité de succès

Historique d'échecs et de succès

Les références pour des déplacements de reptiles qui sont répertoriés dans la présente étude proviennent de projets de relocalisations de populations à l'intérieur même de l'aire de répartition d'origine. Les conclusions et les résultats présentés ici permettront d'illustrer les causes de succès et d'échec de ce type d'opération et d'évaluer la pertinence de la migration assistée pour la couleuvre brune.

Comme pour les amphibiens, la grande fécondité et le faible investissement dans les soins parentaux (souvent nul) font des reptiles des candidats intéressants pour la relocalisation (Germano et Bishop; 2009). Cependant, les travaux de synthèse réalisés successivement par Dodd et Seigel (1991) et Germano et Bishop (2009) révèlent des taux de succès de relocalisation de 19 % et 34 %, respectivement. Notons cependant qu'un biais de publication en faveur des projets ayant obtenu du succès engendre sans doute une surestimation du taux de succès réels, que Miller et coll. (2014) évaluent plutôt à 8 % pour les amphibiens et les reptiles. Selon Germano et Bishop (2009), le comportement de *homing* serait la principale cause d'échec des projets de relocalisation chez les reptiles. En effet, près de la moitié des cas de relocalisation infructueuse rapportés sont liés à des comportements de déplacements extrêmes ou à des tentatives de retour vers le site d'origine. Le nombre d'individus déplacés ne semble pas influencer le taux de succès chez les reptiles (Germano et Bishop, 2009).

Chez les serpents, la plupart des relocalisations sont motivées par des conflits associés à l'activité humaine, que ce soit en raison de la crainte suscitée par certaines espèces ou parce que des travaux de développement sont planifiés dans l'habitat d'une espèce (Miller et coll., 2014; Sullivan et coll.; 2014). Ce deuxième motif de relocalisation est en forte augmentation au Québec, et quelques cas ont été documentés chez la couleuvre brune (Galois et Ouellet, 2012, 2015, 2017; Rouleau, 2014). Le cas de l'échangeur Turcot, sur l'île de Montréal, a été particulièrement médiatisé (Benessaïeh, 2010). La relocalisation des couleuvres brunes menacées par le prolongement du boulevard Thimens est un cas particulièrement intéressant, car un suivi d'efficacité a été effectué par capture-marquage-recapture (Rouleau, 2014). En deux ans, 324 couleuvres brunes ont été déplacées vers un site déjà occupé par l'espèce. Bien que le nombre de recaptures soit limité, les résultats indiquent que la relocalisation pourrait contribuer à augmenter la fréquence des déplacements chez les couleuvres. Douze couleuvres brunes ont été recapturées après leur relocalisation. De ce nombre, cinq s'étaient déplacées sur une distance allant de 69 à 312 m et deux ont démontré un comportement de *homing* en retournant sur leur site de capture ou à proximité de celui-ci. De plus, malgré l'effort déployé pour déplacer un grand nombre d'individus, les résultats indiquent que le nombre d'individus observés et la probabilité de capture au site récepteur n'ont pas augmenté significativement. Le rapport de Rouleau (2014) suggère que, même si la translocation peut s'avérer efficace sur de courtes distances, elle ne devrait pas être utilisée comme mesure de mitigation à la perte d'habitat. De plus, le succès et les impacts de toute opération de relocalisation doivent être évalués par un programme de suivi rigoureux.

Facteurs déterminants

Le comportement de *homing* et les déplacements erratiques des individus déplacés demeurent la principale cause d'échec des projets de relocalisation de serpents (Reinert et Rupert, 1999; Brown et coll., 2009; Germano et Bishop, 2009; Roe et coll., 2010). Le comportement de *homing* a aussi été observé chez la couleuvre brune au Québec, mais dans une faible proportion (Rouleau, 2014). Ces comportements, coûteux en énergie, augmentent la probabilité de mortalité par la prédation ou la mortalité routière, en plus de réduire la quantité de ressources énergétiques disponibles pour survivre à l'hibernation (Reinert et Rupert, 1999; Butler et coll., 2005; Brown et coll., 2009; Roe et coll., 2010; N. Tessier, comm. pers.; P. Lamarre, comm. pers.), surtout lorsque les relocalisations sont effectuées sur de grandes distances ou après la destruction d'un habitat (Desroches et Picard, 2004). La fidélité aux hibernacles est un autre facteur d'échec majeur pouvant compromettre une possible initiative de migration assistée. La méthode de *soft-release* (pouvant être traduite par « mise en liberté progressive »), qui consiste à relâcher les individus dans un enclos aménagé dans l'habitat récepteur afin que ceux-ci puissent s'habituer aux caractéristiques du site tout en évitant les déplacements exploratoires, est une solution qui pourrait être mise de l'avant,

mais son efficacité reste à prouver. Au Québec, l'aménagement d'un hibernacle artificiel a été testé pour la couleuvre brune dans le secteur du ruisseau Pinel, sur l'île de Montréal (Galois et Ouellet, 2017). Sur quatre années de suivi, une seule recapture a permis de confirmer l'utilisation de l'hibernacle. Ce faible succès est dû aux contraintes d'isolation thermique de l'hibernacle, qui est d'ailleurs en voie d'amélioration.

La qualité et l'hétérogénéité des habitats au site récepteur sont d'autres facteurs clés pour assurer le succès des projets de relocalisation chez les reptiles (Germano et Bishop, 2009; McCoy et coll., 2014). Par ailleurs, une utilisation anormale de l'habitat a été observée chez plusieurs espèces de serpents après leur relocalisation, c'est-à-dire la sélection d'habitats auparavant considérés comme non préférentiels. De tels résultats soulignent l'importance de sélectionner des sites récepteurs regroupant une variété de micro-habitats (Reinert et Rupert, 1999; Butler et coll., 2005; Brown et coll., 2009; Roe et coll., 2010).

On souligne généralement qu'un nombre insuffisant d'individus transférés peut compromettre le succès de certains projets de relocalisation de reptiles, mais aucune corrélation claire n'a été observée entre le nombre d'individus et la probabilité de succès (c'est-à-dire l'établissement d'une population et la reproduction des individus matures) (Germano et Bishop, 2009). L'absence de tendance s'explique peut-être par l'effet du comportement de *homing* qui prédomine sur la probabilité de succès. La méconnaissance de la taille des populations québécoises et des tendances démographiques locales (Pouliot, 2008) rend cependant difficile la détermination d'un nombre minimal d'individus pour assurer la viabilité d'une nouvelle population de couleuvres brunes lors de l'établissement.

Compte tenu d'importantes différenciations génétiques chez les populations de couleuvres brunes au Québec (Lamarre, 2015), le maintien de l'intégrité génétique constitue un facteur à prendre en considération dans tout projet de relocalisation (N. Tessier, comm. pers.). Cette différenciation génétique révèle sans doute des adaptations aux conditions environnementales locales, de sorte que le choix de la population source devra être bien évalué afin d'éviter l'introduction du matériel génétique non adapté.

4.3.6 Évaluation du potentiel d'utilisation de la migration assistée

Le cas de la couleuvre brune est sensiblement différent de ce qui a été présenté dans les études de cas précédentes. En effet, la couleuvre brune est menacée par le développement urbain et les activités anthropiques qui affectent son habitat, mais probablement pas par les changements climatiques. Qui plus est, l'adoucissement du climat pourrait rendre de nouveaux habitats propices au nord de sa répartition actuelle. En fait, les changements climatiques pourraient offrir l'occasion d'établir de nouvelles populations en dehors de son aire de répartition actuelle, dans des habitats où les pressions anthropiques sont moindres. Malheureusement, dans le sud du Québec, sa capacité de dispersion est limitée par de nombreuses barrières à la dispersion, et elle sera dans l'incapacité de coloniser naturellement ces nouveaux habitats.

Toutefois, plusieurs auteurs recommandent de prioriser la conservation de l'habitat *in situ* plutôt que le déplacement d'individus, surtout lorsque le succès de relocalisation est plutôt faible, comme dans le cas de la couleuvre brune (Desroches et Picard, 2004; Brown et coll., 2009; Roe et coll., 2010; Rouleau, 2014; Sullivan et coll., 2014 ; MELCCFP et SHNVSL, 2023). Le comportement de *homing* risque de faire échouer toute tentative de déplacement en dehors de l'aire de répartition. L'utilisation de la méthode de *soft release* (enclos) et l'aménagement d'hibernacles artificiels pourraient contribuer à réduire le *homing*, mais il faut encore améliorer les aspects techniques de cette méthode. Dans le cas où d'éventuels projets de relocalisation d'individus deviendraient inévitables, il faudrait s'assurer de tester l'efficacité de différentes techniques de la méthode de *soft release*. Des suivis à long terme après la relocalisation sont nécessaires chez la couleuvre brune pour valider l'utilisation des hibernacles et améliorer les connaissances sur les déplacements et le comportement de *homing*, notamment en comparant les données des juvéniles et des adultes (Semlitsch, 2002). Les suivis doivent permettre ultimement de connaître les variables abiotiques et biotiques influençant le taux de succès des relocalisations.

Lors d'un projet de relocalisation ou de migration assistée, il s'avère essentiel d'évaluer les facteurs de risque de même que les impacts liés à la propagation de maladies, à la perte d'intégrité génétique ou au

transfert d'individus génétiquement mal adaptés. Les recommandations de Weeks et coll. (2011) facilitent l'identification de la ou des populations sources génétiquement appropriées lors d'un transfert dans un site donné. Des études doivent aussi être effectuées sur différents sites afin de valider l'impact réel du prélèvement d'un grand nombre d'individus sur la population source. Même si la couleuvre brune semble être une espèce discrète au sein de son habitat, il ne faut pas négliger les impacts potentiels d'une introduction sur le milieu récepteur et une analyse de risques devrait être faite avant toute intervention.

L'hétérogénéité des habitats potentiels et leur connectivité sont des éléments essentiels pour assurer le maintien de la couleuvre brune au Québec, que ce soit dans les sites où elle est déjà présente ou lors d'un projet de relocalisation. Les processus de succession naturelle modifient les paramètres de qualité d'habitat, de sorte que l'espèce semble évoluer dans une dynamique d'extinctions et de colonisations locales (Lamarre, 2015). Une large diversité de micro-habitats permettrait également de tamponner contre les effets inattendus de la variabilité des facteurs climatiques sur le comportement ou la démographie (McCoy et coll., 2014). Aussi, avant de statuer sur le potentiel d'un projet de migration assistée chez la couleuvre brune, il est indispensable d'établir des modèles de niche climatique qui intègrent des variables climatiques ainsi que les composantes de l'habitat préférentiel afin de repérer des sites récepteurs appropriés à moyen et à long terme.

Finalement, il est important de considérer le caractère spécifique des projets de migration assistée qui s'appliqueraient en tant que mesure de mitigation en cas de destruction d'habitat. Ainsi, le déplacement de couleuvres brunes permettrait de sauver les individus déplacés si le projet était porteur de succès, tout en facilitant l'élargissement de l'aire de répartition de l'espèce vers le nord. Cependant, outre l'espèce relocalisée, le projet ne comporterait aucun bénéfice pour l'ensemble des espèces retrouvées dans l'habitat détruit et ne peut donc pas s'inscrire dans une démarche de gestion intégrée des milieux naturels.

5. Exemples de processus décisionnel

5.1 Critères décisionnels

L'UICN a produit en 2012 une série de lignes directrices sur les types de transferts réalisés à des fins de sauvegarde, incluant la migration assistée. Ces lignes directrices touchent le processus décisionnel, qui vise à établir si le déplacement d'une espèce ou d'une population doit ou ne doit pas être effectué, mais également la planification, l'analyse de faisabilité, l'évaluation des risques, la mise en œuvre, le suivi et la gestion continue et la diffusion des résultats. L'organisme souligne notamment les risques potentiellement élevés, et souvent difficiles à prévoir, qui sont associés au déplacement d'une espèce en dehors de son aire de répartition d'origine et recommande, avant d'aller de l'avant, de disposer d'un niveau très élevé de confiance quant aux comportements anticipés des organismes concernés advenant une introduction. Ce document devrait servir de point de référence pour l'évaluation, comme pour le développement de tout projet de migration assistée.

Différents critères visant à identifier des espèces candidates pour la migration assistée ont été établis et détaillés dans la littérature. Deux de ces critères semblent faire l'unanimité : (1) la menace que représentent les changements climatiques pour la persistance de l'espèce concernée (c'est-à-dire la perte potentielle ou observée d'habitats propices ou le déclin potentiel ou observé de l'espèce en réponse aux changements du climat) et (2) la capacité de dispersion limitée de cette espèce (donc l'incapacité de l'espèce à migrer vers de nouveaux habitats propices) (Hunter, 2007; Gallagher et coll., 2015; Hällfors et coll., 2017). À ces critères, Hällfors et coll. (2017) ajoutent (3) la probabilité que de nouveaux habitats deviennent propices à l'espèce ciblée face à l'action des changements climatiques, donc d'un déplacement potentiel de son aire de répartition. Ces trois critères combinés permettent de définir le potentiel d'utilisation de la migration assistée d'une espèce donnée. Dans un deuxième temps, pour réduire le risque associé à l'introduction d'une nouvelle espèce dans un écosystème, Hunter (2007) propose (4) de sélectionner des espèces qui ne jouent pas un rôle écologique prépondérant dans leur milieu naturel. La migration assistée d'espèces considérées comme dominantes ou clés de voûte dans leur milieu d'origine, ou encore d'espèces qui entretiennent de nombreuses relations interspécifiques, pourrait évidemment avoir des impacts majeurs sur les communautés présentes au site récepteur (Hunter, 2007). Gallagher et coll. (2015) ont déterminé une série de traits biologiques associés aux espèces candidates pour la migration assistée : faible taille des populations, aire de répartition limitée, petite taille des organismes, faible taux de reproduction, niveau élevé de spécialisation, limites physiologiques face aux changements environnementaux anticipés, espèces occupant les niveaux trophiques supérieurs, plantes qui effectuent la photosynthèse en C3 (généralement les plantes herbacées). Notons que plusieurs de ces traits sont fréquemment observés chez les espèces en situation précaire (p. ex. : faible taille de population, aire de répartition restreinte, faible taux de reproduction, niveau de spécialisation important, etc.). Finalement, plusieurs auteurs soulignent également l'importance de satisfaire des critères d'acceptabilité sociale et de faisabilité financière pour assurer la réussite d'un projet de migration assistée (Richardson et coll., 2009; Hajjar et Kozak, 2015; Brichieri-Colombi et Moehrensclager, 2016; Garnett et coll., 2018).

Le tableau 2 présente une évaluation sommaire du potentiel d'utilisation de la migration assistée pour les trois espèces à l'étude. Cette évaluation a été réalisée d'après les critères d'identification des espèces candidates précités et l'ensemble des informations récoltées dans les études de cas des trois espèces ciblées. L'analyse indique que le chardon écaillé est une espèce pouvant être désignée comme candidate pour la migration assistée. En revanche, il n'est actuellement pas possible de tirer des conclusions claires quant au potentiel d'utilisation de la migration assistée pour la salamandre pourpre et la couleuvre brune, chacune ayant au moins un critère restrictif. Une analyse plus approfondie ainsi que l'acquisition de nouvelles connaissances seront nécessaires pour en arriver à éventuellement considérer ces espèces comme des candidates pour la migration assistée.

Tableau 2. Évaluation sommaire du potentiel d'utilisation de la migration assistée comme mesure d'adaptation aux changements climatiques pour les trois espèces à l'étude d'après les critères proposés dans la littérature

Critères de sélection des espèces candidates	Salamandre pourpre (<i>Gyrinophilus porphyriticus</i>)	Chardon écaillé (<i>Cirsium scariosum</i> var. <i>scariosum</i>)	Couleuvre brune (<i>Storeria dekayi</i>)
Critères principaux			
Espèce menacée par les changements climatiques	✓	✓	(-)
Nouveaux habitats propices à l'espèce sous l'effet des changements climatiques	✓	?	✓
Dispersion limitée par la capacité de l'espèce ou par des barrières à son déplacement	✓	✓	✓
Rôle écologique mineur de l'espèce dans son milieu naturel	(-)	✓	?
Critères secondaires			
Faible taille des populations	✓	✓	(✓)
Aire de répartition limitée	✓	✓	✓
Faible taux de reproduction	(✓)	✓	-
Haut niveau de spécialisation	✓	✓	-
Petite taille des organismes	✓	✓	✓
Acceptabilité sociale	?	?	?
Faisabilité financière	?	✓	?

✓ : L'espèce satisfait le critère évalué.

- : L'espèce ne satisfait pas le critère évalué.

() : Le résultat obtenu pour l'évaluation de ce critère est incertain.

? : Les connaissances actuelles ne permettent pas d'évaluer le critère.

5.2 Cadre décisionnel

À partir de ces critères, de nombreux auteurs proposent un cadre décisionnel permettant d'évaluer la possibilité d'effectuer la migration assistée d'une espèce (Hoegh-Guldberg et coll., 2008; Richardson et coll., 2009; Weeks et coll., 2011; Chauvenet et coll., 2013b; Rout et coll., 2013; Abeli et coll., 2014; Galloway et coll., 2016). Quelques-uns sont survolés ici afin d'illustrer différents types d'approches.

Hoegh-Guldberg et coll. (2008) proposent un processus relativement simple qui prend en compte plusieurs des critères décisionnels évoqués dans la littérature : la probabilité que l'espèce subisse un déclin majeur en réponse aux changements climatiques, la capacité de dispersion naturelle de l'espèce et le poids respectif des bénéfices et des coûts écologiques et socioéconomiques potentiels (figure 8). L'approche proposée intègre également des recommandations en faveur d'options de conservation plus conservatrices (p. ex. : augmentation de la connectivité des habitats, conservation *ex situ*, etc.). De plus, dans le cas où la migration assistée ne s'avérerait pas être une option techniquement réalisable, les auteurs évoquent la possibilité d'aménager des habitats propices à l'espèce au nord de son aire de répartition afin de stimuler la migration naturelle.

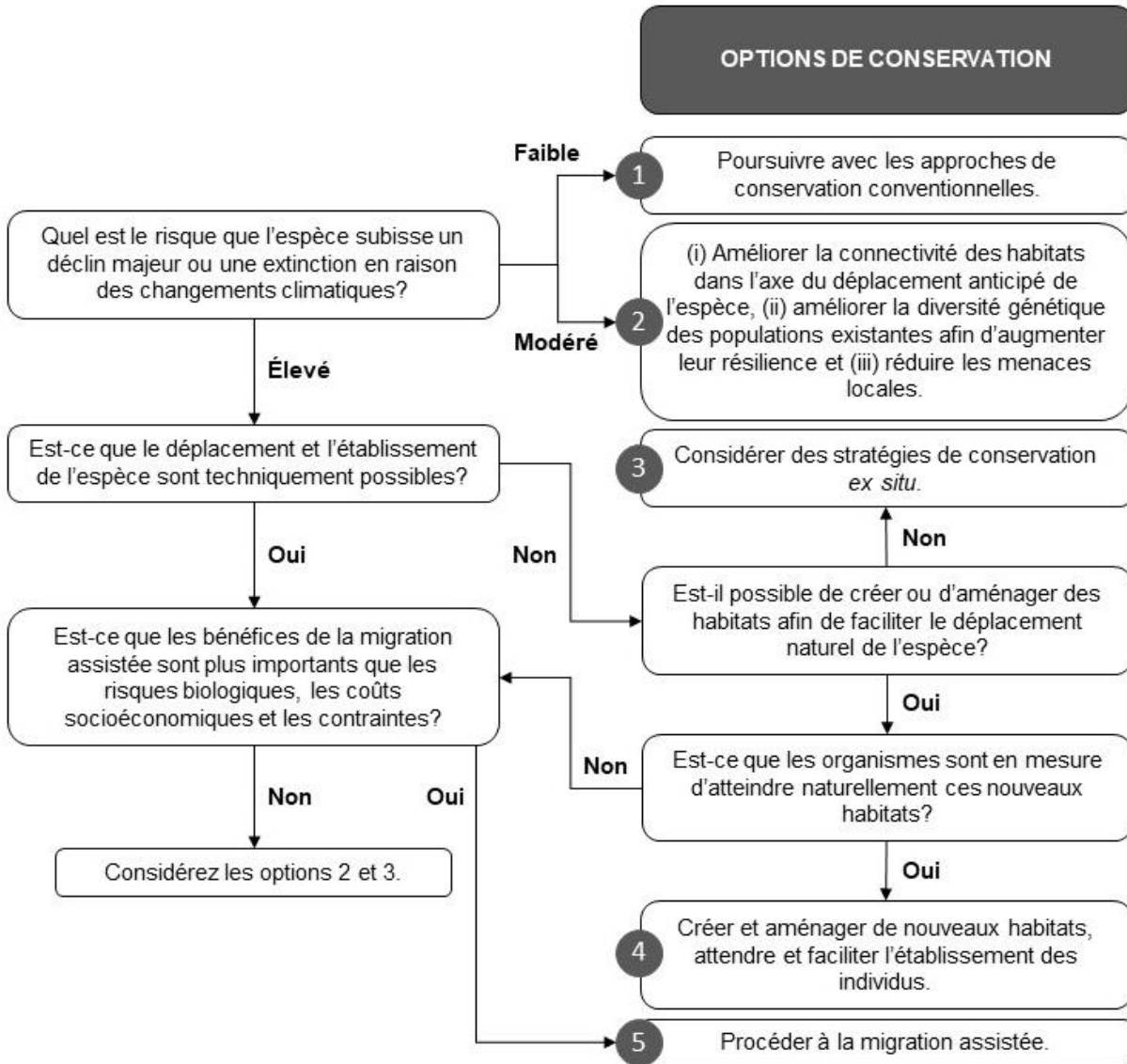


Figure 8. Processus décisionnel proposé par Hoegh-Guldberg et coll. pour évaluer la possibilité d'utiliser la migration assistée pour éviter l'extinction d'une espèce (traduit et adapté de Hoegh-Guldberg et coll., 2008)

De leur côté, Galloway et coll. (2016) ont mis sur pied un cadre décisionnel visant à évaluer la faisabilité d'effectuer la migration assistée d'espèces de poisson en situation précaire (figure 9). Ce cadre décisionnel a été mis à l'épreuve pour évaluer la possibilité d'introduire l'omble à tête plate (*Salvelinus confluentus*) dans différents cours d'eau du parc national de Glacier, au Montana. L'évaluation des sites récepteurs potentiels a été effectuée à partir des quatre composantes suivantes : l'habitat du site récepteur, les communautés aquatiques présentes au site récepteur, la population source et les risques. Un questionnaire a été rédigé pour évaluer chacune de ces composantes, et des critères spécifiques à l'espèce ont été établis afin d'être en mesure d'attribuer un pointage à chacune des composantes évaluées (voir Galloway et coll., 2016, pour plus de détails sur ces critères). Cette méthode offre l'avantage de pouvoir comparer le potentiel de différents sites récepteurs.

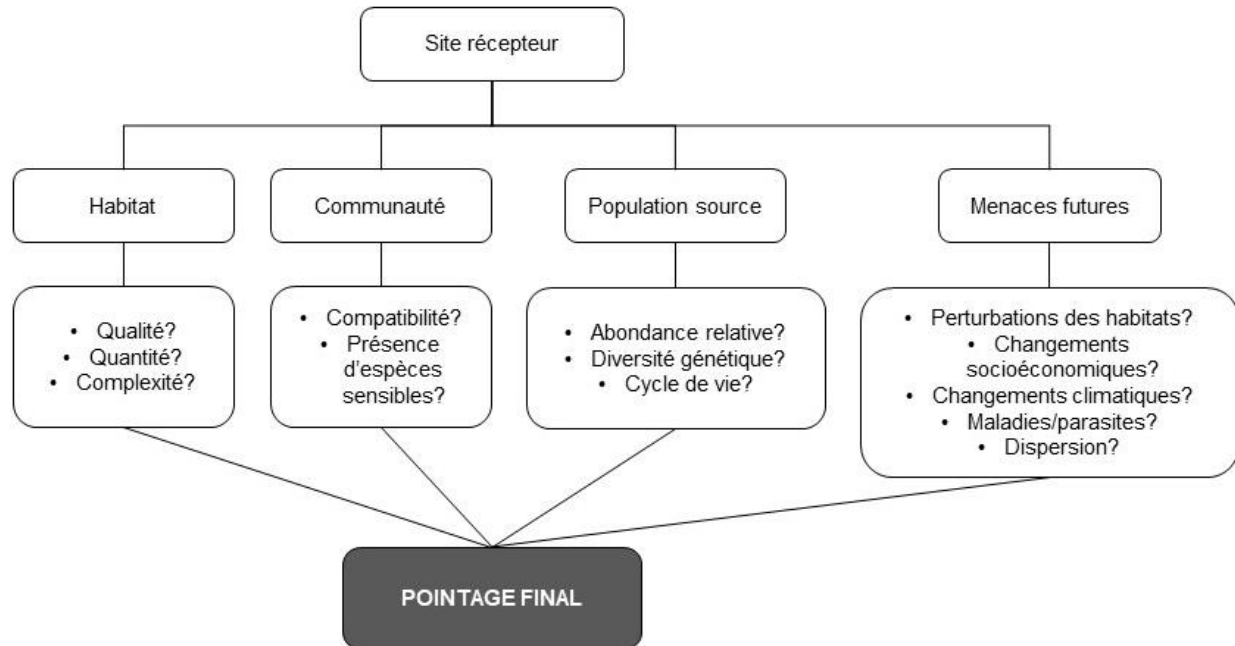


Figure 9. Processus décisionnel proposé par Galloway et coll. pour évaluer la possibilité d'effectuer la migration assistée de l'omble à tête plate (traduit et adapté de Galloway et coll., 2016)

L'approche proposée par Abeli et coll. (2014) est sensiblement différente et vise à intégrer le concept de biogéographie à l'évaluation d'un projet de migration assistée. Afin de réduire au minimum les risques associés à la migration assistée et pour répondre à certains de leurs détracteurs, Abeli et coll. proposent que le déplacement d'une espèce à l'extérieur de sa répartition d'origine soit effectué à l'intérieur des limites de l'unité biogéographique dans laquelle elle se trouve. Cette unité biogéographique se définit comme une étendue à l'intérieur de laquelle les forces biotiques et abiotiques qui déterminent l'évolution des espèces et des populations sont constantes (Soberón, 2007). L'objectif de garder le déplacement d'une espèce à l'intérieur de son unité biogéographique est de maintenir l'action de ces facteurs d'évolution. Les auteurs proposent un cadre décisionnel qui utilise une série d'indicateurs spécifiques à l'espèce qui permettraient de déterminer si le projet de migration assistée évalué risque de déplacer l'espèce en dehors de son unité biogéographique d'origine, ce qui serait à proscrire (figure 10). La présence de barrières physiques ou écologiques est également un des éléments majeurs pris en compte dans l'approche proposée.

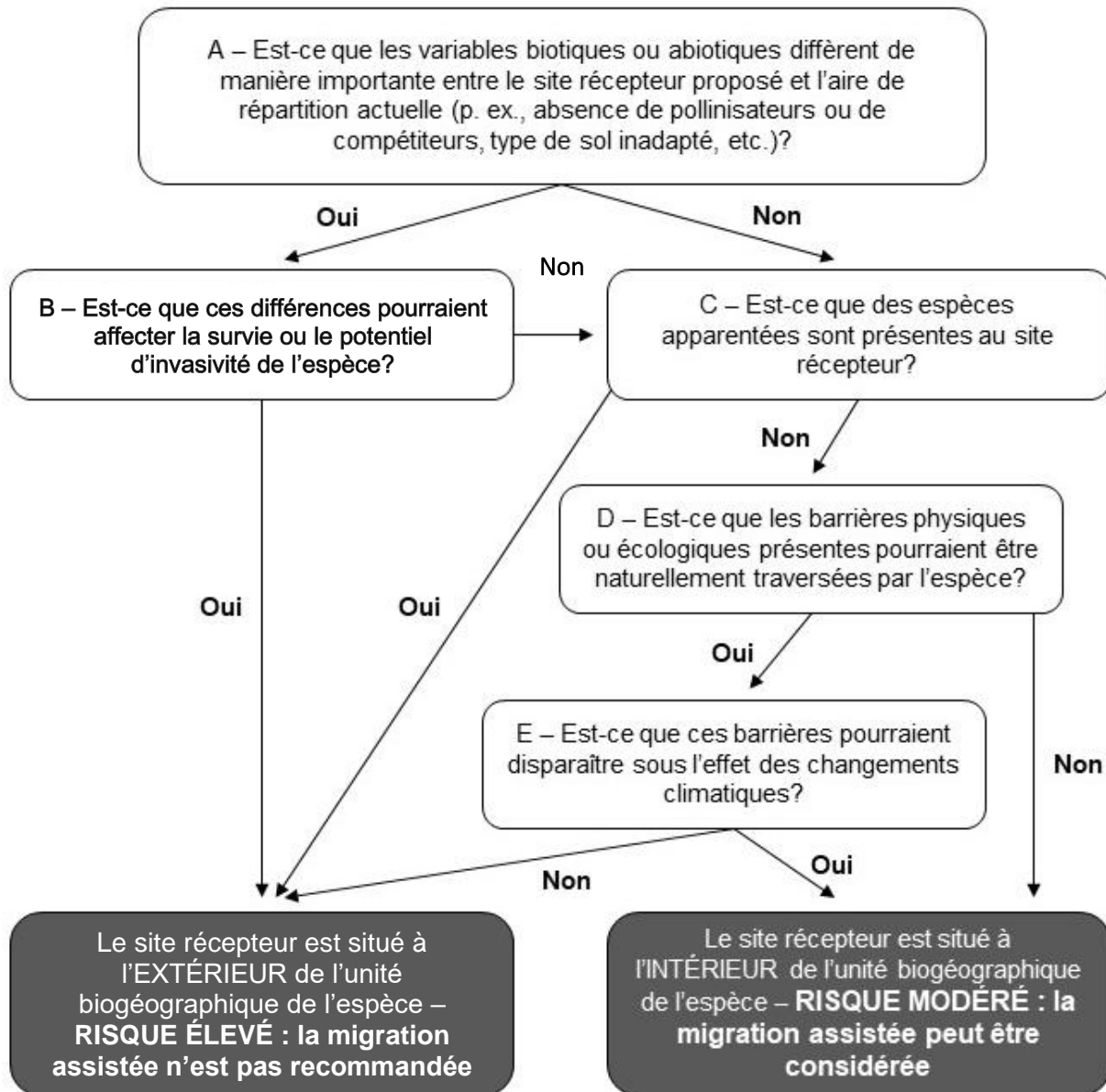


Figure 10. Processus décisionnel basé sur une approche biogéographique visant à évaluer la possibilité d'effectuer la migration assistée d'une espèce, tel que le proposeur Abeli et coll. (traduit et adapté d'Abeli et coll., 2014)

Outre ces cadres décisionnels, le faible taux de succès des projets de transferts documentés a amené Chauvenet et coll. (2013b) à établir une série de points à documenter afin de maximiser les chances de succès d'un projet de migration assistée (tableau 3). Les auteurs proposent également différentes méthodes et des outils d'analyse propres à répondre à ces questions. En plus d'orienter la planification et la mise en œuvre d'un projet, plusieurs des éléments retenus peuvent servir à en évaluer la faisabilité et la pertinence *a priori*.

Les cadres décisionnels présentés sont de précieux outils pour évaluer la pertinence et la faisabilité d'un projet de migration assistée. L'utilisation combinée de différentes approches pourrait contribuer à augmenter le niveau de confiance dans les évaluations et les analyses de risque effectuées.

Tableau 3. Éléments à documenter et méthodes préconisées pour augmenter la probabilité de succès d'un projet de migration assistée comme mesure d'adaptation aux changements climatiques (traduit et adapté de Chauvenet et coll., 2013b)

Éléments à documenter	Méthodes et outils
Planification	
Q1 – Est-ce que l'espèce est menacée par les changements climatiques?	<ul style="list-style-type: none"> • Modèles de niche climatique et analyses de viabilité des populations
Q2 – Dans quelle(s) population(s) les individus pourraient-ils être prélevés?	<ul style="list-style-type: none"> • Modèles de niche climatique • Modèles dynamiques de populations intégrant différents scénarios de prélèvement
Q3 – Vers quel site récepteur l'espèce pourrait-elle être déplacée?	<ul style="list-style-type: none"> • Modèles de niche climatique • Analyses du potentiel de nuisance de l'espèce déplacée
Q4 – Combien d'individus devraient être déplacés, et selon quel sexe-ratio?	<ul style="list-style-type: none"> • Modèles dynamiques de populations intégrant différents scénarios d'introduction
Q5 – Quelles mesures de gestion devraient être appliquées dans la nouvelle population?	<ul style="list-style-type: none"> • Modèles dynamiques de populations intégrant différentes mesures de gestion
Mise en œuvre	
Q6 – Est-ce que la population source est affectée négativement par le prélèvement des individus?	<ul style="list-style-type: none"> • Suivi de l'abondance et des paramètres démographiques de la population source • Modèles dynamiques de populations pour prévoir l'évolution de la population
Q7 – Est-ce que les résultats obtenus correspondent aux résultats attendus?	<ul style="list-style-type: none"> • Suivi de l'abondance et des paramètres démographiques de la nouvelle population • Comparaison des résultats observés et projetés • Modèles dynamiques de populations pour prévoir l'évolution de la population
Q8 – Dans un contexte de gestion adaptative, est-ce que de nouvelles options doivent maintenant être envisagées?	<ul style="list-style-type: none"> • Modèles dynamiques de populations intégrant différentes mesures de gestion

5.3 Gestion du risque

Il y a actuellement peu d'informations spécifiques à la gestion des risques associés aux opérations de migration assistée. *A priori*, la gestion des risques sera amorcée par la réalisation d'une évaluation des risques dont l'ampleur devrait être proportionnelle au niveau de risque appréhendé et à la lumière de laquelle elle permettrait de décider si le projet doit ou non avoir lieu (UICN, 2012). Notons que, pour les espèces végétales, la méthode d'analyse conçue par Lavoie et coll. (2014) pourrait être utilisée pour évaluer le potentiel de nuisance de l'espèce ciblée. S'il s'avère impossible d'établir de manière fiable qu'une introduction présente un risque minime, le projet devrait être abandonné et d'autres options de sauvegarde devront être trouvées (UICN, 2012). L'évaluation des risques permettra aussi de jeter les premières bases d'un programme de suivi, si le projet devait aller de l'avant.

Si la migration assistée d'une espèce est mise en œuvre, une planification adéquate devrait intégrer les mesures appropriées afin d'atténuer les risques repérés lors de l'évaluation. De plus, la conception d'un programme de suivi est un élément incontournable qui doit impérativement être réalisé dès les premières étapes de planification du projet (UICN, 2012). Ce programme de suivi, qui débute dès la mise en œuvre et s'échelonne sur plusieurs années, devrait prendre en compte les éléments essentiels parmi les suivants, selon le contexte et le résultat escompté du projet (UICN, 2012) :

- performances démographiques (croissance démographique, expansion de la population, survie des spécimens, reproduction, dissémination, etc.);
- surveillance des comportements (*homing*, sélection d'habitats, recherche et sélection de nourriture, etc.);
- suivi écologique (impacts écologiques, retour d'une fonction écologique visée, invasions collatérales par des espèces envahissantes, etc.);
- suivi génétique (diversité génétique, hybridation, adaptation locale, etc.);
- suivi sanitaire et de la mortalité (maladies, parasites, taux et causes de mortalité, etc.);
- suivi social, culturel et économique (intérêt et soutien de la population, coûts directs et indirects, respect du budget, etc.).

Certains des aspects du suivi devraient également viser la ou les populations sources afin d'assurer un suivi rigoureux des impacts du prélèvement d'individus sur ces populations. Évidemment, l'efficacité du programme de suivi dépendra des informations préalables disponibles sur l'espèce, la population source et le milieu récepteur. Dans certains cas, des données spécifiques pourraient devoir être prélevées afin de compléter le portrait de la situation avant-projet.

Le suivi effectué au cours de la mise en œuvre et après celle-ci devrait permettre d'alimenter une gestion adaptative du projet de migration assistée et des autres actions de conservation poursuivies pour favoriser le maintien ou le rétablissement de l'espèce. La détection d'effets négatifs imprévus et inacceptables pourrait également justifier l'abandon du projet (UICN, 2012).

6. Recommandations et conclusion

À la lumière des connaissances relevées dans la littérature, des processus décisionnels consultés et des études de cas réalisées pour trois espèces en situation précaire, cinq recommandations sont formulées afin de poursuivre l'évaluation et l'encadrement de la planification de projets potentiels de migration assistée pour favoriser l'adaptation de certaines espèces en situation précaire au Québec dans un contexte de changements climatiques.

- 1) Identifier les espèces candidates à la migration assistée à partir des analyses de leur vulnérabilité aux changements climatiques.

Afin de favoriser le maintien ou le rétablissement des espèces en situation précaire du Québec dans le contexte climatique actuel et à venir, une évaluation de leur vulnérabilité face aux changements climatiques est essentielle. Ainsi, une analyse de vulnérabilité, telle que celle qui a été faite par Gendreau et coll. en 2016 pour 409 espèces floristiques québécoises en situation précaire, a été réalisée afin d'y intégrer l'ensemble des espèces fauniques menacées, vulnérables ou susceptibles d'être désignées au Québec (Ricard et coll., en préparation). Les résultats obtenus permettent d'identifier les espèces ou groupes d'espèces les plus à risque, et de cibler celles qui satisfont le premier critère propre à en faire des espèces candidates pour la migration assistée (voir tableau 3). Toutes les options de conservation, en plus de la migration assistée, devront être considérées pour ces espèces.

- 2) Améliorer le suivi des espèces vulnérables aux changements climatiques pour détecter les effets sur leur viabilité

Un suivi attentif des espèces en situation précaire vulnérables aux changements climatiques est requis pour détecter les effets sur leur viabilité. Le suivi des populations situées à la limite sud de leur aire de répartition, ou celles pour lesquelles les résultats des modélisations de niches climatiques indiquent une perte d'habitat anticipée devrait constituer une priorité de conservation. Ainsi, un déclin observé au sein de ces populations pourrait déclencher la mise en branle rapide de mesures de conservation adaptées et, éventuellement, évaluer la faisabilité de la migration assistée (Galatowitsch et coll., 2009). La plupart des experts recommandent d'utiliser cette option en dernier recours. Toutefois, il ne faut pas attendre qu'une espèce soit au bord de l'extinction avant d'entreprendre des mesures de sauvetage. Une espèce dont les populations sont encore suffisamment abondantes pour conserver une diversité génétique acceptable sera plus à même d'être introduite avec succès dans un nouveau milieu. De plus, le prélèvement d'individus au sein de populations sources qui subissent un fort déclin sera extrêmement risqué pour le maintien de ces populations.

- 3) Identifier et évaluer les espèces candidates à la migration assistée

Les études de cas réalisées ici ont permis d'identifier le chardon écaillé comme une espèce candidate pour la migration assistée (tableau 2). Il semble en effet que cette espèce ne soit pas en mesure de se maintenir au Québec sans intervention humaine. Les cas de la couleuvre brune et de la salamandre pourpre sont plus complexes, mais méritent d'être considérés par les experts et par les gestionnaires responsables de ces espèces pour une analyse plus approfondie.

Lorsqu'une espèce candidate est identifiée, des analyses spécifiques et complètes doivent être effectuées, c'est-à-dire incluant une évaluation des risques et une étude de faisabilité, en suivant une approche décisionnelle documentée ainsi qu'en se référant aux *Lignes directrices de l'UICN sur les réintroductions et les autres transferts aux fins de sauvegardes* (UICN, 2012) (voir recommandation 5). Ces analyses permettront d'outiller les gestionnaires dans leur prise de décision afin de choisir les options de conservation les plus appropriées à chaque contexte. L'utilisation combinée de différentes approches pourrait contribuer à augmenter le niveau de confiance dans les analyses effectuées. L'ensemble du processus décisionnel devrait être documenté et archivé afin d'assurer l'amélioration constante des connaissances relatives aux espèces à l'étude, à l'évaluation des espèces candidates ainsi qu'aux

techniques mises en œuvre pour la migration assistée. D'autre part, il est important de considérer le caractère spécifique des projets de migration assistée qui s'appliqueraient en tant que mesure de mitigation en cas de destruction d'habitat afin d'assurer la cohérence avec les objectifs de conservation et les démarches de gestion intégrée.

- 4) Préparer méticuleusement la planification, la mise en œuvre et le suivi à long terme de tout projet de migration assistée

Si un projet de migration assistée d'une espèce devait aller de l'avant, les gestionnaires et les autres personnes responsables du projet doivent se référer scrupuleusement aux lignes directrices prévues par l'UICN à cet effet (UICN, 2012). Selon ces lignes directrices, les motivations, le but (résultat escompté) et les objectifs du projet doivent être clairement énoncés, et des indicateurs de succès cohérents avec ces objectifs doivent être établis. Un programme de suivi à long terme adapté doit être planifié afin d'assurer l'adhésion du public et le soutien politique au projet et de s'assurer que les ressources financières et humaines sont suffisantes pour le mener à terme.

- 5) Définir des orientations gouvernementales et législatives en matière de migration assistée

À l'heure où les impacts du climat sur les espèces sont de plus en plus connus (Berteaux et coll., 2018; Gendreau et coll., 2018), l'utilisation de la migration assistée comme mesure d'adaptation est encore débattue dans le milieu scientifique. En parallèle, plusieurs types de transferts d'espèces sont effectués à des fins de sauvegarde depuis plus de 100 ans. Aux États-Unis, la migration assistée d'une espèce végétale menacée par les changements climatiques a été prise en charge par un groupe de citoyens (Torreya Guardians, consulté en septembre 2018), alors qu'au Québec la relocalisation de populations à des fins de sauvegarde est déjà effectué. Ce n'est sans doute plus qu'une question de temps avant que la migration assistée soit sérieusement envisagée pour pallier les impacts des changements climatiques sur les espèces du territoire québécois. Les démarches entreprises dans un contexte de foresterie sont d'ailleurs déjà bien entamées, malgré que la migration assistée touche davantage les provenances génétiques que les espèces pour le moment.

Les gestionnaires et les acteurs de la conservation doivent être au fait de l'existence de cette option de conservation ainsi que des risques et bénéfices qu'elle représente. Il apparaît essentiel que des lignes directrices québécoises, adaptées de celles de l'UICN, soient définies à ce sujet et que les aspects légaux soient étudiés et intégrés. Ces lignes directrices devraient permettre d'orienter l'analyse des options de conservation à mettre en place pour assurer le rétablissement ou, à tout le moins, le maintien des espèces menacées, vulnérables et susceptibles d'être désignées. Ces lignes directrices devraient concerner les espèces en situation précaire, mais également l'ensemble de la biodiversité. À titre d'exemple, le prélèvement et le déplacement d'espèces végétales sans statut particulier sont actuellement permis au Québec, ce qui veut dire que quiconque peut légalement effectuer la migration assistée de ces espèces sans analyse de risque ou études préalables. Cette situation peut poser des risques importants, et souligne la nécessité d'établir des lignes directrices et un cadre légal adapté à la réalité actuelle. Par conséquent, il est impératif que la question de la migration assistée soit davantage discutée et évaluée dans les milieux gouvernementaux et de la conservation au Québec. Le présent document constitue l'amorce de cette démarche et servira de base à la mise en place de futures lignes directrices pour envisager la migration assistée.

Experts contactés

Salamandre pourpre

Bourgault, Patrice – Biologiste, coordonnateur de laboratoire, Université de Sherbrooke

Bouthillier, Lyne – Biologiste, Direction de la gestion de la faune de l'Estrie, de Montréal, de la Montérégie et de Laval, MELCCFP

deMaynadier, Phillip – Biologiste, Wildlife Research Assessment Section, Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife

Déry, Stéphane – Biologiste, Espèces menacées ou vulnérables, Direction de la gestion de la faune Capitale-Nationale–Chaudière-Appalaches, MELCCFP

Frizzle, Catherine – Biologiste, coordonnatrice de projets, Conseil de gouvernance des bassins versants de la rivière Saint-François (COGESAF)

Goulet, Marie-Josée – Biologiste, Direction de la gestion de la faune de l'Estrie, de Montréal, de la Montérégie et de Laval, Secteur des opérations régionales, MELCCFP

Chardon écaillé

Couillard, Line – Biologiste, Direction de la protection des espèces et des milieux naturels, Direction générale de la conservation de la biodiversité, MELCCFP

Dénommée, Nancy – Agente de gestion des ressources, Unité de gestion de Mingan, Parcs Canada

Couleuvre brune

Lamarre, Philippe – Biologiste, Division de la petite faune inexploitée, Service de la conservation de la biodiversité et des milieux humides, Direction de l'expertise sur la faune terrestre, l'herpétofaune et l'avifaune, MELCCFP

Rouleau, Sébastien – Biologiste, coordonnateur, Recherche et conservation, Zoo Ecomuseum, Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent

Tessier, Nathalie – Biologiste, Direction de la gestion de la faune l'Estrie, de Montréal, de la Montérégie et de Laval, MELCCFP

Références

- ABELI, T., S. E. DALRYMPLE, A. MONDONI, S. ORSENIGO et G. ROSSI (2014). "Integrating a biogeographical approach into assisted colonization activities is urgently needed", *Plant Biosystems*, 148(6): 1355-1357.
- AITKEN, S. N., S. YEAMAN, J. A. HOLLIDAY, T. WANG et S. CURTIS-MCLANE (2008). "Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations", *Evolutionary Applications*, 1(1): 95-111.
- ANDREWS, K. M., G. J. WHITFIELD et D. M. JOCHIMSEN (2008). "Ecological effects of roads on amphibians and reptiles: A literature review", *Herpetological Conservation*, 3: 121-143.
- ARMSTONG, D. P. et I. G. MCLEAN (1995). "New Zealand translocations: theory and practice", *Pacific Conservation Biology*, 2(1): 39-54.
- ATKINSON, I. A. E. (1990). *Ecological restoration on islands : prerequisites for success*, dans *Ecological restoration of New Zealand Islands*, Department of Conservation, Wellington, 325 p.
- ATTORRE, F., T. ABELI, G. BACCHETTA, A. FARCOMENI, G. FENU, M. DE SANCTIS, D. GARGANO, L. PERUZZI, C. MONTAGNANI, G. ROSSI, F. CONTI et S. ORSENIGO (2018). "How to include the impact of climate change in the extinction risk assessment of policy plant species?", *Journal for Nature Conservation*, 44: 43-49.
- AUBIN, I., C. M. GARBE, S. COLOMBO, C. R. DREVER, D. W. MCKENNEY, C. MESSIER, J. PEDLAR, M. A. SANER, L. VENIER, A. M. WELLSTEAD, R. WINDER, E. WITTEN et C. STE-MARIE (2011). "Why we disagree about assisted migration: Ethical implications of a key debate regarding the future of Canada's forests", *The Forestry Chronicle*, 87(06): 755-765.
- BAILEY, R. M. (1948). "Winter mortality in the snake, *Storeria dekayi*", *Copeia*, 1948: 215.
- BAKER, C. M., A. GORDON et M. BODE (2017). "Ensemble ecosystem modeling for predicting ecosystem response to predator reintroduction", *Conservation Biology*, 31(2): 376-384.
- BARRETT, K., B. S. HELMS, C. GUYER et J. E. SCHOONOVER (2010). "Linking process to pattern : Causes of stream-breeding amphibian decline in urbanized watersheds", *Biological Conservation*, 143(9): 1998-2005.
- BEACHY, C. K. (1994). "Community ecology in streams: Effects of two species of predatory salamanders on a prey species of salamander", *Herpetologica*, 50(2): 129-136.
- BEACHY, C. K. (1996). "Reduced courtship success between parapatric populations of the plethodontid salamander *Gyrinophilus porphyriticus*", *Copeia*, 1996(1): 199-203.
- BEARDMORE, T. et R. WINDER (2011). "Review of science-based assessments of species vulnerability: Contributions to decision-making for assisted migration", *The Forestry Chronicle*, 87(06): 745-754.
- BEAULAC, J. et F. DÉTRUCHE (2017). *Rapport d'activité remis au ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) : permis de gestion de la faune émis le 22 juin 2017 en vertu de l'article 47 de la Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune et de l'article 19 du Règlement de pêche du Québec. Projet : Stabilisation de la berge nord du ruisseau situé au sud de la montée de Baker Pond (Bolton-Est)*, 12 p.

- BEAULIEU, H. (1985). *Rapport sur la situation du bar rayé (Morone saxatilis)*, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la faune, 53 p.
- BEAULIEU, H., S. TRÉPANIÉ et J. A. ROBITAILLE (1990). *Statut des populations indigènes de bar rayé (Morone saxatilis) au Canada*, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale des espèces et des habitats, Rapp. tech., xii + 50 p.
- BELLEMARE, J., B. CONNOLLY et D. F. SAX (2017). "Climate change, managed relocation, and the risk of intra-continental plant invasions: a theoretical and empirical exploration relative to the flora of New England", *Rhodora*, 119(978): 73-109.
- BENESSAIEH, K. (2010). « Attention aux couleuvres brunes! », *La Presse*, 4 décembre. [En ligne] [<https://www.lapresse.ca/actualites/grand-montreal/201012/04/01-4349177-attention-aux-couleuvres-brunes.php>] (Consulté en décembre 2018).
- BENITO-GARZÓN, M., M. HA-DUONG, N. FRASCARIA-LACOSTE et J. FERNÁNDEZ-MANJARRÉS (2013). "Habitat restoration and climate change: dealing with climate variability, incomplete data, and management decisions with tree translocations ", *Restoration Ecology*, 21(5): 530-536.
- BERNATCHEZ, L. et M. GIROUX (2012). *Les poissons d'eau douce du Québec et leur répartition dans l'est du Canada*, Éditions Broquet inc., Ottawa, 350 p.
- BERNATCHEZ, P., C. FRASER, S. FRIESINGER, Y. JOLIVET, S. DUGAS, S. DREJZA et A. MORISSETTE (2008). *Sensibilité des côtes et vulnérabilité des communautés du golfe du Saint-Laurent aux impacts des changements climatiques*, Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 256 p.
- BERTEAUX, D., N. CASAJUS et S. DE BLOIS (2014). *Changements climatiques et biodiversité du Québec: vers un nouveau patrimoine naturel*, Presses de l'Université du Québec, Québec, xxxii + 169 p.
- BERTEAUX, D., N. CASAJUS et S. DE BLOIS (2016). *Effets des changements climatiques sur la biodiversité du Québec*. [En ligne] [<http://cc-bio.ugq.ca/>] (Consulté en décembre 2018).
- BERTEAUX, D., M. RICARD, M.-H. ST-LAURENT, N. CASAJUS, C. PÉRIÉ, F. BEAUREGARD et S. DE BLOIS (2018). "Northern protected areas will become important refuges for biodiversity tracking suitable climates", *Scientific Reports*, 8(1).
- BHIRY, N., D. CLOUTIER, L. COUILLARD, A. GERVAIS, P. LAMARRE, M. NORMANDEAU et A. OUSMANE DIA (2013). *Évolution des hauts marais de l'estuaire d'eau douce du Saint-Laurent et stratégies de protection des espèces en situation précaire dans une perspective de changements climatiques*, remis à Consortium Ouranos du Québec, Université Laval, Faculté de foresterie, de géographie et de géomatique, Faculté de sciences et génie et ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Québec, 134 p.
- BLAUSTEIN, A. R., S. C. WALLS, B. A. BANCROFT, J. J. LAWLER, C. L. SEARLE et S. S. GERVASI (2010). "Direct and indirect effects of climate change on amphibian populations", *Diversity*, 2(2): 281-313.
- BOUSQUET, N. (2017). *Travail de synthèse sur les impacts de l'aménagement forestier et les mesures d'atténuation pour l'habitat et les populations de salamandres pourpres (Gyrinophilus porphyriticus)*, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, 34 p.
- BRICHIERI-COLOMBI, T. A. et A. MOEHRENSCHLAGER (2016). "Alignment of threat, effort, and perceived success in North American conservation translocations", *Conservation Biology*, 30(6): 1159-1172.

- BROOKS, R. T. (2009). "Potential impacts of global climate change on the hydrology and ecology of ephemeral freshwater systems of the forests of the northeastern United States", *Climatic Change*, 95(3-4): 469-483.
- BROWN, J. R., C. A. BISHOP et R. J. BROOKS (2009). "Effectiveness of short-distance translocation and its effects on western rattlesnakes", *The Journal of Wildlife Management*, 73(3): 419-425.
- BRUCE, R. C. (1980). "A model of the larval period of the spring salamander, *Gyrinophilus porphyriticus*, based on size-frequency distributions", *Herpetologica*, 36(1): 78-86.
- BUCHAROVA, A. (2017). "Assisted migration within species range ignores biotic interactions and lacks evidence: Missing evidence for assisted migration", *Restoration Ecology*, 25(1): 14-18.
- BURKLE, L. A., C. J. MARLIN, J. et T. M. KNIGHT (2013). "Plant-pollinator interactions over 120 years: Loss of species, co-occurrence, and function", *Science*, 339(6127): 1611-1615.
- BUTLER, H. A., B. A. MALONE et N. B. CLEMANN (2005). "The effects of translocation on the spatial ecology of tiger snakes (*Notechis scutatus*) in a suburban landscape", *Wildlife Research*, 32(2): 165-171.
- CAREY, C. (1993). "Hypothesis concerning the causes of the disappearance of boreal toads from the mountains of Colorado", *Conservation Biology*, 7(2): 355-362.
- CARLILE, N., D. PRIDDEL et J. MADEIROS (2012). "Establishment of a new, secure colony of endangered Bermuda petrel *Pterodroma cahow* by translocation of near-fledged nestlings", *Bird Conservation International*, 22(01): 46-58.
- CARPENTER, C. C. (1953). "A study of hibernacula and hibernating associations of snakes and amphibians in Michigan", *Ecology*, 34(1): 74-80.
- CARRETE, M. et J. L. TELLA (2012). "Is assisted colonization feasible? Lessons from past introductions", *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(1): 12-13.
- CARROLL, M. J., B. J. ANDERSON, T. M. BRERETON, S. J. KNIGHT, O. KUDRNA et C. D. THOMAS (2009). "Climate change and translocations: The potential to re-establish two regionally-extinct butterfly species in Britain", *Biological Conservation*, 142(10): 2114-2121.
- CARUSO, N. M., M. W. SEARS, D. C. ADAMS et K. R. LIPS (2015). "Widespread rapid reductions in body size of adult salamanders in response to climate change", *Global Change Biology*, 20(6): 1751-1759.
- CHAPIN, F. S., K. DANELL, T. ELMQVIST, C. FOLKE et N. FRESCO (2007). "Managing climate change impacts to enhance the resilience and sustainability of Fennoscandian forests", *Ambio*, 36(7): 528-533.
- CHAUVENET, A. L. M., J. G. EWEN, D. ARMSTRONG et N. PETTORELLI (2013a). "Saving the hihi under climate change: a case for assisted colonization", *Journal of Applied Ecology*, 50(6): 1330-1340.
- CHAUVENET, A. L. M., J. G. EWEN, D. P. ARMSTRONG, T. M. BLACKBURN et N. PETTORELLI (2013b). "Maximizing the success of assisted colonizations", *Animal Conservation*, 16(2): 161-169.
- CHEN, Y. et H. H. HARVEY (1995). "Growth, abundance and food supply of white sucker", *Transactions of the American Fisheries Society*, 124(2): 1998-2010.

- CHEN, J., C. H. CANNON et H. HU (2009). "Tropical botanical gardens: at the in situ ecosystem management frontier", *Trends in Plant Science*, 14(11): 584-589.
- CHEN, I.-C., J. K. HILL, R. OHLEMULLER, D. B. ROY et C. D. THOMAS (2011a). "Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming", *Science*, 333(6045): 1024-1026.
- CHEN, J., P. BRISSETTE, A. POULIN et R. LCONTE (2011b). "Overall uncertainty study of the hydrological impacts of climate change for a Canadian watershed", *Water Resources Research*, 47(12): 1-16.
- CHOQUETTE, J. D. et L. VALLIANT (2016). "Road mortality of reptiles and other wildlife at the Ojibway Prairie Complex and Greater Park Ecosystem in Southern Ontario", *The Canadian Field-Naturalist*, 130(1): 64-75.
- CITES SECRETARIAT (2010). *Criteria for amendment of appendices I and II, Conf. 9.24*, Secretariat of the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, Doha, 18 p.
- CLAUSEN, H. J. (1936). "Observations on the brown snake *Storeria dekayi* (Holbrook), with especial reference to the habits and birth of young", *Copeia*, 1936(2), 98-102.
- COMITÉ AVISEUR (2000). *Plan d'action pour la réintroduction du bar rayé (Morone saxatilis) dans l'estuaire du Saint-Laurent*. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune. 39 p.
- CORLETT, R. T. (2016). "Restoration, reintroduction, and rewilding in a changing world", *Trends in Ecology & Evolution*, 31(6): 453-462.
- COSEPAC (2011). *Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur la salamandre pourpre, population des Adirondacks et des Appalaches et population carolinienne (Gyrinophilus porphyriticus) au Canada*, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, xvi + 56 p.
- COSEPAC (2022). *Rapport annuel du COSEPAC présenté au Ministre de l'Environnement et du Changement climatique et au Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril (CCCEP) par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) 2021-2022*, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, 18 p.
- COUILLARD, L. (2007). *Les espèces floristiques menacées ou vulnérables: guide pour l'analyse et l'autorisation de projets en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, 26 p.
- DAIGLE, G. (2009). *Analyse statistique des données de rétablissement du chardon écaillé à la réserve de parc national du Canada de l'Archipel-de-Mingan*, Université Laval, Service de consultation statistique, Québec, 49 p.
- DAVIDSON, I. et C. SIMKANIN (2008). "Skeptical of Assisted Colonization", *Science*, 322(5904): 1048-1049.
- DEITCHLER, E. A., J. M. DAVENPORT et W. H. LOWE (2015). "Homing behavior of the northern spring salamander, *Gyrinophilus porphyriticus*, in a Northeastern United States headwater stream", *Herpetological Conservation and Biology*, 10(1): 235-241.
- DÉNOMMÉE, N. (2011). *Activités de suivi, de rétablissement et d'éducation pour le chardon de Mingan (Cirsium scariosum var. scariosum)*, *Compte-rendu 1995-2010*, Parcs Canada, unité de gestion de Mingan, 44 p.

- DÉNOMMÉE, N. (2018). *Situation du chardon de Mingan (Cirsium scariosum var. scariosum) à la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan*, Parcs Canada, unité de gestion de Mingan, 7 p.
- DE SOLLA, S. R., K. E. PETTIT, C. A. BISHOP, K. M. CHENG et J. E. ELLIOTT (2002). "Effects of agriculture runoff on native amphibians in the lower Fraser River Valley, British Columbia, Canada", *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21(2): 353-360.
- DESROCHES, J.-F. et I. PICARD (2004). « Pour la sauvegarde des amphibiens : la conservation et non la relocalisation », *Le Naturaliste canadien*, 128(2): 29-34.
- DIGNARD, N., P. PETITCLERC, J. LABRECQUE et L. COUILLARD (2009). *Guide de reconnaissance des habitats forestiers des plantes menacées ou vulnérables Côte-Nord et Saguenay–Lac-Saint-Jean*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 144 p.
- DODD, K. C. et R. A. SEIGEL (1991). "Relocation, repatriation, and translocation of amphibians and reptiles: Are they conservation strategies that work?", *Herpetologica*, 47(3): 336-350.
- DOWNING, J. L., H. LIU, S. SHAO, X. WANG, M. MCCORMICK, R. DENG et J. GAO (2017). "Contrasting changes in biotic interactions of orchid populations subject to conservation introduction vs. conventional translocation in tropical China", *Biological Conservation*, 212: 29-38.
- DUNWIDDIE, P. W. et D. L. ROGERS (2017). "Rare species and aliens: reconsidering non-native plants in the management of natural areas", *Restoration Ecology*, 25:S164-S169.
- DUPUY, P. (2011). *Rapport sur la situation de la couleuvre brune (Storeria dekayi) au refuge faunique de Deux-Montagnes*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Unité de gestion des ressources naturelles et de la faune des Laurentides, 43 p.
- DUVENECK, M. J. et R. M. SCHELLER (2015). "Climate-suitable planting as a strategy for maintaining forest productivity and functional diversity", *Ecological Applications*, 25(6): 1653-1668.
- ENVIRONNEMENT CANADA (2011). *Programme de rétablissement du satyre fauve des Maritimes (Coenonympha nipisiquit) au Canada [proposition]*, Série de programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril, Environnement Canada, Ottawa, v + 26 p.
- ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DE LA RAINETTE FAUX-GRILLON DE L'OUEST DU QUÉBEC (2019). *Plan de rétablissement de la rainette faux-grillon de l'ouest (Pseudacris triseriata), 2019-2029*, produit pour le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, 65 p.
- ERNST, C. H. et E. M. ERNST (2003). *Snakes of the United States and Canada*, Smithsonian Books, Washington, D.C., 668 p.
- FAULHABER, C. A., N. D. PERRY, N. J. SILVY, R. R. LOPEZ, P. A. FRANK et M. J. PETERSON (2006). "Reintroduction of Lower Keys marsh rabbits", *Wildlife Society Bulletin*, 34(4): 1198-1202.
- FAZEY, I. et J. FISCHER (2009). "Assisted colonization is a techno-fix", *Trends in Ecology & Evolution*, 24(9): 475.
- FISHER, M. C. et T. W. J. GARNER (2007). "The relationship between the emergence of *Batrachochytrium dendrobatidis*, the international trade in amphibians and introduced amphibian species", *Fungal Biology Reviews*, 21(1): 2-9.

- FNA EDITORIAL COMMITTEE (2006). *Flora of North America North of Mexico. Vol. 19. Magnoliophyta: Asteridae, part 6: Asteraceae, part 1*, Oxford University Press, New York, xxiv + 579 p.
- FORDHAM, D. A., M. J. WATTS, S. DELEAN, B. W. BROOK, L. M. B. HEARD et C. M. BULL (2012). "Managed relocation as an adaptation strategy for mitigating climate change threats to the persistence of an endangered lizard", *Global Change Biology*, 18(9): 2743-2755.
- GALATOWITSCH, S., L. FRELICH et L. PHILLIPS-MAO (2009). "Regional climate change adaptation strategies for biodiversity conservation in a midcontinental region of North America", *Biological Conservation*, 142(10): 2012-2022.
- GALLAGHER, R. V., R. O. MAKINSON, P. M. HOGGIN et N. HANCOCK (2015). "Assisted colonization as a climate change adaptation tool", *Austral Ecology*, 40(1): 12-20.
- GALLOWAY, B. T., C. C. MUHLFELD, C. S. GUY, C. C. DOWNS et W. A. FREDENBERG (2016). "A framework for assessing the feasibility of native fish conservation translocations: applications to threatened bull trout", *North American Journal of Fisheries Management*, 36(4): 754-768.
- GALOIS, P. et M. OUELLET (2012). *Étude de la population et programme de relocalisation de la couleuvre brune (Storeria dekayi) aux fins du projet de l'échangeur Turcot : rapport d'étude*, réalisé pour le ministère des Transports du Québec, Amphibia-Nature, Montréal, 27 p.
- GALOIS, P. et M. OUELLET (2015). *Suivi de la relocalisation de la couleuvre brune du Nord (Storeria dekayi) au parc-nature de la Pointe-aux-Prairies dans le cadre du projet de la gare Pointe-aux-Trembles*, réalisé pour l'Agence métropolitaine de transport, Amphibia-Nature, Montréal, 33 p.
- GALOIS, P. et M. OUELLET (2017). *Suivi 2014-2017 d'un hibernacle artificiel à couleuvre dans la zone de conservation du ruisseau Pinel à Montréal*, présenté à la Direction des transports et au Service des grands parcs, du verdissement et du Mont-Royal, Ville de Montréal, Amphibia-Nature, Montréal, 33 p.
- GARNETT, S. T., K. K. ZANDER, S. HAGERMAN, T. A. SATTERFIELD et J. MEYERHOFF (2018). "Social preferences for adaptation measures to conserve Australian birds threatened by climate change", *Oryx*, 52(02): 325-335.
- GENDREAU, Y., A. LACHANCE, H. GILBERT, N. CASAJUS et D. BERTEAUX (2016). *Analyse des effets des changements climatiques sur les plantes vasculaires menacées ou vulnérables du Québec*, Bureau d'écologie appliquée, Québec, 36 p.
- GENDREAU, Y., A. LACHANCE, M. RICARD, H. GILBERT, N. CASAJUS et D. BERTEAUX (2018). « Changements climatiques : défis et perspectives pour les plantes vasculaires en situation précaire au Québec », *Le Naturaliste canadien*, 142(1): 16-35.
- GERMANO, J. M. et P. J. BISHOP (2009). "Suitability of amphibians and reptiles for translocations", *Conservation Biology*, 23(1): 7-15.
- GERMANO, J. M., K. J. FIELD, R. A. GRIFFITHS, S. CLULOW, J. FOSTER, G. HARDING et R. R. SWAISGOOD (2015). "Mitigation-driven translocation: are we moving wildlife in the right direction?", *Frontier in Ecology and the Environment*, 13(2): 100-105.
- GOLDEN, J. L., P. ACHUFF et J. F. BAIN (2008). "Genetic divergence of *Cirsium scariosum* in eastern and western Canada", *Ecoscience*, 15(3): 293-297.

- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC (2024a). *Couleuvre brune*. [En ligne] [<https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/faune/animaux-sauvages-quebec/liste-des-especes-fauniques/couleuvre-brune>] (Consulté le 27 mai 2024).
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC (2024b). *Salamandre pourpre, population des Adirondacks et des Appalaches*. [En ligne] [<https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/faune/animaux-sauvages-quebec/liste-des-especes-fauniques/salamandre-pourpre>] (Consulté le 27 mai 2024).
- GRANT, E. H. C., E. MUTHS, R. A. KATZ, S. CANESSA, M. J. ADAM, J. R. BALLARD, L. BERGER, C. J. BRIGGS, J. COLEMAN, M. J. GRAY, M. C. HARRIS, R. N. HARRIS, B. HOSSACK, K. P. HUYVAERT, J. E. KOLBY, K. R. LIPS, R. E. LOVICH, H. I. MCCALLUM, J. R. III MENDELSON, P. NANJAPPA, D. H. OLSON, J. G. POWERS, K. L. D. RICHGELS, R. E. RUSSELL, B. R. SCHMIDT, A. SPITZEN-VAN DER SLUIJS, M. K. WATRY, D. C. WOODHAMS et C. L. WHITE (2016). "Salamander chytrid fungus (*Batrachochytrium salamandrivorans*) in the United States – Developing research, monitoring, and management strategies", U.S. Geological Survey Open-File Report 2015-1233, 16 p.
- GREENE, B. T., W. H. LOWE et G. E. LIKENS (2008). "Forest succession and prey availability influence the strength and scale of terrestrial-aquatic linkages in a headwater salamander system", *Freshwater Biology*, 53(11): 2234-2243.
- GREWELL, B. J., E. K. ESPELAND et P. L. FIEDLER (2013). "Sea change under climate change: case studies in rare plant conservation from the dynamic San Francisco Estuary", *Botany*, 91(5): 309-318.
- GRIFFITH, B., J. M. SCOTT, J. W. CARPENTER et C. REED (1989). "Translocation as a species conservation tool: status and strategy", *Science*, 245(4917): 477-480.
- GRIFFITHS, C. J., N. ZUËL, V. TATAYAH, C. G. JONES, O. GRIFFITHS et S. HARRIS (2012). "The welfare implications of using exotic tortoises as ecological replacements", *PLoS ONE*, 7(6), e39395.
- GUSTAFSON, M. P. (1994). "Size-specific interactions among larvae of the plethodontid salamanders *Gyrinophilus porphyriticus* and *Eurycea cirrigera*", *Journal of Herpetology*, 28(4): 470-476.
- HAGERMAN, S., H. DOWLATABADI, T. SATTERFIELD et T. MCDANIELS (2010). "Expert views on biodiversity conservation in an era of climate change", *Global Environmental Change*, 20(1): 192-207.
- HAJJAR, R. et R. A. KOZAK (2015). "Exploring public perceptions of forest adaptation strategies in Western Canada: Implications for policy-makers", *Forest Policy and Economics*, 61: 59-69.
- HÄLLFORS, M. H., E. M. VAARA, M. HYVÄRINEN, M. OKSANEN, L. E. SCHULMAN, H. SIIPI et S. LEHVÄVIRTA (2014). "Coming to terms with the concept of moving species threatened by climate change – A systematic review of the terminology and definitions", *PLoS ONE*, 9(7), e102979.
- HÄLLFORS, M. H., S. AIKIO, S. FRONZEK, J. J. HELLMANN, T. RYTTÄRI et R. K. HEIKKINEN (2016). "Assessing the need and potential of assisted migration using species distribution models", *Biological Conservation*, 196: 60-68.
- HÄLLFORS, M. H., S. AIKIO et L. E. SCHULMAN (2017). "Quantifying the need and potential of assisted migration", *Biological Conservation*, 205: 34-41.

- HANCOCK, N. et R. GALLAGHER (2014). "How ready are we to move species threatened from climate change? Insights into the assisted colonization debate from Australia", *Austral Ecology*, 39(7): 830-838.
- HAYWARD, M. W. (2009). "Conservation management for the past, present and future". *Biodiversity and Conservation*, 18(4): 765-775.
- HEIKKINEN, R. K., J. PÖYRY, R. VIRKKALA, G. BOCEDI, M. KUUSSAARI, O. SCHWEIGER, J. SETTELE et J. M. J. TRAVIS (2015). « Modelling potential success of conservation translocations of a specialist grassland butterfly », *Biological Conservation*, 192: 200-206.
- HELLER, N. E. et E. S. ZAVALETA (2009). "Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations", *Biological Conservation*, 142(1): 14-32.
- HELLMANN, J. J., J. E. BYERS, B. G. BIERWAGEN et J. S. DUKES (2008). "Five potential consequences of climate change for invasive species", *Conservation Biology*, 22(3): 534-543.
- HEWITT, N., N. KLENK, A. L. SMITH, D. R. BAZELY, N. YAN, S. WOOD, J. I. MACLELLAN, C. LIPSIG-MUMME et I. HENRIQUES (2011). "Taking stock of the assisted migration debate", *Biological Conservation*, 144(11): 2560-2572.
- HOEGH-GULDBERG, O., L. HUGHES, S. MCINTYRE, D. B. LINDENMAYER, C. PARMESAN, H. P. POSSINGHAM et C. D. THOMAS (2008). "Assisted colonization and rapid climate change", *Science*, 321(5887): 345-346.
- HOF, A. R., C. C. DYMOND et D. J. MLADENOFF (2017). "Climate change mitigation through adaptation: the effectiveness of forest diversification by novel tree planting regimes", *Ecosphere*, 8(11), e01981.
- HOLT, S. M. (2002). *Unpublished report : COSEWIC status report on DeKay's Brownsnake Storeria dekayi in Canada*, Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, 40 p.
- HÖLZEL, H. et B. DIEKKRÜGER (2011). "Predicting the impact of linear landscape elements on surface runoff, soil erosion, and sedimentation in the Wahnbach catchment, Germany", *Hydrological Processes*, 26(11): 1642-1654.
- HOULAHAN, J. E. et S. C. FINDLAY (2003). "The effects of adjacent land use on wetland amphibian species richness and community composition", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(9): 1078-1094.
- HULME, P. E. (2005). "Adapting to climate change: is there scope for ecological management in the face of a global threat?", *Journal of Applied Ecology*, 42(5): 784-794.
- HUNTER, M. L. (2007). "Climate change and moving species: furthering the debate on assisted colonization", *Conservation Biology*, 21(5): 1356-1358.
- IPCC (2014). "Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects", Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea et L.L. White (ed.)], Cambridge University Press, Cambridge et New York, 1132 p.

- ISAAK, D. J., S. WOLLRAB, D. HORAN et G. CHANDLER (2012). "Climate change effects on stream and river temperatures across the northwest US from 1980–2009 and implications for salmonid fishes", *Climatic Change*, 113(2): 499-524.
- JONES, J. A., F. J. SWANSON, B. C. WEMPLE et K. U. SNYDER (2000). "Effects of roads on hydrology, geomorphology, and disturbance patches in stream networks", *Conservation Biology*, 14(1): 76-85.
- JUDD, W. W. (1954). "Observations on the food of the little brownsnake, *Storeria dekayi*, at London, Ontario", *Copeia*, 1954(1): 62-64.
- KEEL, B. G., L. W. ZETTLER et B. A. KAPLIN (2011). "Seed germination of *Habenaria repens* (Orchidaceae) in situ beyond its range, and its potential for assisted migration imposed by climate change", *Castanea*, 76(1): 43-54.
- KING, R. B. (1993). "Determinants of offspring number and size in the brown snake, *Storeria dekayi*", *Journal of Herpetology*, 27(2): 175-185.
- KING, R. B. et R. LAWSON (2001). "Patterns of population subdivision and gene flow in three sympatric natricine snakes", *Copeia*, 2001(3): 602-614.
- KLENK, N. L. (2015). "The development of assisted migration policy in Canada: An analysis of the politics of composing future forests", *Land Use Policy*, 44: 101-109.
- KLENK, N. L. et B. M. H. LARSON (2013). "A rhetorical analysis of the scientific debate over assisted colonization", *Environmental Science & Policy*, 33: 9-18.
- KRUTOVSKII, K. V. et D. B. NEALE (2001). *Forest genomics for conserving adaptive genetic diversity*, Forest genetic resources working papers, FAO, Rome.
- KUCHTA, S. R., M. HAUGHEY, A. H. WYNN, J. F. JACOBS et R. HIGHTON (2016). "Ancient river systems and phylogeographical structure in the spring salamander, *Gyrinophilus porphyriticus*", *Journal of Biogeography*, 43(4): 639-652.
- LA MARCA E., K. R. LIPS, S. LÖTTERS, R. PUSCHENDORF, R. IBÁÑEZ, J. V. RUEDA-ALMONACID, R. SCHULTE, C. MARTY, F. CASTRO, J. MANZANILLA-PUPPO, J. E. GARCÍA-PÉREZ, F. BOLAÑOS, G. CHAVES, J. A. POUNDS, E. TORAL et B. E. YOUNG (2005). « Catastrophic population declines and extinctions in Neotropical harlequin frogs (Bufonidae: *Atelopus*) », *Biotropica*, 37(2): 190-201.
- LAMARRE, P. (2015). *Variations dans la réponse de la diversité génétique de populations de couleuvres insulaires faisant face à la perte d'habitat*, mémoire présenté à la Faculté des études supérieures, Université de Montréal, Montréal, xxiv + 101 p.
- LAMAZE, F. C., C. SAUVAGE, A. MARIE, D. GARANT et L. BERNATCHEZ (2012). "Dynamics of introgressive hybridization assessed by SNP population genomics of coding genes in stocked brook charr (*Salvelinus fontinalis*)", *Molecular Ecology*, 21(12): 2877-2895.
- LAMAZE, F. C., D. GARANT et L. BERNATCHEZ (2013). "Stocking impacts the expression of candidate genes and physiological condition in introgressed brook charr (*Salvelinus fontinalis*) populations", *Evolutionary Applications*, 6(2): 393-407.
- LAVOIE, C., A. SAINT-LOUIS, G. GUAY, E. GROENEVELD et P. VILLENEUVE (2012). "Naturalization of exotic plant species in north-eastern North America: Trends and detection capacity", *Diversity and Distributions*, 18(2): 180-190.

- LAVOIE, C., G. GUAY et F. JOERIN (2014). "Une liste des plantes vasculaires exotiques nuisibles du Québec : nouvelle approche pour la sélection des espèces et l'aide à la décision", *Écoscience*, 21(2): 133-156.
- LAWLER, J. J. (2009). "Climate change adaptation strategies for resource management and conservation planning", *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162(1): 79-98.
- LIPS, K. R., F. BREM, R. BRENES, J. D. REEVES, R. A. ALFORD, J. VOYLES, C. CAREY, L. LIVO, A. PESSIER et J. P. COLLINS (2006). "Emerging infectious disease and the loss of biodiversity in a Neotropical amphibian community", *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103(9): 3165-3170.
- L'ITALIEN, L., J. MAINGUY et E. VALIQUETTE (2020). *Dynamique et habitats de reproduction de la population réintroduite de bars rayés (Morone saxatilis) dans le fleuve Saint-Laurent*, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, XVI + 123 p.
- LIU, H., C.-L. FENG, B.-S. CHEN, Z.-S. WANG, X.-Q. XIE, Z.-H. DENG, X.-L. WEI, S.-Y. LIU, Z.-B. ZHANG et Y.-B. LUO (2012). "Overcoming extreme weather challenges: Successful but variable assisted colonization of wild orchids in southwestern China", *Biological Conservation*, 150(1): 68-75.
- LIU, H., H. REN, Q. LIU, X. WEN, M. MAUNDER et J. GAO (2015). "Translocation of threatened plants as a conservation measure in China", *Conservation Biology*, 29(6): 1537-1551.
- LOWE, W. H. (2002). "Landscape-scale spatial population dynamics in human-impacted stream systems", *Environmental Management*, 30(2): 225-233.
- LOWE, W. H. (2003). "Linking dispersal to local population dynamics : A case study using a headwater salamander system", *Ecology*, 84(8): 2145-2154.
- LOWE, W. H. (2005). "Factors affecting stage-specific distribution in the stream salamander *Gyrinophilus porphyriticus*", *Herpetologica*, 61(2): 135-144.
- LOWE, W. H. (2010). "Explaining long-distance dispersal : effects of dispersal distance on survival and growth in a stream salamander", *Ecology*, 91(10): 3008-3015.
- LOWE, W. H. (2012). "Climate change is linked to long-term decline in a stream salamander", *Biological Conservation*, 145(1): 48-53.
- LOWE, W. H. et D. T. BOLGER (2002). "Local and landscape-scale predictors of salamander abundance in New Hampshire headwater streams", *Conservation Biology*, 16(1): 183-193.
- LOWE, W. H., K. H. NISLOW et D. T. BOLGER (2004). "Stage-specific and interactive effect of sedimentation and trout on a headwater stream salamander", *Ecological Applications*, 14(1): 164-172.
- LOWE, W. H., G. E. LIKENS et B. J. COSENTINO (2006). "Self-organisation in streams : the relationship between movement behaviour and body condition in a headwater salamander", *Freshwater Biology*, 51(11): 2052-2062.
- LOWE, W. H., M. A. MCPEEK, G. E. LIKENS et B. J. COSENTINO (2008). "Linking movement behaviour to dispersal and divergence in plethodontid salamanders", *Molecular Ecology*, 17(20): 4459-4469.
- LOWE, W. H. et M. A. MCPEEK (2012). "Can natural selection maintain long-distance dispersal ? Insight from a stream salamander system", *Evolutionary Ecology*, 26(1): 11-24.

- LOWE, W. H., M. A. MCPEEK, G. E. LIKENS et B. J. COSENTINO (2012). "Decoupling of genetic and phenotypic divergence in a headwater landscape", *Molecular Ecology*, 21(10): 2399-2409.
- LOZIER, J. D., S. A. CAMERON, M. A. DUENNES, J. P. STRANGE, P. H. WILLIAMS, D. GOULSON, M. J. F. BROWN, C. MORALES et S. JEPSEN (2015). "Relocation risky for bumblebee colonies", *Science*, 350(6258): 286-287.
- LUNT, I. D., M. BYRNE, J. J. HELLMANN, N. J. MITCHELL, S. T. GARNETT, M. W. HAYWARD, T. G. MARTIN, E. MCDONALD-MADDEN, S. E. WILLIAMS et K. K. ZANDER (2013). "Using assisted colonisation to conserve biodiversity and restore ecosystem function under climate change", *Biological Conservation*, 157: 172-177.
- MARIE, A. D., L. BERNATCHEZ et D. GARANT (2010). "Loss of genetic integrity correlates with stocking intensity in brook charr (*Salvelinus fontinalis*)", *Molecular Ecology*, 19(10): 2025-2037.
- MARIE, A. D., L. BERNATCHEZ et D. GARANT (2012). "Environmental factors correlate with hybridization in stocked brook charr (*Salvelinus fontinalis*)", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69(5): 884-893.
- MARIE-VICTORIN, F. et F. ROLLAND-GERMAIN (1969). *Flore de l'Anticosti-Minganie*, Presses de l'Université de Montréal, Montréal, 527 p.
- MARSICO, T. D. et J. J. HELLMANN (2009). "Dispersal limitation inferred from an experimental translocation of *Lomatium* (Apiaceae) species outside their geographic ranges", *Oikos*, 118(12): 1783-1792.
- MASCHINSKI, J., M. S. ROSS, H. LIU, J. O'BRIEN, E. J. VON WETTBERG et K. E. HASKINS (2011). "Sinking ships: conservation options for endemic taxa threatened by sea level rise", *Climatic Change*, 107: 147-167.
- MAWDSLEY, J. R., R. O'MALLEY et D. S. OJIMA (2009). "A review of climate-change adaptation strategies for wildlife management and biodiversity conservation", *Conservation Biology*, 23(5): 1080-1089.
- MCCARTAN, S. A., R. L. JINKS et N. BARSOUM (2015). "Using thermal time models to predict the impact of assisted migration on the synchronization of germination and shoot emergence of oak (*Quercus robur* L.)", *Annals of Forest Science*, 72(4): 479-487.
- MCCOY, E. D., N. OSMAN, B. HAUCH, A. EMERICK et H. R. MUSHINSKY (2014). "Increasing the chance of successful translocation of a threatened lizard", *Animal Conservation*, 17(S1): 56-64.
- MCLACHLAN, J. S., J. J. HELLMANN et M. W. SCHWARTZ (2007). "A framework for debate of assisted migration in an era of climate change", *Conservation Biology*, 21(2): 297-302.
- MCLANE, S. C. et S. N. AITKEN (2012). "Whitebark pine (*Pinus albicaulis*) assisted migration potential: testing establishment north of the species range", *Ecological Applications*, 22(1): 142-153.
- MILANOVICH, J. R., W. E. PETERMAN, N. P. NIBBELINK et J. C. MAERZ (2010). "Projected loss of a salamander diversity hotspot as a consequence of projected global climate change", *PLoS ONE*, 5(8), e12189.
- MILLER, K. A., T. P. BELL et J. M. GERMANO (2014). "Understanding publication bias in reintroduction biology by assessing translocations of New Zealand's herpetofauna", *Conservation Biology*, 28(4): 1045-1056.

- MDELCC (2017). *Chardon écailléux – Espèce menacée au Québec*. Fiche descriptive détaillée. [En ligne] [<https://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/especes-designees-susceptibles/chardon/chardonEcailleux.pdf>] (Consultée le 13 mars 2023).
- MELCCFP et SHNVSL (2023). *Évaluation de la translocation en tant que mesure de mitigation pour la couleuvre brune au Québec – Revue de la littérature et rapport d'expertise*, gouvernement du Québec, Québec, 27 p.
- MFFP (2021). *PROJET Stratégie d'adaptation de la gestion et de l'aménagement des forêts aux changements climatiques*. 37 p. [En ligne] [<https://numerique.banq.qc.ca/patrimoine/details/52327/4722160>] (Consulté en décembre 2021).
- MFFP (2022). *Bar rayé – population du fleuve Saint-Laurent, suivi de l'abondance des jeunes de l'année en 2021*. Document interne, 5 p.
- MORISSET, P. (1971). "Endemism in the vascular plants of the Gulf of St-Lawrence region", *Le Naturaliste canadien*, 98: 167-177.
- MPO (2021). *Programme de rétablissement et plan d'action du bar rayé (Morone saxatilis), population du fleuve Saint-Laurent, au Canada*. Série de programmes de rétablissement et série de plans d'action de la *Loi sur les espèces en péril*. Pêches et Océans Canada, Ottawa. vii+ 70 p.
- MUELLER, J. M. et J. J. HELLMANN (2008). "An assessment of invasion risk from assisted migration", *Conservation Biology*, 22(3): 562-567.
- NANTEL, P. et D. CANTIN (1998a). *La situation du chardon écailléux (Cirsium scariosum) au Québec*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la conservation et du patrimoine écologique, Québec, 37 p.
- NANTEL, P. et D. CANTIN (1998b). *Viabilité des populations de Cirsium scariosum et de Cypripedium passerinum à la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan*, Parcs Canada, Québec, 74 p.
- NANTEL, P. et N. DÉNOMMÉE (2017). *Viabilité de la population de chardon écailléux, Cirsium scariosum var. scariosum, à la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan*, Parcs Canada, 21 p.
- NATURESERVE (2018). *NatureServe Explorer: An online encyclopedia of life, Version 7.1*, [En ligne], [<http://explorer.natureserve.org>] (Consulté en novembre 2018).
- NEFF, M. W. et B. M. H. LARSON (2014). "Scientists, managers, and assisted colonization: Four contrasting perspectives entangle science and policy", *Biological Conservation*, 172: 1-7.
- NOBLE, G. K. et H. J. CLAUSEN (1936). "The aggregation behavior of *Storeria dekayi* and other snakes, with especial references to the sense organs involved", *Ecological Monographs*, 6(2): 269-316.
- NOGARDY, B. (2013). "Devil of a disease", *Ecos*, February 25, [En ligne], [www.ecosmagazine.com/?paper=EC13036] (Consulté en novembre 2018).
- O'NEILL, G. A., N. K. UKRAINETZ, M. R. CARLSON, C. V. CARTWRIGHT, B. C. JAQUISH, J. N. KING, J. KRAKOWSKI, J. H. RUSSELL, M. U. STOEHR, C. XIE et A. D. YANCHUK (2008). *Assisted migration to address climate change in British Columbia: recommendations for interim seed transfer standards*, BC Ministry of Forests and Range, Forest Science Program, Victoria, 38 p.
- O'NEILL, G., M. CARLSON, V. BERGER et N. UKRAINETZ (2013). *Assisted migration adaptation trial*, Tree Improvement Branch, BC Ministry of Forests, Lands and Natural Resource Operations, Victoria, 11 p.

- OUCHAOU, S. (2018). « Changements climatiques: la biodiversité mise à l'épreuve en C.-B. », *Radio-Canada*, 14 octobre, [En ligne] [<https://ici.radio-canada.ca/nouvelle/1128960/animaux-vie-sauvage-climat-adaptation-environnement>] (Consulté en février 2019)
- OUELLETTE, M. et D. RODRIGUE (2006). *Identification, caractérisation et évaluation des sites de populations de la couleuvre brune (Storeria dekayi) dans une perspective de conservation appliquée*, présenté à la Fondation de la faune du Québec, Sainte-Anne-de-Bellevue, 30 p.
- OURANOS (2015). *Vers l'adaptation : synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec. Partie 1 : Évolution climatique au Québec*, édition 2015, Montréal, 114 p.
- PALMER, C. et B. M. H. LARSON (2014). "Should we move the whitebark pine? Assisted migration, ethics and global environmental change", *Environmental Values*, 23(6): 641-662.
- PARK, A. et C. TALBOT (2012). "Assisted migration: uncertainty, risk and opportunity", *The Forestry Chronicle*, 88(04): 412-419.
- PARKER, K. A., M. SEABROOK-DAVISON et J. G. EWEN (2010). "Opportunities for nonnative ecological replacements in ecosystem restoration", *Restoration Ecology*, 18(3): 269-273.
- PARMESAN, C. et G. YOHE (2003). "A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems", *Nature*, 421(6918): 37-42.
- PEDLAR, J. H., D. W. MCKENNEY, J. BEAULIEU, S. J. COLOMBO, J. S. MCLACHLAN et G. A. O'NEILL (2011). "The implementation of assisted migration in Canadian forests", *The Forestry Chronicle*, 87(06): 766-777.
- PEDLAR, J. H., D. W. MCKENNEY, I. AUBIN, T. BEARDMORE, J. BEAULIEU, L. IVERSON, G. A. O'NEIL, R. S. WINDER et C. STE-MARIE (2012). "Placing forestry in the assisted migration debate", *BioScience*, 62(9): 835-842.
- PEDLAR, J. H., D. W. MCKENNEY, I. AUBIN, L. R. IVERSON, R. S. WINDER, C. STE-MARIE et G. A. O'NEILL (2013). "Extreme climate variability should be considered in forestry assisted migration: a reply", *BioScience*, 63(5): 317-318.
- PELLETIER, A.-M., G. BOURGET, M. LEGAULT et G. VERREAULT (2011). « Réintroduction du bar rayé (*Morone saxatilis*) dans le fleuve Saint-Laurent : bilan du rétablissement de l'espèce », *Nat. Can.*, 135 : 79-85.
- PETERS, R. L. et J. D. S. DARLING (1985). "The greenhouse effect and nature reserves", *Bioscience*, 35(11): 707-717.
- PETRANKA, J. W. (1998). *Salamanders of the United States and Canada*, Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., xvi + 587 p.
- PETRANKA, J. W., M. E. ELDRIDGE et K. E. HAIFY (1993). "Effects of timber harvesting on Southern Appalachian salamanders", *Conservation Biology*, 7(2): 363-370.
- PIOVIA-SCOTT, J., K. POPE, S. J. WORTH, E. B. ROSENBLUM, T. POORTEN, J. REFSNIDER, L. A. ROLLINS-SMITH, L. K. REINERT, H. L. WELLS, D. REJMANEK, S. LAWLER et J. FOLEY (2015). "Correlates of virulence in a frog-killing fungal pathogen: Evidence from a California amphibian decline", *The International Society for Microbial Ecology Journal*, 9(7): 1570-1578.
- PISANI, G. R. (2009). "Use of an active ant nest as a hibernaculum by small snake species", *Transactions of the Kansas Academy of Science*, 112(1/2): 113-118.

- POULIOT, D. (2008). *Rapport sur la situation de la couleuvre brune (Storeria dekayi) au Québec*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Faune Québec, 26 p.
- PRICE, S. J., R. A. BROWNE et M. E. DORCAS (2012), "Evaluating the effects of urbanisation on salamander abundances using a before-after control-impact design", *Freshwater Biology*, 57(1): 193-203.
- RAHEL, F. J., B. BIERWAGEN et Y. TANIGUCHI (2008). "Managing aquatic species of conservation concern in the face of climate change and invasive species", *Conservation Biology*, 22(3): 551-561.
- RANDALL, L., N. LLOYD et A. MOEHRENSCHLAGER (2018). *Guidelines for mitigation translocations of amphibians: applications for Canada's Prairie Provinces*, Centre for Conservation Research, Calgary Zoological Society, Calgary, 94 p.
- REGAN, H. M., A. D. SYPHARD, J. FRANKLIN, R. M. SWAB, L. MARKOVCHICK, A. L. FLINT, L. E. FLINT et P. H. ZEDLER (2012). "Evaluation of assisted colonization strategies under global change for a rare, fire-dependent plant", *Global Change Biology*, 18(3): 936-947.
- REINERT, H. K. et R. R. RUPERT (1999). "Impacts of translocation on behavior and survival of timber rattlesnakes, *Crotalus horridus*", *Journal of Herpetology*, 33(1): 45-61.
- RÉSEAU CANADIEN POUR LA SANTE DE LA FAUNE (2017). *Chytridiomycose de la salamandre – Fiche d'information : à l'intention de la communauté scientifique*. [En ligne] [<http://fr.cwhc-rcsf.ca/bsal.php>] (Consulté en novembre 2018).
- RICARD, M., C. CARON et A. SIMARD (en préparation). *Analyse de vulnérabilité des espèces fauniques en situation précaire aux changements climatiques*. Préparée par le Bureau d'écologie appliquée pour le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs du Québec. 56 p. + 2 annexes.
- RICCIARDI, A. et D. SIMBERLOFF (2009). "Assisted colonization is not a viable conservation strategy", *Trends in Ecology & Evolution*, 24(5): 248-253.
- RICHARDSON, D. M., J. J. HELLMANN, J. S. MCLACHLAN, D. F. SAX, M. W. SCHWARTZ, P. GONZALEZ, E. J. BRENNAM, A. CAMACHO, T. L. ROOT, O. E. SALA, S. H. SCHNEIDER, D. M. ASHE, J. RAPPAPORT CLARK, R. EARLY, J. R. ETTERSON, E. D. FIELDER, J. L. GILL, B. A. MINTEER, S. POLASKY, H. D. SAFFORD, A. R. THOMPSON et M. VELLEND (2009). "Multidimensional evaluation of managed relocation", *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(24): 9721-9724.
- RITA, J., M. CAPÓ, E. MORAGUES, J. BOTA et J. CURSACH (2018). "Hybridization processes in an introduced subpopulation of an endangered plant: Management strategies to guarantee the conservation of *Helosciadium bermejoi* (Apiaceae)", *Journal for Nature Conservation*, 41: 26-34.
- RIVIÈRE, T., M. ARVISAIS, D. BANVILLE et M.-A. COUILLARD (2018). *Rapport sur la situation de l'omble chevalier oquassa (Salvelinus alpinus oquassa) au Québec*, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, 50 p.
- ROBITAILLE, J. A. (2004). « Sur le chemin du retour : le bar rayé du Saint-Laurent », *Le Naturaliste canadien*, vol. 128, n° 2, p. 46-50.
- ROBITAILLE, J. et G. OUELLETTE (1991). *Problématique de la réintroduction du bar rayé (Morone saxatilis) dans le Saint-Laurent*, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Québec, 63 p.

- RODRIGUE, D., et J.-F. DESROCHES (2018). *Amphibiens et reptiles du Québec et des Maritimes*, Éditions Michel Quintin, Montréal, Québec, 375 p.
- ROE, J. H., M. R. FRANK, S. E. GIBSON, O. ATTUM et K. A. KINGSBURY (2010). "No place like home : An experimental comparison of reintroduction strategies using snakes", *Journal of Applied Ecology*, 47(6): 1253-1261.
- RONCAL, J., J. MASCHINSKI, B. SCHAFFER, S. M. GUTIERREZ et D. WALTERS (2012). "Testing appropriate habitat outside of historic range: The case of *Amorpha herbacea* var. *crenulata* (Fabaceae)", *Journal for Nature Conservation*, 20(2): 109-116.
- ROULEAU, S. (2014). *La relocalisation de la couleuvre brune (Storeria dekayi) comme mesure de mitigation dans le cadre du projet de prolongement du boulevard Thimens à Montréal*, Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent, Sainte-Anne-de-Bellevue, Québec, 42 p.
- ROUT, T. M., E. MCDONALD-MADDEN, T. G. MARTIN, N. J. MITCHELL, H. P. POSSINGHAM et D. P. ARMSTRONG (2013). "How to decide whether to move species threatened by climate change", *PLoS ONE*, 8(10), e75814.
- RYTTERI, S., M. KUUSSAARI, M. SAASTAMOINEN et O. OVASKAINEN (2017). "Can we predict the expansion rate of a translocated butterfly population based on a priori estimated movement rates?", *Biological Conservation*, 215: 189-195.
- SALVIDIO, S. (2013). "Homing behaviour in *Speleomantes strinatti* (Amphibia Plethodontidae): a preliminary displacement experiment", *North-Western Journal of Zoology*, 9(2): 429-432.
- SANSILVESTRI, R., N. FRASCARIA-LACOSTE et J. F. FERNÁNDEZ-MANJARRÉS (2015). "Reconstructing a deconstructed concept: Policy tools for implementing assisted migration for species and ecosystem management", *Environmental Science & Policy*, 51, 192-201.
- SANSILVESTRI, R., N. FRASCARIA-LACOSTE et J. FERNÁNDEZ-MANJARRÉS (2016). "One option, two countries, several strategies: subjacent mechanisms of assisted migration implementation in Canada and France", *Restoration Ecology*, 24(4): 489-498.
- SAX, D. F., K. F. SMITH et A. R. THOMPSON (2009). "Managed relocation: a nuanced evaluation is needed", *Trends in Ecology & Evolution*, 24(9): 472-473.
- SCHLAEPFER, M. A., W. D. HELENBROOK, K. B. SEARING et K. T. SHOEMAKER (2009). "Assisted colonization: evaluating contrasting management actions (and values) in the face of uncertainty", *Trends in Ecology & Evolution*, 24(9): 471-472.
- SCHWARTZ, M. W. (2016). "Elucidating biological opportunities and constraints on assisted colonization", *Applied Vegetation Science*, 19(2): 185-186.
- SCHWARTZ, M. W., J. J. HELLMANN, J. M. MCLACHLAN, D. F. SAX, J. O. BOREVITZ, J. BRENNAN, A. E. CAMACHO, G. CEBALLOS, J. R. CLARK, H. DOREMUS, R. EARLY, J. R. ETTERSON, D. FIELDER, J. L. GILL, P. GONZALEZ, N. GREEN, L. HANNAH, D. W. JAMIESON, D. JAVELINE, B. A. MINTEER, J. ODENBAUGH, S. POLASKY, D. M. RICHARDSON, T. L. ROOT, H. D. SAFFORD, O. SALA, S. H. SCHNEIDER, A. R. THOMPSON, J. W. WILLIAMS, M. VELLEND, P. VITT et S. ZELLMER (2012). "Managed relocation: Integrating the scientific, regulatory, and ethical challenges", *BioScience*, 62(8): 732-743.
- SCHWARTZ, M. W. et T. G. MARTIN (2013). "Translocation of imperiled species under changing climates", *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1286(1): 15-28.

- SEDDON, P. J. (2010). "From reintroduction to assisted colonization: Moving along the conservation translocation spectrum", *Restoration Ecology*, 18(6): 796-802.
- SEDDON, P. J., D. P. ARMSTRONG, P. SOORAE, F. LAUNAY, S. WALKER, C. R. RUIZ-MIRANDA, S. MOLUR, H. KOLDEWEY et D. G. KLEIMAN (2009). "The risks of assisted colonization", *Conservation Biology*, 23(4): 788-789.
- SEDDON, P. J., C. J. GRIFFITHS, P. S. SOORAE et D. P. ARMSTRONG (2014). "Reversing defaunation: Restoring species in a changing world", *Science*, 345(6195): 406-412.
- SEMLITSCH, R. D. (2002). "Critical elements for biologically based recovery plans of aquatic-breeding amphibians", *Conservation Biology*, 16(3): 619-629.
- SHINE, R. et R. T. MASON (2004). "Patterns of mortality in a cold-climate population of garter snake (*Thamnophis sirtalis parietalis*)", *Biological Conservation*, 120(2): 201-210.
- SHIREY, P. D. et G. A. LAMBERTI (2010). "Assisted colonization under the U.S. Endangered Species Act", *Conservation Letters*, 3(1): 45-52.
- SIIPPI, H. et M. AHTEENSUU (2016). "Moral relevance of range and naturalness in assisted migration", *Environmental Values*, 25(4): 465-483.
- SOBERÓN, J. (2007). "Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species", *Ecology Letters*, 10(12): 1115-1123.
- SPEAR, D. et S. L. CHOWN (2009). "The extent and impacts of ungulate translocations: South Africa in a global context", *Biological Conservation*, 142(2): 353-363.
- SPECTOR, T., R. DETERMANN et M. GARDNER (2011). *The IUCN Red List of Threatened Species 2011-Torreya taxifolia*. [<https://www.iucnredlist.org/species/30968/9585489>] (Consulté en septembre 2018).
- SPITZEN-VAN DER SLUIJS, A., G. STEGEN, S. BOGAERTS, S. CANESSA, S. STEINFARZT, N. JANSSEN, W. BOSMAN, F. PASMANS et A. MARTEL (2018). "Post-epizootic salamander persistence in a disease-free refugium suggests poor dispersal ability of *Batrachochytrium salamandrivorans*", *Scientific Reports*, 8(1): 3800.
- STE-MARIE, C. (2011). "Chasing climate change—exploring the option of assisted migration", *The Forestry Chronicle*, 87(06): 707-710.
- STE-MARIE, C. (2014). *Adapter l'aménagement forestier durable aux changements climatiques: examen de la migration assistée des espèces d'arbres et de son rôle potentiel dans l'adaptation de l'aménagement forestier durable aux changements climatiques*, Conseil canadien des ministres des Forêts, Ottawa, 32 p.
- STE-MARIE, C., E. A. NELSON, A. DABROS et M.-E. BONNEAU (2011). "Assisted migration: Introduction to a multifaceted concept", *The Forestry Chronicle*, 87(06): 724-730.
- ST-LAURENT, M.-H. (2002). *Impacts de cinq à sept ans de biomanipulation du meunier noir (Catostomus commersoni) sur les communautés piscicoles de cinq lacs du Québec*, mémoire présenté à l'Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières, xi + 117 p.
- ST-ONGE, I., P. BÉRUBÉ et P. MAGNAN (2001). « Effets des perturbations naturelles et anthropiques sur les milieux aquatiques et les communautés de poissons de la forêt boréale », *Le Naturaliste canadien*, 125: 81-95.

- SULLIVAN, B. K., E. M. NOWAK et M. A. KWIATKOWSKI (2014). "Problems with mitigation translocation of herpetofauna", *Conservation Biology*, 21(1): 12-8.
- SUTTON, W. B., K. BARRETT, A. T. MOODY, C. S. LOFTIN, P. G. DEMAYNADIER et P. NANJAPPA (2015). "Predicted changes in climatic niche and climate refugia of conservation priority salamander species in the Northeastern United States", *Forests*, 6(1): 1-26.
- SWARTS, N. D. et K. W. DIXON (2009). "Terrestrial orchid conservation in the age of extinction", *Annals of Botany*, 104(3): 543-556.
- THIBAUT, I. (2010). *Invasion de la truite arc-en-ciel (Oncorhynchus mykiss) dans l'est du Québec*, thèse présentée à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval, Université Laval, Québec, xviii + 148 p.
- THOMAS, C. D. (2011). "Translocation of species, climate change, and the end of trying to recreate past ecological communities", *Trends in Ecology & Evolution*, 26(5): 216-221.
- TITTLE, I. (2013). *Portrait de la situation de la salamandre pourpre au Québec et évaluation des populations prioritaires dans un optique de conservation*, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Québec, ix + 86 p.
- TORREYA GUARDIANS (2018). *Torreya Guardians*. [En ligne] [<http://www.torreyaguards.org>] (Consulté en décembre 2018).
- TREMBLAY, S. et P. MAGNAN (1991). "Interactions between two distantly related species, brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and the white sucker (*Catostomus commersoni*)", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48(5): 857-867.
- TROMBULAK, S. C. et C. A. FRISSELL (2000). "Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities", *Conservation Biology*, 14(1): 18-30.
- UICN (2012). *Lignes directrices de l'UICN sur les réintroductions et les autres transferts aux fins de la sauvegarde*, Commission de sauvegarde des espèces de l'UICN, Strasbourg, 38 p.
- VALIQUETTE, E., V. HARVEY et A.-M. PELLETIER (2017). *Mise à jour des connaissances sur l'identification, la description et l'utilisation spatio-temporelle des habitats du bar rayé (Morone saxatilis) de la population du fleuve Saint-Laurent, Québec*. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2017/005. ix + 55 p.
- VAN DER VEKEN, S., M. HERMY, M. VELLEND, A. KNAPEN et K. VERHEYEN (2008). "Garden plants get a head start on climate change", *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(4): 212-216.
- VITT, P., K. HAVENS et O. HOEGH-GULDBERG (2009). "Assisted migration: part of an integrated conservation strategy", *Trends in Ecology & Evolution*, 24(9): 473-474.
- VITT, P., K. HAVENS, A. T. KRAMER, D. SOLLENBERGER et E. YATES (2010). "Assisted migration of plants: Changes in latitudes, changes in attitudes", *Biological Conservation*, 143(1): 18-27.
- WALLS, S. C., W. J. BARICHIVICH et M. E. BROWN (2013). "Drought, deluge and declines: The impact of precipitation extremes on amphibians in a changing climate", *Biology*, 2(1): 399-418.
- WATSON, D. M. et M. J. WATSON (2015). "Wildlife restoration: Mainstreaming translocations to keep common species common", *Biological Conservation*, 191: 830-838.

- WEEKS, A. R., C. M. SGRO, A. G. YOUNG, R. FRANKHAM, N. J. MITCHELL, K. A. MILLER, M. BYRNE, D. J. COATES, M. D. B. ELDRIDGE, M. F. BREED, E. A. JAMES et A. A. HOFFMANN (2011). "Assessing the benefits and risks of translocations in changing environments: a genetic perspective", *Evolutionary Applications*, 4(6): 709-725.
- WILKERSON, E., J. M. HAGAN, D. SIEGEL et A. A. WHITMAN (2006). "The effectiveness of different buffer widths for protecting headwater stream temperature in Maine", *Forest Science*, 52(3): 221-231.
- WILLIS, S. G., J. K. HILL, C. D. THOMAS, D. B. ROY, R. FOX, D. S. BLAKELEY et B. HUNTLEY (2009). "Assisted colonization in a changing climate: a test-study using two U.K. butterflies", *Conservation Letters*, 2(1): 46-52.
- WILLIAMS, M. I. et R. K. DUMROESE (2013). "Preparing for climate change: forestry and assisted migration", *Journal of Forestry*, 111(4): 287-297.
- WINDER, R., E. NELSON et T. BEARDMORE (2011). "Ecological implications for assisted migration in Canadian forests", *The Forestry Chronicle*, 87(06): 731-744.
- XIAO, Y.-E., K. JIANG, X. TONG, Y.-H. HU et X.-Y. CHEN (2015). "Population genetic structure of *Iris ensata* on sky-islands and its implications for assisted migration", *Conservation Genetics*, 16(5): 1055-1067.
- YOUNG, B. E., E. BYERS, G. HAMMERSON, A., FRANCES, L. OLIVER et A. TREHER (2016). *Guidelines for using the NatureServe Climate Change Vulnerability Index*. NatureServe, Arlington, 65 p.

Liste des communications personnelles

Dénommée, Nancy :	Agente gestion des ressources, Unité de gestion de Mingan, Parcs Canada
Goulet, Marie-Josée :	Biologiste, Direction de la gestion de la faune de l'Estrie, de Montréal, de la Montérégie et de Laval, Secteur des opérations régionales, MELCCFP
Lamarre, Philippe :	Biologiste, Direction des espèces fauniques menacées ou vulnérables, MELCCFP
Tessier, Nathalie :	Biologiste, Direction de la gestion de la faune de l'Estrie, de Montréal, de la Montérégie et de Laval, MELCCFP

**Environnement,
Lutte contre
les changements
climatiques,
Faune et Parcs**

Québec 