

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

**Impact futur de l'urbanisation et de l'agriculture sur les populations d'espèces  
menacées ou vulnérables dans les basses-terres du Saint-Laurent**

**Anne-Sophie Lessard**

**Essai présenté pour l'obtention du grade de Maître ès sciences géographiques (M.Sc.),  
cheminement de type cours en géodéveloppement durable**

**Aout 2022**

**© Anne-Sophie Lessard, 2022**

Directeur d'essai : Jérôme Théau (Département de géomatique appliquée, Université de Sherbrooke)

Collaborateurs :

Yohann Dubois (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec)

Philippe Lamarre (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec)

Membre du jury : Yannick Huot (Département de géomatique appliquée, Université de Sherbrooke)

## Résumé

La perte d'habitats due à l'urbanisation et à l'agriculture est une cause majeure du déclin des populations d'espèces en péril dans les basses-terres du Saint-Laurent, situées au Québec. Dans le cadre de l'Approche intégrée de rétablissement, le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs a entamé un diagnostic de l'état des populations d'espèces menacées ou vulnérables dans le but de prioriser des actions de conservation à mettre en place pour favoriser le rétablissement des espèces, notamment face à la menace future de l'urbanisation et de l'agriculture. L'objectif de ce projet est d'évaluer le risque futur de la conversion des habitats des espèces fauniques menacées ou vulnérables en milieux urbains ou agricoles dans les basses-terres du Saint-Laurent, en considérant les actions de conservation en place. La principale source de données utilisée est une modélisation de la probabilité de conversion des milieux humides et des milieux boisés en milieux anthropiques. Celle-ci a été pondérée en fonction des actions de conservation sur le territoire qui permettent de réduire la probabilité de conversion des milieux naturels. La méthodologie développée a été appliquée à la salamandre à quatre orteils (*Hemidactylum scutatum*), afin d'évaluer la vulnérabilité des occurrences de cette espèce dans l'aire d'étude. L'application de la méthode à une seconde espèce, la rainette faux-grillon de l'ouest (*Pseudacris triseriata*), a permis de comparer la méthode développée avec l'approche précédemment utilisée par le MFFP pour cette espèce. Les résultats obtenus suggèrent que l'utilisation de la modélisation de la probabilité de conversion des milieux naturels a un grand potentiel pour évaluer l'impact futur de l'agriculture et de l'urbanisation sur les espèces menacées ou vulnérables, bien qu'une échelle spatiale mieux adaptée à la superficie des occurrences serait souhaitable. La pondération de ces probabilités par les actions de conservation sur le territoire a permis de mettre en lumière la contribution des MRC et des municipalités dans la planification de la conservation des milieux naturels. L'application de la méthode à la salamandre à quatre orteils a permis d'identifier plusieurs populations vulnérables face à l'impact futur de l'agriculture et de l'urbanisation dans la région des Laurentides, au nord de Montréal. Une modélisation incluant d'autres types d'habitats permettrait toutefois d'appliquer la méthode développée à une plus grande diversité d'espèces.

Référence à citer :

Lessard, A.-S. (2022) Impact futur de l'urbanisation et de l'agriculture sur les populations d'espèces menacées ou vulnérables dans les basses-terres du Saint-Laurent. Essai de maîtrise en sciences géographiques, Université de Sherbrooke, Longueuil, 106 pages.

## Table des matières

Liste des figures .....	iv
Liste des tableaux .....	vii
Liste d'acronymes .....	ix
Glossaire.....	x
Remerciements .....	xi
1. INTRODUCTION.....	1
1.1. Mise en contexte.....	1
1.2. Problématique.....	2
1.3. Objectifs.....	3
2. CADRE THÉORIQUE .....	4
2.1. Cadre légal entourant les espèces en situation précaire.....	4
2.1.1. Loi sur les espèces menacées ou vulnérables.....	5
2.1.2. Protection des habitats.....	5
2.1.3. Loi sur les espèces en péril.....	6
2.1.4. Rétablissement des espèces fauniques .....	7
2.2. Impact du développement urbain et agricole sur les espèces menacées ou vulnérables .....	9
2.2.1. Urbanisation .....	9
2.2.2. Agriculture .....	11
2.3. Évaluation de la vulnérabilité des espèces .....	12
2.3.1. La méthodologie NatureServe.....	14
2.4. La modélisation de changements futurs d'occupation du sol .....	16
2.4.1. Les automates cellulaires .....	18
2.4.2. Les réseaux de neurones artificiels.....	18

2.4.3.	Les chaines de Markov et les modèles de simulation <i>State-and-transition</i> .....	19
3.	MÉTHODOLOGIE.....	21
3.1.	Approche intégrée de rétablissement (AIR) .....	21
3.2.	Aire d'étude.....	24
3.3.	Données utilisées .....	26
3.3.1.	Occurrences d'espèces menacées ou vulnérables et zones d'influence .....	27
3.3.2.	Matrice de probabilité de conversion des milieux naturels brute.....	30
3.3.3.	Occupation du territoire .....	31
3.3.4.	Zonage agricole.....	31
3.3.5.	Actions de conservation et indices d'efficacité d'atténuation.....	32
3.4.	Traitement des données .....	32
3.4.1.	Étape 1 : Générer les matrices de probabilité de conversion milieux naturels pondérées .....	34
3.4.2.	Étape 2 : Déterminer la vulnérabilité des occurrences de salamandre à quatre orteils	36
3.4.3.	Étape 3 : Faire une analyse comparative avec les résultats obtenus par le MFFP .....	39
4.	RÉSULTATS .....	42
4.1.	Matrices de probabilité de conversion des milieux naturels pondérées .....	42
4.2.	Analyse de vulnérabilité des occurrences de salamandre à quatre orteils.....	53
4.3.	Analyse comparative avec les cotes d'impact calculées par le MFFP .....	58
5.	INTERPRÉTATION ET DISCUSSION DES RÉSULTATS .....	61
5.1.	Évaluation de la méthode développée pour l'obtention de cotes d'impact .....	61
5.1.1.	Accessibilité et flexibilité de la méthode .....	62
5.1.2.	Limites et avantages de la MPCMN brute .....	63
5.1.3.	Effet de la pondération par les actions de conservation.....	65

5.1.4.	Comparaison avec les cotes d'impact calculées par le MFFP .....	66
5.1.5.	Attribution de niveaux de vulnérabilité.....	68
5.2.	Diagnostic préliminaire de la vulnérabilité des populations de salamandre à quatre orteils	69
6.	CONCLUSION .....	71
7.	RÉFÉRENCES.....	73
	ANNEXE 1 – Actions de conservation intégrées dans la matrice de protection .....	84
	ANNEXE 2 – Matrices de protection .....	87
	ANNEXE 3 – Matrices de probabilité de conversion des milieux naturels pondérées.....	89
	ANNEXE 4 – Différences avec les matrices de menace produites par le MFFP pour la rainette faux-grillon de l'ouest .....	91

## Liste des figures

Figure 1. Aperçu du cadre législatif québécois entourant la protection des espèces fauniques menacées ou vulnérables et de leurs habitats.....	4
Figure 2. Aperçu de l'approche intégrée de rétablissement développée par le MFFP .....	8
Figure 3. Approche intégrée de rétablissement (AIR) développée par le MFFP et contribution de l'essai dans le développement d'éléments méthodologiques.....	22
Figure 4. Occupation du sol dans l'aire d'étude et localisation des basses-terres du Saint-Laurent...	24
Figure 5. Délimitation d'une occurrence et de la zone d'influence du développement urbain et agricole autour d'une observation de salamandre à quatre orteils et d'une observation de rainette faux-grillon de l'ouest.....	28
Figure 6. Matrice de probabilité de conversion des milieux naturels produite par Rayfield <i>et al.</i> (2021) .....	30
Figure 7. Organigramme méthodologique. ....	33
Figure 8. Extractions par masque de la MPCMN brute. ....	35
Figure 9. Exemple de matrice de menace future générée pour la salamandre à quatre orteils à partir des matrices de probabilité de conversion des milieux naturels en milieux agricoles.....	37
Figure 10. Calcul de la différence entre les matrices de menaces produites dans cet essai et celles produites par le MFFP pour les zones d'influence des occurrences de rainette faux-grillon de l'ouest. ....	40
Figure 11. Probabilité de conversion des milieux naturels en milieux urbains sans pondération par les actions de conservation .....	43
Figure 12. Probabilité de conversion des milieux naturels en milieux agricoles sans pondération par les actions de conservation.....	44
Figure 13. Efficacité d'atténuation de la probabilité de conversion des milieux naturels (situés en zonage non agricole) par l'urbanisation.....	46

Figure 14. Efficacité d'atténuation de la probabilité de conversion des milieux naturels (situés en zonage agricole) par l'agriculture.....	47
Figure 15. Diminution de probabilité de conversion observée suite à la pondération des matrices probabilité de conversion des milieux naturels situés en zonage agricole par la matrice de protection .....	50
Figure 16. Diminution de probabilité de conversion des milieux naturels en milieux urbains suite à la pondération par la matrice de protection.....	51
Figure 17. Vulnérabilité des 105 occurrences de salamandre à quatre orteils présentes dans les basses-terres du Saint-Laurent. ....	54
Figure 18. Distribution régionale des 105 occurrences de salamandre à quatre orteils dans les basses-terres du Saint-Laurent selon leur cote de vulnérabilité.....	55
Figure 19. Importance relative des menaces dans les cotes d'impact cumulatif des menaces futures du développement urbain et de l'agriculture sur les occurrences de salamandre à quatre orteils par région. ....	57
Figure 20. Matrice de confusion entre les cotes d'impact de l'urbanisation calculées par le MFFP et celles calculées dans cet essai pour les 72 occurrences de rainette faux-grillon de l'ouest dans les BTSL.....	59
Figure 21. Matrice de confusion entre les cotes d'impact de l'agriculture calculées par le MFFP et celles calculées dans cet essai pour les 72 occurrences de rainette faux-grillon de l'ouest dans les BTSL.....	59
Figure 22. Matrices de protection contre l'urbanisation, illustrant l'efficacité d'atténuation de la probabilité de conversion des milieux naturels en milieux urbains des actions de conservation sur le territoire.....	87
Figure 23. Matrices de protection contre l'agriculture, illustrant l'efficacité d'atténuation de la probabilité de conversion des milieux naturels en milieux agricoles des actions de conservation sur le territoire.....	88



Figure 24. Matrice de probabilité de conversion des milieux naturels (milieux humides et milieux boisés) en milieux urbains à la suite de leur pondération par l'efficacité d'atténuation de la probabilité de conversion des actions de conservation sur le territoire. ....	89
Figure 25. Matrices de probabilité de conversion des milieux naturels (milieux humides et milieux boisés) en milieux agricoles obtenues à la suite de leur pondération par l'efficacité d'atténuation de la probabilité de conversion des actions de conservation sur le territoire.....	90
Figure 26. Différence entre la matrice de menace de l'urbanisation dans les zones d'influences des occurrences de rainette faux-grillon obtenue dans cet essai et celle obtenue par le MFFP. ....	91
Figure 27. Différence entre la matrice de menace de l'agriculture dans les zones d'influence des occurrences de rainette faux-grillon obtenue dans cet essai et celle obtenue par le MFFP. ....	92

## Liste des tableaux

Tableau 1. Calcul de l'impact d'une menace .....	16
Tableau 2. Avantages et inconvénients de quelques méthodes utilisées pour modéliser les changements d'occupation du sol. ....	17
Tableau 3. Correspondance des menaces <i>Urbanisation</i> et <i>Agriculture</i> avec la <i>Classification standardisée des menaces affectant la biodiversité</i> .....	23
Tableau 4. Données géospatiales utilisées. ....	27
Tableau 5. Cote d'impact d'une menace en fonction de sa portée et de sa sévérité .....	39
Tableau 6. Répartition des milieux naturels dans les régions administratives des basses-terres du Saint-Laurent. ....	42
Tableau 7. Superficie et proportion de milieux naturels situés en zonage non agricole qui bénéficie d'une action de conservation pouvant réduire d'au moins 50% leur probabilité de conversion en milieu urbain.....	48
Tableau 8. Superficie et proportion de milieux naturels situés en zonage agricole qui bénéficie d'une action de conservation pouvant réduire d'au moins 50% leur probabilité de conversion en milieu agricole.....	48
Tableau 9. Proportion de la superficie de milieux naturels bénéficiant d'une action de conservation (AC) selon leur diminution de probabilité de conversion suite à la pondération par les AC.....	49
Tableau 10. Probabilité de conversion des milieux naturels par l'urbanisation. ....	52
Tableau 11. Probabilité de conversion des milieux naturels par l'agriculture.....	53
Tableau 12. Cotes d'impact cumulatif associées à chacun des niveaux de vulnérabilité pour la salamandre à quatre orteils et nombre d'occurrences par niveau de vulnérabilité. ....	54
Tableau 13. Probabilités de conversion des matrices de menace de l'urbanisation et de l'agriculture produites dans cet essai pour la rainette faux-grillon de l'ouest par rapport à celles produites par le MFFP.....	58

Tableau 14. Actions de conservation intégrées dans la matrice de protection et indices d'efficacité d'atténuation des menaces qui leur sont associés. .... 84

**Liste d'acronymes**

AC :	Actions de conservation
AIR :	Approche intégrée de rétablissement
BTSL :	Basses-terres du Saint-Laurent
CDPNQ :	Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec
CMM :	Communauté métropolitaine de Montréal
CPTAQ :	Commission de protection du territoire agricole du Québec
ECCC :	Environnement et changements climatiques Canada
EMV :	Espèce menacée ou vulnérable
EMVS :	Espèce menacée, vulnérable ou susceptible d'être ainsi désignée
LCMVF :	Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune
LCPN :	Loi sur la conservation du patrimoine naturel
LEMV :	Loi sur les espèces menacées ou vulnérables
MELCC :	Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MFFP :	Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
MPCMN :	Matrice de probabilité de conversion des milieux naturels
REFMVH :	Règlement sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables et leurs habitats
RHF :	Règlement sur les habitats fauniques

## Glossaire

Menace :	Activité humaine ou processus qui cause la destruction, la dégradation ou toute autre détérioration de cibles de conservation (MFFP, 2021a).
Occurrence :	Délimitation autour d'une ou plusieurs observations fauniques qui représente l'aire vraisemblable de fréquentation de la population à laquelle l'individu observé appartient (MFFP, 2022a).
Portée d'une menace :	Probabilité qu'une menace survienne et superficie touchée par celle-ci (MFFP, 2022a).
Sévérité :	Déclin démographique appréhendé dans une population (MFFP, 2022a).
Viabilité :	Probabilité de perturbation à moyen terme d'une population si les conditions se maintiennent (MFFP, 2022a).
Vulnérabilité :	Probabilité de perturbation à moyen terme d'une population par les menaces futures (MFFP, 2022a).
Zone d'influence :	Zone englobant une occurrence. Les menaces qui surviennent dans cette zone affectent l'occurrence (MFFP, 2021a).

## Remerciements

Un énorme merci à Jérôme Théau, mon directeur d'essai, et à Philippe Lamarre et Yohann Dubois du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, qui ont été de précieux collaborateurs. Vos commentaires toujours justes et constructifs m'ont permis de me dépasser et je vous en suis très reconnaissante. Yohann et Philippe, merci de m'avoir confié la réalisation de ce projet! Merci également à Yannick Huot, membre du jury, pour la révision de mon essai.

Merci, Jade, pour le torrent d'encouragements, et pour ces étincelles dans les yeux lorsqu'on sillonne ensemble le territoire et qu'on s'émeut devant les espèces qui l'habitent. Merci de me rappeler pourquoi on fait tout ça.

## 1. INTRODUCTION

### 1.1. Mise en contexte

Les évidences supportant l'hypothèse que la biodiversité augmente la stabilité des fonctions écologiques des écosystèmes se multiplient (Cardinale *et al.*, 2012; Delgado-Baquerizo *et al.*, 2020; Isbell *et al.*, 2017). Le déclin de la biodiversité altère le fonctionnement des écosystèmes et réduit la capacité des milieux naturels à fournir les services écosystémiques essentiels à l'humanité. Pourtant, même si la biodiversité décline à un rythme inégalé, aucun des 20 objectifs du Plan stratégique pour la diversité biologique 2011-2020 visant à limiter la perte de biodiversité n'a été pleinement atteint au niveau mondial (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2020).

La modification de l'utilisation des terres est la menace directe ayant eu les répercussions les plus néfastes sur les écosystèmes terrestres et d'eau douce au cours des 50 dernières années (1970-2020) (IPBES, 2019). Les changements d'occupation du sol tendent à avoir des effets immédiats sur la probabilité d'extinction des espèces, en affectant directement la survie des individus, leur dispersion, leur succès reproducteur et la viabilité des populations (Santos *et al.*, 2021). Dans les dernières décennies, le monde a connu d'importants changements d'occupations du sol (Lepers *et al.*, 2005) avec l'étalement urbain et l'augmentation de la production agricole et forestière en réponse à la croissance de la population (Haberl *et al.*, 2014). De 1992 à 2000, ce sont 190 000 km<sup>2</sup> de milieux naturels qui ont été convertis en milieux urbains sur l'ensemble de la planète et on prévoit que 290 000 km<sup>2</sup> additionnels suivront la même tendance de 2000 à 2030 (McDonald *et al.*, 2020). Dans le sud du Québec, on assiste à une perte de terres agricoles et de forêts au profit de l'étalement urbain (Dupras et Alam, 2015) ainsi qu'à une intensification de l'agriculture par la transition majeure de cultures agricoles pérennes vers des cultures annuelles (Bélanger et Grenier, 2002; Jobin *et al.*, 2010). Le sud du Québec est également un point chaud de biodiversité dans la province et sa conservation entre en compétition avec ces usages des terres (Tardif *et al.*, 2005). Il en résulte un paysage fortement anthropisé avec une connectivité écologique décroissante qui contribue à la perte de biodiversité (Dupras *et al.*, 2016).

Les aires protégées sont une manière concrète de limiter cette perte. On y retrouve généralement une plus grande richesse spécifique locale que dans les zones environnantes de même type d'occupation

du sol (Gray *et al.*, 2016). Cependant, il n'est pas suffisant de protéger de nouvelles surfaces ; encore faut-il cibler les zones pertinentes à la conservation de la biodiversité (Pimm *et al.*, 2018) et, ultimement, le type de protection qui permet le maintien des conditions écologiques essentielles à la survie des espèces menacées ou vulnérables (EMV). Pour plusieurs d'entre elles, c'est d'ailleurs la coordination de plusieurs actions de conservation (AC) qui sont nécessaires à la stabilisation ou au rétablissement de leurs populations (Kearney *et al.*, 2020).

## 1.2. Problématique

Au Québec, on retrouve 38 espèces fauniques qui sont désignées comme menacées ou vulnérables, et 115 espèces fauniques qui sont susceptibles d'être désignées comme telles (MFFP, 2022b). Pour améliorer l'état des populations, le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec (MFFP) met progressivement en place des plans de rétablissement pour chacune de ces espèces. Ceux-ci permettent de définir la stratégie et les objectifs de rétablissement de l'espèce sur une période de 10 ans en se basant sur les occurrences<sup>1</sup> des espèces suivies par le Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (CDPNQ). Dans ce contexte, le MFFP souhaite identifier les occurrences où agir en priorité ainsi que le type d'action à poser pour la conservation. Cela nécessite d'évaluer l'état des populations en estimant leur viabilité dans le contexte actuel ainsi que leur vulnérabilité à une dégradation future. L'indice de vulnérabilité développé par le MFFP dans le cadre de l'Approche intégrée de rétablissement (AIR ; MFFP, 2022a) tient compte des menaces futures ainsi que des actions de conservation qui les atténuent. Il traduit la probabilité des populations d'être perturbées à moyen terme.

La méthodologie générale élaborée pour calculer les indices de vulnérabilité nécessite de procéder à des analyses préalables permettant d'évaluer l'impact des menaces futures sur les populations d'EMV. Pour y parvenir, le MFFP a utilisé une analyse multicritère développée par Environnement et changements climatiques Canada (ECCC) permettant d'estimer la probabilité de conversion des habitats d'une espèce d'intérêt : la rainette faux-grillon de l'ouest. Néanmoins, ce type d'analyse ne

---

<sup>1</sup> Une occurrence représente l'habitat utilisé par une population locale pour compléter son cycle vital ou une partie importante de celui-ci.



peut plus être utilisé pour des raisons techniques. Par ailleurs, le MFFP a récemment acquis une matrice de probabilité de conversion des milieux naturels vers des milieux agricoles ou urbains dans les basses-terres du Saint-Laurent (BTSL), réalisée par Rayfield *et al.* (2021). Celle-ci constitue la première phase d'un projet visant à modéliser la conversion des milieux naturels pour l'ensemble du Québec. Cette modélisation a le potentiel d'être utilisée pour évaluer la probabilité de perte d'habitats de plusieurs espèces due à l'agriculture et à l'urbanisation. C'est pourquoi celle-ci servira de donnée de base à la nouvelle méthode d'évaluation de l'impact futur de l'agriculture et de l'urbanisation sur les EMV qui sera développée dans cet essai. Toutefois, bien que cette matrice tienne compte de certaines aires protégées sur le territoire, plusieurs autres types d'AC réduisant la probabilité de conversion d'un milieu naturel n'y ont pas été intégrés. Il est pourtant important de les considérer dans l'évaluation de l'impact des menaces qui servira d'intrant pour obtenir des indices de vulnérabilité pour les espèces ciblées par les plans de rétablissement élaborés par le MFFP.

### 1.3. Objectifs

L'objectif principal de ce projet est d'évaluer le risque futur de conversion des habitats d'espèces fauniques menacées ou vulnérables en milieux urbains ou agricoles dans les basses-terres du Saint-Laurent, en considérant les actions de conservation en place.

Objectifs secondaires :

1. Calculer des cotes d'impact futur des menaces sur les occurrences des espèces analysées, en se basant sur la combinaison de la probabilité de conversion des habitats et la présence d'actions de conservation ;
2. Évaluer la vulnérabilité des occurrences connues de salamandre à quatre orteils (*Hemidactylium scutatum*) sur le territoire face à la conversion de ses habitats en milieux urbains ou agricoles ;
3. Comparer, pour une occurrence donnée, les cotes d'impact des menaces calculées par le MFFP à l'aide d'une analyse multicritère à celles obtenues avec l'approche développée dans le présent projet, en utilisant le cas d'étude de la rainette faux-grillon de l'ouest (*Pseudacris triseriata*) ;
4. Automatiser la méthode avec le langage Python.

## 2. CADRE THÉORIQUE

### 2.1. Cadre légal entourant les espèces en situation précaire

Au Québec, la conservation des espèces en situation précaire et de leurs habitats est encadrée par plusieurs lois et règlements du gouvernement provincial (Figure 1). L'objectif de cette section est de décrire les principaux actes juridiques relevant du Gouvernement du Québec qui contribuent à la protection des espèces menacées ou vulnérables (EMV) et de leurs habitats. Puisque plusieurs de ces espèces sont aussi inscrites comme espèces en péril au niveau fédéral, un aperçu du cadre légal canadien entourant la protection et le rétablissement de ces espèces est également présenté. L'élaboration de plans de rétablissement provinciaux est finalement abordée.

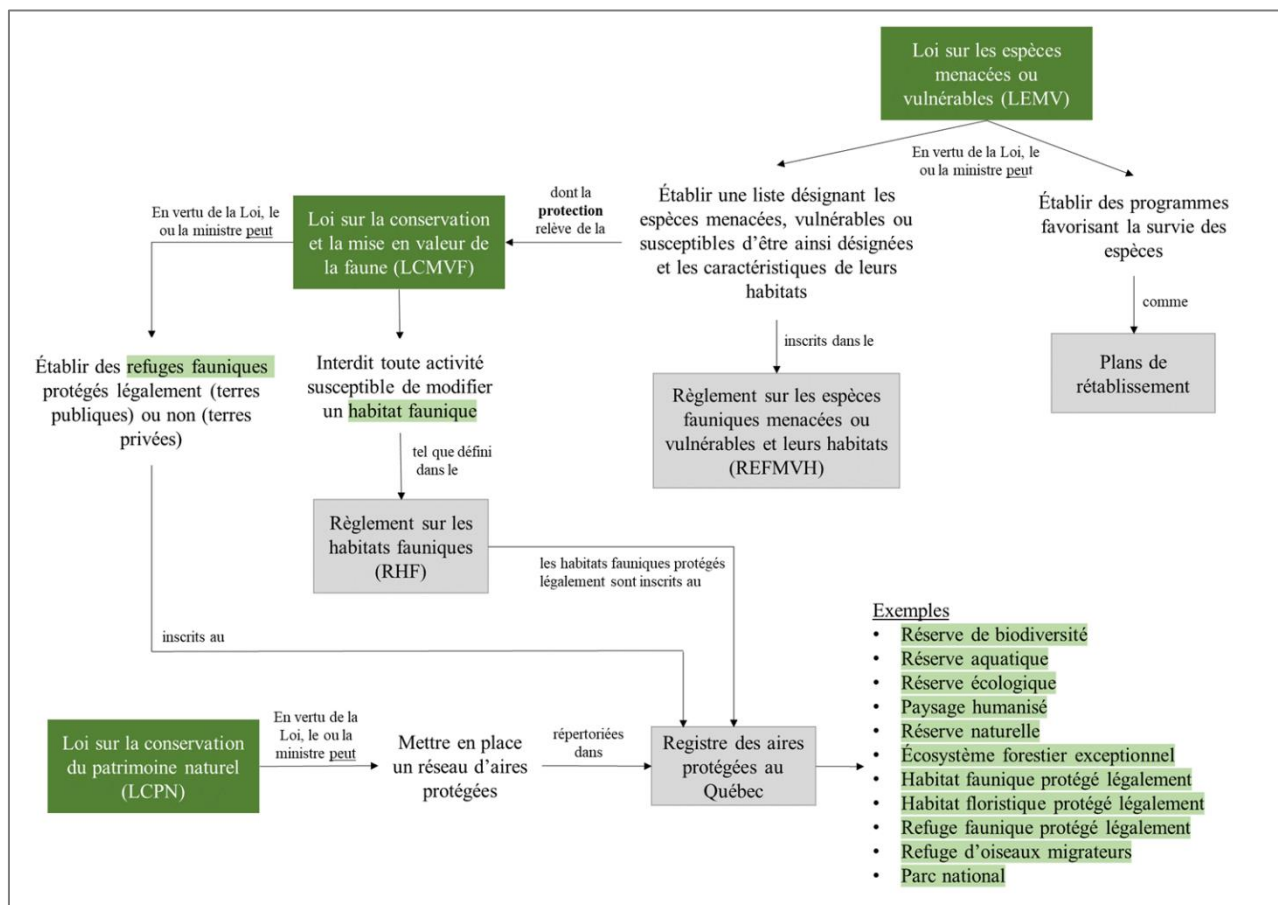


Figure 1. Aperçu du cadre législatif québécois entourant la protection des espèces fauniques menacées ou vulnérables et de leurs habitats. Les actions de conservation, qui peuvent contribuer à la protection des EMV, sont identifiées en surbrillance.

### 2.1.1. Loi sur les espèces menacées ou vulnérables

La *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* (LEMV ; Éditeur officiel du Québec, 2021c) est une loi provinciale adoptée en 1989 qui s'applique aux espèces<sup>2</sup> fauniques et floristiques que l'on retrouve au Québec (LEMV, art. 1-2). Au provincial, c'est le MFFP qui est responsable des espèces fauniques, alors que la responsabilité des espèces floristiques revient au MELCC (LEMV, art. 7). Les principaux objectifs de la LEMV sont d'empêcher la disparition des espèces, d'éviter que toute espèce ne devienne menacée ou vulnérable et d'assurer la conservation des habitats des espèces menacées, vulnérables ou susceptibles d'être ainsi désignées (EMVS ; Gauthier et Dupont-Hébert, 2021). Ainsi, en vertu de la Loi, la ou le ministre responsable peut entre autres établir une liste d'EMVS (LEMV, art. 9) et des programmes favorisant la survie des espèces (LEMV, art. 7). Sur recommandation de la ou du ministre responsable, le gouvernement peut ensuite désigner comme EMV toute espèce figurant sur cette liste. On dénombre au total 38 espèces fauniques menacées ou vulnérables et 115 espèces susceptibles d'être ainsi désignées dans le *Règlement sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables et leurs habitats* (REFMVH ; Éditeur officiel du Québec, 2021d), qui découle de la LEMV (Éditeur officiel du Québec, 2021).

### 2.1.2. Protection des habitats

La protection légale des habitats des EMV relève du REF MVH, mais également du *Règlement sur les habitats fauniques* (RHF ; Figure 1 ; Éditeur officiel du Québec, 2020). Ce règlement découle de la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune* (LCMVF ; Éditeur officiel du Québec, 2021b) qui interdit toute activité qui pourrait modifier un élément nécessaire aux besoins des espèces visées dans un habitat faunique protégé légalement en terres publiques (LCMVF, art. 128). Cette interdiction s'applique aux EMV dont l'habitat est décrit dans le REF MVH, mais également à d'autres espèces ou taxons indiqués dans le RHF, comme le rat musqué (*Ondatra zibethicus*), les oiseaux aquatiques ou le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*). Les habitats légalement protégés peuvent constituer un abri, une aire d'alimentation ou une aire de reproduction pour l'espèce ciblée. Par exemple, les aires

---

<sup>2</sup> Par *espèce*, on peut également référer à une sous-espèce, une population géographiquement isolée, une race ou une variété.

de confinement du cerf de Virginie sont protégées en tant qu'abri hivernal et zone d'alimentation. Dans ces aires de confinement, on restreint, entre autres, l'aménagement de sentiers à des fins récréotouristiques, qui doit au plus représenter 2% de la superficie boisée (RHF, art. 27). Les habitats situés en terrain privé ne sont pas légalement protégés en vertu du RHF.

Même si l'habitat d'une EMV n'est pas protégé par le RHF, il existe d'autres mesures de conservation de nature légale qui peuvent restreindre les activités qui y sont permises ou qui peuvent indirectement protéger ces habitats. Par exemple, selon la LCMVF, la ou le ministre peut également désigner des refuges fauniques, dont l'accès, l'utilisation des ressources et les pratiques d'activités récréatives sont règlementés (LCMVF, art. 122). Les refuges fauniques servent à préserver les habitats qui sont reconnus pour la diversité ou la densité d'espèces fauniques qu'ils abritent ou pour le support qu'ils procurent à une espèce rare, menacée ou vulnérable (MFFP, 2016). Par ailleurs, il est interdit de déranger, détruire ou endommager le nid ou la tanière d'un animal, qu'il s'agisse d'une EMV ou non (LCMVF, art. 26). La chasse, le piégeage et la capture des animaux sont aussi interdits, à moins de détenir les permis nécessaires (LCMVF, sections II et III).

Quant à elle, la *Loi sur la conservation du patrimoine naturel* (LCPN ; Éditeur officiel du Québec 2021a) encadre le réseau d'aires protégées au Québec. Ce réseau est constitué d'aires protégées telles que définies par l'UICN ainsi que de 33 autres désignations juridiques ou administratives reconnues, comme les habitats fauniques et les refuges fauniques (MELCC, 2022). Comme ces aires protégées peuvent abriter des EMVS, elles sont susceptibles de protéger leurs habitats. En date du 31 décembre 2021, 16.70 % des milieux terrestres et d'eau douce du Québec étaient protégés (MELCC, 2022), ce qui est légèrement sous la cible de 17% fixée par la Convention de la diversité biologique des Nations Unies pour 2020 (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2011).

### **2.1.3. Loi sur les espèces en péril**

La protection des EMV relève également du Gouvernement du Canada lorsqu'elles sont inscrites à la *Loi sur les espèces en péril* (LEP ; Gouvernement du Canada, 2022), qui est une loi fédérale promulguée en 2003 (LEP, art. 142). En vertu de cette loi, il est entre autres interdit de tuer, nuire, capturer, posséder, acheter ou vendre un individu d'une espèce menacée ou en voie de disparition, en plus d'être interdit d'endommager ou de détruire son habitat (LEP, art. 36). Une fois l'espèce inscrite au registre des espèces en péril, un programme de rétablissement contenant des objectifs de population

et de répartition est établi (LEP, art. 37) dans un délai de 1 à 2 ans (LEP, art. 42). Ce programme inclut aussi l'identification de l'habitat essentiel de l'espèce. Un plan de gestion incluant des mesures de conservation est élaboré pour les espèces désignées préoccupantes, mais aucun habitat essentiel n'est identifié et aucune interdiction liée à l'espèce n'entre en vigueur (LEP, art. 65).

Les interdictions relatives à la LEP s'appliquent pour toutes les espèces menacées ou en voie de disparition que l'on retrouve sur les terres publiques fédérales, sauf pour certaines espèces pour lesquelles l'interdiction s'applique partout au pays, c'est-à-dire les espèces aquatiques (en vertu de la *Loi sur les pêches*) et les oiseaux migrateurs protégés (en vertu de la *Loi sur la convention concernant les oiseaux migrateurs* ; LEP, art. 34). Toutefois, si le ou la ministre de l'Environnement du Canada est d'avis que les lois d'une province ne protègent pas adéquatement les individus ou les habitats fauniques ou floristiques situés sur des terres canadiennes non fédérales, il ou elle peut entreprendre les démarches afin d'émettre un décret (LEP, art. 34, 61 et 80) interdisant certaines activités qui nuisent au rétablissement de l'espèce. Par exemple, deux décrets d'urgence visant la protection de la rainette faux-grillon de l'ouest dans la région de Montréal sont entrés en vigueur en juin 2016 (à La Prairie ; Ministre de la Justice, 2016) et en novembre 2021 (à Longueuil ; Ministre de la Justice, 2021), interdisant notamment le développement urbain là se trouvent les habitats essentiels au rétablissement de l'espèce, même si ceux-ci ne se retrouvent pas en terres fédérales.

La cooccurrence des lois provinciales et fédérales peut entraîner un dédoublement des activités réalisées pour assurer le rétablissement d'une espèce désignée tant au provincial qu'au fédéral. C'est pourquoi le Canada et le Québec ont signé en 2012 une entente de collaboration pour la protection et le rétablissement des espèces en péril au Québec (Gouvernement du Canada et Gouvernement du Québec, 2012). L'objectif de cette entente était, d'une part, de coordonner les interventions de chaque palier de gouvernement afin d'éviter les dédoublements et, d'autre part, de favoriser l'échange de connaissances sur les espèces. Cette entente est toutefois échue depuis mars 2022 et aucune nouvelle entente n'a été établie en date de mai 2022 (Dubois, 2022).

#### **2.1.4. Rétablissement des espèces fauniques**

Au MFFP, le rétablissement d'une espèce faunique est initié par la création d'une équipe de rétablissement. Cette équipe est responsable de produire et de mettre en œuvre un plan de rétablissement, puis d'évaluer le rétablissement de l'espèce (Gauthier, 2015). Un tel plan contient des

objectifs de rétablissement ainsi que des mesures et actions que l'équipe propose d'entreprendre à cet effet pour les 10 prochaines années (Gauthier, 2015). Un objectif pourrait être de maintenir le niveau actuel des populations et de prévenir la dégradation de ses habitats, ou bien de favoriser l'augmentation de la taille des populations, en considérant les menaces pour l'espèce et son habitat (Gauthier, 2015). La publication d'un plan de rétablissement propose aux acteurs concernés une série de mesures et d'actions à mettre en œuvre. Il existe actuellement 14 équipes de rétablissement au MFFP.

Afin d'optimiser les ressources investies dans le rétablissement des espèces, le MFFP a développé une approche intégrée de rétablissement (AIR) qui a comme but ultime de mettre en œuvre des AC qui atténuent en priorité les menaces qui affectent plusieurs espèces à la fois (Figure 2 ; MFFP, 2022a). La priorisation d'AC est issue d'un diagnostic de l'état des populations des espèces ciblées. Ce diagnostic se fait par l'évaluation de la viabilité et de la vulnérabilité des populations, à l'aide de méthodologies développées par NatureServe (voir section 2.3.1). Le diagnostic considère les menaces comprises dans la *Classification standardisée des menaces affectant la biodiversité* (MFFP, 2021a).

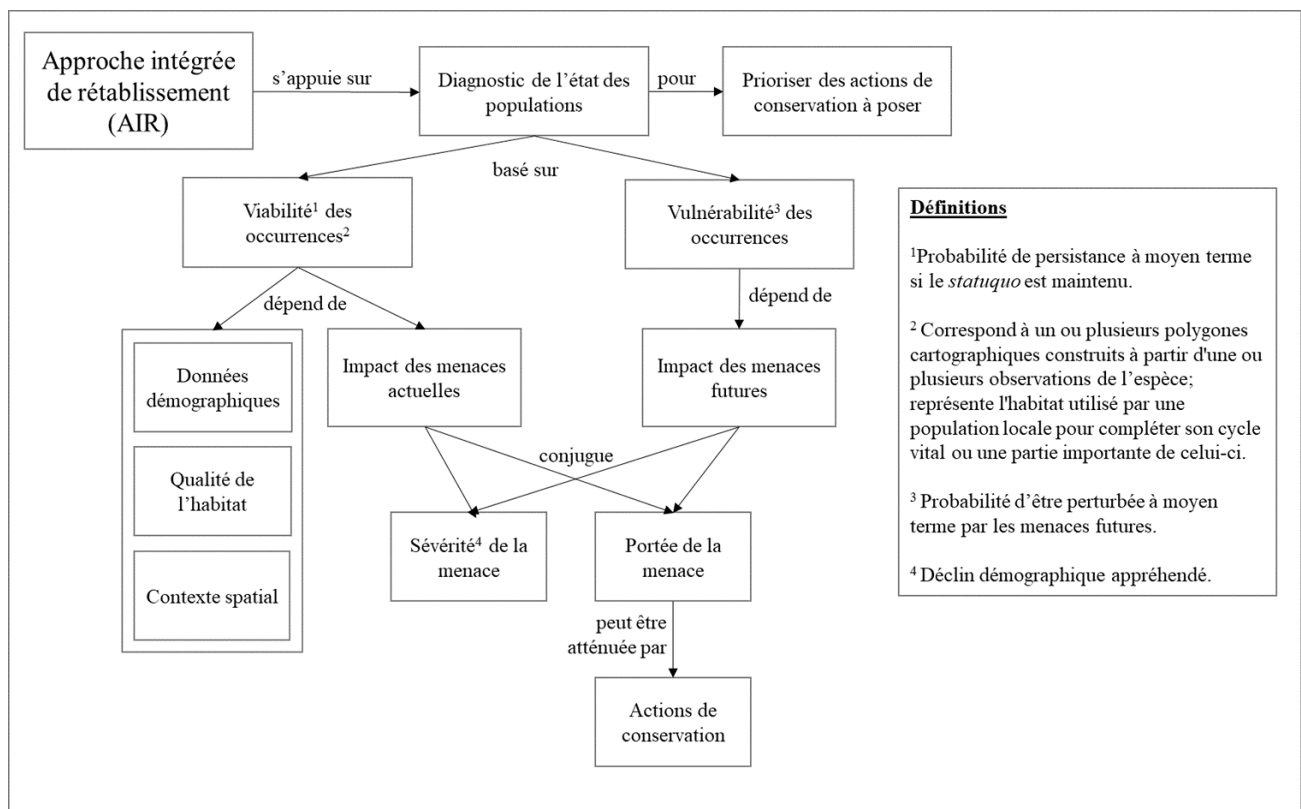


Figure 2. Aperçu de l'approche intégrée de rétablissement développée par le MFFP (2022a).

## 2.2. Impact du développement urbain et agricole sur les espèces menacées ou vulnérables

Dans les BTSL, le développement urbain et l'expansion et l'intensification de l'agriculture sont des menaces majeures pour plusieurs EMVS (Gratton, 2010), en plus d'entraîner d'autres menaces sur ces espèces (p.ex. pollution) ainsi que des stress (p.ex. fragmentation de l'habitat ; MFFP, 2022a). Un stress est la façon dont une menace agit sur un écosystème ou une espèce (MFFP, 2021a). Par exemple, l'urbanisation et l'agriculture (menaces) engendrent la conversion des écosystèmes (stress sur les écosystèmes) et peuvent causer la mortalité d'individus (stress sur les espèces). L'objectif de cette section est d'illustrer comment ces menaces peuvent affecter la faune, en s'appuyant sur différents exemples d'EMV au Québec que l'on retrouve dans les BTSL. Certaines menaces liées à l'urbanisation ou à l'agriculture seront également présentées.

### 2.2.1. Urbanisation

La région de Montréal est la plus peuplée au Québec. En 2020, on dénombrait un peu plus de 4 millions de personnes dans la Communauté métropolitaine de Montréal (CMM), ce qui correspond à la moitié de la population du Québec (Institut de la statistique du Québec, 2021c). La CMM a connu un étalement urbain rapide dans les cinquante dernières années. De 1971 à 2011, les zones urbanisées de la CMM ont augmenté de 119%, passant de 610 km<sup>2</sup> à 1340 km<sup>2</sup>, alors que la population a augmenté de 49% (Dupras *et al.*, 2016). La même tendance (à plus petite échelle) a été observée dans la Communauté métropolitaine de Québec (Nazarnia *et al.*, 2016). Ce qu'on constate, c'est que l'étalement urbain a progressé plus rapidement que la croissance de la population et qu'en moyenne, chaque personne occupe environ deux fois plus de territoire qu'il y a 50 ans. Si les milieux humides ont peu été touchés par l'étalement urbain dans la CMM, il n'en est pas de même pour les milieux boisés et les terres agricoles, dont la superficie a respectivement diminué de 28% et 20% de 1966 à 2010 (Dupras *et al.*, 2016). La couleuvre brune (*Storeria dekayi*), par exemple, est directement affectée par la perte d'habitat au profit du développement urbain dans la CMM. La répartition au Québec de cette espèce susceptible d'être désignée menacée est limitée à la région de Montréal, où les pressions anthropiques sont majeures (Pouliot *et al.*, 2008; Lamarre *et al.*, 2015). C'est également le cas pour la paruline azurée (*Setophaga cerulea*) qui niche dans les forêts de feuillus matures, alors que ces habitats se font de plus en plus rares dans les BTSL, qui constituent son unique aire de répartition au Québec (MFFP, 2021b).

On compte également plusieurs menaces associées à la perte d'habitats par leur conversion en milieux urbains. Par exemple, le réseau routier s'est élargi et densifié avec le développement résidentiel et commercial afin de desservir les banlieues (Gratton, 2010). Cela favorise, entre autres, la propagation des espèces exotiques envahissantes, comme le roseau commun (*Phragmites australis subsp. Australis*) qui envahit les milieux humides (Brisson *et al.*, 2010), en plus d'augmenter certains stress comme les collisions automobiles avec la faune et la fragmentation des habitats (Bennett, 2017). Par exemple, le petit blongios (*Ixobrychus exilis* ; un petit héron désigné *vulnérable* au Québec) est affecté par la perte de milieux humides qui sont convertis en développements résidentiels ou en terres agricoles, ainsi que par l'abondance de plusieurs espèces envahissantes dans les marais qu'il fréquente et par la collision avec des voitures et des structures anthropiques (Environnement Canada, 2014). La rainette faux-grillon de l'ouest (*Pseudacris triseriata*), dont les déplacements sont plus limités, peut quant à elle difficilement recoloniser de nouveaux habitats pour contrer les effets de la fragmentation des milieux naturels, en plus d'être affectée par la pollution atmosphérique (MFFP, 2021c) à laquelle contribue le parc automobile.

Les cours d'eau, ainsi que les espèces qu'ils abritent, sont également impactés par l'étalement urbain. Par exemple, la morphologie du fleuve Saint-Laurent et de la rivière Richelieu (un tributaire du Saint-Laurent) ont été profondément modifiées par l'urbanisation et le développement immobilier (Pêches et Océans Canada, 2012). Le remblayage, le déboisement, l'enrochement et la construction d'infrastructures comme des murs, des ports ou des marinas ont contribué à la dégradation des milieux aquatiques et riverains (Pêches et Océans Canada, 2012). Le déboisement en bordure de cours d'eau et la construction de routes contribuent à la sédimentation dans l'eau, ce qui affecterait notamment les populations de salamandre pourpre (*Gyrinophilus porphyriticus*) en provoquant la mort des larves par asphyxie (Équipe de rétablissement des salamandres de ruisseaux du Québec, 2021). Avec l'agriculture intensive, le développement urbain constitue également la principale menace pour le chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*), une espèce de poisson en voie de disparition (désignée *menacée* au provincial ; Éditeur officiel du Québec, 2021d) et dont la répartition mondiale est uniquement dans le Saint-Laurent et dans le Richelieu au Québec (Pêches et Océans Canada, 2012). Bref, si le développement urbain affecte directement la biodiversité par la perte d'habitats, il engendre également d'autres menaces, perturbant ainsi un large éventail de la faune.



### 2.2.2. Agriculture

Au cours du siècle dernier, l'expansion de l'agriculture a été un moteur majeur de la perte de certains milieux naturels dans les BTSL (Gratton, 2010). Pour convertir des milieux humides en terres agricoles, il a fallu excaver des fossés, drainer les milieux humides et les remblayer, en plus d'endiguer des cours d'eau et d'en dévier. Au cours du 20<sup>e</sup> siècle, la moitié de l'habitat du râle jaune (*Coturnicops noveboracensis*) a ainsi été perdue le long du fleuve Saint-Laurent (Environnement Canada, 2013a). Bien que la tendance générale observée soit une diminution de la superficie occupée par les milieux agricoles dans les BTSL (Dupras *et al.*, 2016), les pressions agricoles se font encore ressentir aujourd'hui et continuent de causer la perte d'habitats localement. Par exemple, l'exploitation de tourbières dans les BTSL pour la production de tourbe ou de canneberges est une menace importante pour la salamandre à quatre orteils qui fréquente ce type de milieu humide (MFFP, 2021d).

Aussi, les pratiques agricoles se sont intensifiées dans les dernières années afin d'augmenter la production alimentaire (Jobin *et al.*, 2014). Certaines espèces ont alors cessé de fréquenter ces milieux, comme le hibou des marais (*Asio flammeus*) qui évite les cultures intensives, causant une perte d'habitat importante pour cette espèce (Équipe de rétablissement des oiseaux de proie du Québec, 2021). Les haies brise-vent et les haies qui séparaient les champs de petits producteurs ont été abattues lorsque ces champs ont été convertis en grandes cultures (Environnement Canada, 2015). Il s'agissait d'habitats pour certaines espèces champêtres, comme la pie-grièche migratrice (*Lanius ludovicianus migrans* ; Environnement Canada, 2015). Les pratiques intensives ont également entraîné le déclin d'arbres morts et la disparition d'arbustes en milieu agricole, qui constituent l'habitat du pic à tête rouge (*Melanerpes erythrocephalus*), une espèce qui était fréquente dans la région de Montréal au début des années 1900, mais qui est maintenant menacée (MFFP, 2021e). Enfin, le nivellement des terres et le drainage associé aux grandes cultures ont fait disparaître bon nombre d'étangs temporaires qui constituaient des milieux de reproduction occupés par la rainette faux-grillon de l'Ouest dans les cultures pérennes, comme les champs de foin (Équipe de rétablissement de la rainette faux-grillon de l'Ouest du Québec, 2019).

Pour les espèces n'ayant pas de grandes capacités de déplacement, la transformation de leur habitat par l'intensification de l'agriculture peut avoir de graves répercussions. Ces pratiques agricoles font un usage intensif de machinerie lourde, qui cause des collisions avec la faune. Pour la tortue des bois (*Glyptemys insculpta*), par exemple, il s'agit d'un stress de premier plan (Équipe de rétablissement des

tortues du Québec, 2019). L'agriculture est également associée à d'autres menaces, comme la pollution. L'utilisation de pesticides engendre de multiples impacts sur la faune. Par exemple, le DDT, un pesticide agricole utilisé massivement dans les années 1950 et 1960 pour lutter contre les insectes ravageurs et les parasites nuisibles, a causé un effondrement des populations de faucon pèlerin (*Falco peregrinus anatum/tundrius*) en affectant leur succès reproducteur (Équipe de rétablissement des oiseaux de proie du Québec, 2018). Même si ce produit est interdit depuis le début des années 1970, les populations sont encore en rétablissement (Équipe de rétablissement des oiseaux de proie du Québec, 2018).

Somme toute, même si l'agriculture a causé la perte de milieux humides ou boisés essentiels à certaines espèces au cours du dernier siècle, elle a tout de même su favoriser la biodiversité en offrant de nouveaux habitats aux espèces champêtres. Dans l'ensemble du Canada, il y aurait près de 600 espèces d'oiseaux, de reptiles, d'amphibiens et de mammifères qui habitent les paysages agricoles (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2021). Toutefois, l'agriculture intensive telle qu'elle est pratiquée aujourd'hui est une menace majeure pour plusieurs de ces espèces champêtres, alors que seules 3% d'entre elles sont en mesure de n'utiliser que les cultures annuelles comme habitat (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2021).

### **2.3. Évaluation de la vulnérabilité des espèces**

Afin de réaliser un diagnostic de l'état des populations d'une espèce, le MFFP cherche à évaluer leur vulnérabilité, notamment face à l'agriculture et à l'urbanisation. Le concept de vulnérabilité appliqué aux espèces ou aux populations est utilisé dans différents contextes en écologie et c'est pourquoi il en existe plusieurs définitions. Par exemple, lorsqu'il s'agit de vulnérabilité face aux changements climatiques, la vulnérabilité est souvent définie par l'exposition, la sensibilité et la capacité d'adaptation des espèces face à ces aléas (Santos *et al.*, 2021). Dans l'AIR développée par le MFFP, la vulnérabilité d'une occurrence faunique est considérée comme sa probabilité de perturbation à moyen terme face aux menaces à venir (Figure 2). Dans plusieurs études, cette définition est associée au risque d'extinction d'un élément de biodiversité (González-Suárez *et al.*, 2013; Powers et Jetz, 2019; Tingley *et al.*, 2013). Les analyses comparatives de risque d'extinction constituent une approche fréquemment utilisée pour orienter la recommandation d'actions de conservation, car elles permettent

d'évaluer la vulnérabilité relative d'éléments de biodiversité à différentes échelles spatiales (Murray *et al.*, 2014), comme c'est le cas dans l'AIR.

Le risque d'extinction d'une espèce dépend de deux types de facteurs. D'une part, on compte les facteurs intrinsèques, soient les traits d'histoire de vie (ex. la fécondité, la phylogénie ou la gestation) et l'écologie de l'espèce (ex. sa distribution, son abondance ou ses interactions ; Murray *et al.*, 2014). D'autre part, le risque d'extinction dépend de facteurs extrinsèques, soient l'environnement (ex. le climat, la productivité primaire ou la stochasticité) et les menaces (ex. la perte d'habitat, les maladies ou la surexploitation ; Murray *et al.*, 2014). Toutefois, l'inclusion des menaces, comme la pression anthropique, est souvent négligée. Murray *et al.* (2014) ont relevé que 78% des études qu'ils ont parcourues considéraient des facteurs extrinsèques, alors que 15% avaient inclus des menaces à leurs modèles (principalement la densité de population humaine et l'empreinte écologique humaine). Les menaces influencent pourtant la vulnérabilité des éléments de biodiversité qui interagissent avec leur environnement. D'ailleurs, les modèles qui incluent des menaces les identifient généralement comme des prédicteurs significatifs du risque d'extinction (Murray *et al.*, 2014). De plus, les modèles considérant seulement les facteurs intrinsèques peuvent être difficilement applicables à d'autres régions, périodes ou taxons, qui impliquent souvent une variation des facteurs extrinsèques (Murray *et al.*, 2014). Finalement, les AC sont généralement instaurées en réponse aux menaces à la biodiversité. L'exclusion des menaces d'une analyse comparative de risque d'extinction pourrait orienter inadéquatement les actions de conservation entreprises.

Il y a plusieurs façons de mener ce type d'analyse comparative. Les modèles algébriques, comme les régressions, sont largement utilisés pour prédire le risque d'extinction d'espèces dans le cadre d'analyses comparatives (p. ex. Böhm *et al.*, 2016; Polaina *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2017), mais il existe aussi d'autres approches, comme l'algorithme d'apprentissage-machine *Random Forests* (Davidson *et al.*, 2017; Di Marco *et al.*, 2015; Ramírez-Delgado *et al.*, 2022). Peu importe l'approche utilisée, les modèles développés visent généralement à prédire le risque d'extinction d'un ensemble d'éléments de la biodiversité à partir de facteurs intrinsèques et extrinsèques. Il est fréquent de développer des modèles en utilisant les risques d'extinction d'espèces sur la liste rouge de

*l'International Union for Conservation of Nature (IUCN)*<sup>3</sup> comme variable réponse (modèles algébriques) ou comme données d'entraînement (en apprentissage-machine), principalement dans l'objectif de déterminer les causes majeures du déclin de ces espèces (Luiz *et al.*, 2016; Polaina *et al.*, 2016; Tolley *et al.*, 2016).

En somme, on retrouve dans la littérature peu d'exemples de méthodologies servant à évaluer le risque d'extinction de populations ou d'occurrences dans une optique de conservation à l'échelle régionale. À cet effet, c'est la méthodologie NatureServe qui est fréquemment utilisée en Amérique du Nord. Une approche alternative est l'utilisation du jugement de personnes expertes. Celle-ci nécessite beaucoup moins de données et peut donc être pertinente lorsque plusieurs données sont manquantes (Geyle *et al.*, 2018), mais demeure néanmoins vulnérable à la subjectivité. L'implication d'un grand nombre de personnes expertes et l'utilisation de techniques structurées de partage des connaissances peuvent mener à des estimations de risque d'extinction robustes (McBride *et al.*, 2012). Dans certains cas, on a toutefois noté une faible corrélation entre les risques d'extinction assignés par un comité de personnes expertes et les résultats issus d'une méthodologie comme celle proposée par NatureServe, ce qui suggère l'importance d'intégrer plusieurs approches lorsqu'il s'agit de mener ce genre d'analyse (Geyle *et al.*, 2018).

### **2.3.1. La méthodologie NatureServe**

NatureServe regroupe plus de 80 centres de données sur la conservation, dont le CDNPQ, et propose des méthodologies standardisées qui permettent la mise en commun des données de plusieurs centres de données (Ancil et Bouchard, 2021). La méthode que propose cet organisme repose sur le jugement de personnes expertes qui s'appuient sur des données quantitatives afin d'évaluer le rang de précarité d'éléments de la biodiversité (ex. très à risque, à risque, disparu) dans une aire d'intérêt, que ce soit à l'échelle mondiale, régionale ou locale (Master *et al.*, 2012). L'aire d'intérêt est importante, puisqu'elle influence directement le rang de priorité assigné à une espèce. Par exemple, la tortue-molle à épines

---

<sup>3</sup> L'IUCN, comme son nom l'indique, est une union démocratique internationale composée de plus de 1 400 organisations membres, de plus de 160 pays ainsi que de plus de 18 000 experts, ce qui lui confère une autorité mondiale sur l'état de la nature et les mesures de conservation (IUCN, 2019).

est globalement non à risque (au niveau de sa répartition mondiale), mais elle est en situation précaire au Canada et au Québec (MFFP, 2022c). Ces statuts peuvent être utilisés par les gestionnaires pour poser des AC adéquates (Master *et al.*, 2012). Au Québec, ces rangs de précarité sont notamment utilisés pour l'attribution des statuts de désignation provinciaux dans le contexte de la LEMV (Ancil et Bouchard, 2021).

La méthodologie développée par NatureServe, appelée *Calculateur NatureServe*, prend en compte une dizaine de facteurs liés à la rareté de l'élément de biodiversité, à la tendance des populations et aux menaces qui l'affectent et qui pourraient l'affecter dans le futur afin de fournir un portrait à l'échelle de l'espèce. Une série de critères permet de déterminer catégoriquement la valeur de ces facteurs. La méthodologie permettant de calculer l'impact d'une menace est utilisée par le MFFP afin d'évaluer la viabilité et la vulnérabilité d'occurrences d'EMV, ainsi que par d'autres gouvernements (e.g. Canadian Endangered Species Conservation Council, 2017 ; Morgan *et al.*, 2020) et dans le cadre de la recherche scientifique (e.g. Cheng *et al.*, 2021; Dias *et al.*, 2019; Garnett *et al.*, 2019).

Dans le *Calculateur NatureServe*, l'impact d'une menace est évalué à partir de sa portée (*scope*) et de sa sévérité (*severity*), selon la méthodologie développée par l'IUCN et *Conservation Measures Partnership* (CMP)<sup>4</sup>. La portée est définie comme la proportion (%) des populations ou des occurrences totales qui seront vraisemblablement affectées par la menace à court, moyen ou long terme si les tendances actuelles se maintiennent. Il existe quatre classes de portée : faible (1-10%), restreinte (11-30%), large (31-70%) ou omniprésente (71-100%). La sévérité est définie comme le déclin démographique appréhendé de l'espèce (%) dans l'aire affectée par la menace. Elle se définit elle aussi par quatre classes : faible (1-10%), modérée (11-30%), sérieuse (31-70%) et extrême (71-100%). La portée et la sévérité calculées pour une menace peuvent être rapportées dans le Tableau 1 pour déterminer l'impact de cette menace. Les éléments méthodologiques développés dans cet essai s'inscrivent directement dans l'approche NatureServe qui est appliquée au niveau des populations d'EMVS afin d'évaluer leur vulnérabilité.

---

<sup>4</sup> Le CMP est un collectif d'ONG (comme NatureServe et Conservation de la nature Canada), d'agences gouvernementales et d'entreprises privées qui mettent notamment sur pied des normes de conservation permettant de concevoir, gérer et mesurer les actions de conservation (w, s.d.).

Tableau 1. Calcul de l'impact d'une menace (traduit de Master *et al.*, 2012).

		Portée			
		Omniprésente	Large	Restreinte	Faible
Sévérité	Extrême	Très élevé	Élevé	Moyen	Faible
	Sérieuse	Élevé	Élevé	Moyen	Faible
	Modérée	Moyen	Moyen	Faible	Faible
	Faible	Faible	Faible	Faible	Faible

#### 2.4. La modélisation de changements futurs d'occupation du sol

L'analyse de vulnérabilité d'une espèce telle que réalisée par le MFFP doit tenir compte de l'impact futur du développement urbain et de l'agriculture qui surviendra à moyen terme. Ainsi, il faut pouvoir les modéliser. Le point de départ d'une modélisation des changements d'occupation du sol est généralement l'acquisition d'images par télédétection – souvent des images satellitaires. Celles-ci peuvent être classifiées afin d'obtenir une couche matricielle illustrant la répartition des classes d'occupation du sol sur le territoire. Une couche matricielle d'occupation du territoire prend la forme d'une grille composée de cellules (pixels) pour lesquelles on peut modéliser la transition d'un état *a* à un état *b*, comme la transition d'un milieu humide vers un milieu urbain. Il existe différents types de modèles qui peuvent être utilisés pour prédire de telles transitions (Tableau 2). L'objectif de cette section est de décrire l'approche utilisée pour réaliser la modélisation des changements d'occupation du sol utilisée dans cet essai (un modèle *State-and-transition*), mais également de présenter d'autres types d'approches pouvant être utilisés, comme les automates cellulaires, les réseaux de neurones artificiels et les chaînes de Markov.

Tableau 2. Avantages et inconvénients de quelques méthodes utilisées pour modéliser les changements d'occupation du sol.

Méthode	Avantages	Inconvénients
Automates cellulaires (Noszczyk, 2018)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Une des méthodes les plus simples ;</li> <li>• Permet d'intégrer plusieurs règles de transition, qui sont explicitement définies par l'utilisateur ou l'utilisatrice.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Les résultats peuvent varier en fonction de la taille des cellules et de la configuration du voisinage ;</li> <li>• Le modèle se base sur des données historiques (et non actuelles) ;</li> <li>• Ne permet pas d'intégrer les décisions humaines qui influencent le développement urbain.</li> </ul>
Chaines de Markov (Noszczyk, 2018)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Simple et flexible ;</li> <li>• Permet de décrire des processus de conversion des terres longs et complexes à partir de probabilités de transition simples ;</li> <li>• Le nombre de classes d'occupation du sol n'a pas d'importance ;</li> <li>• Les paramètres de fiabilité du modèle peuvent être calculés à l'aide de formules.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ne tient pas compte du voisinage des cellules : il ne s'agit pas d'un modèle spatial ;</li> <li>• Les données d'occupation du sol sont parfois insuffisantes pour bien estimer les probabilités de transition.</li> </ul>
Simulations State-and-transition (Daniel <i>et al.</i> , 2016)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Permet d'intégrer plusieurs processus de transition entre deux classes d'occupation du sol ;</li> <li>• Les règles de transition peuvent intégrer la notion de compteur (ex. compter l'âge d'un peuplement) influençant les transitions ;</li> <li>• Des patrons spatiaux de propagation peuvent être intégrés, permettant de tenir compte de l'état des cellules voisines.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Les états des cellules doivent être décrits par des valeurs discrètes (et non continues) ;</li> <li>• Impossible d'y intégrer des modèles à base d'agents (nécessaires pour représenter certains facteurs entraînant les changements d'occupation du sol).</li> </ul>
Réseaux de neurones artificiels (Noszczyk, 2018)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Permet de développer des modèles complexes simulant des phénomènes complexes ou irréguliers ;</li> <li>• Permet d'éviter les erreurs liées à l'estimation de paramètres ;</li> <li>• Permet d'intégrer des données provenant de sources variées ;</li> <li>• Permet de développer des modèles basés sur une grande quantité de données, indépendamment de la qualité des données.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Le modèle est une « boîte noire » : on ne peut pas connaître l'importance relative des facteurs qui entraînent les changements d'occupation du sol ;</li> <li>• Nécessite une très grande quantité de données ;</li> <li>• Peut être très énergivore en temps.</li> </ul>

#### **2.4.1. Les automates cellulaires**

Les automates cellulaires font partie intégrante de plusieurs modèles de changements d'occupation du sol développés à différentes échelles. Traduit de l'anglais *Cellular Automata*, ce modèle a été largement utilisé pour simuler des processus spatiaux et dynamiques en raison de sa simplicité, de sa flexibilité et de son intuitivité (Li et Gong, 2016). Depuis les années 2000, il y a eu une prolifération d'articles scientifiques utilisant ce type d'approche pour modéliser l'utilisation du sol et l'étalement urbain (Tong et Feng, 2020). Le principe général de ce modèle est d'utiliser des règles de transition afin d'évaluer l'état final d'une cellule en fonction de son état initial ainsi que de l'état des cellules voisines (Tong et Feng, 2020). Dans le cas d'une modélisation de l'évolution de l'occupation du sol, les états correspondent aux classes d'occupation du sol. Quant à elles, les règles de transition sont déterminées à l'aide d'analyses statistiques ou basées sur l'opinion de personnes expertes (Lantman *et al.*, 2011). Les règles de transition reflètent les variables qui induisent les changements d'occupation du sol. Un automate cellulaire nécessite également d'établir une définition du voisinage d'une cellule ainsi que le pas de temps utilisé pour la simulation (White et Engelen, 2000). En général, les automates cellulaires permettent d'intégrer une dimension spatiale aux modèles non spatiaux, comme les chaînes de Markov.

#### **2.4.2. Les réseaux de neurones artificiels**

Les réseaux de neurones artificiels (RNA) sont des modèles qui reposent sur le fait d'entraîner un ordinateur à reconnaître des patrons à partir d'un jeu de données d'entraînement. En modélisation des changements d'occupation du sol, on peut entraîner le réseau à reconnaître les patrons de changements observés à partir de matrices d'occupation du sol de différentes années (Lantman *et al.*, 2011). Ce genre d'algorithme assume donc une relation entre les changements passés et ceux à venir. La puissance des RNA permet de détecter et de répliquer des relations irrégulières entre les variables responsables des changements d'occupation du sol et permet donc de développer des modèles complexes (Noszczyk, 2018). Ce genre d'algorithme permet aussi d'obtenir de meilleurs résultats lorsque les patrons d'occupation du sol sont autocorrélés (Lin *et al.*, 2011). Les RNA peuvent être utilisés pour calculer les règles de transition utilisées dans un automate cellulaire (Basse *et al.*, 2014; Omrani *et al.*, 2017; Saputra et Lee, 2019). L'inconvénient principal des RNA est que les règles de



transition ne sont pas connues de la personne qui conçoit le modèle – cet algorithme est une « boîte noire » (Noszczyk, 2018). Un très grand nombre de données d'entraînement est également nécessaire.

### **2.4.3. Les chaînes de Markov et les modèles de simulation *State-and-transition***

Les chaînes de Markov sont des modèles stochastiques qui permettent d'évaluer la probabilité que l'état d'une cellule transite vers un autre état pour chaque pas de temps (Ghosh *et al.*, 2017). Contrairement aux automates cellulaires, la transition d'un état à un autre d'une cellule dans les chaînes de Markov dépend uniquement de son état au pas de temps actuel et ne dépend donc pas de son état à un pas de temps précédent (Ghosh *et al.*, 2017). Ce type de modèle nécessite une table illustrant la probabilité de transition entre chaque paire de classes d'occupation du territoire, incluant la probabilité qu'une cellule conserve le même état (Ghosh *et al.*, 2017). Celle-ci peut être obtenue par la comparaison de l'occupation d'un territoire d'intérêt à différentes dates ou en se basant sur la connaissance de personnes expertes (Lantman *et al.*, 2011). Les chaînes de Markov ne tiennent toutefois pas compte du voisinage d'une cellule et c'est pourquoi les modèles de changement d'occupation du sol qui utilisent les chaînes de Markov sont presque toujours intégrés à des automates cellulaires (Ghosh *et al.*, 2017).

Les modèles de simulation *State-and-transition* ont plusieurs points en commun avec les chaînes de Markov, mais présentent également d'importantes différences. Comme les chaînes de Markov, la probabilité de transition d'une cellule d'un état *a* à un état *b* est définie pour chaque pas de temps. Par contre, la majorité des modèles de changements du paysage nécessite que plusieurs types de transitions soient possibles entre deux états (Daniel *et al.*, 2016). On peut par exemple penser aux changements qui surviennent dans un paysage forestier. Plusieurs processus peuvent entraîner la transition d'un peuplement, comme la succession végétale, les feux de forêt ou la récolte de bois, et ceux-ci doivent tous être considérés lorsqu'on établit la probabilité de transition d'une cellule. C'est ce que permettent les modèles de simulation *State-and-transition*, contrairement aux chaînes de Markov. Pour ce faire, tous les types de transition possibles pour une cellule sont décrits à l'aide de matrices illustrant leur probabilité d'occurrence (Daniel *et al.*, 2016). Dans l'exemple du paysage forestier, nous aurions trois matrices de transition : une pour la succession végétale, une pour les feux de forêt et une pour la récolte de bois. Comment détermine-t-on l'issue d'une transition, considérant tous les types de transition possibles? Il faut commencer par fixer l'état initial de chaque cellule. Ensuite, pour chaque

pas de temps, la probabilité d'occurrence de chaque type de transition est appliquée aux cellules, permettant ainsi d'obtenir l'état des cellules à l'issue du pas de temps (Daniel *et al.*, 2016). L'ordre d'application des types de transition est fixé au préalable, car celui-ci pourrait avoir un impact sur l'état final de la cellule (Daniel *et al.*, 2016). Lorsque les transitions ont été effectuées pour tous les pas de temps constituant la période de simulation, on obtient la valeur finale de chaque cellule. Ce processus durant lequel on passe de l'état initial à l'état final d'une cellule constitue une itération de Monte-Carlo. En augmentant le nombre d'itérations, on améliore la précision de la prédiction en identifiant le résultat le plus probable.

Une deuxième différence entre les chaînes de Markov et les modèles de simulation *State-and-transition* est l'utilisation de compteurs qui peuvent servir d'état additionnel des cellules (Daniel *et al.*, 2016). Au début d'une simulation, on initialise un compteur pour chaque cellule (la valeur initiale n'est pas forcément zéro). À chaque pas de temps, ce compteur est incrémenté de 1. La valeur du compteur peut alors être utilisée pour définir une probabilité de transition. Par exemple, ce genre de compteur pourrait représenter l'âge d'un peuplement. La probabilité de transition de ce peuplement vers un autre par succession végétale ou par récolte pourrait alors être conditionnelle à son âge. Il est également possible de tenir compte de l'autocorrélation spatiale dans un modèle de simulation *State-and-transition* (Daniel *et al.*, 2016), contrairement aux chaînes de Markov qui ne considèrent pas le voisinage d'une cellule (Ghosh *et al.*, 2017). Dans notre exemple, l'occurrence d'un feu pour une des cellules augmente la probabilité de feu dans les cellules voisines. Avec un modèle de simulation *State-and-transition*, il est possible de modéliser ce type de transition en paramétrant un patron de propagation du feu.

Ce genre de modèle peut être utilisé dans différents contextes qui nécessitent de modéliser des états de transition dans le paysage, notamment en lien avec la gestion et l'aménagement du territoire. Il a par exemple été utilisé pour modéliser la succession de peuplements forestiers (Yospin *et al.*, 2015), les services écosystémiques (Kermagoret *et al.*, 2019; Peri *et al.*, 2017), l'aire de répartition des espèces végétales en réponse aux changements climatiques (Talluto *et al.*, 2017), la restauration de milieux naturels (Hernandez-Santin *et al.*, 2020) ou la propagation d'espèces végétales exotiques envahissantes (Doherty *et al.*, 2021; Jarnevich *et al.*, 2019; Thomas *et al.*, 2019).

### 3. MÉTHODOLOGIE

#### 3.1. Approche intégrée de rétablissement (AIR)

La méthodologie développée dans cet essai s'inscrit dans une approche globale préalablement élaborée par le MFFP. Les concepts et les relations qui les unissent et qui sont présentés dans la Figure 3 ont ainsi été développés par le MFFP à partir de l'approche recommandée de NatureServe, l'association internationale qui chapeaute plusieurs centres de données sur la conservation, dont le Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (CDPNQ). Cette figure permet de poser les bases du vocabulaire utilisé dans l'essai et de situer la place de l'essai au sein des démarches entreprises par le MFFP dans le cadre de l'AIR.

Afin de faire le diagnostic de l'état des populations d'une espèce, il est nécessaire de calculer la valeur des variables présentées en jaune ou en vert dans la Figure 3. Le MFFP a déjà réalisé une analyse de viabilité pour sept EMV ainsi qu'une analyse de vulnérabilité pour une espèce (la rainette faux-grillon de l'ouest). La valeur de tous les éléments et variables nécessaires au diagnostic de l'état des populations a donc été déterminée dans le passé par le MFFP à l'aide d'outils et de méthodologies établis à cet effet. Toutefois, la méthodologie utilisée pour évaluer la portée future d'une menace entrant dans l'évaluation de la vulnérabilité doit être redéfinie pour répondre à des contraintes techniques, d'autant plus que de nouvelles données sont maintenant disponibles à cet effet. Ces données sont le résultat d'une modélisation de changement d'occupation du sol, qui permet de mieux quantifier la portée future de deux menaces majeures pour les EMV : l'agriculture et l'urbanisation, qui causent une perte d'habitats par leur conversion en terres agricoles ou en zones urbaines. Cela nécessite donc de développer une nouvelle méthode pour quantifier (1) la superficie touchée par ces menaces, (2) la probabilité que les milieux naturels soient convertis, (3) la portée future des menaces et (4) l'atténuation de la probabilité de conversion par les actions de conservation (en vert, dans la Figure 3).

Les menaces considérées dans les analyses de viabilité et de vulnérabilité sont définies dans la *Classification standardisée des menaces affectant la biodiversité* produite par le MFFP (2021a). Le Tableau 3 présente ce qui est considéré dans cet essai lorsqu'il est question des menaces *Agriculture* et *Urbanisation*. Plusieurs autres menaces sont associées à l'agriculture et l'urbanisation, comme la pollution, le réseau routier, la propagation d'espèces exotiques envahissantes ou la production

d'énergie. Ces menaces font partie de catégories distinctes de menaces et ne sont pas considérées dans les présentes analyses de l'impact futur des menaces *Urbanisation* et *Agriculture*. Ces autres catégories de menaces seront éventuellement analysées par le MFFP à l'aide de modélisations spécifiques à celles-ci.

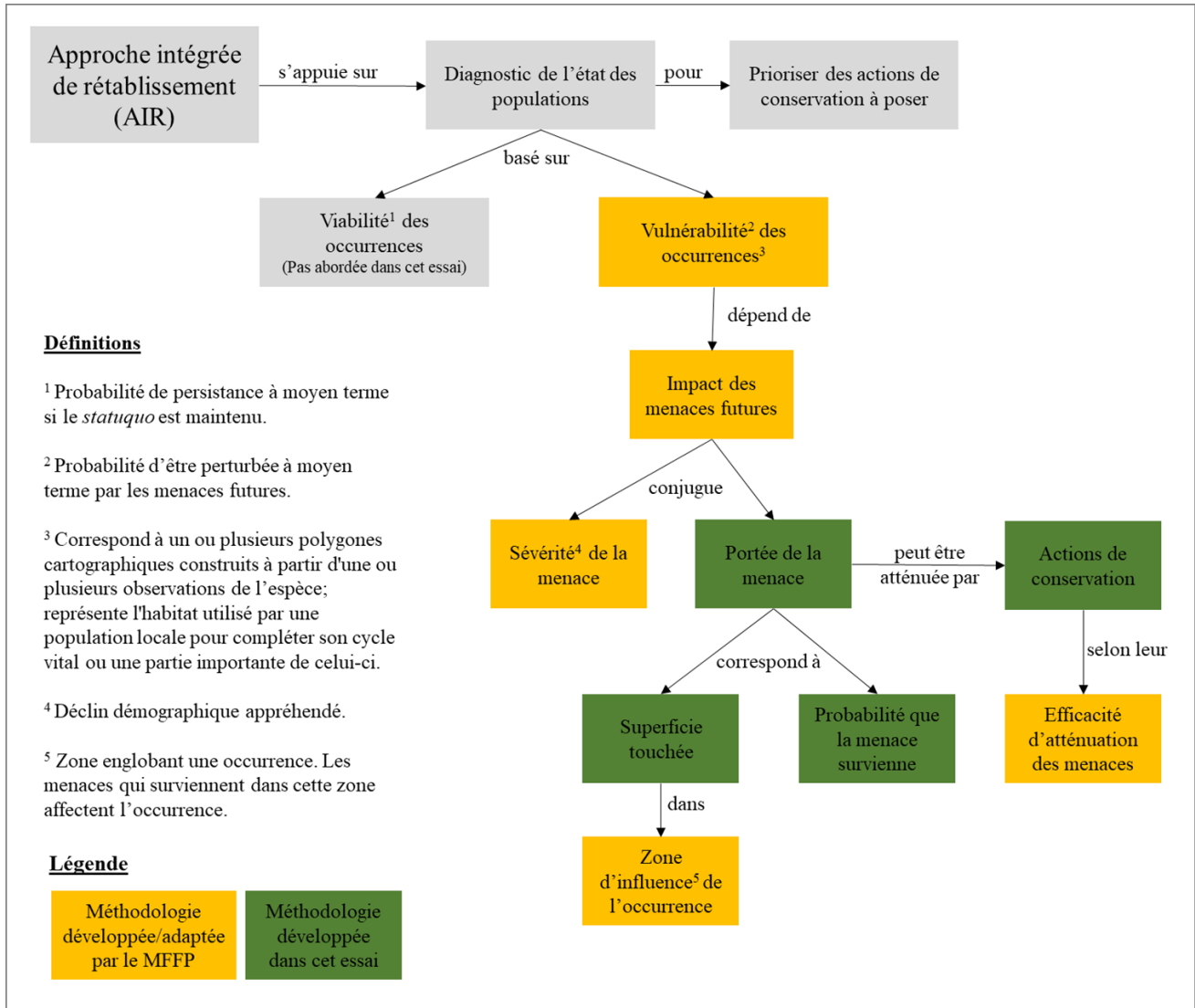


Figure 3. Approche intégrée de rétablissement (AIR) développée par le MFFP et contribution de l'essai dans le développement d'éléments méthodologiques. La méthodologie pour déterminer la valeur des éléments permettant de faire un diagnostic de l'état des populations a partiellement été développée ou adaptée par le MFFP à partir de la méthodologie NatureServe. La méthode permettant d'obtenir la valeur de certains éléments nécessitait toutefois d'être définie, ce qui a été fait dans le cadre de cet essai.

Tableau 3. Correspondance des menaces *Urbanisation* et *Agriculture* avec la *Classification standardisée des menaces affectant la biodiversité* (MFFP, 2021a).

Menace	Classification standardisée utilisée par le MFFP		
	Niveau 1	Niveau 2	Niveau 3
<b>Urbanisation</b>	1 Développement résidentiel et commercial	1.1 Zones résidentielles et urbaines  1.2 Zones commerciales et industrielles  1.3 Zones touristiques et récréatives	1.1.1 Zones résidentielles et urbaines denses 1.1.2 Zones résidentielles à faible densité  1.2.1 Zones commerciales et industrielles 1.2.2 Dépotoirs et entreposage de rebuts à ciel ouvert 1.2.3 Sites d'enfouissement 1.2.4 Entreposage de déchets nucléaires  1.3.1 Parcs et terrains de sport 1.3.2 Terrains de camping 1.3.3 Stations de ski 1.3.4 Sentiers récréatifs 1.3.5 Quais et marinas
<b>Agriculture</b>	2 Agriculture et aquaculture	2.1 Culture annuelle et pérenne de produits non ligneux  2.2 Plantations  2.3 Élevage de bétail et de volaille  2.4 Aquaculture marine et d'eau douce	2.1.1 Agriculture de type annuelle (grandes cultures) 2.1.2 Agriculture pérenne 2.1.3 Agriculture autre  2.2.1 Production de bois de pulpe 2.2.2 Plantations d'arbres d'ornement 2.2.3 Produits non ligneux issus de plantations  2.3.1 Élevage extensif extérieur (sur pâturages) 2.3.2 Élevage intensif extérieur (forte densité) 2.3.3 Élevage intérieur  2.4.2 Pisciculture en bassin extérieur 2.4.3 Pisciculture en bassin intérieur

### 3.2. Aire d'étude

L'aire d'étude correspond à la portion des BTSL couverte par la modélisation de conversion des milieux naturels utilisée (Figure 4). La zone d'étude couvre ainsi une superficie de 28 437 km<sup>2</sup>, ce qui équivaut à moins de 2% de la superficie du Québec. En 2020, sa population est pourtant estimée à près de 6 millions habitants, soit 70% de la population québécoise (adapté de l'Institut de la statistique du Québec, 2021b). Cette population est surtout concentrée dans les communautés métropolitaines de Montréal et de Québec. La pression anthropique y est très élevée et c'est pourquoi la perte d'habitat est le principal facteur affectant les espèces menacées et vulnérables qui s'y trouvent (Tardif *et al.*, 2005).

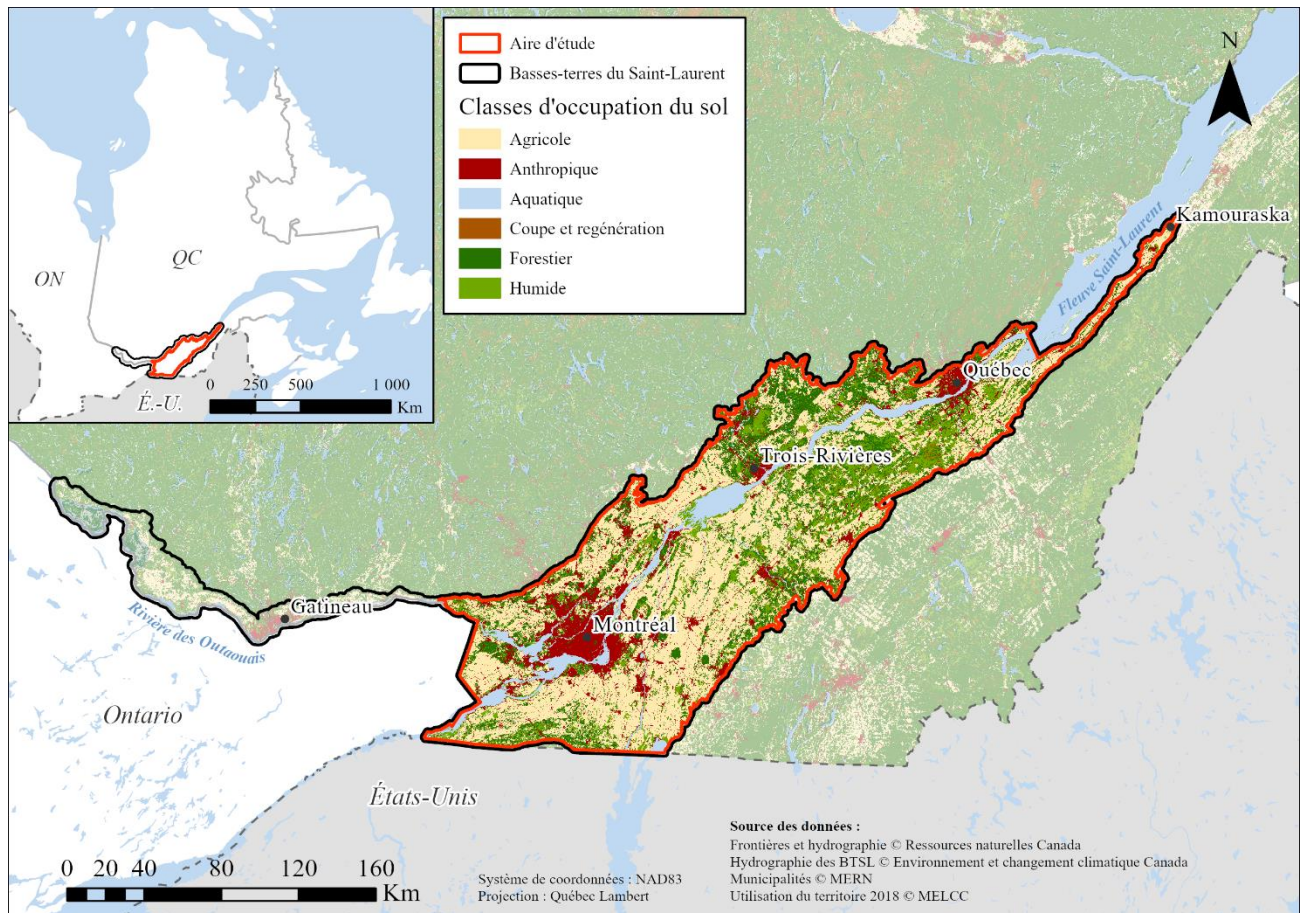


Figure 4. Occupation du sol dans l'aire d'étude et localisation des basses-terres du Saint-Laurent.

Les principaux cours d'eau qui sillonnent le territoire sont des affluents du fleuve, soient les rivières Richelieu, Yamaska, Nicolet, Bécancour, des Outaouais, L'Assomption, Saint-Maurice et Jacques-Cartier. On y retrouve également quatre grands lacs fluviaux, soit les lacs Saint-François, des Deux-Montagnes, Saint-Louis et Saint-Pierre (Environnement Canada, 2013b). Au total, les eaux profondes couvrent 9% de la province naturelle (MELCC, 2018). L'altitude des BTSL est généralement inférieure à 100 m (MELCC, 2021), à l'exception de sept des neuf collines Montérégiennes que l'on retrouve à proximité de Montréal (Environnement Canada, 2013b). Cette basse altitude, combinée à la position méridionale des BTSL, est associée à un climat doux et humide, faisant des BTSL la région avec les conditions climatiques les plus clémentes au Québec (MELCC, 2021). Ce climat permet une longue saison de croissance favorisant la biodiversité.

Les BTSL sont reconnues pour leurs terres fertiles. Au Quaternaire, le territoire était entièrement recouvert par la mer de Champlain, une mer intérieure qui s'est formée à la suite du retrait du glacier qui couvrait la région durant l'épisode glaciaire qui l'a précédé (Li *et al.*, 2019). Parmi les vestiges laissés par le retrait de la mer, on retrouve une dominance des dépôts argilolimoneux de part et d'autre du fleuve Saint-Laurent alors qu'en périphérie, les dépôts de surface sont plus sableux (Li *et al.*, 2019). Les sols argilolimoneux et la longue saison de croissance sont propices à l'agriculture intensive (Li *et al.*, 2019), ce qui a largement favorisé le développement de l'agriculture sur le territoire. L'agriculture telle qu'elle était pratiquée au milieu du 20<sup>e</sup> siècle a d'ailleurs favorisé l'implantation de nombreuses espèces champêtres dans les BTSL (Gratton, 2010).

L'agriculture intensive, l'exploitation forestière et l'urbanisation ont toutefois profondément transformé le paysage des BTSL dans les dernières années. Les terres agricoles occupent aujourd'hui 40 % du territoire (Figure 4) et plus de 75% des terres agricoles dédiées aux cultures pérennes en 1993 ont été converties en cultures annuelles en 2014 (Drapeau *et al.*, 2019). Ce type de culture est associé aux pratiques agricoles les plus intensives et son impact sur la biodiversité est élevé (MFFP, 2021a). De 1997 à 2007, 10% des milieux humides, herbacés ou arbustifs ont été perdus, alors que les milieux anthropiques ont augmenté de 9% (Institut de la statistique du Québec, 2021a). Aujourd'hui, les milieux humides, herbacés ou arbustifs occupent 15% du territoire, soit légèrement plus que les milieux anthropiques qui en occupent 12% (Figure 4).

Malgré la fragmentation des milieux naturels et leur haut taux d'anthropisation, les BTSL constituent le territoire abritant la plus grande diversité biologique au Québec et forment l'une des 20 écorégions

les plus riches de l'Amérique du Nord (Gratton, 2010). L'histoire géologique de la région, la voie de migration du Saint-Laurent, l'influence du substrat et l'introduction d'espèces par les peuples autochtones ont permis à plusieurs espèces végétales de migrer dans la région des BTSL, qui correspondent à la limite nord de l'aire de répartition de plusieurs espèces menacées ou vulnérables au Québec (Gratton, 2010). Au total, plus du 2/3 des plantes vasculaires du Québec sont représentées dans cette province naturelle (Gratton, 2010). Le couvert forestier, quant à lui, est composé de forêts mélangées à dominance feuillue. Sous les 100 m d'altitude, on retrouve des communautés végétales représentatives du domaine de l'érablière à caryer cordiforme, alors que dépassé cette altitude, elles sont plutôt associées au domaine de l'érablière à tilleul (Gratton, 2010).

De nombreux oiseaux nicheurs s'y reproduisent, c'est-à-dire 200 des 240 espèces répertoriées au Québec, et des millions d'oiseaux font halte chaque année le long du fleuve Saint-Laurent (Gratton, 2010). En 2002, des 33 espèces de reptiles et amphibiens répertoriées au Québec, 32 ont été recensées dans les BTSL (Jobin *et al.*, 2002). Du côté des mammifères, on retrouve presque toutes les espèces terrestres et semi-aquatiques caractéristiques de la forêt feuillue (Gratton, 2010). Le fleuve Saint-Laurent abrite également une grande diversité d'espèces de poissons d'eau douce et migrateurs, soit plus de 80 des 118 espèces du Québec (Paradis *et al.*, 2020).

Malgré tout, la protection des milieux naturels est très faible. Cela est entre autres dû au fait que la tenure des terres est presque exclusivement privée (Tardif *et al.*, 2005), celles-ci représentant 89% du territoire (Jobin *et al.*, 2020). En effet, la conservation des milieux naturels sur des terres privées implique qu'il faille considérer les enjeux liés à la propriété privée (Jobin *et al.*, 2020). Au total, la proportion d'aires protégées était de 4% en 2020, soit 1 344 km<sup>2</sup> (MELCC, 2021b).

### **3.3. Données utilisées**

Toutes les données utilisées pour réaliser ce projet ont été fournies par le MFFP ou étaient disponibles sur la plateforme Données Québec (Tableau 4). La donnée centrale du projet est une matrice de probabilité de conversion des milieux naturels (MPCMN) produite par Rayfield *et al.* (2021) pour le MELCC. Dans le cadre de cet essai, elle est utilisée pour évaluer l'impact futur des menaces sur les EMV, soit la conversion des milieux naturels en milieux anthropiques. Son étendue a été utilisée pour définir l'aire d'étude.



Tableau 4. Données géospatiales utilisées.

Nom	Format	Échelle et résolution	Source
Matrice de probabilité de conversion des milieux naturels	Matriciel	90 m	Rayfield <i>et al.</i> , 2021
Actions de conservation	Vectorel	Variable	MFFP <sup>1</sup>
Occurrences de salamandre à quatre orteils	Vectorel	s. o.	CDPNQ <sup>2</sup>
Zones d'influence des occurrences de rainette faux-grillon de l'ouest	Vectorel	s. o.	MFFP <sup>1</sup>
Occupation du territoire	Vectorel	1:20 000	MELCC <sup>3</sup> , 2018
Zone agricole du Québec	Vectorel	1:20 000	CPTAQ <sup>4</sup> , 2015

<sup>1</sup> Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs ; <sup>2</sup> Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec ; <sup>3</sup> Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques ; <sup>4</sup> Commission de protection du territoire agricole du Québec.

### 3.3.1. Occurrences d'espèces menacées ou vulnérables et zones d'influence

La base de données du CDPNQ regroupe plus de 6 000 occurrences fauniques de 80 espèces différentes. Une occurrence est une délimitation autour d'une ou plusieurs observations fauniques qui représente l'aire vraisemblable de fréquentation de la population à laquelle l'individu observé appartient (MFFP, 2021b ; Figure 5). Cependant, toutes les observations n'ont pas forcément une valeur de conservation. Pour qu'une occurrence soit tracée, elle doit remplir certains critères (Anctil et Bouchard, 2021). Par exemple, un aigle royal aperçu au mois de novembre en migration constitue une observation valide, sans pour autant être pertinente pour la délimitation d'une occurrence, contrairement à une observation d'un individu de la même espèce dans un nid en période de reproduction (Anctil et Bouchard, 2021). Le tracé d'une occurrence est basé sur une revue de littérature, sur des études scientifiques et sur des avis de personnes expertes (Anctil et Bouchard, 2021). Il prend en compte la taille des domaines vitaux, la capacité de déplacement de l'espèce, les barrières au déplacement et l'écologie de l'espèce (Anctil et Bouchard, 2021). Par exemple, la rainette faux-grillon de l'ouest peut se déplacer de 200 m en moyenne et ne peut traverser les rivières et les grands plans d'eau (Anctil et Bouchard, 2021). Ses occurrences auront donc un rayon de 200 m et

excluront, entre autres, ces barrières. La taille des occurrences est donc variable, d'autant plus que celles-ci peuvent être fusionnées lorsqu'elles sont adjacentes ou modifiées lorsqu'il y a des changements dans le paysage (Anctil et Bouchard, 2021). Les occurrences ont généralement été tracées après le début des années 2000.

Lorsqu'il s'agit d'évaluer l'impact d'une menace, la zone touchée ne se limite pas à la zone délimitée par l'occurrence. En effet, les menaces près de l'occurrence sont susceptibles d'avoir un impact sur la population. C'est pourquoi le MFFP a développé la zone d'influence, qui permet de considérer l'impact des menaces dans un certain périmètre autour de l'occurrence, périmètre qui varie selon le type de menace (Figure 5). L'étendue des zones d'influence n'a actuellement pas été déterminée pour toutes les combinaisons d'espèces et de menaces. La délimitation des occurrences est fournie par le CDPNQ sous la forme de couches vectorielles de polygones. La couche vectorielle regroupant les délimitations des zones d'influence est, quant à elle, produite par le MFFP.

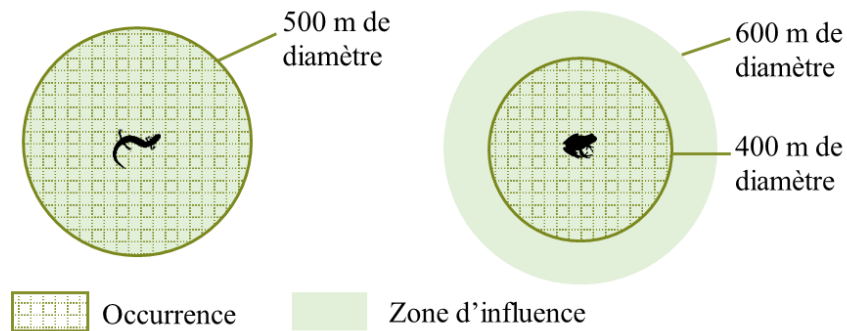


Figure 5. Délimitation d'une occurrence et de la zone d'influence du développement urbain et agricole autour d'une observation de salamandre à quatre orteils et d'une observation de rainette faux-grillon de l'ouest. La zone d'influence de la salamandre n'a pas encore été définie par le MFFP et correspond donc temporairement à la délimitation de l'occurrence.

### *La salamandre à quatre orteils*

Au début de janvier 2022, on compte 105 occurrences de salamandre à quatre orteils qui se trouvent à l'intérieur de l'aire d'étude. Cette espèce est susceptible d'être désignée menacée au Québec (MFFP,

2021d). Elle fréquente surtout les tourbières et les marécages à sphaigne, mais également les forêts riches en mousse et les forêts feuillues ou mixtes à proximité des lieux de ponte (Desroches et Rodrigue, 2004). Elle est principalement menacée par la perte d'habitat causée par le développement urbain et par la conversion des tourbières, notamment à des fins d'agriculture (MFFP, 2021d). Les cotes d'impact développées dans cet essai, qui considèrent l'impact de la conversion des milieux boisés et des milieux humides par l'agriculture et l'urbanisation, permettent donc de faire une bonne évaluation de la vulnérabilité des occurrences de cette espèce. Toutefois, comme les zones d'influence n'ont pas encore été définies pour cette espèce par le MFFP, celles-ci correspondent à la délimitation des occurrences pour l'analyse de vulnérabilité de la salamandre à quatre orteils réalisée dans le cadre de cet essai.

#### *La rainette faux-grillon de l'ouest*

La rainette faux-grillon de l'ouest a un statut d'espèce vulnérable au Québec depuis 2001 (Équipe de rétablissement de la rainette faux-grillon de l'ouest du Québec, 2019). Durant la période estivale, cet anoure fréquente les friches et les boisés situés aux environs des sites de reproduction (Desroches et Rodrigue, 2004). On peut aussi la retrouver dans les zones d'agriculture pérenne où les pratiques sont moins intensives (Équipe de rétablissement de la rainette faux-grillon de l'ouest du Québec, 2019). Pendant la période de reproduction, on la retrouve plutôt dans des milieux humides temporaires et permanents. En 2018, lorsque le MFFP a évalué l'impact d'une dizaine de menaces sur la rainette faux-grillon de l'ouest (*Pseudacris triseriata*), on comptait 72 occurrences de cette espèce dans l'aire d'étude (181 au total au Québec). La conversion de ses habitats par l'urbanisation et l'intensification de l'agriculture sont deux menaces majeures pour cette espèce. Afin d'être en mesure de comparer les cotes d'impact développées dans le cadre de cet essai avec les résultats obtenus par le MFFP à l'aide d'une méthode alternative, cette espèce est utilisée comme étude de cas.

17 occurrences de rainette faux-grillon ont été exclues des 72 occurrences qui se retrouvent dans l'aire d'étude, pour un total de 55 occurrences analysées. La raison justifiant le rejet de ces occurrences est le fait qu'il n'y avait aucune donnée de probabilité de conversion des habitats pour celles-ci dû au fait qu'elles se retrouvent dans des milieux anthropiques selon les données utilisées pour concevoir la MPCMN brute.

### 3.3.2. Matrice de probabilité de conversion des milieux naturels brute

Une matrice de probabilité de conversion des milieux naturels est utilisée pour prédire l'urbanisation et l'expansion de l'agriculture. Cette matrice, réalisée par Rayfield *et al.* (2021), est désignée comme la *MPCMN brute* en opposition aux matrices de probabilité de conversion qui en découlent à la suite des traitements effectués. Elle renseigne sur la probabilité qu'un milieu forestier ou humide soit converti en milieu urbain ou agricole, en supposant que ces changements se produisent à un rythme constant et de façon circulaire autour des parcelles de même type d'occupation du sol (urbain ou agricole) (Figure 6). La *MPCMN brute* suppose également que les aires actuellement protégées le resteront dans l'avenir.

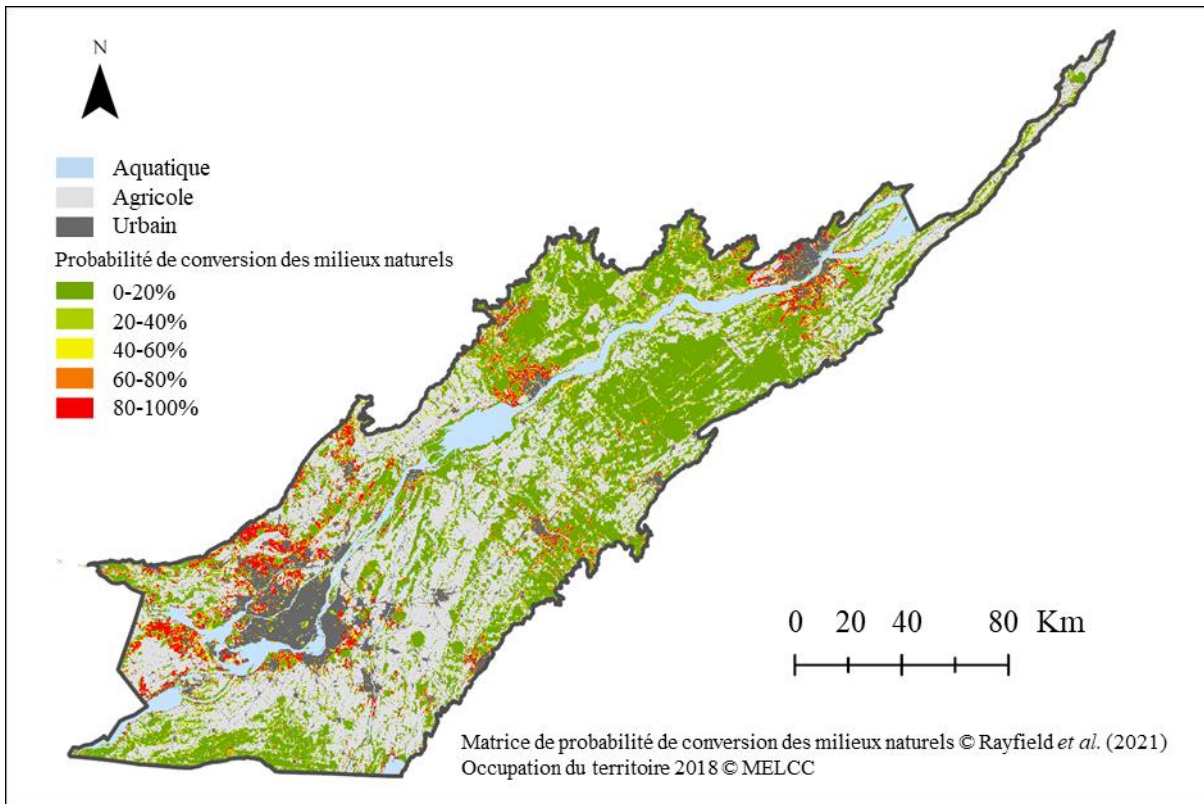


Figure 6. Matrice de probabilité de conversion des milieux naturels produite par Rayfield *et al.* (2021), soit la probabilité que chaque pixel de forêt ou de milieux humides soit converti en zones agricoles ou urbaines entre 2010 et 2110.

La MPCMN est le résultat d'une modélisation stochastique de type *State-and-transition*. Pour ce faire, 40 itérations de Monte-Carlo ont été effectuées selon un pas de temps annuel. Les changements d'occupation du sol modélisés suivent les tendances observées entre 2000 et 2010, à partir de données matricielles produites par Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC ; 2015) pour ces deux années. La résolution du produit est de 90 m et son horizon temporel est de 100 ans (2010-2110). Les aires protégées intégrées sont celles du Registre des aires protégées du Québec (MELCC, 2019) et du Répertoire des milieux naturels protégés en terres privées (Réseau de milieux naturels protégés [RMN], 2019). Celles-ci ont été considérées comme empêchant toute conversion de milieu naturel et la probabilité de conversion à l'intérieur de ces aires est donc nulle.

### **3.3.3. Occupation du territoire**

La couche d'occupation du territoire de 2018 a été produite par le MELCC. Il s'agit des données les plus récentes disponibles au moment de réaliser les analyses. Elles décrivent l'occupation du territoire pour l'ensemble du Québec. Cela constitue un atout par rapport à une source de données cartographiant uniquement l'occupation du territoire des BTSL, puisque la méthodologie développée pour cet essai sera éventuellement déployée à d'autres aires d'études dans le Québec. L'occupation du territoire a été utilisée pour identifier la classe initiale des milieux naturels convertis dans la MPCMN brute. En effet, la MPCMN brute indique la probabilité que le milieu naturel soit converti, sans toutefois préciser de quel type de milieu naturel il s'agit (humide ou boisé).

### **3.3.4. Zonage agricole**

Puisque la MPCMN brute indique seulement si les milieux naturels sont convertis en milieu agricole ou urbain (sans les distinguer), il a été nécessaire d'utiliser une source de données tierce pour identifier de quel type de conversion il s'agit. Pour certaines espèces, une conversion vers un milieu urbain ne constitue effectivement pas une menace de même ampleur qu'une conversion vers un milieu agricole, d'où l'importance de distinguer les types de conversion. C'est la couche de zonage agricole de la Commission de protection du territoire agricole du Québec (CPTAQ) qui a été utilisée pour identifier les milieux présumés agricoles qui seraient issus d'une conversion des milieux naturels dans la MPCMN brute. Ce traitement est basé sur la supposition que les zonages perdureront dans le temps et que les conversions vers des milieux agricoles se feront uniquement dans les secteurs actuellement zonés agricoles.

### 3.3.5. Actions de conservation et indices d'efficacité d'atténuation

La délimitation des zones où figurent des AC sur le territoire est disponible sous la forme de couches vectorielles qui proviennent de sources variées (ANNEXE 1), comme le RMN, le MELCC, le MFFP ou le ministère des Affaires municipales et de l'Habitation. Celles-ci ont été rassemblées par le MFFP. Parmi ces AC, on retrouve les aires protégées, les habitats fauniques en terres publiques, les affectations de conservation et des parcs municipaux ou régionaux (ANNEXE 1). Un indice d'efficacité atténuation a été attribué à chaque type d'AC (0, 1, 2, 3 ou 4 ; 4 étant l'indice représentant le plus haut niveau d'efficacité d'atténuation). Ceux-ci correspondent à l'efficacité de l'AC à réduire la probabilité de conversion d'un milieu naturel. Ces valeurs ont été révisées par un comité de personnes expertes des aires protégées au MELCC et au RMN.

### 3.4. Traitement des données

Le schéma méthodologique (Figure 7) présente les traitements effectués. La démarche est composée de trois principales étapes :

1. *Générer les matrices de menaces.* Au cours de cette étape, des prétraitements ont été effectués afin d'extraire les quatre types de conversion contenus dans la MPCMN. Les matrices résultantes, qui permettent d'estimer les menaces futures, ont été pondérées en fonction des actions de conservation sur le territoire.
2. *Déterminer la vulnérabilité des occurrences de salamandre à quatre orteils.* Les matrices de menaces générées ont été utilisées pour calculer une cote d'impact futur de l'agriculture puis de l'urbanisation pour chacune des occurrences (se référer à la section 3.1 pour la correspondance avec la classification standardisée des menaces utilisée par le MFFP). Les occurrences ont été classifiées selon leur cote d'impact cumulatif pour déterminer leur niveau de vulnérabilité basé sur ces deux menaces.
3. *Comparer les cotes d'impact obtenues avec celles du MFFP.* La méthode a été appliquée à la rainette faux-grillon de l'ouest et les cotes d'impact résultantes ont été comparées avec celles issues d'une analyse multicritère réalisée par le MFFP.

Tous les traitements ont été réalisés avec Python 2.7, à l'aide des bibliothèques *ArcPy* (version pour ArcMap v.10.8.1 ; Esri Inc., 2020), *Pandas* v.0.18.1 (McKinney, 2010) et *Matplotlib* v.1.5.2 (Hunter, 2007). Les cartographies ont été réalisées dans ArcGIS Pro v.2.8 (Esri Inc., 2021).

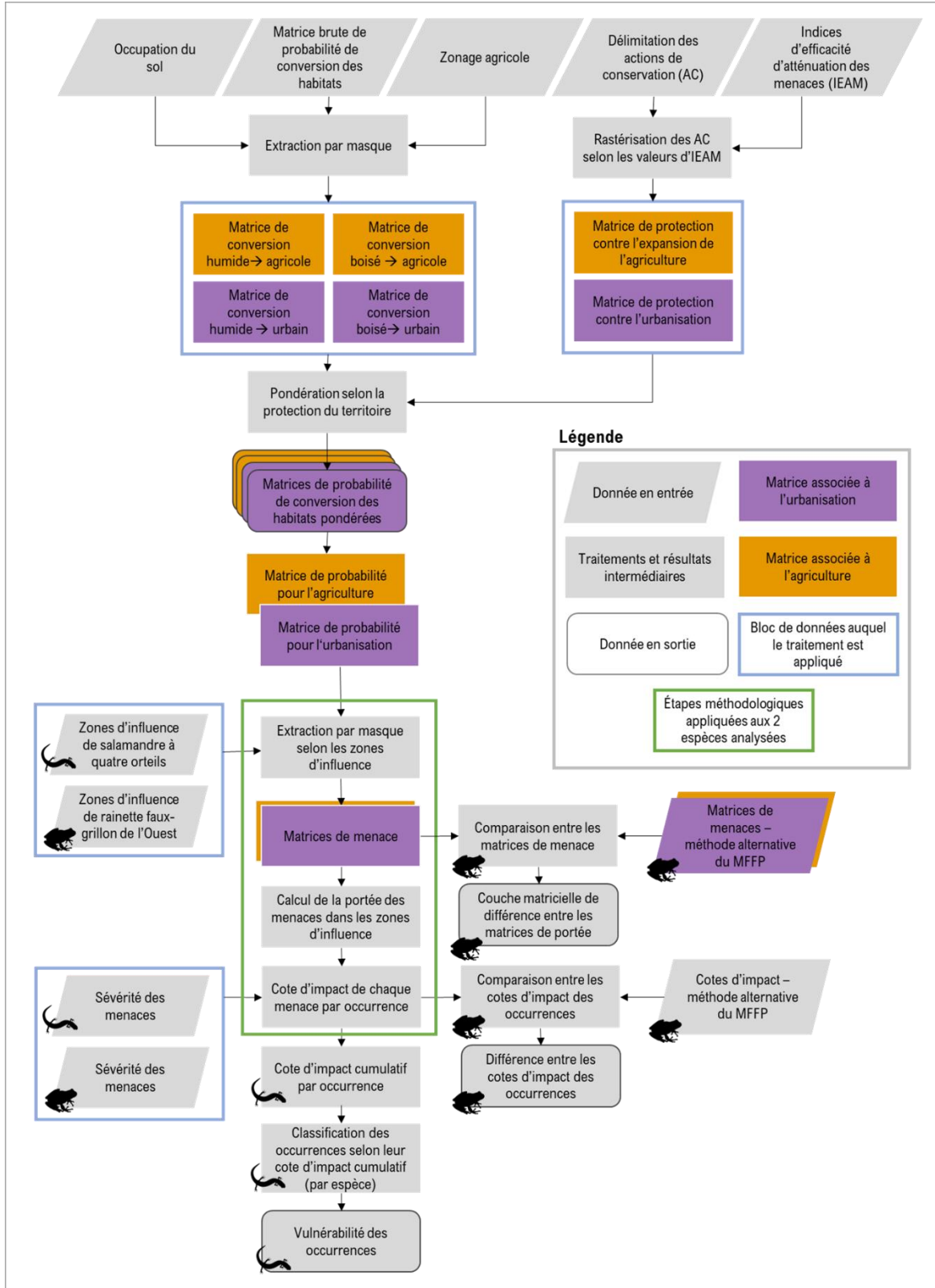


Figure 7. Organigramme méthodologique.

### 3.4.1. Étape 1 : Générer les matrices de probabilité de conversion milieux naturels pondérées

#### *Extraction des types de conversion de la MPCMN brute*

Une matrice de probabilité de conversion a été créée pour chacune des menaces évaluées. Pour y parvenir, les types de conversions représentés dans la MPCMN brute produite par Rayfield *et al.* (2021) ont été extraits. Il en a résulté quatre matrices de probabilité de conversion (Figure 7). Cela permet de mieux sélectionner le type de conversion constituant une menace pour chaque espèce. Au besoin, il est possible d'utiliser plusieurs de ces matrices de probabilité de conversion pour l'analyse de vulnérabilité d'une espèce. Par exemple, la salamandre à quatre orteils utilise les milieux humides et les milieux boisés comme habitat et elle est affectée par leur conversion en milieux urbains ou agricoles. Ainsi, les quatre matrices générées ont été utilisées pour son analyse de vulnérabilité. En revanche, une hypothétique analyse de vulnérabilité du petit blongios, dont l'habitat est surtout des milieux humides (Environnement Canada, 2014), pourrait uniquement inclure les deux matrices de conversion associées à ce milieu naturel.

Pour distinguer les types de conversion, une première extraction par masque de la MPCMN brute a été réalisée pour chaque type de milieu naturel à partir de la couche matricielle d'occupation du territoire (Figure 8). Le premier masque utilisé correspondait aux milieux humides et le second correspondait aux milieux boisés. Il en a résulté deux matrices (une par masque). Ensuite, un nouveau masque a été appliqué à chacune des matrices résultantes, mais en appliquant cette fois un masque de zonage (agricole ou non agricole). Considérant que le zonage change peu dans le temps, cette solution semblait la plus efficace pour estimer le type de milieu résultant de la conversion. Le zonage non agricole a été utilisé pour identifier les conversions vers les milieux urbains.



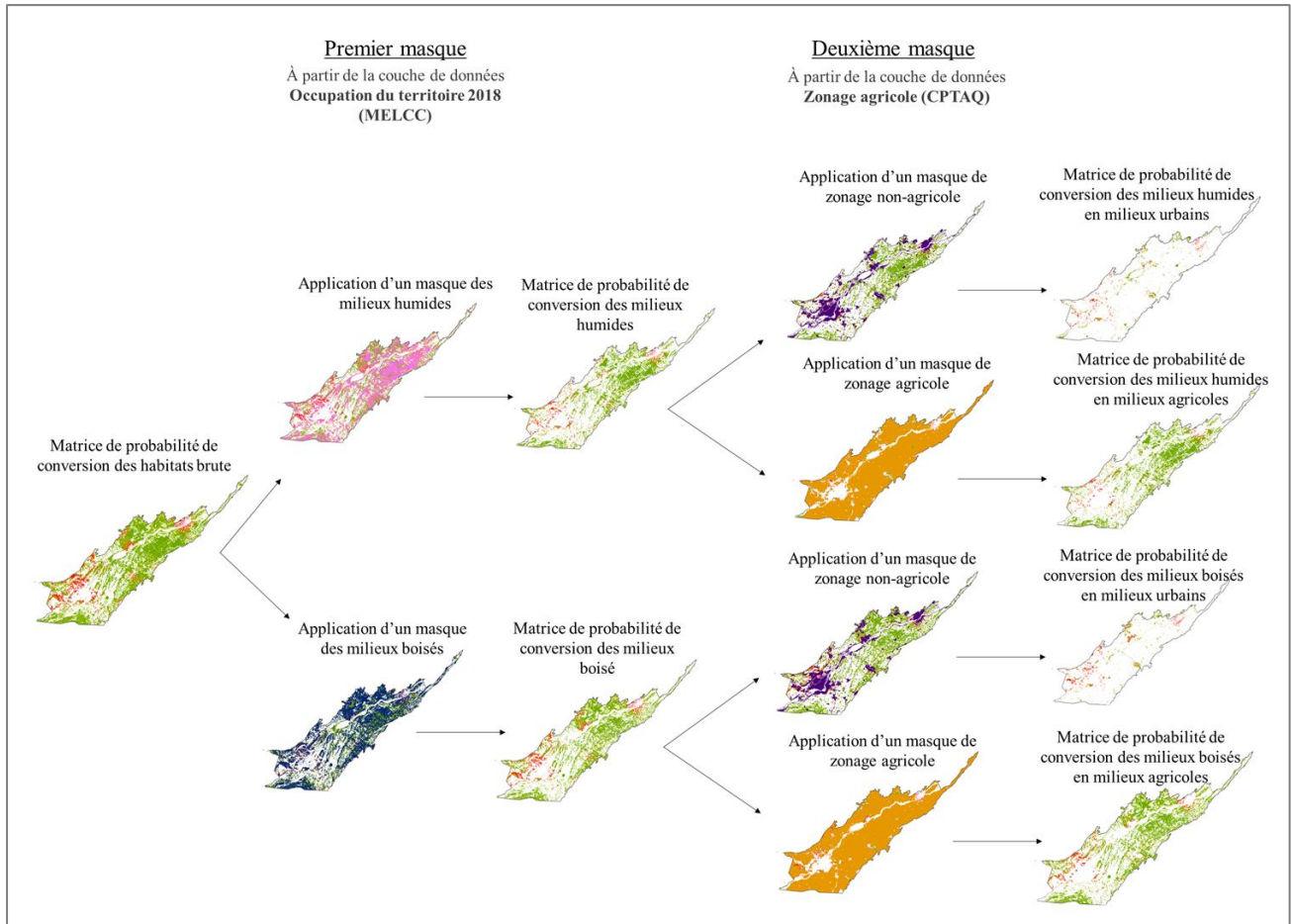


Figure 8. Extractions par masque de la MPCMN brute. Un premier masque a permis d'extraire chacun des milieux naturels (milieux humides en rose, milieux boisés en bleu) et un deuxième masque a permis d'identifier l'issue probable de la conversion à partir du zonage (non agricole en mauve, agricole en orange).

### *Production des matrices de protection*

Deux matrices de protection ont été produites (une pour la menace agricole et une pour la menace urbaine), étant donné que l'efficacité d'une AC à atténuer une menace dépend de ladite menace. Ainsi, un comité de personnes expertes a attribué un indice d'efficacité d'atténuation par menace et par type d'AC (ANNEXE 1). Par exemple, les refuges fauniques ont un indice d'efficacité de 4 pour l'atténuation de la probabilité de conversion d'un milieu naturel vers un milieu urbain, alors que cet indice est de 3 pour la conversion vers l'agriculture. Ces indices ont été convertis en valeurs semi-quantitatives, soient 100% (4), 75% (3), 50% (2), 25% (1), 0% (0), afin d'être sur la même échelle que les probabilités de conversion qui varient de 0 à 100%. Lorsque deux AC se superposaient, c'est

l'indice d'efficacité d'atténuation le plus élevé qui a été retenu. Les aires protégées et les milieux naturels protégés en terres privées, comme les réserves naturelles en milieu privé, ont également été intégrés à cette matrice de protection, même s'ils ont déjà été considérés dans la MPCMN brute lorsque la modélisation de changements d'occupation du sol a été réalisée. Ce choix est expliqué par le fait qu'une liste détaillant les AC considérées n'était pas disponible et que des mises à jour de ces données peuvent avoir été faites entre temps. Par ailleurs, la probabilité de conversion de ces milieux naturels protégés a été fixée à 0 dans la MPCMN brute. Ainsi, si une AC appliquée lors de la modélisation a été réappliquée dans le cadre de cet essai, la probabilité de conversion n'a pu diminuer davantage.

#### *Pondération des matrices de conversion*

Deux méthodes de pondération ont été envisagées. La première était de soustraire la matrice de protection aux matrices de conversion en établissant une valeur résultante minimale de 0. Dans cette méthode, les indices d'efficacité d'atténuation sont considérés comme des valeurs absolues. Ultimement, la réduction de la probabilité de conversion d'un milieu naturel serait le même, peu importe la probabilité initiale de conversion. La seconde méthode de pondération envisagée était de multiplier la matrice de protection aux matrices de probabilité de conversion (Équation 1) :

$$P_p = P * (1 - E) \quad (\text{Équation 1})$$

où  $P_p$  est la probabilité de conversion pondérée,  $P$  est la probabilité de conversion initiale (non pondérée) et  $E$  est l'efficacité d'atténuation des AC. Cette méthode permet de relativiser l'efficacité d'atténuation d'une AC en fonction de la pression anthropique sur le milieu. Par exemple, on pourrait s'attendre à ce qu'un parc municipal dans une grande ville en développement ait plus de chance d'être converti dans le futur qu'un parc municipal dans une ville en région avec peu de développement urbain, même si leur efficacité d'atténuation est la même due au fait qu'il s'agit du même type d'action de conservation. Spatialement, la multiplication donc permet de mieux tenir compte du contexte dans lequel l'AC agit et c'est pourquoi cette méthode a été sélectionnée.

#### **3.4.2. Étape 2 : Déterminer la vulnérabilité des occurrences de salamandre à quatre orteils**

La salamandre à quatre orteils a été choisie comme étude de cas puisqu'il s'agit d'une espèce qui utilise exclusivement les milieux humides et les milieux boisés comme habitat, permettant une analyse assez complète de sa vulnérabilité à partir des couches de probabilité de conversion des milieux naturels

produites. Aussi, l'état des populations de cette espèce n'a pas encore été évalué par le MFFP et cette analyse de vulnérabilité permet donc d'entamer le diagnostic de l'état des populations situées dans les BTSL.

### *Générer les matrices de menaces*

L'analyse de vulnérabilité des occurrences de salamandre à quatre orteils tient compte des deux menaces majeures pour cette espèce : la perte d'habitats due à l'urbanisation et celle due à l'agriculture. Puisque l'habitat de la salamandre à quatre orteils comporte des milieux humides et des milieux boisés, il a fallu combiner les deux matrices de probabilité de conversion des milieux naturels générées précédemment pour chaque menace (Figure 9).

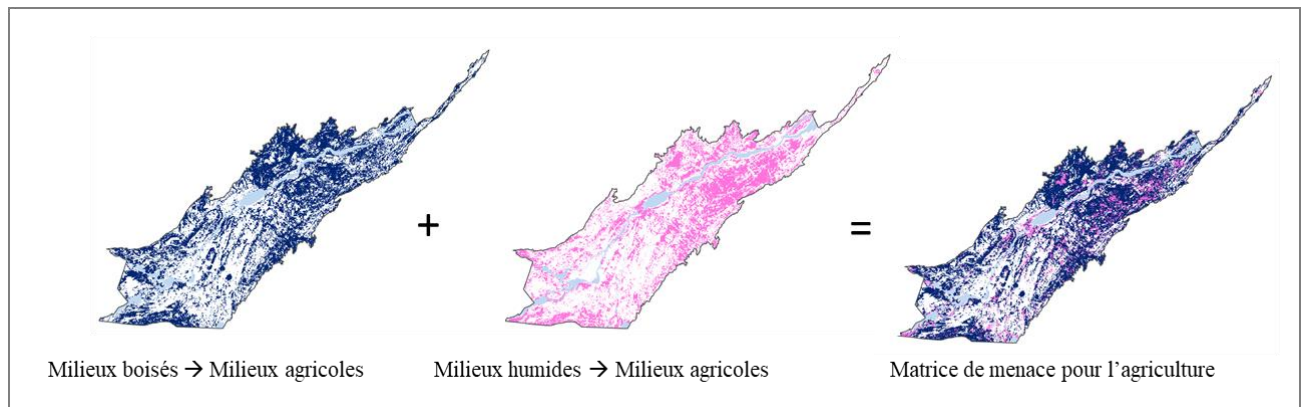


Figure 9. Exemple de matrice de menace future générée pour la salamandre à quatre orteils à partir des matrices de probabilité de conversion des milieux naturels en milieux agricoles. Ces images illustrent la superficie couverte par chacun des types de conversion (en bleu et en rose) et la superficie couverte par la matrice de menace résultante.

### *Calculer la portée des menaces dans les zones d'influence de la salamandre*

Afin d'être en mesure d'évaluer la portée de ces menaces sur les occurrences de la salamandre à quatre orteils, la superficie touchée par la menace dans la zone d'influence des occurrences a été combinée avec la probabilité que cette menace survienne. Rappelons que dans le cas de la salamandre à quatre orteils, c'est la délimitation des occurrences a été utilisée comme zones d'influence. La méthode employée pour calculer la portée des menaces a été de sélectionner un seuil de probabilité de conversion au-delà duquel on assumait que la menace était probable. Pour chaque occurrence et

chaque menace, la proportion de la superficie des habitats de la zone d'influence qui superposait une menace probable était calculée. Le seuil a été fixé à la valeur centrale de 50%, puisqu'aucun motif ne justifiait de le fixer à une autre valeur. La proportion obtenue, exprimée en pourcentage, constitue la portée d'une menace. Chaque occurrence avait ainsi deux valeurs de portée : une pour l'agriculture et une pour l'urbanisation.

Une autre méthode permettant d'évaluer la portée des menaces dans les zones d'influence a été considérée. Il s'agissait d'utiliser la probabilité moyenne de conversion des habitats dans la zone d'influence plutôt qu'un seuil. Cette option a toutefois été exclue en raison de l'hétérogénéité des probabilités de conversion dans l'aire d'étude. Par exemple, une occurrence située dans une zone avec une forte probabilité de conversion sur la moitié de son habitat aurait pu avoir la même portée pour une menace qu'une occurrence située en zone rurale où la probabilité de conversion est de 30 ou 40% dans l'ensemble de la zone d'influence. Pourtant, l'occurrence dans le premier cas a de forts risques de perdre la moitié de son habitat, alors que dans le deuxième cas, ils se pourraient que les pertes d'habitat soient assez faibles.

#### *Calcul de la vulnérabilité des occurrences de salamandre à quatre orteils*

L'impact d'une menace sur une occurrence, qui est nécessaire pour évaluer la vulnérabilité, dépend de sa portée, mais également de sa sévérité (Figure 3). Chaque menace est associée à un niveau de sévérité propre à chaque espèce qui indique le déclin démographique appréhendé dans l'occurrence causé par la menace (MFFP, 2022a). Ces niveaux de sévérité fournis par le MFFP sont issus d'une consultation de personnes expertes. On compte au total quatre niveaux de sévérité des menaces, soient légère, modérée, sérieuse et extrême. Les deux menaces considérées dans l'analyse de vulnérabilité de la salamandre à quatre orteils ont une sévérité extrême. L'impact d'une menace a ainsi été déterminé à l'aide du Tableau 5, qui permet de croiser le niveau de sévérité d'une menace avec sa portée. L'impact d'une menace est représenté à l'aide d'une valeur semiquantitative, appelée cote d'impact, et variant selon le gradient suivant : Nul/Négligeable = 0; Faible = 1; Moyen = 2; Élevé = 3; Très élevé = 4.

Tableau 5. Cote d'impact d'une menace en fonction de sa portée et de sa sévérité (adapté de MFFP, 2022a).  
Ce tableau est utilisé pour évaluer les cotes d'impact pour la salamandre à quatre orteils et celles pour la rainette faux-grillon de l'ouest.

Sévérité \ Portée	0%	1-10%	11-30%	31-70%	71-100%
Légère	0	1	1	1	1
Modérée	0	1	1	2	2
Sérieuse	0	1	2	3	3
Extrême	0	1	2	3	4

Dans l'analyse de vulnérabilité des occurrences de salamandre à quatre orteils, les impacts futurs de l'urbanisation et de l'agriculture étaient considérés. Chaque occurrence avait alors deux cotes d'impact différentes (une par menace). Les deux cotes d'impact d'une occurrence ont été additionnées afin d'obtenir une cote d'impact cumulatif par occurrence. Les cotes d'impact cumulatif obtenues pour toutes les occurrences ont été classifiées en 4 classes selon la méthode des seuils naturels, ce qui a permis d'attribuer aux occurrences l'une des cotes de vulnérabilité suivante : « Peu vulnérable », « Vulnérabilité moyenne », « Vulnérabilité élevée » et « Vulnérabilité très élevée ». Plus une cote d'impact cumulatif était petite, plus le niveau de vulnérabilité attribué à l'occurrence était faible.

### 3.4.3. Étape 3 : Faire une analyse comparative avec les résultats obtenus par le MFFP

L'objectif de cette étape était d'évaluer si les éléments méthodologiques développés dans cet essai permettent d'obtenir des résultats similaires à ceux obtenus par le MFFP lors du diagnostic de l'état des populations des espèces pour lesquelles l'analyse a été réalisée. Puisque ce type d'analyse n'a pas été fait pour la salamandre à quatre orteils, c'est plutôt la rainette faux-grillon de l'ouest qui a servi d'étude de cas à des fins de comparaison. La méthodologie décrite à l'étape 2 (section 3.4.2) a donc été appliquée à la rainette faux-grillon de l'ouest afin d'obtenir les cotes d'impact futur de l'urbanisation et de l'agriculture pour chacune des occurrences de cette espèce situées dans les BTSL. C'est le niveau de sévérité *sérieuse* qui a été utilisée pour l'agriculture et *extrême* pour l'urbanisation.

La comparaison avec les résultats obtenus par le MFFP a été réalisée à deux niveaux (Figure 7). Dans un premier temps, les matrices de menace permettant de calculer la portée des menaces dans les zones

d'influence des occurrences ont été comparées. Dans un deuxième temps, ce sont les cotes d'impact calculées à partir de la portée et de la sévérité des menaces qui ont été comparées.

Comme mentionné à l'étape 2, les matrices de menaces sont des couches vectorielles spatialisant la probabilité qu'une menace survienne dans le futur. Les matrices de menaces obtenues par le MFFP pour la conversion des habitats par l'urbanisation et l'agriculture intensive ont été comparées avec les matrices de menaces obtenues avec la méthodologie décrite à l'étape 2. Plutôt que d'utiliser la MPCMN brute qui n'existait pas alors, le MFFP a évalué la probabilité de conversion des habitats en réalisant une analyse multicritère à partir de données variées, comme l'affectation du territoire, son statut légal et les menaces présentes. La comparaison des matrices de menace produites avec celles obtenues par le MFFP a été faite à l'aide de la différence des matrices pour chacune des menaces (Figure 10).

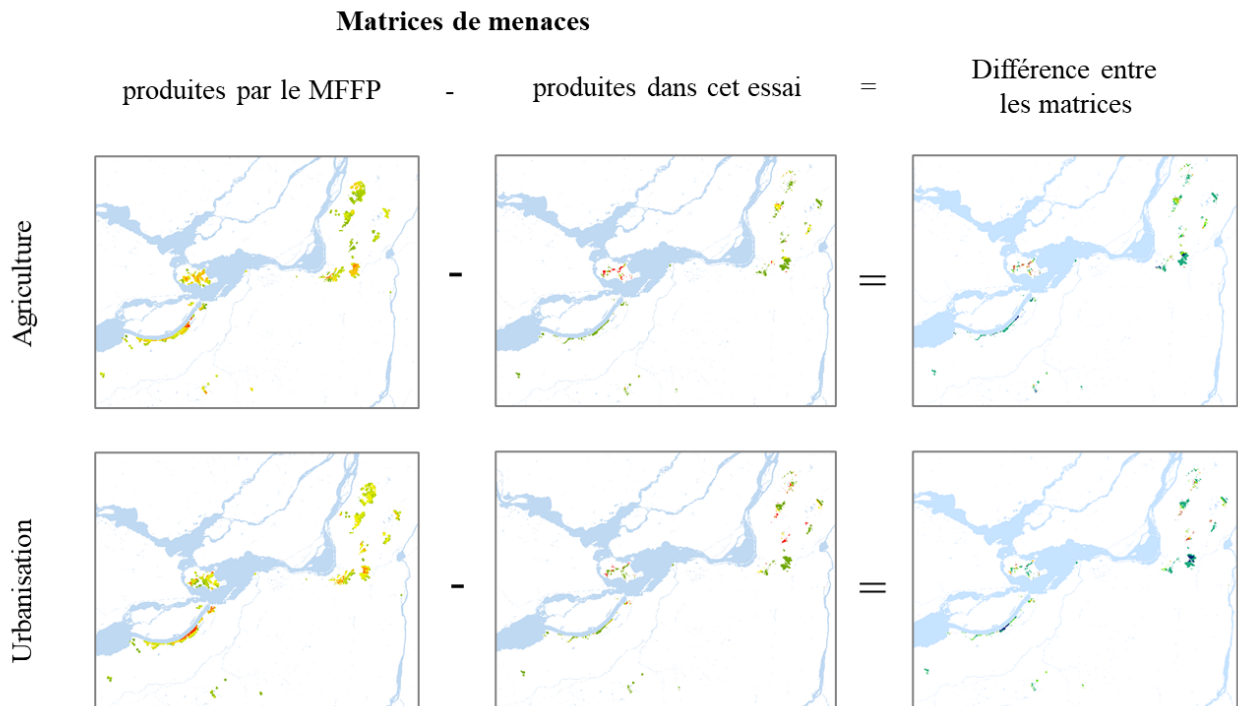


Figure 10. Calcul de la différence entre les matrices de menaces produites dans cet essai et celles produites par le MFFP pour les zones d'influence des occurrences de rainette faux-grillon de l'ouest. Les *NoData* n'ont pas été inclus dans cette soustraction et le résultat obtenu illustre seulement la différence entre les pixels pour lesquels les deux matrices soustraites avaient des valeurs. Seuls les pixels à l'intérieur des zones d'influence des occurrences ont été considérés.

Les cotes d'impact obtenues pour la conversion des habitats en milieux urbains ou en milieux d'agriculture intensive ont également été comparées à celles obtenues par le MFFP au niveau des occurrences à l'aide d'une matrice de confusion. Pour le calcul de la portée des menaces nécessaire pour obtenir les cotes d'impact, le MFFP a utilisé un seuil de probabilité différent de 50% (tel qu'utilisé dans cet essai). Le seuil utilisé était plutôt relatif à la distribution des probabilités de conversion des pixels à l'intérieur des zones d'influence de la rainette. Ainsi, ces probabilités ont été classifiées en trois classes selon la méthode des seuils naturels. Le seuil correspondait alors à la borne inférieure de la classe la plus élevée.

## 4. RÉSULTATS

Les traitements réalisés ont permis d'obtenir trois résultats principaux : (1) quatre matrices de probabilité de conversion des milieux naturels en milieux anthropiques, (2) le niveau de vulnérabilité des occurrences de salamandre à quatre orteils dans les BTSL et (3) le résultat d'une comparaison entre les cotes d'impact obtenues pour la rainette faux-grillon de l'ouest et celles calculées par le MFFP pour la même espèce. L'ensemble des résultats produits est présenté par région, en considérant notamment la superficie de milieux naturels présents dans chacune d'entre elles. C'est au Centre-du-Québec, dans Chaudière-Appalaches, en Mauricie et dans la Capitale-Nationale que les milieux naturels occupent la plus grande proportion de la superficie respective de ces régions (de 40 à 44% ; Tableau 6).

Tableau 6. Répartition des milieux naturels dans les régions administratives des basses-terres du Saint-Laurent.

Région	Proportion de milieux naturels des BTSL (%)	Superficie de la région occupée par des milieux naturels	
		(ha)	(%)
Centre-du-Québec	26.8	237 729	42
Montérégie	22.7	201 628	21
Chaudière-Appalaches	15.5	137 360	41
Mauricie	13.9	122 973	44
Capitale-Nationale	9.8	86 888	40
Lanaudière	5.6	49 744	23
Laurentides	4.4	38 676	28
Laval	0.5	4 148	16
Montréal	0.4	3 568	6
Bas-Saint-Laurent	0.4	3 320	15
<b>Basses-terres du Saint-Laurent</b>	<b>100</b>	<b>800 674</b>	<b>31</b>

### 4.1. Matrices de probabilité de conversion des milieux naturels pondérées

Les extractions de la MPCMN brute ont permis d'obtenir quatre matrices de probabilité de conversion. La Figure 11 présente la probabilité de conversion des milieux humides et boisés en milieux urbains. Ce résultat considère uniquement les aires protégées qui avaient été incluses dans la matrice de conversion



brute (Rayfield *et al.*, 2021) lorsqu'ils avaient réalisé la simulation de changement d'occupation du territoire. Ainsi, l'effet d'atténuation d'autres AC, comme les parcs municipaux, les zones de décret ou les zones de contraintes, n'est pas considéré à cette étape. La Figure 12 est homologue à la Figure 11 pour l'agriculture et présente donc la probabilité de conversion des milieux naturels en milieux agricoles. Par rapport à la MPCMN brute, ces résultats indiquent la menace associée la perte potentielle de chaque milieu naturel. On y observe que la perte d'habitats, qu'elle soit causée par le développement urbain ou l'agriculture, est surtout probable à l'intérieur et en périphérie des grands centres urbains, c'est-à-dire Montréal, Trois-Rivières, Québec et Drummondville.

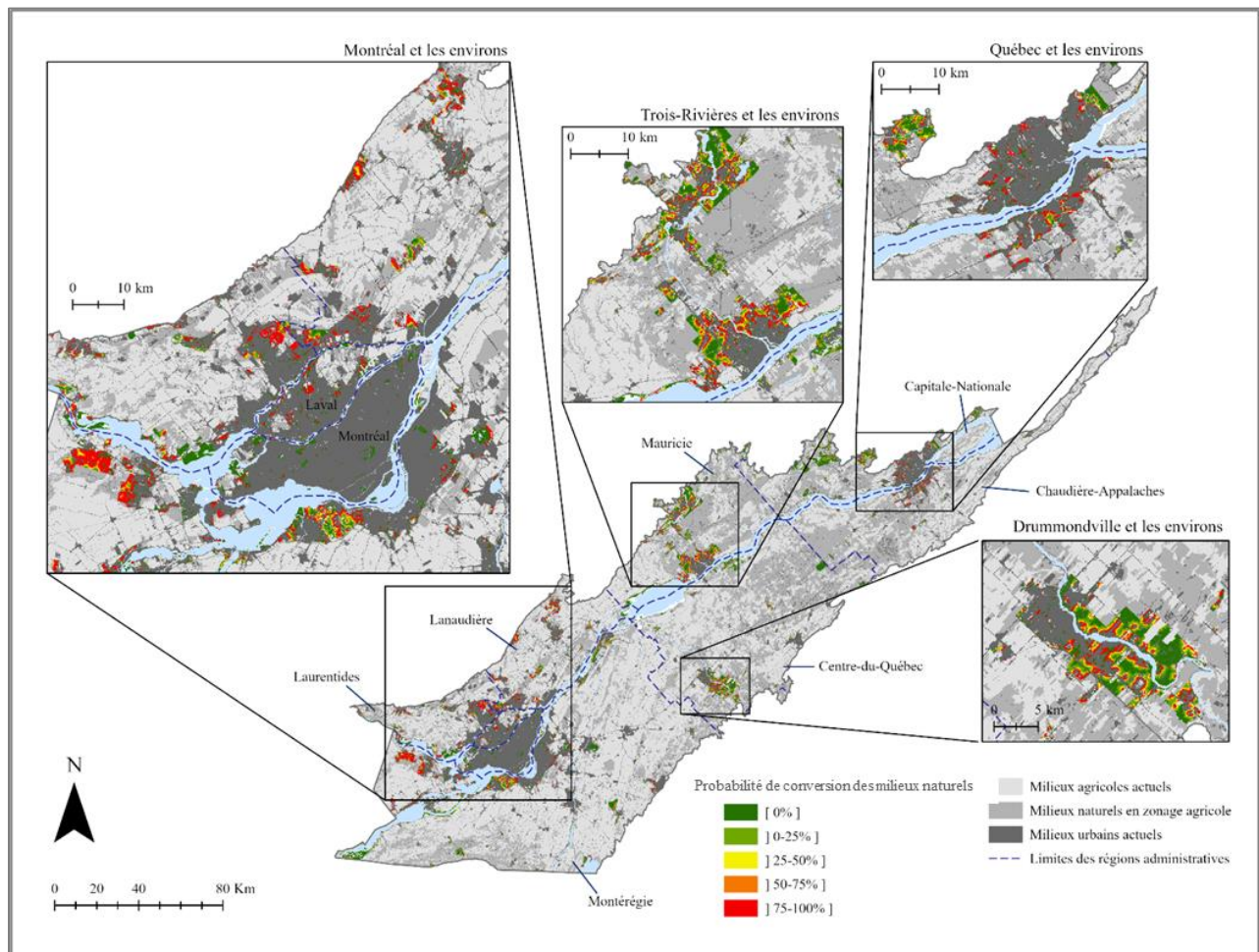


Figure 11. Probabilité de conversion des milieux naturels en milieux urbains sans pondération par les actions de conservation, pour l'horizon de temps 2010-2100. Cette cartographie illustre deux matrices de probabilité de conversion : celle des milieux humides et celle des milieux boisés. Ces milieux naturels sont confondus dans la figure. Les milieux urbains et agricoles actuels sont issus de la cartographie de l'utilisation du territoire 2018 du MELCC.

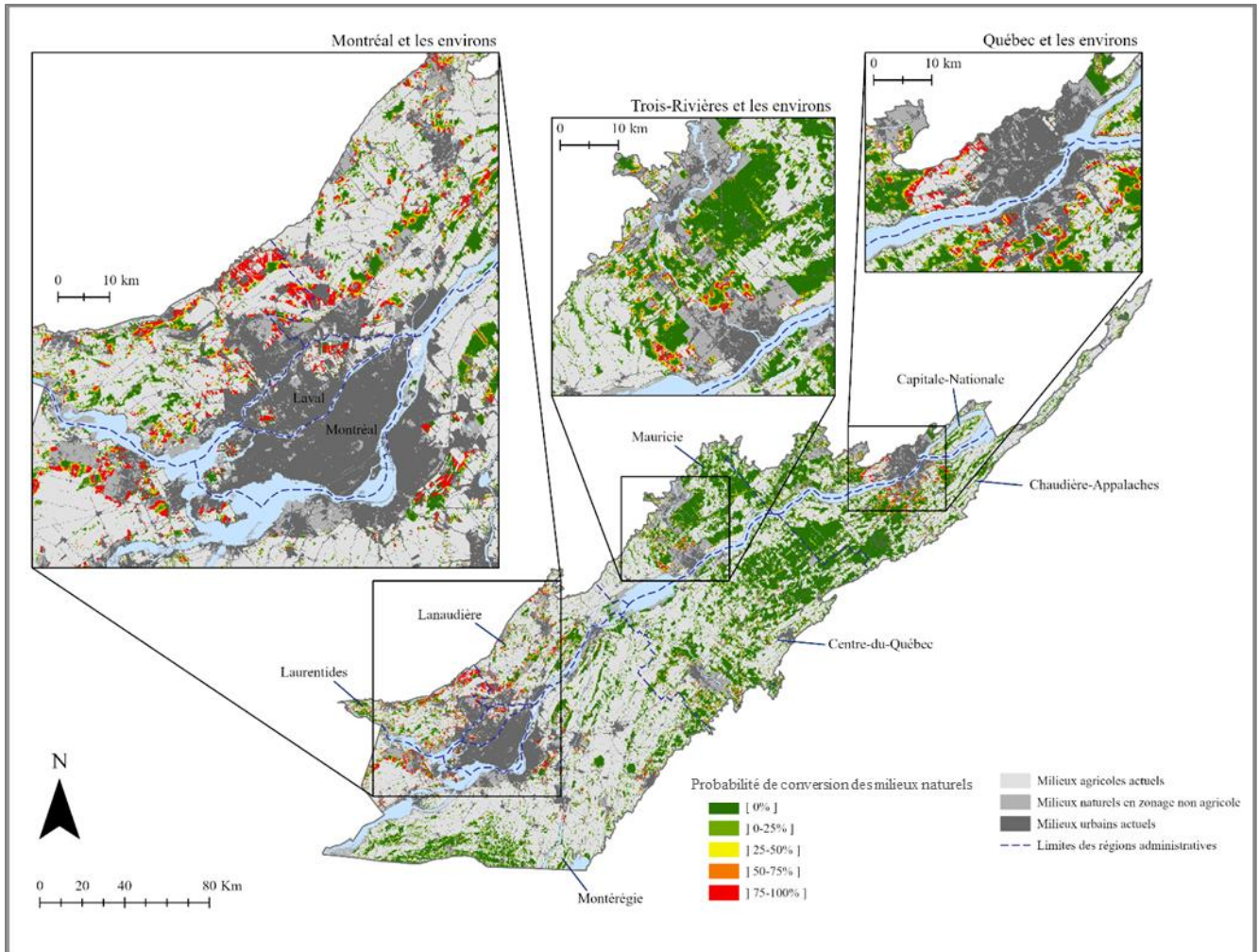


Figure 12. Probabilité de conversion des milieux naturels en milieux agricoles sans pondération par les actions de conservation, pour l'horizon de temps 2010-2100. Cette cartographie illustre deux matrices de probabilité de conversion : celle des milieux humides et celle des milieux boisés. Ces milieux naturels sont confondus dans la figure. Les milieux urbains et agricoles actuels sont issus de la cartographie de l'utilisation du territoire 2018 du MELCC.

Lorsqu'on s'attarde à la conversion des milieux en milieux urbains, on constate que le peu de milieux naturels que l'on retrouve à Montréal (Tableau 6) est peu à risque (Figure 11). Ce n'est par contre pas le cas dans les banlieues autour de cette métropole. À l'ouest de Montréal et au nord de Laval, on observe de grandes parcelles de milieux naturels fortement à risque, avec une probabilité de conversion supérieure à 75%. Dans les centres urbains de Laval et de Québec ainsi que dans Lanaudière, la pression anthropique est également très forte et la majorité des milieux naturels a plus de 75% de chances d'être convertie. Ensemble, ces trois régions abritent toutefois une faible proportion des milieux naturels des BTSL (16%

au total ; Tableau 6). Ceux-ci sont majoritairement concentrés à l'ouest de Québec en zonage agricole. À Trois-Rivières et à Drummondville, on observe également des milieux naturels fortement à risque en périphérie des milieux urbains actuels, alors que les milieux naturels qui en sont plus éloignés sont faiblement à risque.

Les milieux naturels situés en zonage agricole sont généralement moins à risque de conversion (Figure 12). En Mauricie, dans la Capitale-Nationale, dans le Centre-du-Québec et au sud de la Montérégie, on observe de grands complexes de milieux naturels avec une probabilité nulle de conversion. Bien que les deux types de milieux naturels soient représentés dans ces complexes, près de 75% des milieux humides se retrouvent sur la Rive-Sud du fleuve Saint-Laurent, alors que la Mauricie et la Capitale-Nationale abritent surtout de grands complexes forestiers (Figure 4). La perte de milieux naturels au profit de l'agriculture est surtout probable dans la grande région de Montréal, principalement à l'ouest de la région et sur sa Rive-Nord. On y observe une forte pression anthropique sur les milieux naturels en zonage non agricole, en plus du fait que les milieux naturels y sont déjà peu nombreux et parsemés sur le territoire. Dans la région de Québec, l'agriculture s'étendra vraisemblablement dans les grands complexes de milieux naturels qui persistent toujours.

La Figure 13 et la Figure 14 présentent respectivement les deux matrices de protection obtenues : celle contre la conversion des milieux naturels par l'urbanisation et celle contre leur conversion par l'agriculture. Les matrices de protection ont été utilisées pour pondérer les quatre matrices de probabilité de conversion présentées à la Figure 11 et à la Figure 12. Elles correspondent à l'efficacité d'atténuation des AC sur le territoire, en incluant les aires protégées intégrées lors de la conception initiale de la MPCMN brute. Au total, 21% des milieux naturels des BTSL bénéficient d'une AC pouvant diminuer leur risque de conversion en milieux urbains d'au moins 50%, alors qu'il n'y en a que 7% qui bénéficient d'une AC pouvant réduire leur probabilité de conversion en milieux agricoles (Tableau 7). Dans les deux cas, la superficie de milieux humides avec des AC est plus élevée que celle de milieux boisés avec des AC. Le même constat est fait à l'échelle des régions, sauf en Montérégie où les AC s'appliquent davantage aux milieux boisés.

Dans les centres urbains de Trois-Rivières et de Québec, il y a peu d'AC pouvant limiter la probabilité de conversion des milieux naturels en milieux urbains. D'ailleurs, lorsqu'on s'attarde à la Mauricie (la région administrative où se situe Trois-Rivières), on peut constater que les AC ne s'appliquent qu'à 1% des milieux boisés (Tableau 7). Dans la région de Montréal, la situation est un peu différente : 87% des

quelques milieux naturels qu'on y retrouve bénéficient d'une AC. La même tendance est observée à Laval, avec 66% des milieux naturels identifiés comme boisés ou humides qui ont une AC (Tableau 7).

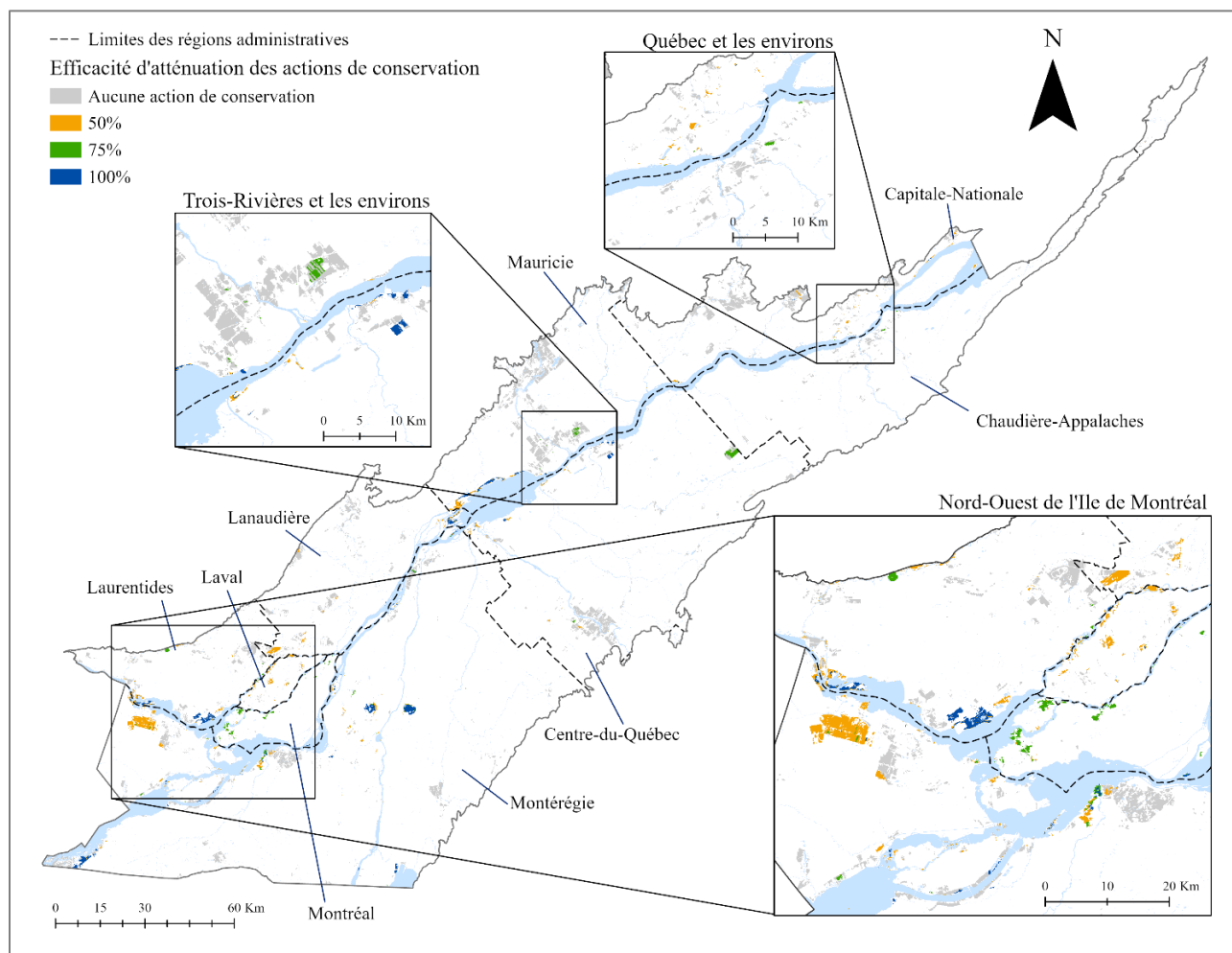


Figure 13. Efficacité d'atténuation de la probabilité de conversion des milieux naturels (situés en zonage non agricole) par l'urbanisation. Pour visualiser l'efficacité d'atténuation de toutes les actions de conservation, c'est-à-dire en incluant celles qui ne superposent pas un milieu naturel en zonage non agricole, voir l'ANNEXE 2.

Quant à la protection des milieux naturels en zonage agricole, on observe de nombreuses AC en Montérégie. Il s'agit principalement d'affectations de conservation. Il y a également une grande zone de protection à la jonction de la Montérégie, de Lanaudière, du Centre-du-Québec et de la Mauricie, correspondant à l'archipel du Lac Saint-Pierre (Figure 13 et Figure 14). Il s'agit principalement d'une aire



de concentration d'oiseaux aquatiques (habitat faunique en terres publiques), de zones de contraintes (zones inondables) et de milieux protégés en terres privées (RMN, 2019). En Mauricie, on peut remarquer un noyau de milieux naturels avec des AC, qui correspond majoritairement à des réserves naturelles et des milieux naturels protégés en terres privées appartenant à des organismes de conservation. Les régions de Chaudière-Appalaches et de la Capitale-Nationale présentent, quant à elles, un pourcentage particulièrement faible de milieux naturels dont la probabilité de conversion est atténuée par les actions de conservation (Tableau 7 et Tableau 8). Dans la Capitale-Nationale, la forte majorité des AC se concentre sur l'Île d'Orléans, où l'on retrouve plusieurs affectations de conservation.

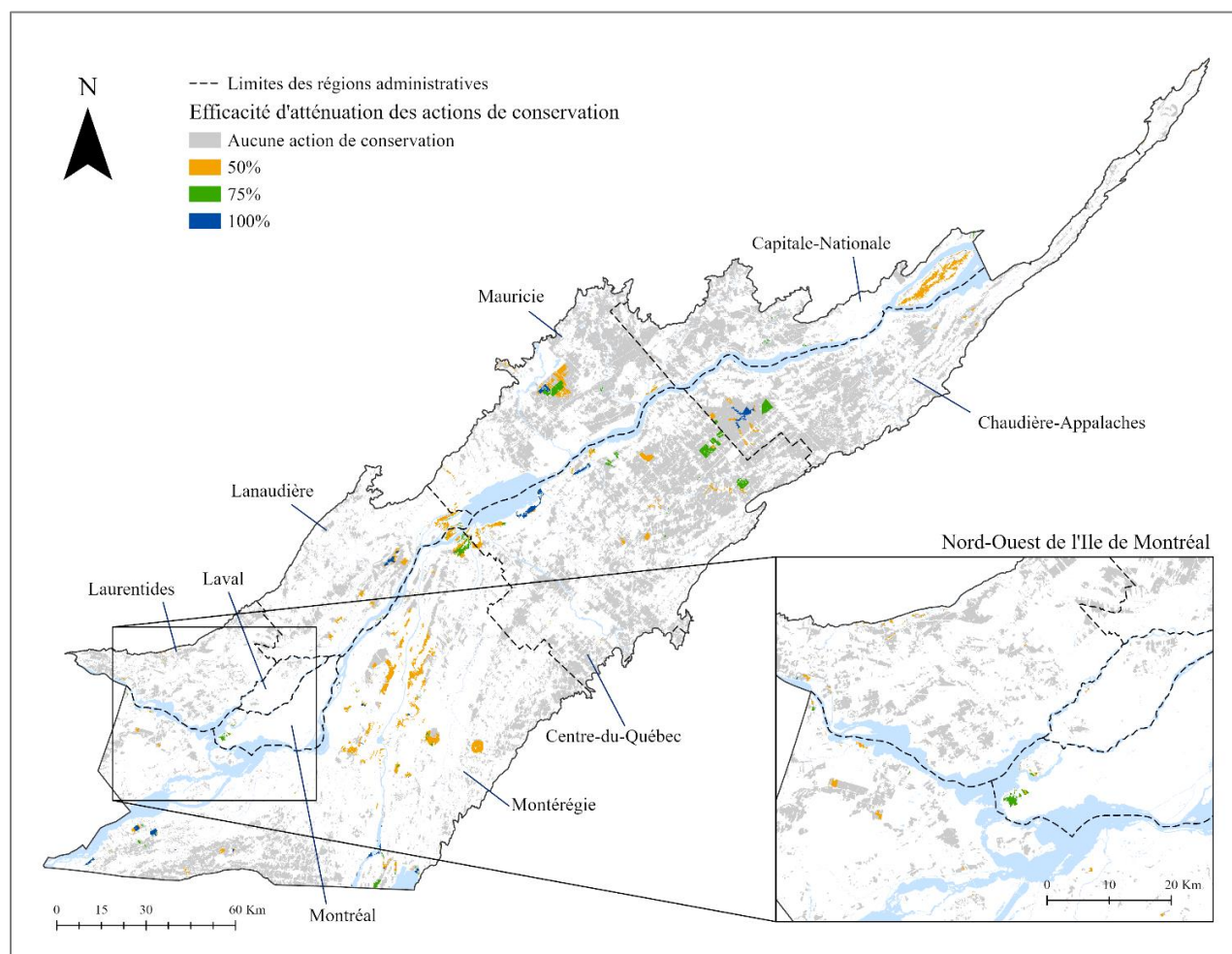


Figure 14. Efficacité d'atténuation de la probabilité de conversion des milieux naturels (situés en zonage agricole) par l'agriculture. La délimitation des milieux naturels est issue de l'utilisation du territoire 2018 du MELCC. Pour visualiser l'efficacité d'atténuation de toutes les actions de conservation, c'est-à-dire en incluant celles qui ne superposent pas un milieu naturel en zonage agricole, voir l'ANNEXE 2.

Tableau 7. Superficie et proportion de milieux naturels situés en zonage non agricole qui bénéficie d'une action de conservation pouvant réduire d'au moins 50% leur probabilité de conversion en milieu urbain. Les valeurs en parenthèses indiquent la proportion de cette superficie par rapport à la superficie totale des milieux naturels (humides, boisés ou confondus) en zonage non agricole dans la région.

Région	<u>Superficie (ha) et (proportion) des milieux naturels</u>		
	Milieux humides seulement	Milieux boisés seulement	Milieux humides et milieux boisés confondus
Bas-Saint-Laurent	1 (50%)	0 (1%)	1 (3%)
Capitale-Nationale	120 (11%)	69 (4%)	189 (6%)
Centre-du-Québec	343 (25%)	60 (5%)	403 (15%)
Chaudière-Appalaches	3 (1%)	16 (4%)	18 (3%)
Lanaudière	231 (43%)	117 (10%)	348 (20%)
Laurentides	275 (40%)	225 (27%)	500 (33%)
Laval	71 (72%)	84 (62%)	154 (66%)
Mauricie	418 (31%)	29 (1%)	446 (10%)
Montérégie	707 (28%)	1079 (42%)	1786 (35%)
Montréal	76 (91%)	143 (85%)	219 (87%)
<b>Basses-terres du Saint-Laurent</b>	<b>2244 (28%)</b>	<b>1822 (16%)</b>	<b>4065 (21%)</b>

Tableau 8. Superficie et proportion de milieux naturels situés en zonage agricole qui bénéficie d'une action de conservation pouvant réduire d'au moins 50% leur probabilité de conversion en milieu agricole. Les valeurs en parenthèses indiquent la proportion de cette superficie par rapport à la superficie totale des milieux naturels (humides, boisés ou confondus) en zonage agricole dans la région.

Région	<u>Superficie (ha) et (proportion) des milieux naturels</u>		
	Milieux humides seulement	Milieux boisés seulement	Milieux humides et milieux boisés confondus
Bas-Saint-Laurent	35 (14%)	5 (2%)	40 (7%)
Capitale-Nationale	506 (12%)	770 (8%)	1276 (9%)
Centre-du-Québec	1747 (7%)	375 (2%)	2123 (5%)
Chaudière-Appalaches	338 (2%)	538 (4%)	876 (3%)
Lanaudière	715 (26%)	89 (2%)	804 (10%)
Laurentides	38 (2%)	13 (0%)	51 (1%)
Laval	2 (2%)	0 (0%)	3 (1%)
Mauricie	1144 (19%)	174 (1%)	1318 (6%)
Montérégie	2127 (16%)	2262 (11%)	4388 (13%)
Montréal	22 (69%)	62 (66%)	84 (67%)
<b>Basses-terres du Saint-Laurent</b>	<b>6674 (10%)</b>	<b>4287 (5%)</b>	<b>10961 (7%)</b>

La Figure 15 et la Figure 16 présentent les différences de probabilité de conversion observées suite à la pondération des matrices de conversion par la matrice de protection. Les matrices pondérées (ANNEXE 2) constituent le résultat final issu des traitements de l'étape 1 du traitement des données. Ces matrices pourront être utilisées pour évaluer la probabilité de la conversion future d'habitats pour les EMV qui fréquentent les milieux humides ou les milieux boisés. Elles constitueront un intrant important pour l'analyse de vulnérabilité de ces espèces.

La pondération par les AC a permis de réduire la probabilité de conversion des milieux naturels pour lesquels il y avait des AC à appliquer, sauf pour les milieux naturels pour lesquels cette probabilité était déjà nulle (Figure 13 et Figure 14). Cela exclut donc les milieux naturels protégés en terres privées du RMN (2019) et ceux dans les aires protégées considérées lors de la modélisation ayant permis d'obtenir la MPCMN brute. Suite à la pondération, la probabilité de conversion n'a pas changé pour 80% de la superficie des milieux naturels en zonage agricole avec au moins une AC (Tableau 9). En ce qui concerne les milieux naturels en zonage non agricole, la probabilité de conversion de 23% d'entre eux a diminué de 41-50%, alors que celle du 2/3 d'entre eux n'a peu ou pas diminué.

Tableau 9. Proportion de la superficie de milieux naturels bénéficiant d'une action de conservation (AC) selon leur diminution de probabilité de conversion suite à la pondération par les AC. Par exemple, si un milieu naturel avait une probabilité de conversion initiale de 50% en milieu agricole et que suite à la pondération par les actions de conservation, cette probabilité est passée à 40%, il s'agit d'une diminution de 10%.

Diminution de la probabilité de conversion	Proportion (%) de la superficie de milieux naturels avec au moins une AC	
	Agriculture	Urbanisation
0%	80	63
1-10%	12	4
11-20%	2	2
21-30%	1	3
31-40%	1	3
41-50%	3	23
51-60%	0	0
61-70%	0	0
71-80%	0	1
81-90%	0	0
91-100%	0	0

En Montérégie, on observe des parcelles de milieux naturels dont la probabilité de conversion en milieu urbain a diminué de manière plus importante (Figure 15). Il y a en effet 646 ha pour lesquels cette probabilité a diminué de plus de 40%. Il s'agit principalement de milieux naturels situés dans des affectations de conservation. Dans le reste des BTSL, les diminutions de probabilité de conversion en milieux agricoles sont sporadiques.

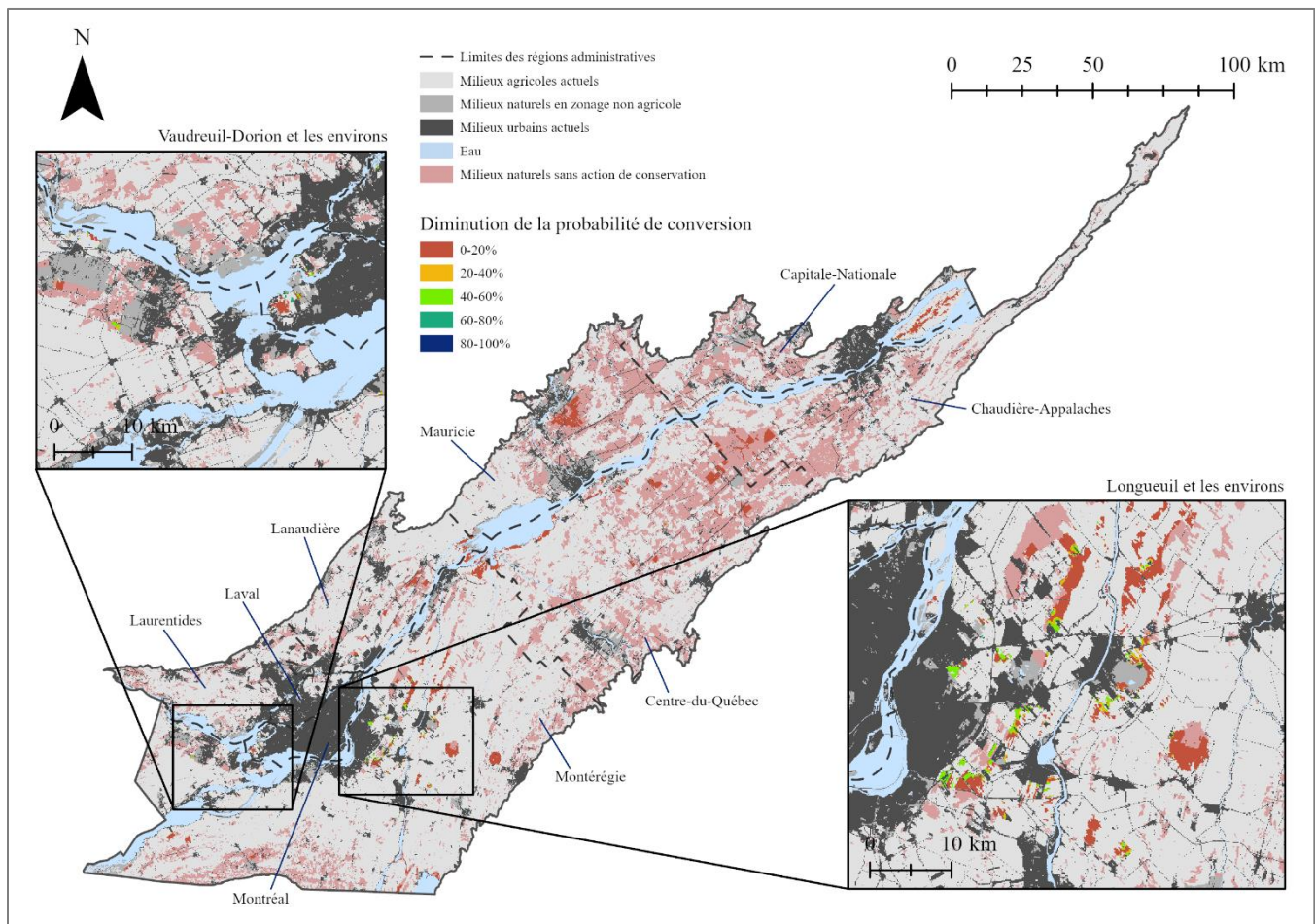


Figure 15. Diminution de probabilité de conversion observée suite à la pondération des matrices probabilité de conversion des milieux naturels situés en zonage agricole par la matrice de protection, pour l'horizon de temps 2010-2100. Par exemple, un milieu naturel avec une probabilité de conversion initiale de 50% (sans pondération) qui a une valeur finale de 40% (avec pondération par les actions de conservation) a subi une diminution de probabilité de 10%. La délimitation des milieux naturels et anthropiques provient de l'utilisation du territoire 2018 du MELCC.



En ce qui concerne l'urbanisation, on remarque qu'une plus grande superficie de milieux naturels a été affectée par la pondération par les AC. C'est notamment le cas dans la région de Montréal, où les diminutions sont presque toutes issues de l'effet d'atténuation des affectations de conservation. Ce type d'AC est certainement celui ayant contribué le plus (et de loin) à l'atténuation des probabilités de conversion, tant en ce qui concerne l'urbanisation que l'agriculture. Dans les environs de Trois-Rivières, on remarque peu ou pas d'effet de la pondération par les AC, malgré la présence d'AC assez efficaces. Il s'agit donc probablement d'AC préalablement appliquées par l'équipe de recherche qui a conçu la MPCMN brute.

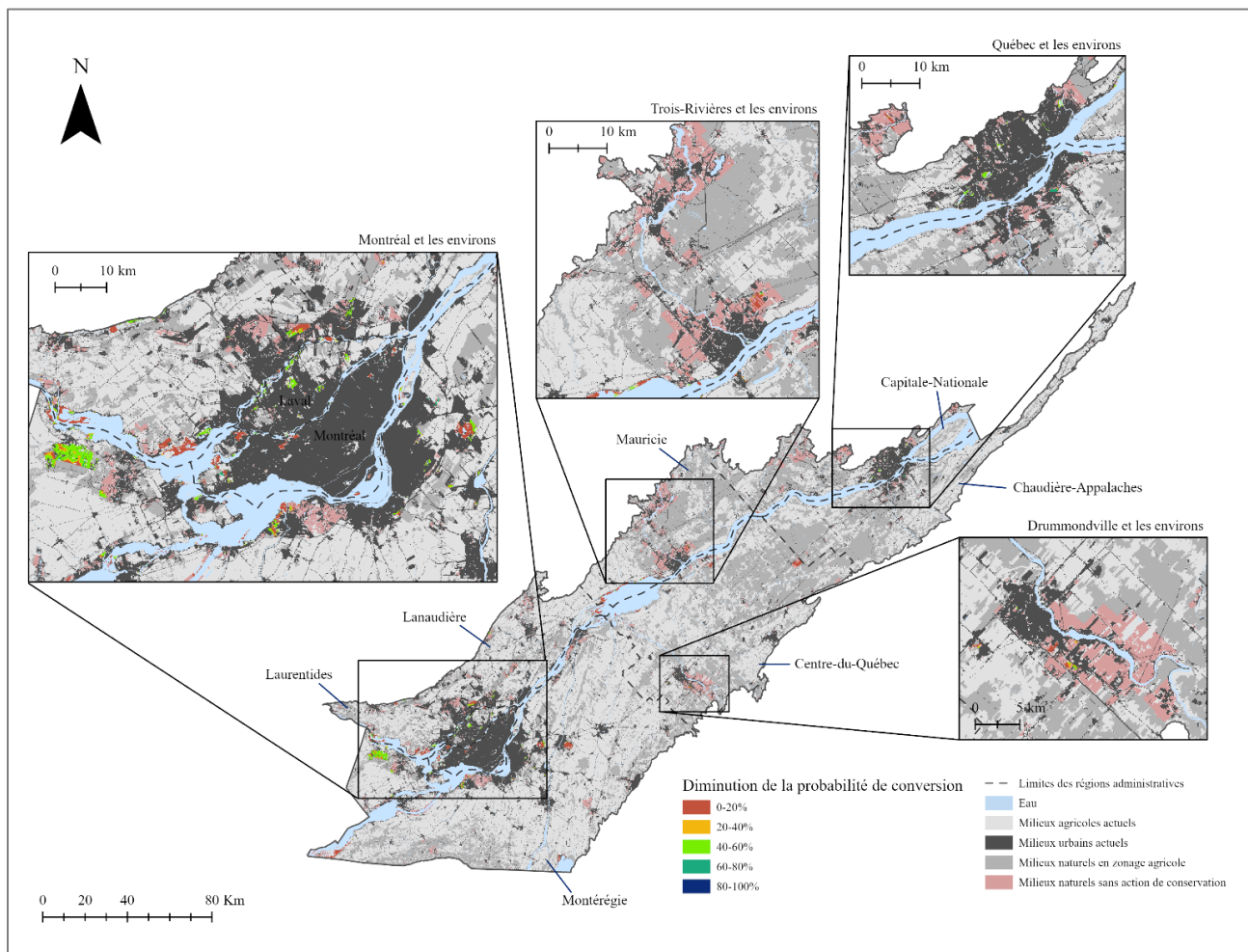


Figure 16. Diminution de probabilité de conversion des milieux naturels en milieux urbains suite à la pondération par la matrice de protection, pour l'horizon de temps 2010-2100. Par exemple, un milieu naturel avec une probabilité de conversion initiale de 50% (sans pondération) qui a une valeur finale de 40% (avec pondération) a subi une diminution de 10%. La délimitation des milieux naturels et anthropiques provient de l'utilisation du territoire 2018 du MELCC.

La pondération des matrices de probabilité de conversion par les AC permet d'avoir un portrait plus représentatif du territoire (Tableau 10 et Tableau 11). On constate que là où les milieux naturels sont menacés par le développement urbain, il y a 24% des milieux humides et 21% des milieux boisés qui ont plus de 75% de chance d'être convertis d'ici 2100. En comparaison, ce sont respectivement 4% et 6% des milieux humides et des milieux boisés situés en zonage agricole qui ont plus de 75% de chance d'être convertis en milieux agricoles.

Tableau 10. Probabilité de conversion des milieux naturels par l'urbanisation. Seuls les milieux naturels en zonage non agricole sont considérés dans les proportions indiquées. Par exemple, 70% des milieux humides présents en zonage non agricole dans la région de Montréal ont 25% de chances et moins d'être convertis en milieux urbains.

Région	<b>Proportion de la superficie de milieux naturels en zonage non agricole selon la probabilité de conversion par l'urbanisation</b>							
	Milieux humides				Milieux boisés			
	0-25%	26-50%	51-75%	76-100%	0-25%	26-50%	51-75%	76-100%
Bas-Saint-Laurent	100	0	0	0	50	27	17	6
Capitale-Nationale	67	8	6	19	47	9	10	34
Centre-du-Québec	76	8	6	10	73	8	7	11
Chaudière-Appalaches	28	12	12	48	60	12	11	17
Lanaudière	44	9	8	38	30	35	30	5
Laurentides	41	5	7	46	17	8	9	66
Laval	8	2	2	87	42	5	6	47
Mauricie	74	8	7	11	19	0	1	80
Montréal	56	8	9	28	49	12	12	26
<b>Basses-terres-du-Saint-Laurent</b>	<b>61</b>	<b>8</b>	<b>7</b>	<b>24</b>	<b>79</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>21</b>

À Laval, on observe une pression anthropique particulièrement élevée. Il y a en effet 100% des milieux humides et des milieux boisés situés en zonage agricole dont la probabilité de conversion est supérieure à 75%. En zonage non agricole, l'urbanisation est presque aussi menaçante pour les milieux humides, alors que 87% d'entre eux ont de telles probabilités d'être convertis. Les milieux naturels en zonage non agricole sont d'ailleurs menacés dans plusieurs régions des BTSL. C'est particulièrement le cas pour les milieux humides de Chaudière-Appalaches, de Lanaudière et des Laurentides (Tableau 10) ainsi que des forêts de la Mauricie et des Laurentides (Tableau 11). Une forte proportion des milieux naturels en zonage agricole à Montréal sont quant à eux menacés par l'agriculture, surtout en ce qui concerne les milieux humides.

Tableau 11. Probabilité de conversion des milieux naturels par l'agriculture. Seuls les milieux naturels en zonage agricole sont considérés dans les proportions indiquées. Par exemple, 37% des milieux humides présents en zonage agricole dans la région de Montréal ont 25% de chances et moins d'être convertis en milieux agricoles.

Région	<b>Proportion de la superficie de milieux naturels en zonage non agricole selon la probabilité de conversion par l'agriculture</b>							
	Milieux humides				Milieux boisés			
	0- 25%	26- 50%	51- 75%	76- 100%	0- 25%	26- 50%	51- 75%	76- 100%
Bas-Saint-Laurent	96	1	1	2	83	11	6	1
Capitale-Nationale	89	5	2	4	88	6	3	3
Centre-du-Québec	96	2	1	1	92	4	2	2
Chaudière-Appalaches	92	3	2	3	91	4	2	3
Lanaudière	75	7	6	12	64	9	7	21
Laurentides	58	9	7	26	53	9	8	30
Laval	0	0	0	100	0	0	0	100
Mauricie	96	2	1	1	89	5	3	3
Montréal	37	0	0	63	60	0	0	40
<b>Basses-terres-du-Saint-Laurent</b>	<b>91</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>86</b>	<b>5</b>	<b>3</b>	<b>6</b>

#### 4.2. Analyse de vulnérabilité des occurrences de salamandre à quatre orteils

Les matrices de probabilité de conversion obtenues ont été utilisées afin d'évaluer la vulnérabilité des occurrences de salamandre à quatre orteils, par le calcul de cotes d'impact cumulatif des menaces futures. Une classification en quatre classes par seuils naturels des cotes d'impact cumulatif a permis d'associer un niveau de vulnérabilité à chaque cote (Tableau 12). Au total, on compte 7 occurrences avec une vulnérabilité très élevée alors qu'il y en a 36 avec une vulnérabilité élevée (Figure 17), ce qui représente un peu plus du tiers des 105 occurrences pour lesquelles l'analyse de vulnérabilité a été réalisée. Près de la moitié des occurrences ont, quant à elles, un faible niveau de vulnérabilité.

Tableau 12. Cotes d'impact cumulatif associées à chacun des niveaux de vulnérabilité pour la salamandre à quatre orteils et nombre d'occurrences par niveau de vulnérabilité.

Niveau de vulnérabilité	Cotes d'impact associées	Nombre d'occurrences
Faible	0	51
Moyen	1-2	11
Élevé	3-4	36
Très élevé	5-6	7

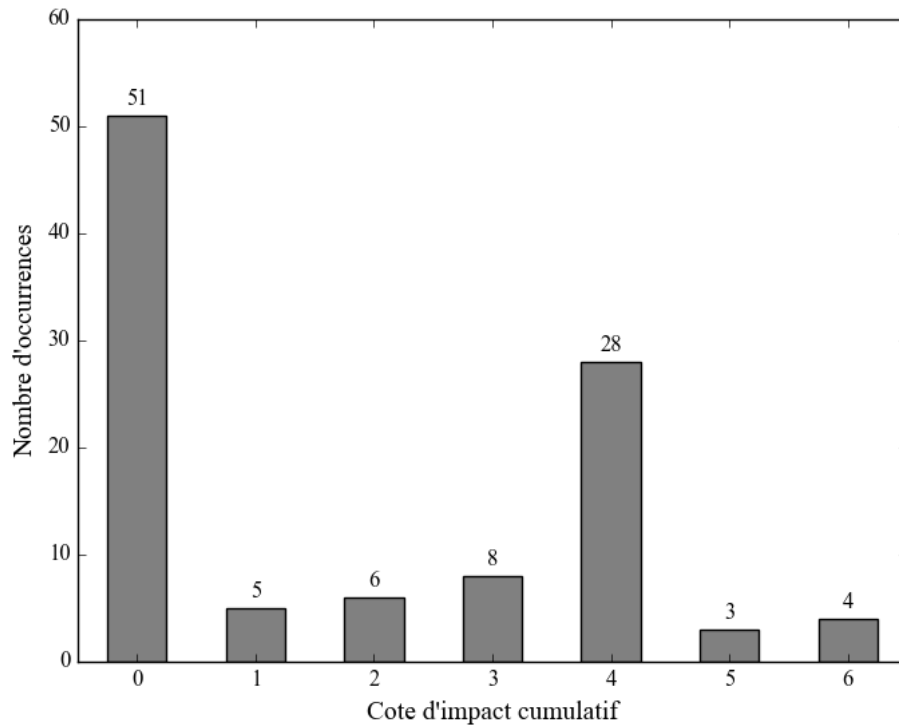


Figure 17. Vulnérabilité des 105 occurrences de salamandre à quatre orteils présentes dans les basses-terres du Saint-Laurent.

Les régions avec les occurrences les plus vulnérables sont les Laurentides et la Montérégie, qui comptent respectivement 15 et 11 occurrences de vulnérabilité élevée et très élevée (Figure 18) Le bilan est particulièrement négatif dans les Laurentides, où ces occurrences représentent 80% de toutes celles qu'on y retrouve. En comparaison, cette valeur est de 33% pour la Montérégie. Aucune occurrence de

salamandre à quatre orteils n'a été répertoriée dans les régions de Montréal, de Laval et du Bas-Saint-Laurent.

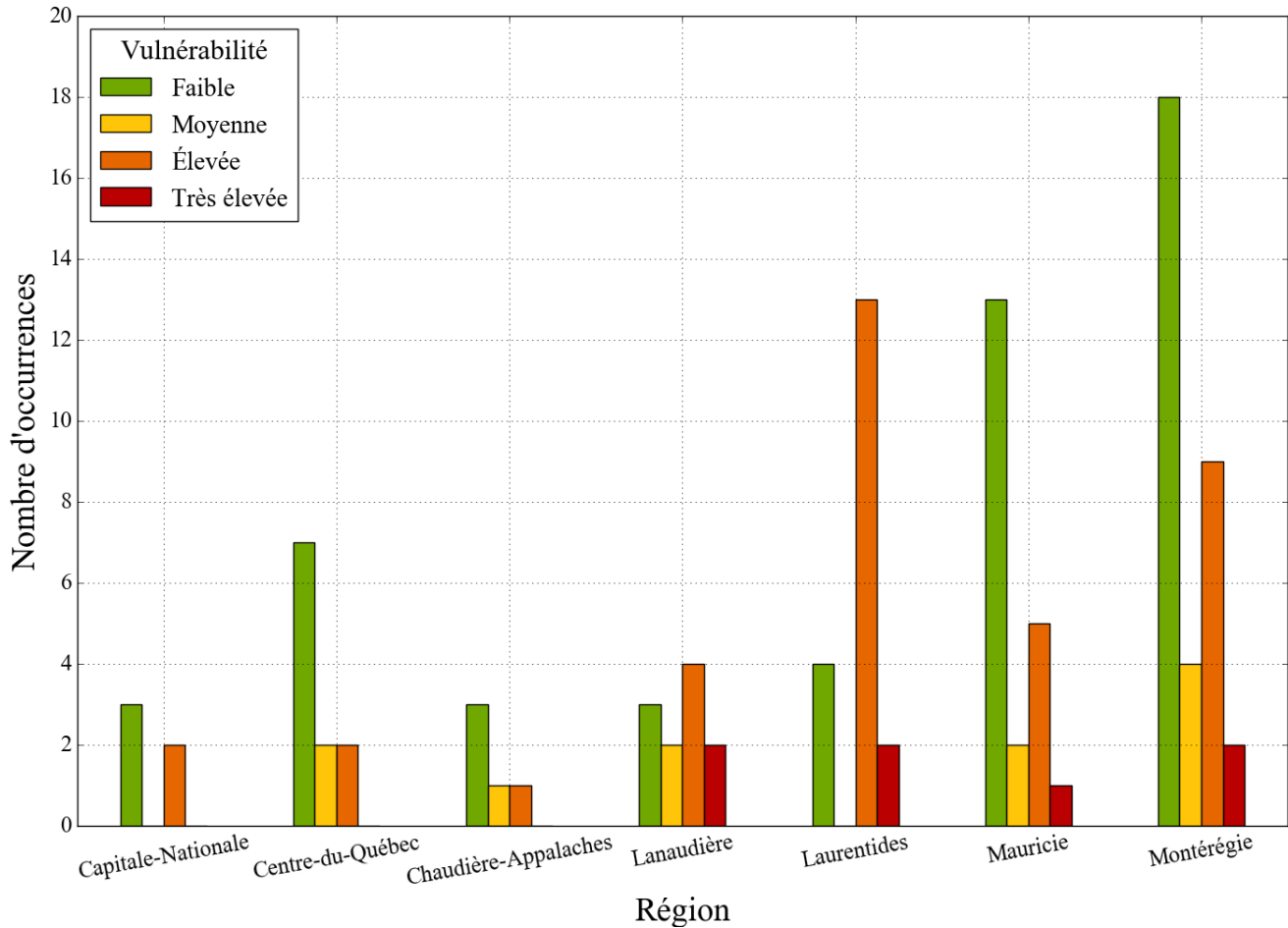


Figure 18. Distribution régionale des 105 occurrences de salamandre à quatre orteils dans les basses-terres du Saint-Laurent selon leur cote de vulnérabilité.

Dans les Laurentides, l'urbanisation et l'agriculture contribuent à parts égales à la vulnérabilité des occurrences de salamandre à quatre orteils (Figure 19). La majorité des occurrences est concentrée dans une zone d'environ 15 km de rayon, où le paysage actuel est fortement anthropisé (Figure 19) où de fortes probabilités de conversion des milieux naturels sont anticipées (ANNEXE 3) et où on retrouve peu d'AC en place permettant d'atténuer les probabilités de conversion (ANNEXE 2). Ce noyau d'occurrences vulnérables se poursuit dans Lanaudière, où les mêmes constats peuvent être faits.

On observe également un autre noyau d'occurrences vulnérables dans le secteur nord-ouest de la Montérégie (correspondant à la MRC de Vaudreuil-Soulanges). Ces 6 occurrences à vulnérabilité élevée ou très élevée sont rassemblées dans une zone de 5 km de rayon. Il s'agit d'un endroit où une forte probabilité de développement urbain est anticipée (ANNEXE 2) là où l'on retrouve actuellement des milieux humides (Figure 4). De manière générale en Montérégie, l'agriculture et l'urbanisation contribuent à parts égales à la vulnérabilité des occurrences, comme dans les Laurentides. En Mauricie, 21 occurrences ont été recensées, ce qui en fait la 2<sup>e</sup> région avec le plus d'occurrences dans les BTSL après la Montérégie. Les occurrences les plus vulnérables sont dans les environs de Trois-Rivières et représentent le quart des occurrences de la Mauricie. La principale menace est l'urbanisation, tout comme dans le Centre-du-Québec et dans la Capitale-Nationale. Le nombre d'occurrences vulnérables dans ces deux régions est toutefois assez faible (Figure 18).

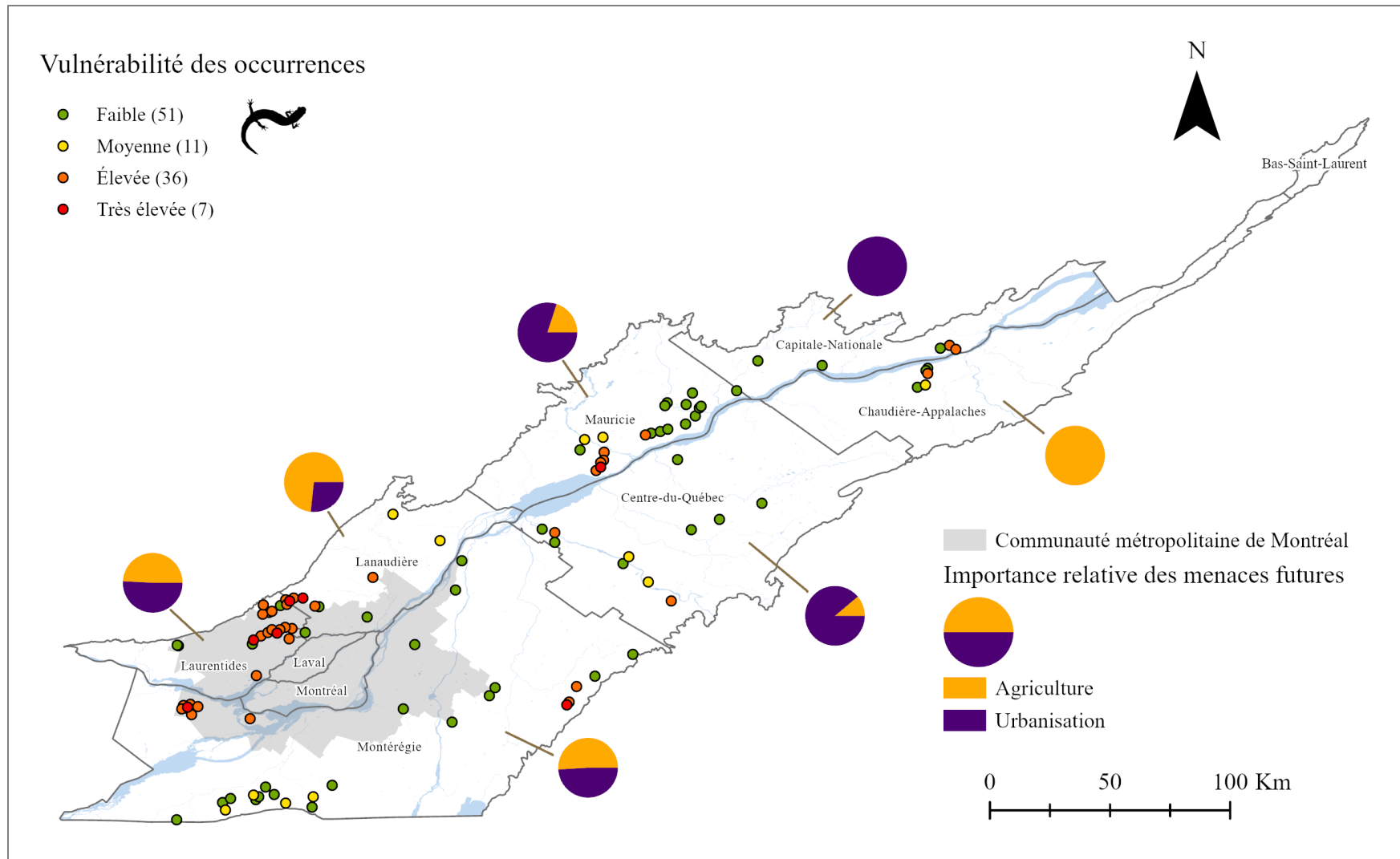


Figure 19. Importance relative des menaces dans les cotes d'impact cumulatif des menaces futures du développement urbain et de l'agriculture sur les occurrences de salamandre à quatre orteils par région.

### 4.3. Analyse comparative avec les cotes d'impact calculées par le MFFP

L'analyse comparative entre les résultats obtenus dans cet essai et ceux obtenus par le MFFP permet de comparer les méthodologies employées au niveau des matrices de menace produites (ANNEXE 4) et des cotes d'impact calculées (Figure 20 et Figure 21) pour chacune des menaces, à l'aide du cas d'étude de la rainette faux-grillon de l'ouest. Une première différence importante entre les matrices de menace produites est leur superficie qui est de 660 ha dans cet essai, alors que celles produites par le MFFP occupent 8 014 ha en ne considérant que les superficies à l'intérieur des zones d'influence de la rainette faux-grillon de l'ouest dans les BTSL. La superficie commune à ces matrices, pour laquelle il a été possible d'évaluer la différence de probabilité de conversion des milieux naturels, est de 645 ha. De manière générale, les probabilités de conversion des milieux naturels en milieux anthropiques (urbains ou agricoles) sont plus faibles dans la matrice produite dans cet essai, sauf dans les environs de L'Île-Perrot où les probabilités sont plus élevées. En effet, en ne considérant que les pixels communs aux matrices, on note environ 60% des pixels qui ont une probabilité de 20 à 50% de moins que dans les matrices de menace produites par le MFFP. Si quantitativement, on observe des différences semblables entre les matrices de menace de l'urbanisation et celles de l'agriculture (Tableau 13), on note certaines divergences dans les patrons spatiaux associés à ces différences de probabilité (ANNEXE 4), notamment sur L'Île-Perrot et dans certaines parcelles de milieux naturels dans les environs de Longueuil.

Tableau 13. Probabilités de conversion des matrices de menace de l'urbanisation et de l'agriculture produites dans cet essai pour la rainette faux-grillon de l'ouest par rapport à celles produites par le MFFP. Les pourcentages expriment la proportion de superficies associée à chaque intervalle de différence de probabilité, en excluant toutes les zones pour lesquelles il y avait une absence de donnée pour l'une ou l'autre des matrices. Par exemple, 10% des pixels communs aux deux matrices de menace de l'urbanisation ont une probabilité de conversion beaucoup plus faible dans la matrice de menace produite dans cet essai.

		Probabilités de conversion des matrices de menaces produites dans cet essai par rapport à celles obtenues par le MFFP					
Menace	Superficie	Beaucoup plus faible (< - 50%)	Plus faible (-50 à -20%)	Semblable (-20 à 20%)	Plus élevée (20 à 50%)	Beaucoup plus élevée (>50%)	Total
Urbanisation	%	10	62	16	5	7	100
	ha	67	397	101	33	48	645
Agriculture	%	7	61	19	6	7	100
	ha	45	395	121	38	47	645



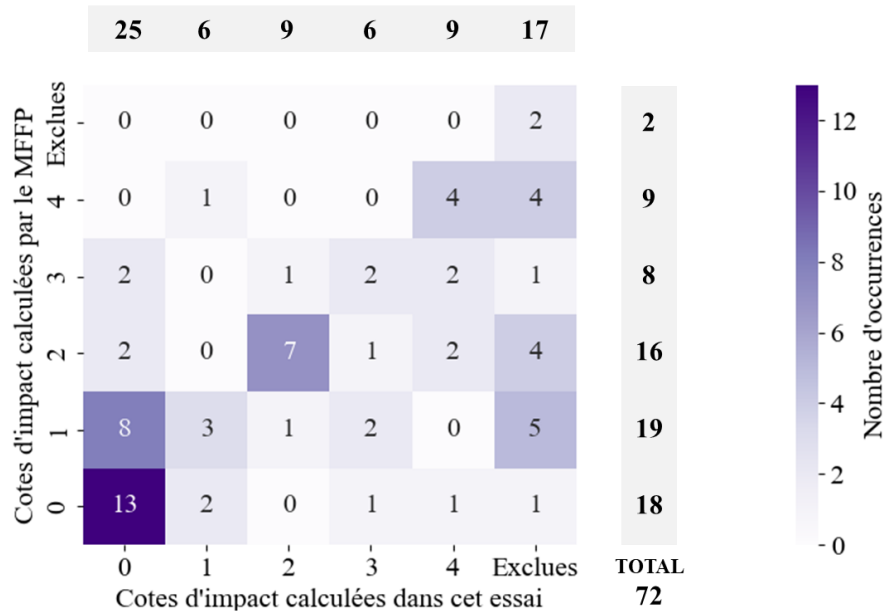


Figure 20. Matrice de confusion entre les cotes d'impact de l'urbanisation calculées par le MFFP et celles calculées dans cet essai pour les 72 occurrences de rainette faux-grillon de l'ouest dans les BTSL. Le nombre d'occurrences exclues est également indiqué (voir section 3.3.1), tout comme le nombre total d'occurrences associé à chaque cote d'impact (en gris).

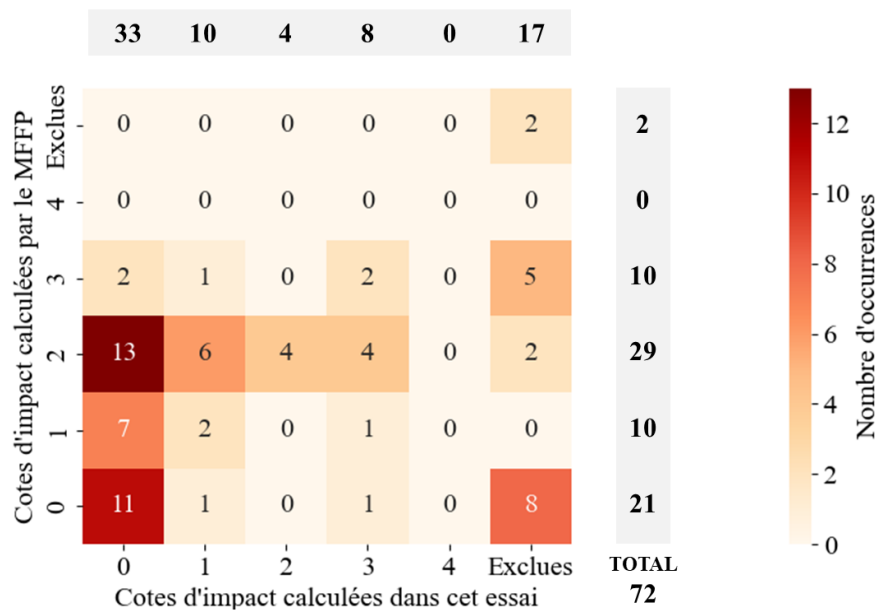


Figure 21. Matrice de confusion entre les cotes d'impact de l'agriculture calculées par le MFFP et celles calculées dans cet essai pour les 72 occurrences de rainette faux-grillon de l'ouest dans les BTSL. Le nombre d'occurrences exclues est également indiqué (voir section 3.3.1), tout comme le nombre total d'occurrences associé à chaque cote d'impact (en gris).

Par ailleurs, les différences de probabilités de conversion observées se reflètent dans les cotes d'impact qui en sont dérivées. En effet, si les résultats s'accordent plus ou moins pour les cotes d'impact plus élevées liées à l'urbanisation, celles de l'agriculture sont généralement plus faibles lorsque calculées avec la méthodologie développée dans cet essai (Figure 20 et Figure 21). Les cotes d'impact de l'agriculture sont généralement de 0, 1 ou 2 et ce, peu importe la méthode employée. Celles calculées dans cet essai sont toutefois principalement nulles.

## 5. INTERPRÉTATION ET DISCUSSION DES RÉSULTATS

Les objectifs de cet essai étaient de développer une méthodologie pour obtenir des cotes d'impact futur des menaces du développement urbain et de l'agriculture à partir d'une matrice de probabilité de conversion des milieux naturels, puis d'évaluer la vulnérabilité des occurrences de salamandre à quatre orteils à partir de cette méthodologie. Les cotes d'impact futur obtenues devaient également être comparées avec celles calculées par le MFFP à l'aide d'une méthodologie alternative pour la rainette faux-grillon de l'ouest. Finalement, la méthode développée devait être automatisée à l'aide de scripts Python. Tous les objectifs ont été atteints. Tout d'abord, quatre matrices de probabilité de conversion des milieux naturels pondérées par les actions de conservation en place ont été obtenues. Chaque matrice correspond à la conversion d'un type de milieu naturel (milieu humide ou boisé) vers un milieu anthropique (milieu agricole ou urbain). Ces matrices ont été utilisées pour calculer les cotes d'impact futur de la menace de l'agriculture et celles pour le développement urbain sur les occurrences de salamandre à quatre orteils. La méthodologie développée pourra être appliquée à d'autres espèces, incluant celles qui n'utilisent qu'un seul des deux milieux naturels considérés comme habitat, ce qui témoigne de la flexibilité de la méthode. Celle-ci a d'ailleurs été utilisée pour calculer les cotes d'impact futur de ces deux menaces sur les occurrences de rainette faux-grillon de l'ouest situées dans les BTSL. Ce sont ces cotes d'impact futur qui ont été comparées avec celles obtenues par le MFFP pour cette même espèce. Quant à elles, les cotes d'impact futur la salamandre à quatre orteils ont plutôt été utilisées pour évaluer la vulnérabilité de 105 occurrences de cette espèce dans les BTSL. Finalement, tous les traitements permettant d'obtenir les données en sortie ont été automatisés.

### 5.1. Évaluation de la méthode développée pour l'obtention de cotes d'impact

L'obtention de cotes d'impact repose sur la quantification de l'impact des menaces. Plusieurs étapes méthodologiques ont mené à cette quantification et c'est pourquoi ces différentes étapes seront discutées afin d'évaluer la méthode développée. Pour ce faire, les questions suivantes seront discutées :

1. Dans l'ensemble, est-ce que la méthode est accessible, flexible et facilement réutilisable par les biologistes du MFFP?
2. Quels sont les limites et avantages de la MPCMN brute pour l'obtention de cotes d'impact?
3. Quelle influence la pondération par les actions de conservation a-t-elle eue sur les résultats?

4. Comment les limites et avantages discutés se reflètent sur les cotes d'impact calculées pour la rainette faux-grillon de l'ouest, particulièrement lorsque celles-ci sont comparées avec les cotes d'impact calculées par le MFFP?
5. Quel est l'impact des choix méthodologiques faits sur l'attribution de niveaux de vulnérabilité?

### **5.1.1. Accessibilité et flexibilité de la méthode**

Un des objectifs de l'essai était d'automatiser la méthode à l'aide de Python afin que celle-ci puisse être facilement réutilisable par l'équipe de rétablissement du MFFP. Tout d'abord, les scripts ont été écrits avec Python 2.7 et la librairie ArcPy pour ArcMap. Bien que l'utilisation de Python 3 amène de nombreuses améliorations à la version 2.7, l'utilisation de Python 2.7 permettra à un plus grand nombre de personnes d'utiliser le script écrit. La majorité des biologistes au MFFP n'a actuellement pas accès à une licence ArcGIS Pro qui permet l'utilisation d'ArcPy pour Python 3. Afin de faciliter l'utilisation des scripts et la configuration d'un interpréteur, les librairies utilisées ont été limitées à celles accompagnant ArcPy par défaut, comme *Pandas*, *Numpy* et *Matplotlib*.

Aussi, les scripts ont été conçus de manière à isoler les différentes étapes de traitement. Par exemple, une personne souhaitant évaluer la vulnérabilité d'une espèce à partir des matrices de probabilités de conversion pondérées qui ont été générées dans le cadre de cet essai pourrait directement le faire sans devoir exécuter tout le programme. Cela est un avantage considérant que les scripts permettant de générer les matrices prennent beaucoup de temps à être exécutés, surtout lorsque des ordinateurs qui ne sont pas optimisés pour la performance sont utilisés. Le code est également assez flexible quant aux données futures qui pourront être traitées. Par exemple, le script servant à évaluer la vulnérabilité d'occurrences permet d'intégrer un nombre illimité de menaces. La seule contrainte est que les données sur les menaces incluses soient sous la forme de matrices de probabilité. L'automatisation de la méthode permet également une mise à jour rapide des matrices de menace future de l'urbanisation et de l'agriculture. Par exemple, il serait possible dans quelques années d'utiliser des données d'occupation du sol plus récentes pour faire les extractions de la MPCMN brute selon les milieux naturels existants à ce moment, permettant d'exclure tous ceux qui auraient été convertis entre temps. Il est également possible d'ajouter de nouvelles AC à l'aide de nouvelles couches de données ou de couches données mises à jour. On peut notamment penser aux superficies de milieux naturels visées par le nouveau règlement de contrôle intérimaire récemment adopté par la CMM qui pourraient faire l'objet de mesures de conservation une

fois le règlement approuvé par le ministère des Affaires municipales et de l'Habitation (Communauté métropolitaine de Montréal, 2022).

### **5.1.2. Limites et avantages de la MPCMN brute**

La méthodologie développée dépend largement des données de modélisation de menaces futures utilisées, puisque celles-ci constituent le point de départ de la chaîne de calcul menant à l'obtention de cotes d'impact puis des niveaux de vulnérabilité. De prime abord, la MPCMN produite par Rayfield *et al.* (2021) est un outil intéressant pour évaluer l'impact futur de l'agriculture et de l'urbanisation sur les EMV. La modélisation permet de mieux cibler les zones à risque et est plus objective qu'une analyse multicritère, par exemple, qui dépend du jugement de personnes expertes pour l'assignation de poids aux critères considérés. La MPCMN a somme toute quelques limites lorsqu'il s'agit d'évaluer la vulnérabilité des occurrences d'EMV.

Tout d'abord, la MPCMN brute est issue d'une modélisation des changements d'occupation du sol de 2010 à 2100. Les données d'occupation du sol utilisées comme point de départ (pour l'année 0, soit 2010) sont la couche matricielle produite par Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC ; 2015). Considérant que ces données illustrent le territoire en 2010, il y a maintenant un écart de 12 ans entre 2010 et aujourd'hui (2022). C'est pourquoi seuls les pixels illustrant les milieux naturels actuels (selon l'occupation du sol de 2018 produite par le MELCC) ont été utilisés. Si on s'attend à ce que certains milieux naturels aient été convertis depuis 2010, on note qu'il y a également plusieurs milieux naturels actuels qui ne sont pas représentés dans la couche d'AAC. Au total, il y a 10% des milieux boisés ou humides présents dans la couche d'occupation du sol du MELCC (2018) qui sont absents de la MPCMN brute. Il est très probable que cette différence soit majoritairement expliquée par les classes d'occupation du sol utilisées. Par exemple, le parc Michel-Chartrand, situé à Longueuil, est un parc-nature où l'on retrouve plusieurs étangs temporaires au printemps ainsi que des milieux boisés. Pourtant, celui-ci est classé comme étant un milieu bâti par AAC. Les données d'occupation du sol utilisées pour la modélisation influencent donc directement le résultat. En effet, un milieu naturel non représenté dans les données utilisées pour faire la modélisation n'aura pas de probabilité de conversion et sera exclu de l'analyse. Par ailleurs, les milieux ouverts secs, étant dépourvus de milieux humides ou de boisés, ne sont pas considérés dans la MPCMN même s'ils constituent des habitats propices à plusieurs espèces.

Une autre des limites de la MPCMN brute est le fait que les types d'agriculture ne soient pas distingués. Dans l'utilisation qui en est faite, il s'agit pourtant d'une limitation majeure, puisque l'agriculture annuelle est généralement beaucoup plus intensive que l'agriculture pérenne (Jobin *et al.*, 2010) et que les pratiques agricoles intensives affectent négativement plusieurs espèces champêtres (Arntzen *et al.*, 2017; Jeliaskov *et al.*, 2016). Même si les pratiques agricoles sont majoritairement intensives dans les BTSL, la probabilité d'intensification de l'agriculture actuellement pérenne permettrait de mieux évaluer l'impact de l'agriculture sur les espèces concernées par cette limite. Il pourrait également être pertinent d'utiliser une modélisation des changements d'occupation du territoire qui considère les changements climatiques. Rayfield *et al.* (2021) ont réalisé ce genre de modélisation, en distinguant les forêts de conifères et de feuillus. Certaines EMV pourraient être impactées par une transition de peuplements, même si les milieux boisés concernés par ce genre de transition ne sont pas convertis en milieux anthropiques.

Par ailleurs, la modélisation est basée sur des règles de transition qui simulent la conversion des milieux naturels autour des milieux urbains et agricoles déjà existants, en supposant que plus un milieu naturel est près d'un milieu urbain/agricole, plus ses risques de conversion sont élevés (Rayfield *et al.*, 2021). Les occurrences analysées étaient toutes à proximité de grands centres urbains. Toutefois, il se pourrait que d'autres espèces soient davantage réparties sur le territoire. Les habitats des occurrences qui ne sont pas près d'un milieu urbain existant auront alors presque systématiquement une probabilité de conversion nulle. Il sera alors difficile de discriminer ces occurrences dans le cadre d'une analyse de vulnérabilité. En comparaison, l'analyse multicritère réalisée par le MFFP a permis d'obtenir des matrices de conversion sans valeur nulle. Bref, la MPCMN brute permet surtout de visualiser les patrons de conversion des milieux naturels à l'échelle des BTSL, mais n'a pas forcément été développée pour être utilisée à l'échelle des occurrences. Les règles de transition sont basées sur les changements historiques d'occupation du sol à la grandeur des BTSL et reflètent donc les tendances observées sur l'ensemble de ce territoire. Une modélisation plus locale permettrait de mieux refléter les changements attendus dans les différents secteurs des BTSL, en fonction de la planification locale de l'aménagement du territoire.

D'ailleurs, la résolution de la modélisation est assez grossière (résolution de 90 m) pour l'utilisation qui en est faite. Le nombre de pixels de la MPCMN à l'intérieur des zones d'influence des occurrences varie de 0 à 272 (médiane : 22) pour la salamandre et de 0 à 406 (médiane : 20) pour la rainette. Bref, pour la majorité des occurrences, la portée des menaces est basée sur un très petit nombre de pixels. La combinaison des règles simples de transition dans la modélisation et de sa faible résolution pourrait

affecter la précision et l'exactitude de l'impact futur prédit pour les menaces à l'étude. D'ailleurs, en l'absence de délimitation des zones d'influence pour la salamandre, c'est la délimitation des occurrences elle-même qui a été utilisée en substitution aux zones d'influence. Par définition, la surface des occurrences est plus petite que celle des zones d'influence et la question de la résolution se pose encore plus dans le cas de l'analyse de vulnérabilité réalisée pour la salamandre à quatre orteils.

### **5.1.3. Effet de la pondération par les actions de conservation**

Une partie importante de cet essai était de pondérer la MPCMN brute par les AC présentes sur le territoire. Globalement, les actions de conservation en place n'atténuent que minoritairement la probabilité de conversion des milieux naturels, surtout en ce qui concerne l'agriculture. Le faible impact de la pondération par les AC s'explique d'une part par le fait qu'il y ait peu d'AC sur l'ensemble du territoire. D'autre part, le fait que Rayfield *et al.* (2021) aient considéré les aires protégées et les milieux naturels protégés en terres privées lors de la production de la MPCMN brute empêche localement toute possibilité de réduction de la probabilité de conversion, puisque celle-ci avait déjà été fixée à 0%. Cela constitue d'ailleurs un inconvénient, puisque les milieux naturels protégés en terres privées ont une efficacité d'atténuation de 75% selon les valeurs utilisées par le MFFP (ANNEXE 1). Or, en fixant de façon uniforme la probabilité de conversion de ces milieux naturels à 0%, on simule une efficacité d'atténuation de 100%. Ainsi, il y a une surestimation de l'efficacité de protection par rapport aux matrices de protection produites dans cet essai. Les milieux naturels protégés en terres privées et les aires protégées considérées par Rayfield *et al.* (2021) constituent majoritairement les AC avec une efficacité d'atténuation de 75 et 100% que l'on retrouve dans les matrices de protection. Les AC qui ont eu un effet sur la MPCMN sont surtout des initiatives locales avec un moindre poids légal, comme les affectations de conservation et les parcs municipaux. Somme toute, la pondération de la MPCMN par les AC a également permis de mettre en lumière la pertinence d'intégrer les affectations de conservation, auxquelles on doit presque toutes les diminutions de probabilité de conversion observées (50% d'efficacité), tant pour l'agriculture que l'urbanisation. Cela met en relief l'importance des MRC et des municipalités dans la planification de la conservation. L'intégration de ces AC à la MPCMN a surtout permis de nuancer la probabilité de conversion des milieux naturels situés en zones urbaines, notamment dans la grande région de Montréal. Ultimement, cela permet de mieux prioriser les occurrences lors d'analyses de vulnérabilité.

#### 5.1.4. Comparaison avec les cotes d'impact calculées par le MFFP

La divergence entre les cotes d'impact obtenues pour la rainette faux-grillon dans le cadre de cet essai et celles précédemment calculées par le MFFP peuvent être expliquées d'une part par les limites et avantages de la MPCMN exprimés à la section 5.1, mais également par certaines différences entre les méthodologies employées. La rainette faux-grillon de l'ouest est un cas d'étude intéressant, puisque contrairement à la salamandre à quatre orteils, il s'agit d'une espèce qui utilise d'autres habitats que les milieux humides ou boisés. Cela permet de mieux comprendre les limites d'utilisation des matrices de probabilité de conversion telles qu'elles ont été produites, tout en ciblant des améliorations potentielles qui permettraient de modéliser la conversion des habitats d'un plus grand nombre d'espèces.

##### *Impacts de l'utilisation de la MPCMN sur les résultats*

Les limites de la MPCMN liées aux classes d'occupation du sol semblent avoir un impact assez important sur les cotes d'impact calculées pour la rainette faux-grillon de l'ouest. Par exemple, plusieurs occurrences ont dû être retirées de l'analyse dû au fait qu'elles étaient complètement situées dans des milieux considérés bâtis dans la couche d'occupation du sol d'AAC utilisée par Rayfield *et al.* (2021) pour produire la MPCMN brute. En opposition, la couche d'occupation du sol du MELCC (2018) classe certains de ces milieux comme milieux humides ou milieux forestiers. Cela engendre un biais important, même pour les occurrences pour lesquelles il a été possible de calculer des cotes d'impact. En effet, les cotes d'impact des occurrences situées majoritairement dans un milieu naturel considéré bâti par AAC ne permettent pas de refléter de manière juste leur situation face aux menaces futures. Les cotes peuvent être sous-estimées ou surestimées selon la probabilité de conversion des milieux naturels pour lequel des données sont disponibles dans la MPCMN brute. Au total, il y a 20 % de la superficie des milieux naturels présents dans les zones d'influence des occurrences de rainette (selon l'occupation du sol en 2018 du MELCC) qui ne sont pas représentés dans la MPCMN brute. En comparaison, cette valeur est de 4% pour l'ensemble des BTSL. Cela suggère que les milieux naturels à proximité de milieux urbains ont davantage été classés comme des milieux anthropiques dans la couche d'AAC.

Aussi, le fait de ne pas distinguer l'intensité agricole influence fortement les résultats, considérant que la rainette est favorisée (et non menacée) par certains milieux agricoles où se trouvent des cultures pérennes. Toutefois, bien que cette limite soit soulevée, il est difficile de voir son impact sur les résultats. En effet, les cotes d'impact obtenues dans cet essai auraient pu être plus élevées, considérant que l'agriculture ait



été envisagée comme une menace, peu importe son niveau d'intensité. Cela met en lumière le fait que les résultats obtenus sont difficiles à comparer pour la rainette, puisqu'il y a un trop grand nombre d'éléments méthodologiques qui diffèrent et qu'il est alors difficile de déterminer à quelles différences méthodologiques la divergence entre les résultats est due.

Par ailleurs, une autre différence méthodologique est l'utilisation de la couche de zonage pour distinguer les menaces de l'agriculture et de l'urbanisation à partir de la MPCMN brute. Dans cet essai, il a été supposé que les zonages persisteront dans le temps et que les milieux naturels situés en zonage agricole ont une probabilité nulle d'être convertis en milieux urbains, alors que ceux situés en zonage non agricole ont une probabilité nulle d'être convertis en milieux agricoles. Cela explique aussi pourquoi un si grand nombre d'occurrences a obtenu une cote d'impact nulle pour l'une ou l'autre des menaces dans cet essai (Figure 20 et Figure 21) : la totalité de leur zone d'influence se retrouvait généralement dans l'un ou l'autre des zonages considérés. Le zonage a également été considéré par le MFFP, mais cette donnée avait un faible poids dans l'analyse multicritère réalisée. Ainsi, il était possible qu'un milieu naturel ait à la fois une forte probabilité d'être converti en milieu urbain et en milieu agricole, contribuant donc à l'obtention de cotes d'impact cumulatif plus élevées.

#### *Calcul de la portée des menaces*

Le seuil de probabilité de conversion utilisé pour évaluer la portée des menaces dans les zones d'influence des occurrences influence grandement les cotes d'impact obtenues. Dans cet essai, c'est un seuil fixe de 50% qui a été utilisé, mais ce n'est pas le cas des résultats produits par le MFFP. C'est plutôt un seuil issu d'une classification de Jenks de la probabilité de conversion de chaque pixel dans les zones d'influence qui a été utilisé. Pour l'agriculture, il a ainsi été fixé à 46% alors que pour l'urbanisation, il était de 53%. Bien que ceux-ci soient similaires, un seuil plus bas favorise des cotes d'impact plus élevées. Chaque seuil, qu'il soit fixe ou relatif, entraîne des répercussions sur les résultats obtenus. Le seuil relatif permet de mieux faire ressortir les zones très à risque par rapport aux autres. Cela peut toutefois rendre les cotes d'impact difficilement comparables entre elles, ce qui est nécessaire pour le calcul de cotes d'impact cumulatif. Par exemple, l'utilisation d'un seuil relatif issu d'une classification de Jenks pour les matrices de menace produites dans cet essai entraînait des cotes d'impact encore plus faibles. Les seuils avaient alors une valeur de 68% (urbanisation) et de 70% (agriculture). Par ailleurs, la comparaison des résultats a révélé que près du trois-quarts de la superficie urbaine dans les zones d'influence de la rainette avaient une probabilité de conversion plus faible dans cet essai par rapport aux valeurs du MFFP. Or, seulement

le quart des cotes d'impact calculées étaient plus faibles dans cet essai. La transformation des probabilités de conversion des milieux naturels en cotes d'impact par la fixation d'un seuil à risque peut donc grandement affecter le portrait initial issu de la MPCMN.

Somme toute, il est important de noter que le seuil optimal est d'abord et avant tout un compromis. En fixant un seuil plus bas ou plus haut, il est possible d'influencer le nombre d'occurrences que l'on retrouvera dans les différents niveaux de vulnérabilité. Cela met en lumière l'importance de se questionner sur le nombre d'occurrences que l'on souhaite traiter comme étant prioritaires sur le plan de la conservation. Par exemple, lorsqu'on s'attarde aux résultats obtenus pour la salamandre, on constate qu'il y a près de la moitié des occurrences qui ont une cote d'impact nulle. Cela signifie qu'il n'y a aucun pixel avec une probabilité de conversion supérieure à 50% dans les zones d'influence des occurrences. Pourtant, le risque de conversion de ces milieux naturels n'est pas forcément nul. Bref, il y a un compromis à faire entre le nombre d'occurrences que l'on souhaite prioriser (avec des cotes d'impact élevées) et le nombre d'occurrences dont le risque de conversion des milieux naturels sera considéré comme étant improbable (sous le seuil). Des efforts de conservation planifiés à court terme auraient probablement avantage à se baser sur un seuil plus élevé pour s'assurer d'agir sur les occurrences particulièrement prioritaires. En contrepartie, une planification à long terme aurait possiblement avantage à se baser sur un seuil plus bas afin de protéger un plus grand nombre d'occurrences.

#### **5.1.5. Attribution de niveaux de vulnérabilité**

En plus du choix d'un seuil permettant d'identifier les menaces probables, deux autres choix méthodologiques effectués affectent directement les niveaux de vulnérabilité obtenus : (1) le calcul des cotes d'impact par la conjugaison de la sévérité et de la portée d'une menace ainsi que (2) la classification des cotes d'impact cumulatif pour obtenir les niveaux de vulnérabilité. Dans le cas de la salamandre à quatre orteils, la sévérité est *extrême* pour les deux menaces à l'étude et n'a donc pas d'influence sur la discrimination du niveau de vulnérabilité attribué aux occurrences, lorsque l'on considère uniquement cette espèce. Par contre, ce ne serait pas forcément le cas si l'on comparait des occurrences de plusieurs espèces à la fois. Pour la rainette faux-grillon de l'ouest, par exemple, la sévérité influence les résultats obtenus puisqu'elle n'est pas la même pour l'agriculture et pour l'urbanisation. Cela explique d'ailleurs pourquoi il n'y a aucune occurrence de cette espèce qui a une cote d'impact de 4 pour cette menace, et ce, autant pour les cotes calculées dans cet essai que par le MFFP : la cote maximale pour l'agriculture

est de 3 pour la rainette, puisque la sévérité de cette menace est *sérieuse*. Bref, les niveaux de sévérité utilisés ont une influence non négligeable sur les résultats. Les niveaux de sévérité ont été fournis par le MFFP. Il s'agit de valeurs basées sur le jugement de personnes expertes. Une étude de Donlan *et al.* (2010) suggère que plus une personne a de l'expérience avec une menace, plus elle tend à assigner un fort impact de cette menace sur les populations. Dans la mesure où des données sont disponibles à cet effet, il serait intéressant de procéder à une modélisation de la sévérité des menaces pour certaines espèces afin d'évaluer la précision des niveaux de sévérité attribués.

Quant à eux, les niveaux de vulnérabilité sont assignés à l'aide d'une classification par seuils naturels. Ainsi, s'il y a quelques occurrences d'une espèce qui se démarquent avec une cote d'impact particulièrement plus élevée que les autres, il y aura davantage d'occurrences qui seront classifiées dans les classes de vulnérabilité inférieures. Au contraire, si les cotes d'impact des occurrences sont relativement homogènes, chaque niveau de vulnérabilité risque de comprendre un même nombre d'occurrences. Un autre type de classification aurait pu donner des résultats différents.

## **5.2. Diagnostic préliminaire de la vulnérabilité des populations de salamandre à quatre orteils**

De manière générale, indépendamment des autres menaces qui pourraient affecter l'espèce, le bilan de la vulnérabilité des occurrences de salamandre à quatre orteils est plutôt inquiétant dû au grand nombre d'occurrences dont le niveau de vulnérabilité est estimé d'élevé à très élevé. En effet, 49% des occurrences ont été évaluées comme étant peu vulnérables, 10% moyennement vulnérables, 34% avec une vulnérabilité élevée et 7% des occurrences ont un niveau de vulnérabilité très élevé. La communauté métropolitaine de Montréal (CMM) compte plusieurs occurrences de salamandre à quatre orteils dont la vulnérabilité est élevée ou très élevée. Il s'agit d'une zone avec actuellement une grande densité de milieux agricoles ou urbains, ce qui explique les fortes pressions sur les occurrences de salamandre. Le grand nombre d'occurrences dans la CMM pourrait toutefois être associé à la variabilité dans l'effort d'échantillonnage. Pour qu'une occurrence soit cartographiée, le CDPNQ procède à une vérification terrain de la présence des espèces observées. Les observations peuvent venir de sources diverses, comme les ministères provinciaux et fédéraux, les municipalités, des organismes consultants (études d'impact), des organismes de conservation ou même des citoyens, notamment via des plateformes de science citoyenne comme *iNaturalist*, *l'Atlas des amphibiens et des reptiles du Québec* ou *iNaturalist* (Gouvernement du Québec, 2022). Ainsi, l'effort d'échantillonnage peut varier d'une région à l'autre dû

à la contribution de ces différents partenaires, ce qui pourrait expliquer certains noyaux d'occurrences de salamandre à quatre orteils comme ceux que l'on retrouve dans la communauté métropolitaine de Montréal. Il se pourrait également qu'il y ait plus d'efforts d'inventaires qui aient été faits en périphérie des projets de développement, notamment dans le cadre d'études d'impact ou d'autorisations de projets. Chalmers et Loftin (2006) ont mené une étude afin de déterminer les variables environnementales associées à la présence de salamandre à quatre orteils dans les milieux humides, comme la présence de certaines espèces végétales, la profondeur et la pente du milieu humide ou le couvert de conifère. Une analyse géomatique du territoire québécois permettrait d'évaluer la présence potentielle de salamandre dans les endroits moins échantillonnés et où il est probable que des habitats soient convertis d'ici 2100. À cet effet, un modèle de qualité d'habitat élaboré par le MFFP et le Centre d'étude et de recherche en foresterie de Sainte-Foy (CERFO) a été développé et les résultats pourront être considérés dans la planification liée au rétablissement de l'espèce. La tenure majoritairement privée du territoire constitue probablement un autre obstacle, en plus de réduire les possibilités de mises en place d'actions de conservation pour protéger ces habitats.

Aussi, la CMM a connu un étalement urbain rapide dans les cinquante dernières années (Dupras *et al.*, 2016) et les résultats obtenus laissent croire que certains inventaires terrain seraient nécessaires pour s'assurer qu'il y a toujours présence d'individus dans les occurrences, notamment dû au fait qu'il n'y a pas de date de dernière validation terrain dans les données. Lorsqu'on s'attarde aux résultats, on remarque que plusieurs occurrences de salamandre à quatre orteils de vulnérabilité élevée ou très élevée se situent dans des zones largement développées. Par exemple, on en compte 9 dont la superficie est actuellement couverte à plus de 50% par des milieux urbains ou agricoles. Pour trois d'entre elles, on compte même plus de 75% de la superficie qui est occupée par des milieux anthropiques. Ainsi, il est possible que les habitats de ces populations aient été convertis depuis le dernier inventaire terrain.

L'analyse de vulnérabilité réalisée pour la salamandre à quatre orteils n'est malheureusement que partielle. On retrouve plusieurs autres occurrences situées en Estrie et d'autres menaces non considérées sont susceptibles de nuancer l'analyse de vulnérabilité réalisée. On peut notamment penser à la coupe et à la récolte du bois, qui ont plusieurs impacts sur cette espèce. En effet, l'ouverture du couvert forestier favorise l'assèchement du sol et des petits étangs et le passage de machinerie lourde compacte le sol, ce qui affecte son drainage (MFFP, 2021d).

## 6. CONCLUSION

L'objectif principal de ce projet était d'évaluer le risque de conversion des habitats des EMVS en milieux anthropiques en considérant les AC en place sur le territoire. Cet objectif a été atteint, tout comme les objectifs spécifiques qui ont été fixés. Tout d'abord, une méthode permettant de calculer une cote d'impact futur de l'agriculture et de l'urbanisation à partir d'une modélisation des changements d'occupation du sol a été développée. Cette méthode intègre l'effet d'atténuation de la probabilité de conversion des milieux naturels par les AC. De manière générale, la pondération par les AC a eu un faible impact sur l'ensemble du territoire, mais cela a tout de même permis de nuancer la probabilité de conversion de certains milieux naturels en périphérie des centres urbains et particulièrement dans les environs de Montréal, en mettant notamment en lumière la contribution des MRC et des municipalités dans la planification de la conservation des milieux naturels. Ensuite, des cotes d'impact futur de l'agriculture et de l'urbanisation ont été calculées pour la rainette faux-grillon de l'ouest, puis elles ont été comparées avec celles calculées par le MFFP pour cette espèce. Cette comparaison a permis de relever d'importantes différences entre les résultats et cela a permis de souligner les avantages et les limites de la modélisation des changements d'occupation du sol utilisée. Finalement, une évaluation préliminaire de la vulnérabilité des occurrences de la salamandre à quatre orteils a été réalisée. Les résultats de cette analyse ont permis d'identifier certains secteurs avec de nombreuses occurrences à risque, particulièrement dans la CMM.

Les matrices de probabilité de conversion des milieux naturels pondérées par les actions de conservation constituent un résultat important qui pourra être réutilisé pour le diagnostic des populations de plusieurs autres EMVS. Des modifications pourraient toutefois être apportées à la modélisation de changements d'occupation du sol utilisée afin qu'elle soit mieux adaptée aux besoins. La principale modification à faire serait d'utiliser un plus grand nombre de classes d'occupation du sol, comme différentes intensités d'agriculture et d'autres milieux naturels. Cela permettrait de mieux représenter la perte potentielle des habitats des EMVS utilisant d'autres habitats que les milieux humides ou boisés. La seconde modification essentielle à considérer est l'échelle et la résolution utilisées pour réaliser la modélisation, afin qu'elle soit davantage appropriée pour une utilisation à l'échelle des occurrences. Somme toute, il s'agit probablement de la première phase d'un projet permettant d'évaluer la probabilité de conversion des milieux naturels au Québec. La méthodologie développée pourra être réutilisée avec les nouvelles données qui seront produites, d'autant plus qu'elle a entièrement été automatisée sous Python.

Les modélisations de changements d'occupation du sol sont de plus en plus utilisées dans la planification de l'aménagement du territoire et dans la prise de décision, notamment à l'échelle des municipalités (p. ex. Martins *et al.*, 2020). Ce genre de données ouvre la voie à une planification plus efficace de la conservation des milieux naturels dans un contexte où les conflits d'utilisation du territoire sont omniprésents et où il est urgent d'agir pour protéger les espèces qui sont menacées par la pression du développement urbain et agricole.

## 7. RÉFÉRENCES

- Agriculture et Agroalimentaire Canada (2015) Land Use 1990, 2000 and 2010 [TIF]. Gouvernement Ouvert. Ottawa.
- Agriculture et Agroalimentaire Canada (2021) Indicateur de la capacité d'habitat faunique des terres agricoles. Accessible à <https://agriculture.canada.ca/fr/agriculture-environnement/sols-terres/indicateur-capacite-dhabitat-faunique-terres-agricoles> (consulté le 19 mai 2022).
- Anctil, A. et Bouchard, C. (2021) CDNPQ : Des données incontournables pour la conservation de la biodiversité, Webinaire sur le CDNPQ et la loi sur les espèces menacées ou vulnérables, 21 décembre 2021. Accessible à [https://www.youtube.com/watch?v=5ww-\\_T0ZLM0](https://www.youtube.com/watch?v=5ww-_T0ZLM0) (consulté le 16 mars 2022).
- Arntzen, J. W., Abrahams, C., Meilink, W. R. M., Iosif, R. et Zuiderwijk, A. (2017) Amphibian decline, pond loss and reduced population connectivity under agricultural intensification over a 38 year period. *Biodiversity and Conservation*, vol. 26, n°6, p. 1411-1430.
- Basse, R. M., Omrani, H., Charif, O., Gerber, P. et Bódis, K. (2014) Land use changes modelling using advanced methods: Cellular automata and artificial neural networks. The spatial and explicit representation of land cover dynamics at the cross-border region scale. *Applied Geography*, vol. 53, p. 160-171.
- Bélanger, L. et Grenier, M. (2002) Agriculture intensification and forest fragmentation in the St. Lawrence valley, Québec, Canada.
- Bennett, V. J. (2017) Effects of Road Density and Pattern on the Conservation of Species and Biodiversity. *Landscape Ecology*, vol. 2, p. 1-11.
- Böhm, M., Williams, R., Bramhall, H. R., McMillan, K. M., Davidson, A. D., Garcia, A., Bland, L. M., Bielby, J. et Collen, B. (2016) Correlates of extinction risk in squamate reptiles: the relative importance of biology, geography, threat and range size: Extinction risk correlates in squamate reptiles. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 25, n°4, p. 391-405.
- Brisson, J., de Blois, S. et Lavoie, C. (2010) Roadside as Invasion Pathway for Common Reed (*Phragmites australis*). *Invasive Plant Science and Management*, vol. 3, n°4, p. 506-514.
- Canadian Endangered Species Conservation Council (2017) Wild Species 2015: The General Status of Species in Canada. National General Status Working Group, 128 p.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., MacE, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S. et Naeem, S. (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, vol. 486, n°7401, p. 59-67.

- Chalmers, R. J. et Loftin, C. S. (2006) Wetland and Microhabitat Use by Nesting Four-Toed Salamanders in Maine Published By : The Society for the Study of Amphibians and Reptiles Wetland and Microhabitat Use by Nesting Four-Toed Salamanders in Maine. Society, vol. 40, n°4, p. 478-485.
- Cheng, T. L., Reichard, J. D., Coleman, J. T. H., Weller, T. J., Thogmartin, W. E., Reichert, B. E., Bennett, A. B., Broders, H. G., Campbell, J., Etchison, K., Feller, D. J., Geboy, R., Hemberger, T., Herzog, C., Hicks, A. C., Houghton, S., Humber, J., Kath, J. A., King, R. A., Loeb, S. C., Massé, A., Morris, K. M., Niederriter, H., Nordquist, G., Perry, R. W., Reynolds, R. J., Sasse, D. B., Scafini, M. R., Stark, R. C., Stihler, C. W., Thomas, S. C., Turner, G. G., Webb, S., Westrich, B. J. et Frick, W. F. (2021) The scope and severity of white-nose syndrome on hibernating bats in North America. *Conservation Biology*, vol. 35, n°5, p. 1586-1597.
- CMP (s.d.) About Conservation Measures. Conservation Measures Partnership (CMP). Accessible à <https://www.conservationmeasures.org/about-cmp/> (consulté le 15 mars 2022).
- Communauté métropolitaine de Montréal (2022) Règlement de contrôle intérimaire de la communauté métropolitaine de Montréal concernant les milieux naturels. Accessible à <https://cmm.qc.ca/documentation/reglements/controle-interimaire-rci-2022-96/> (consulté le 18 mai 2022).
- CPTAQ (2015) Zone agricole du Québec [SHP]. Commission de protection du territoire agricole du Québec, *Données Québec*, Québec.
- Daniel, C., Frid, L., Sleeter, B. M. et Fortin, M. J. (2016) State-and-transition simulation models : a framework for forecasting landscape change. *Methods in Ecology and Evolution*, vol. 7, p. 1413-1423.
- Davidson, A. D., Shoemaker, K. T., Weinstein, B., Costa, G. C., Brooks, T. M., Ceballos, G., Radeloff, V. C., Rondinini, C. et Graham, C. H. (2017) Geography of current and future global mammal extinction risk. *PLOS ONE*, vol. 12, n°11, p. 1-18.
- Delgado-Baquerizo, M., Reich, P. B., Trivedi, C., Eldridge, D. J., Abades, S., Alfaro, F. D., Bastida, F., Berhe, A. A., Cutler, N. A., Gallardo, A., García-Velázquez, L., Hart, S. C., Hayes, P. E., He, J. Z., Hseu, Z. Y., Hu, H. W., Kirchmair, M., Neuhauser, S., Pérez, C. A., Reed, S. C., Santos, F., Sullivan, B. W., Trivedi, P., Wang, J. T., Weber-Grullon, L., Williams, M. A. et Singh, B. K. (2020) Multiple elements of soil biodiversity drive ecosystem functions across biomes. *Nature Ecology and Evolution*, vol. 4, n°2, p. 210-220.
- Desroches, J.-F. et Rodrigue, D. (2004) Amphibiens et reptiles. Les Éditions Michel Quintin, Waterloo, 288 p.
- Di Marco, M., Collen, B., Rondinini, C. et Mace, G. M. (2015) Historical drivers of extinction risk: using past evidence to direct future monitoring. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 282, n°1813, p. 1-9.



- Di Marco, M., Rondinini, C., Boitani, L. et Murray, K. A. (2013) Comparing multiple species distribution proxies and different quantifications of the human footprint map, implications for conservation. *Biological Conservation*, vol. 165, p. 203-211.
- Dias, M. P., Martin, R., Pearmain, E. J., Burfield, I. J., Small, C., Phillips, R. A., Yates, O., Lascelles, B., Borboroglu, P. G. et Croxall, J. P. (2019) Threats to seabirds: A global assessment. *Biological Conservation*, vol. 237, p. 525-537.
- Doherty, K. E., Boyd, C. S., Kerby, J. D., Sitz, A. L., Foster, L. J., Cahill, M. C., Johnson, D. D. et Sparklin, B. D. (2021) Threat-Based State and Transition Models Predict Sage-Grouse Occurrence while Promoting Landscape Conservation. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 45, n°3, p. 473-487.
- Donlan, C. J., Wingfield, D. K., Crowder, L. B. et Wilcox, C. (2010) Using Expert Opinion Surveys to Rank Threats to Endangered Species: A Case Study with Sea Turtles: Using Expert Opinion to Rank Endangered Species. *Conservation Biology*, vol. 24, n°6, p. 1586-1595.
- Drapeau, P., Leduc, A., Jobin, B., Imbeau, L. et Desrochers, M. (2019) Changements d'habitat et de répartition des oiseaux nicheurs. Deuxième atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional, p. 35-55.
- Dubois, Y. (2022) Communication personnelle. Division du rétablissement, Service de la conservation de la biodiversité et des milieux humides, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs.
- Dupras, J. et Alam, M. (2015) Urban Sprawl and Ecosystem Services: A Half Century Perspective in the Montreal Area (Quebec, Canada). *Journal of Environmental Policy and Planning*, vol. 17, n°2, p. 180-200.
- Dupras, J., Marull, J., Parcerisas, L., Coll, F., Gonzalez, A., Girard, M. et Tello, E. (2016) The impacts of urban sprawl on ecological connectivity in the Montreal Metropolitan Region. *Environmental Science and Policy*, vol. 58, p. 61-73.
- Éditeur officiel du Québec (2020) Règlement sur les habitats fauniques, RLRQ, c C-61.1, r 18.
- Éditeur officiel du Québec (2021a) Loi sur la conservation du patrimoine naturel, RLRQ, c C-61.1.
- Éditeur officiel du Québec (2021b) Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune, RLRQ, c C-61.1.
- Éditeur officiel du Québec (2021c) Loi sur les espèces menacées ou vulnérables, RLRQ, c E-12.01.
- Éditeur officiel du Québec (2021d) Règlement sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables et leurs habitats, RLRQ, c E-12.01, r. 2.
- Environnement Canada (2013a) Plan de gestion du Râle jaune (*Coturnicops noveboracensis*) au Canada. Série de Plans de gestion de la Loi sur les espèces en péril. Ottawa, 31 p.
- Environnement Canada (2013b) Stratégie de conservation des oiseaux pour la région de conservation des oiseaux de la région du Québec : Forêt septentrionale de l'Atlantique. Ottawa, 159 p.

- Environnement Canada (2014) Programme de rétablissement du petit blongios (*Ixobrychus exilis*) au Canada. Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril. Ottawa, 42 p.
- Environnement Canada (2015) Programme de rétablissement de la Pie-grièche migratrice de la sous-espèce migrans (*Lanius ludovicianus migrans*) au Canada. Ottawa, 40 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. 65 p.
- Équipe de rétablissement des oiseaux de proie du Québec (2018) Plan de rétablissement du faucon pèlerin (*Falco peregrinus anatum/tundrius*) au Québec — 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, 70 p.
- Équipe de rétablissement des oiseaux de proie du Québec (2021) Plan de rétablissement du hibou des marais (*Asio flammeus*) au Québec — 2021-2031, produit pour le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, 61 p.
- Équipe de rétablissement des salamandres de ruisseaux du Québec (2021) Plan de rétablissement de la salamandre pourpre (*Gyrinophilus porphyriticus*) au Québec — 2021-2031, produit pour le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, 79 p.
- Équipe de rétablissement des tortues du Québec (2019) Plan de rétablissement de la tortue des bois (*Glyptemys insculpta*) au Québec — 2020-2030, produit pour le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, 57 p.
- Esri Inc. (2020) ArcMap. Version 10.8.1.
- Esri Inc. (2021) ArcGIS Pro. Version 2.8.1.
- Garnett, S. T., Butchart, S. H. M., Baker, G. B., Bayraktarov, E., Buchanan, K. L., Burbidge, A. A., Chauvenet, A. L. M., Christidis, L., Ehmke, G., Grace, M., Hoccom, D. G., Legge, S. M., Leiper, I., Lindenmayer, D. B., Loyn, R. H., Maron, M., McDonald, P., Menkhorst, P., Possingham, H. P., Radford, J., Reside, A. E., Watson, D. M., Watson, J. E. M., Wintle, B., Woinarski, J. C. Z. et Geyle, H. M. (2019) Metrics of progress in the understanding and management of threats to Australian birds. *Conservation Biology*, vol. 33, n°2, p. 456-468.
- Gauthier, I. (2015) Cadre de référence des équipes de rétablissement du Québec : Espèces fauniques menacés et vulnérables. Québec : ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Secteur de la faune et des parcs, , 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.
- Gauthier, I. et Dupont-Hébert, M. (2021) Une introduction sur le cadre réglementaire provincial sur les espèces menacées ou vulnérables, Webinaire sur le CDPNQ et la loi sur les espèces menacées ou vulnérables, 21 décembre 2021. Accessible à [https://www.youtube.com/watch?v=5ww-\\_T0ZLM0](https://www.youtube.com/watch?v=5ww-_T0ZLM0) (consulté le 16 mars 2022).

- Geyle, H. M., Woinarski, J. C. Z., Baker, G. B., Dickman, C. R., Dutson, G., Fisher, D. O., Ford, H., Holdsworth, M., Jones, M. E., Kutt, A., Legge, S., Leiper, I., Loyn, R., Murphy, B. P., Menkhorst, P., Reside, A. E., Ritchie, E. G., Roberts, F. E., Tingley, R. et Garnett, S. T. (2018) Quantifying extinction risk and forecasting the number of impending Australian bird and mammal extinctions. *Pacific Conservation Biology*, vol. 24, n°2, p. 157.
- Ghosh, P., Mukhopadhyay, A., Chanda, A., Mondal, P., Akhand, A., Mukherjee, S., Nayak, S. K., Ghosh, S., Mitra, D., Ghosh, T. et Hazra, S. (2017) Application of Cellular automata and Markov-chain model in geospatial environmental modeling- A review. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, vol. 5, p. 64-77.
- González-Suárez, M., Gómez, A. et Revilla, E. (2013) Which intrinsic traits predict vulnerability to extinction depends on the actual threatening processes. *Ecosphere*, vol. 4, n°6, p. 1-16.
- Gouvernement du Canada (2022) Loi sur les espèces en péril, L.C. 2022, c 29.
- Gouvernement du Canada et Gouvernement du Québec (2012) Entente de collaboration pour la protection et le rétablissement des espèces en péril au Québec, 27 p.
- Gouvernement du Québec (2022) Données sur les espèces en situation précaire. dans Gouvernement du Québec, Québec, Accessible à <https://www.quebec.ca/gouvernement/gouvernement-ouvert/transparence-performance/indicateurs-statistiques/donnees-especes-situation-precaire> (consulté le 12 janvier 2022).
- Gratton, L. (2010) Plan de conservation de la vallée du Saint-Laurent et du lac Champlain, région du Québec. Montréal : Conservation de la Nature Canada, 150 p.
- Gray, C. L., Hill, S. L. L., Newbold, T., Hudson, L. N., Boïrger, L., Contu, S., Hoskins, A. J., Ferrier, S., Purvis, A. et Scharlemann, J. P. W. (2016) Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nature Communications*, vol. 7.
- Haberl, H., Mbow, C., Deng, X., Irwin, E. G., Kerr, S., Kuemmerle, T., Mertz, O., Meyfroidt, P. et Turner II, B. L. (2014) Finite Land Resources and Competition. *Rethinking Global Land Use in an Urban Era*, The MIT Press, Cambridge, Vol. 14, p. 35-69.
- Hernandez-Santin, L., Erskine, P. D. et Bartolo, R. E. (2020) A review of revegetation at mine sites in the Alligator Rivers Region, Northern Territory, and the development of a state and transition model for ecological restoration at Ranger uranium mine. *Journal of Cleaner Production*, vol. 246, p. 1-14.
- Hunter, J. D. (2007) Matplotlib : A 2D graphics environment. *Computing in Science & Engineering*, vol. 9, n°3, p. 90-95.
- Institut de la statistique du Québec (2021a) Compte physique de couverture terrestre, Québec méridional, régions administratives et provinces naturelles. dans Institut de la statistique du Québec, Gouvernement du Québec, Québec. Accessible à <https://statistique.quebec.ca/fr/document/comptes-des-terres-du-quebec-meridional-regions->

administratives-et-provinces-naturelles/tableau/compte-physique-de-couverture-terrestre-quebec-meridional-regions-administratives-et-provinces-naturelles#tri\_type\_tertr=99&tri\_tertr=400010&annee\_ouverture=1994&annee\_fermeture=2007 (consulté le 10 janvier 2022).

- Institut de la statistique du Québec (2021b) Estimations démographiques annuelles (régions infraprovinciales), Statistiques Canada, Gouvernement du Québec, Québec. Accessible à <https://statistique.quebec.ca/fr/document/population-et-structure-par-age-et-sexe-municipalites> (consulté le 10 janvier 2022).
- Institut de la statistique du Québec (2021c) Mise à jour 2021 des perspectives démographiques du Québec et des régions, 2020-2066. Bulletin sociodémographique, vol. 25, n°5, p. 1-20.
- IPBES (2019) Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES secretariat, Bonn, Germany. 73 p.
- Isbell, F., Gonzalez, A., Loreau, M., Cowles, J., Díaz, S., Hector, A., MacE, G. M., Wardle, D. A., O'Connor, M. I., Duffy, J. E., Turnbull, L. A., Thompson, P. L. et Larigauderie, A. (2017) Linking the influence and dependence of people on biodiversity across scales. *Nature*, vol. 546, n°7656, p. 65-72.
- IUCN (2019) A propos. IUCN. Accessible à <https://www.iucn.org/fr/a-propos> (consulté le 15 mars 2022).
- Jarnevich, C. S., Thomas, C. C., Young, N. E., Cline, S., Frid, L., Grissom, P. et Backer, D. (2019) Developing an expert elicited simulation model to evaluate invasive species and fire management alternatives, vol. 10, p. 15.
- Jeliazkov, A., Mimet, A., Chargé, R., Jiguet, F., Devictor, V. et Chiron, F. (2016) Impacts of agricultural intensification on bird communities: New insights from a multi-level and multi-facet approach of biodiversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 216, p. 9-22.
- Jobin, B., Gratton, L., Côté, M.-J., Pfister, O., Lachance, D., Mingelbier, M., Blais, D., Blais, A. et Leclair, D. (2020) L'atlas des territoires d'intérêt pour la conservation dans les basses-terres du Saint-Laurent : un outil pour orienter la conservation des milieux naturels dans le sud du Québec. *Le Naturaliste canadien*, vol. 144, n°2, p. 47.
- Jobin, B., Latendresse, C., Baril, A., Maisonneuve, C., Boutin, C. et Côté, D. (2014) A half-century analysis of landscape dynamics in southern Québec, Canada. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 186, n°4, p. 2215-2229.
- Jobin, B., Latendresse, C., Grenier, M., Maisonneuve, C. et Sebbane, A. (2010) Recent landscape change at the ecoregion scale in Southern Québec (Canada), 1993-2001. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 164, n°1-4, p. 631-647.

- Jobin, B., Rodrigue, D. et DesGranges, J. L. (2002) Amphibian and reptile diversity along the St. Lawrence River. *Canadian Field-Naturalist*, vol. 116, n°4, p. 551-558.
- Kearney, S. G., Adams, V. M., Fuller, R. A., Possingham, H. P. et Watson, J. E. M. (2020) Estimating the benefit of well-managed protected areas for threatened species conservation. *ORYX*, vol. 54, n°2, p. 276-284.
- Kermagoret, C., Claudet, J., Derolez, V., Nugues, M. M., Ouisse, V., Quillien, N., Baulaz, Y., Le Mao, P., Scemama, P., Vaschalde, D., Bailly, D. et Mongruel, R. (2019) How does eutrophication impact bundles of ecosystem services in multiple coastal habitats using state-and-transition models. *Ocean & Coastal Management*, vol. 174, p. 144-153.
- Lamarre, P., Réale, D., Milot, E. et Angers, B. (2015). Variations dans la réponse de la diversité génétique de populations de couleuvres faisant face à la perte d'habitat. *Mémoire de maîtrise, Université de Montréal*, 101 p.
- Lantman, J. van S., Verburg, P. H., Bregt, A. et Geertman, S. (2011) Core Principles and Concepts in Land-Use Modelling: A Literature Review. *Land-Use Modelling in Planning Practice*, p. 35-57.
- Lepers, E., Lambin, E. F., Janetos, A. C., DeFries, R., Achard, F., Ramankutty, N. et Scholes, R. J. (2005) A Synthesis of Information on Rapid Land-cover Change for the Period 1981-2000. *BioScience*, vol. 55, n°2, p. 115-124.
- Li, T., Ducruc, J.-P., Côté, M.-J., Bellavance, D. et Poisson, F. (2019) Les provinces naturelles : première fenêtre sur l'écologie du Québec. Québec : ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de la connaissance écologique, 24 p.
- Li, X. et Gong, P. (2016) Urban growth models: progress and perspective. *Science Bulletin*, vol. 61, n°21, p. 1637-1650.
- Lin, Y.-P., Chu, H.-J., Wu, C.-F. et Verburg, P. H. (2011) Predictive ability of logistic regression, autologistic regression and neural network models in empirical land-use change modeling – a case study. *International Journal of Geographical Information Science*, vol. 25, n°1, p. 65-87.
- Luiz, O. J., Woods, R. M., Madin, E. M. P. et Madin, J. S. (2016) Predicting IUCN Extinction Risk Categories for the World's Data Deficient Groupers (Teleostei: Epinephelidae). *Conservation Letters*, vol. 9, n°5, p. 342-350.
- Martins, K. T., Dumais-Lalonde, V., Gonzalez, A., Messier, C. et Dupras, J. (2020) Rapport final – Résultats et recommandations pour le plan de conservation de la municipalité d'Hudson, *Eco2urb*, Montréal, 111 p.
- Master, L. L., Faber-Langendoen, D., Bittman, R., Hammerson, G. A., Heidel, B., Ramsay, L., Snow, K., Teucher, A., Tomaino, A., Faber-Lanendoen, D., Bittman, R., Hammerson, G. A., Heidel, B., Ramsay, L., Snow, K., Teucher, A. et Tomaino, A. (2012) NatureServe Conservation Status Assessments : Factors for Evaluating Species and Ecosystem Risk. *NatureServe*, p. 76.

- McBride, M. F., Garnett, S. T., Szabo, J. K., Burbidge, A. H., Butchart, S. H. M., Christidis, L., Dutson, G., Ford, H. A., Loyn, R. H., Watson, D. M. et Burgman, M. A. (2012) Structured elicitation of expert judgments for threatened species assessment: a case study on a continental scale using email: Structured elicitation of expert judgments. *Methods in Ecology and Evolution*, vol. 3, n°5, p. 906-920.
- McDonald, R. I., Mansur, A. V., Ascensão, F., Colbert, M., Crossman, K., Elmqvist, T., Gonzalez, A., Güneralp, B., Haase, D., Hamann, M., Hillel, O., Huang, K., Kahnt, B., Maddox, D., Pacheco, A., Pereira, H. M., Seto, K. C., Simkin, R., Walsh, B., Werner, A. S. et Ziter, C. (2020) Research gaps in knowledge of the impact of urban growth on biodiversity. *Nature Sustainability*, vol. 3, n°1, p. 16-24.
- McKinney, W. (2010) Data structures for statistical computing in python. *Proceedings of the 9th Python in Science Conference*, p. 51-56.
- MELCC (2018) Utilisation du territoire 2018 [FGDB], Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, *Données Québec*, Québec.
- MELCC (2020) Registre des aires protégées au Québec [GDB]. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, *Données Québec*, Québec.
- MELCC (2021) Aires protégées au Québec : les provinces naturelles. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Accessible à [https://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/aires\\_protegees/provinces/partie4b.htm](https://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/provinces/partie4b.htm) (consulté le 5 janvier 2022).
- MELCC (2022) Registre des aires protégées au Québec. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Accessible à [https://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/aires\\_protegees/registre/index.htm#reseau](https://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/registre/index.htm#reseau) (consulté le 17 mars 2022).
- MFFP (2016) Refuges fauniques. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Accessible à <https://mffp.gouv.qc.ca/la-faune/territoires-fauniques/refuges/> (consulté le 17 mars 2022).
- MFFP (2021a) Classification standardisée des menaces affectant la biodiversité. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, 26 p.
- MFFP (2021b) Espèces fauniques menacées ou vulnérables au Québec - Paruline azurée. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Accessible à <https://www3.mffp.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/fiche.asp?noEsp=37> (consulté le 21 mars 2022).
- MFFP (2021c) Espèces fauniques menacées ou vulnérables au Québec - Rainette faux-grillon de l'ouest. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Accessible à <https://www3.mffp.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/fiche.asp?noEsp=2> (consulté le 25 février 2022).

- MFFP (2021d) Espèces fauniques menacées ou vulnérables au Québec - Salamandre à quatre orteils. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Accessible à <https://www3.mffp.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/fiche.asp?noEsp=23> (consulté le 24 février 2022).
- MFFP (2021e) Espèces fauniques menacées ou vulnérables au Québec - Pic à tête rouge. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Accessible à <https://www3.mffp.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/fiche.asp?noEsp=39> (consulté le 21 mars 2022).
- MFFP (2022a) Approche intégrée de rétablissement pour les espèces menacées ou vulnérables – Développement d’un nouvel outil pour la planification de la conservation (p. 30). Québec : Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Gouvernement du Québec.
- MFFP (2022b) Espèces fauniques menacées ou vulnérables. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Accessible à <https://mffp.gouv.qc.ca/la-faune/especes/especes-menacees-vulnerables/> (consulté le 20 mai 2022).
- MFFP (2022c) Rangs de précarité des espèces. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Accessible à <https://mffp.gouv.qc.ca/la-faune/especes/especes-menacees-vulnerables/precarite/> (consulté le 20 mai 2022).
- Ministre de la Justice du Canada (2016) Décret d’urgence visant la protection de la rainette faux-grillon de l’ouest (population des Grands Lacs / Saint-Laurent et du Bouclier canadien), 47 p.
- Ministre de la Justice (2021) Décret d’urgence visant la protection de la rainette faux-grillon de l’ouest population des Grands Lacs / Saint-Laurent et du Bouclier canadien (Longueuil), 25 p.
- Morgan, D., Proctor, M., Mowat, G., McLellan, B., Hamilton, T. et Turney, L. (2020) Conservation Ranking of Grizzly Bear Population Units – 2019. Victoria : Ministry of Environment and Climate Change Strategy, 39 p.
- Murray, K. A., Verde Arregoitia, L. D., Davidson, A., Di Marco, M. et Di Fonzo, M. M. I. (2014) Threat to the point: improving the value of comparative extinction risk analysis for conservation action. *Global Change Biology*, vol. 20, n°2, p. 483-494.
- Nazarnia, N., Schwick, C. et Jaeger, J. A. G. (2016) Accelerated urban sprawl in Montreal, Quebec City, and Zurich: Investigating the differences using time series 1951–2011. *Ecological Indicators*, vol. 60, p. 1229-1251.
- Noszczyk, T. (2018) A review of approaches to land use changes modeling. *Humain and Ecological Risk Assessment*, vol. 25, n°6, p. 1377-1405.
- Omrani, H., Tayyebi, A. et Pijanowski, B. (2017) Integrating the multi-label land-use concept and cellular automata with the artificial neural network-based Land Transformation Model: an integrated ML-CA-LTM modeling framework. *GIScience & Remote Sensing*, vol. 54, n°3, p. 283-304.

- Paradis, Y., Mingelbier, M., Brodeur, P., Vachon, N., Côté, C., Hatin, D., Couillard, M. A., Verreault, G., L'Italien, L., Pouliot, R., Foubert, A., Lecompte, F., Valiquette, É. et Côté-Vaillancourt, D. (2020) État des communautés de poissons des eaux douces et saumâtres du Saint-Laurent. Plan Saint-Laurent, 3e édition, Québec : ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 14 p.
- Pêches et Océans Canada (2012) Programme de rétablissement du chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*) au Canada (Proposé). Ottawa, 64 p.
- Peri, P. L., López, D. R., Rusch, V., Rusch, G., Rosas, Y. M. et Martínez Pastur, G. (2017) State and transition model approach in native forests of Southern Patagonia (Argentina): linking ecosystem services, thresholds and resilience. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, vol. 13, n°2, p. 105-118.
- Pimm, S. L., Jenkins, C. N. et Li, B. V. (2018) How to protect half of Earth to ensure it protects sufficient biodiversity. *Sci. Adv*, vol. 4, p. 1-8.
- Polaina, E., Revilla, E. et González-Suárez, M. (2016) Putting susceptibility on the map to improve conservation planning, an example with terrestrial mammals. *Diversity and Distributions*, vol. 22, n°8, p. 881-892.
- 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.
- Powers, R. P. et Jetz, W. (2019) Global habitat loss and extinction risk of terrestrial vertebrates under future land-use-change scenarios. *Nature Climate Change*, vol. 9, n°4, p. 323-329.
- Ramírez-Delgado, J. P., Di Marco, M., Watson, J. E. M., Johnson, C. J., Rondinini, C., Corredor Llano, X., Arias, M. et Venter, O. (2022) Matrix condition mediates the effects of habitat fragmentation on species extinction risk. *Nature Communications*, vol. 13, n°1, p. 595.
- Rayfield, B., Larocque, G., Martins, K. T., Lucet, V., Daniel, C. et Gonzalez, A. (2021) Modélisation de la connectivité de l'habitat terrestre dans les basses-terres du Saint-Laurent selon différents scénarios de changements climatiques et d'occupation des sols, 34 p.
- RMN (2019) Répertoire des milieux naturels protégés en terres privée [GDB]. *Données Québec*, Québec.
- Santos, M. J., B Eppinga, Á. M., Santos Á A B Smith, M. J., Smith, A. B., Dekker, S. C. et Leitão, P. J. (2021) The role of land use and land cover change in climate change vulnerability assessments of biodiversity: a systematic review. *Landscape Ecology*, vol. 36, p. 3367-3382.
- Saputra, M. H. et Lee, H. S. (2019) Prediction of Land Use and Land Cover Changes for North Sumatra, Indonesia, Using an Artificial-Neural-Network-Based Cellular Automaton. *Sustainability*, vol. 11, n°11, p. 3024.
- Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique (2020) Perspectives mondiales de la diversité biologique 5 (5e édition.). Montréal : 212 p.



- Talluto, M. V., Boulangeat, I., Vissault, S., Thuiller, W. et Gravel, D. (2017) Extinction debt and colonization credit delay range shifts of eastern North American trees. *Nature Ecology & Evolution*, vol. 1, n°7, p. 0182.
- Tardif, B., Lavoie, G. et Lachance, Y. (2005) Atlas de la biodiversité du Québec. Les espèces menacées ou vulnérables. Québec : 60 p.
- Thomas, C. M. C., Sofaer, H. R., Cline, S. A. et Jarnevich, C. S. (2019) Integrating landscape simulation models with economic and decision tools for invasive species control. *Management of Biological Invasions*, vol. 10, n°1, p. 17.
- Tingley, R., Hitchmough, R. A. et Chapple, D. G. (2013) Life-history traits and extrinsic threats determine extinction risk in New Zealand lizards. *Biological Conservation*, vol. 165, p. 62-68.
- Tolley, K. A., Alexander, G. J., Branch, W. R., Bowles, P. et Maritz, B. (2016) Conservation status and threats for African reptiles. *Biological Conservation*, vol. 204, p. 63-71.
- Tong, X. et Feng, Y. (2020) A review of assessment methods for cellular automata models of land-use change and urban growth. *International Journal of Geographical Information Science*, vol. 34, n°5, p. 866-898.
- Wang, C., Zhang, J., Wan, J., Qu, H., Mu, X. et Zhang, Z. (2017) The spatial distribution of threats to plant species with extremely small populations. *Frontiers of Earth Science*, vol. 11, n°1, p. 127-136.
- Wang, H., Stephenson, S. R. et Qu, S. (2019) Modeling spatially non-stationary land use/cover change in the lower Connecticut River Basin by combining geographically weighted logistic regression and the CA-Markov model. *International Journal of Geographical Information Science*, vol. 33, n°7, p. 1313-1334.
- White, R. et Engelen, G. (2000) High-resolution integrated modelling of the spatial dynamics of urban and regional systems. *Computers, Environment and Urban Systems*, vol. 24, n°5, p. 383-400.
- Yospin, G. I., Bridgham, S. D., Neilson, R. P., Bolte, J. P., Bachelet, D. M., Gould, P. J., Harrington, C. A., Kertis, J. A., Evers, C. et Johnson, B. R. (2015) A new model to simulate climate-change impacts on forest succession for local land management. *Ecological Applications*, vol. 25, n°1, p. 226-242.

### ANNEXE 1 – Actions de conservation intégrées dans la matrice de protection

Tableau 14. Actions de conservation intégrées dans la matrice de protection et indices d'efficacité d'atténuation des menaces qui leur sont associés.

Nom de la couche (Auteur)	Catégorie d'action de conservation	Actions de conservation	Indice d'efficacité d'atténuation de l'urbanisation	Indice d'efficacité d'atténuation de l'agriculture
Registre des aires protégées au Québec (MELCC <sup>1</sup> , 2020)	Réserve naturelle intégrale	Habitat d'une espèce floristique vulnérable ou menacée Refuge d'oiseaux migrants Réserve écologique Réserve nationale de faune	4	4
	Parc national	Parc de la Commission de la capitale nationale Parc marin Parc national du Québec Parc national et réserve de parc national du Canada Refuge d'oiseaux migrants Réserve aquatique Réserve de biodiversité Réserve de parc national du Québec	4	4

		Réserve de territoire aux fins d'aire protégée Réserve nationale de faune		
	Monument naturel / élément naturel marquant	Écosystème forestier exceptionnel	4	4
	Aire gérée pour l'habitat et les espèces	Refuge biologique Refuge faunique Réserve naturelle reconnue	4	3
Zones de contraintes et de restrictions (GESTIM <sup>2</sup> )	Monument naturel / élément naturel marquant	Site géologique exceptionnel	4	4
	Exploitation encadrée par la conservation	Centre éducatif forestier Forêt d'enseignement et de recherche Forêt d'expérimentation	0	2
Habitats fauniques (MFFP <sup>3</sup> , 2020)	Aire protégée pour l'habitat et les espèces	Habitat faunique en terres publiques (autre qu'un habitat d'une EMV)	4	3
	Aire protégée de ressources naturelles gérées	Habitat faunique en terres publiques (autre qu'un habitat d'une EMV)	4	1
Zones de décret fédérales	Protection législative fédérale	Décret en vertu de la Loi sur les espèces en péril (LEP)	4	4
Aires protégées municipales et régionales	Conservation et récréation municipale ou régionale	Parcs régionaux Parcs municipaux	3	3

Milieux naturels protégés en terres privées (Réseau de milieux naturels protégés)	Restriction d'usage en milieu privé	Propriété en plein titre à des fins de conservation Servitude de conservation Réserve naturelle reconnue	3	2
	Intérêt de conservation informel	Conservation volontaire non légale (entente de conservation)	1	1
Ententes administratives (MDDEFP <sup>4</sup> )	Exploitation encadrée par la conservation	Entente administrative	0	2
Affectations de conservation	Intérêt de conservation formel	Affectations de conservation	2	2
Zones de contraintes provinciales (MAMH <sup>5</sup> )	Intérêt de conservation formel	Aires à risque d'origines anthropiques Aires de protection environnementale Zones d'embâcles Zones d'érosion Zones de glissement de terrain Zones inondables	1	1
Zones inondables	Intérêt de conservation formel	Zone inondable	1	1

<sup>1</sup> Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatique du Québec ; <sup>2</sup> Gestion des titres miniers, Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles du Québec ; <sup>3</sup> Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec ; <sup>4</sup> Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec ; <sup>5</sup> Ministère des Affaires municipales et de l'Habitation

## ANNEXE 2 – Matrices de protection

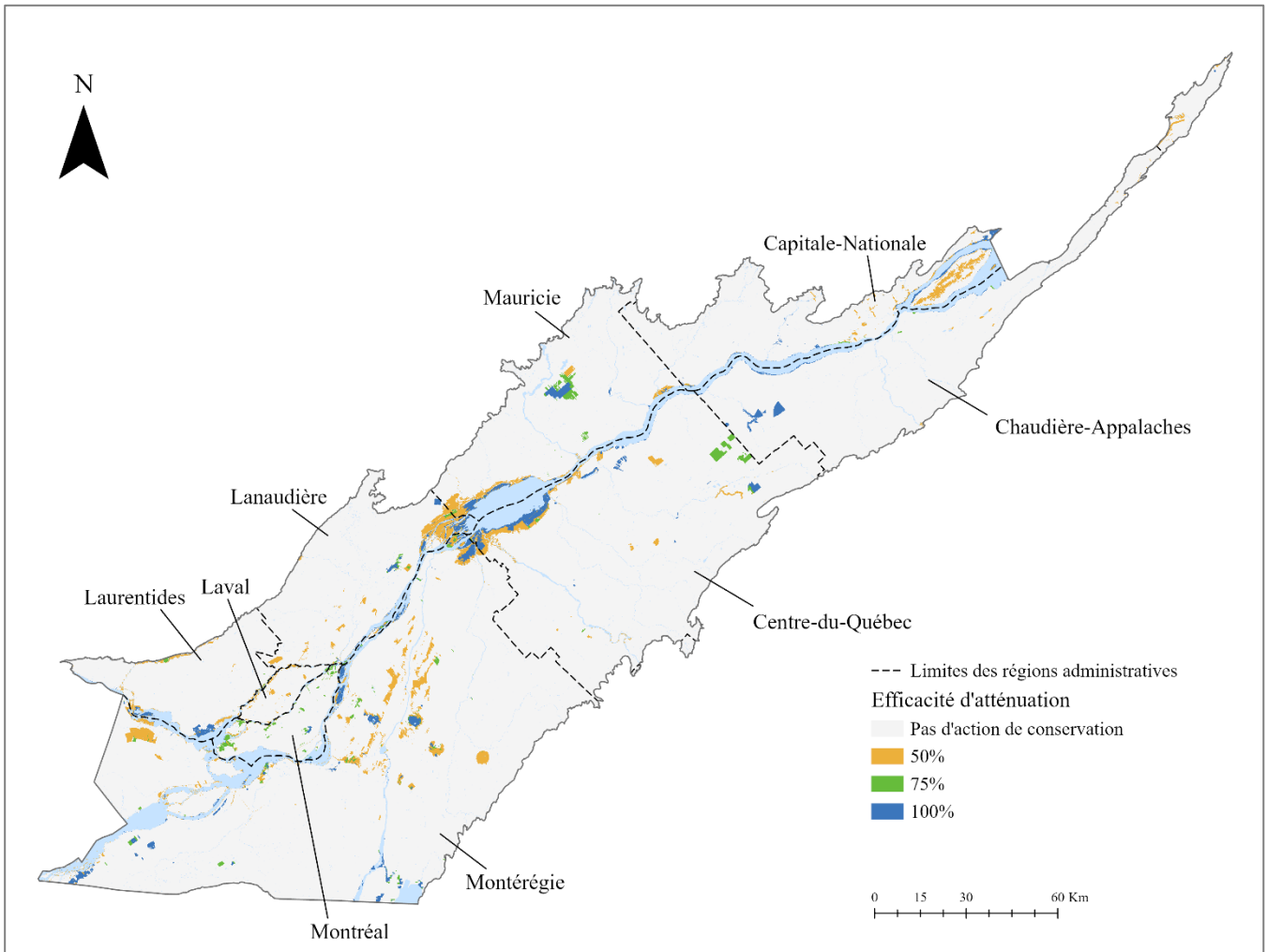


Figure 22. Matrices de protection contre l'urbanisation, illustrant l'efficacité d'atténuation de la probabilité de conversion des milieux naturels en milieux urbains des actions de conservation sur le territoire. Il n'y a aucune zone avec des actions de conservation dont l'efficacité d'atténuation maximale est de 25%, ce qui explique pourquoi cette classe n'est pas représentée dans la cartographie.

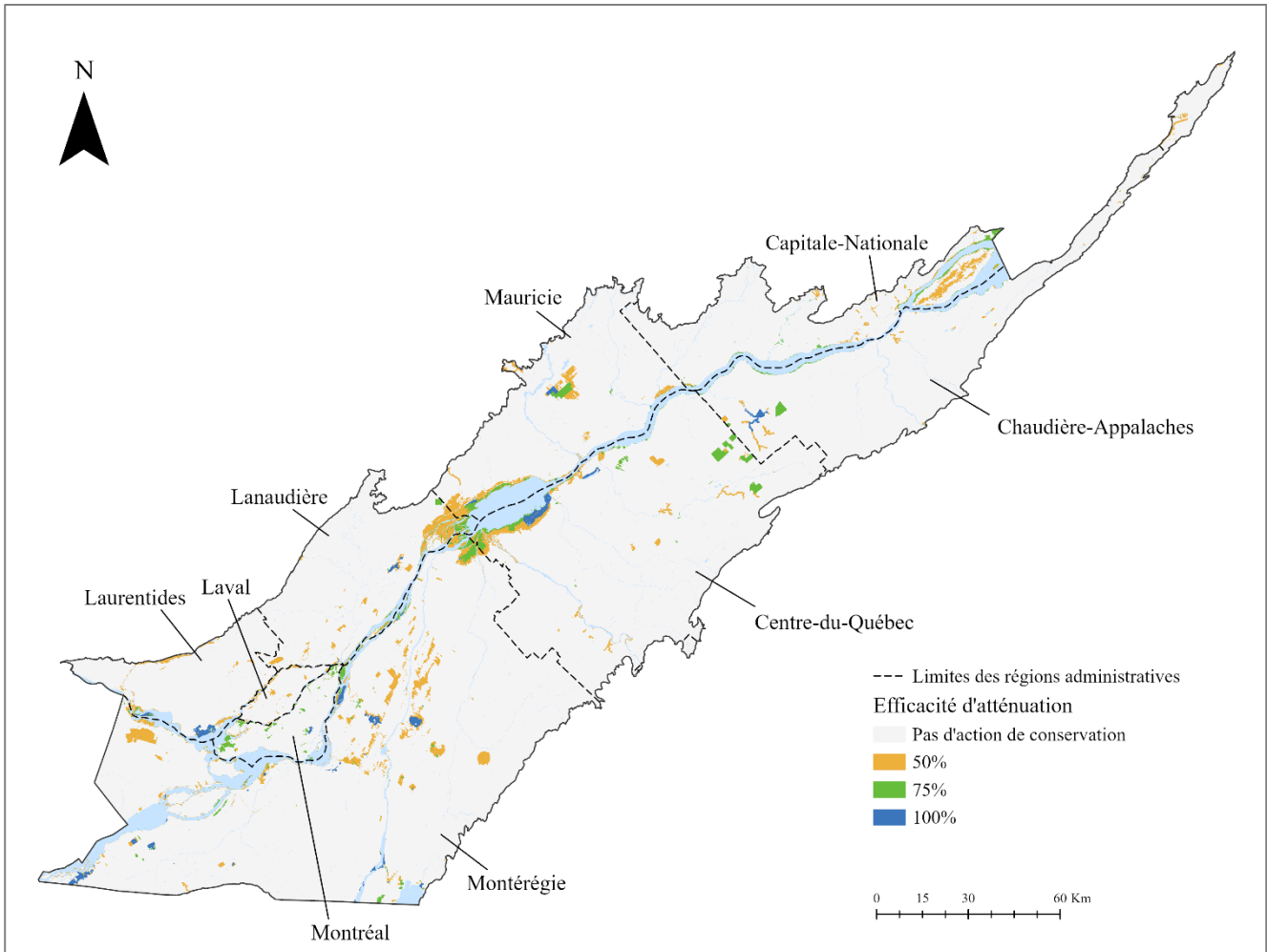


Figure 23. Matrices de protection contre l'agriculture, illustrant l'efficacité d'atténuation de la probabilité de conversion des milieux naturels en milieux agricoles des actions de conservation sur le territoire. Il n'y a aucune zone avec des actions de conservation dont l'efficacité d'atténuation maximale est de 25%, ce qui explique pourquoi cette classe n'est pas représentée dans la cartographie.

### ANNEXE 3 – Matrices de probabilité de conversion des milieux naturels pondérées

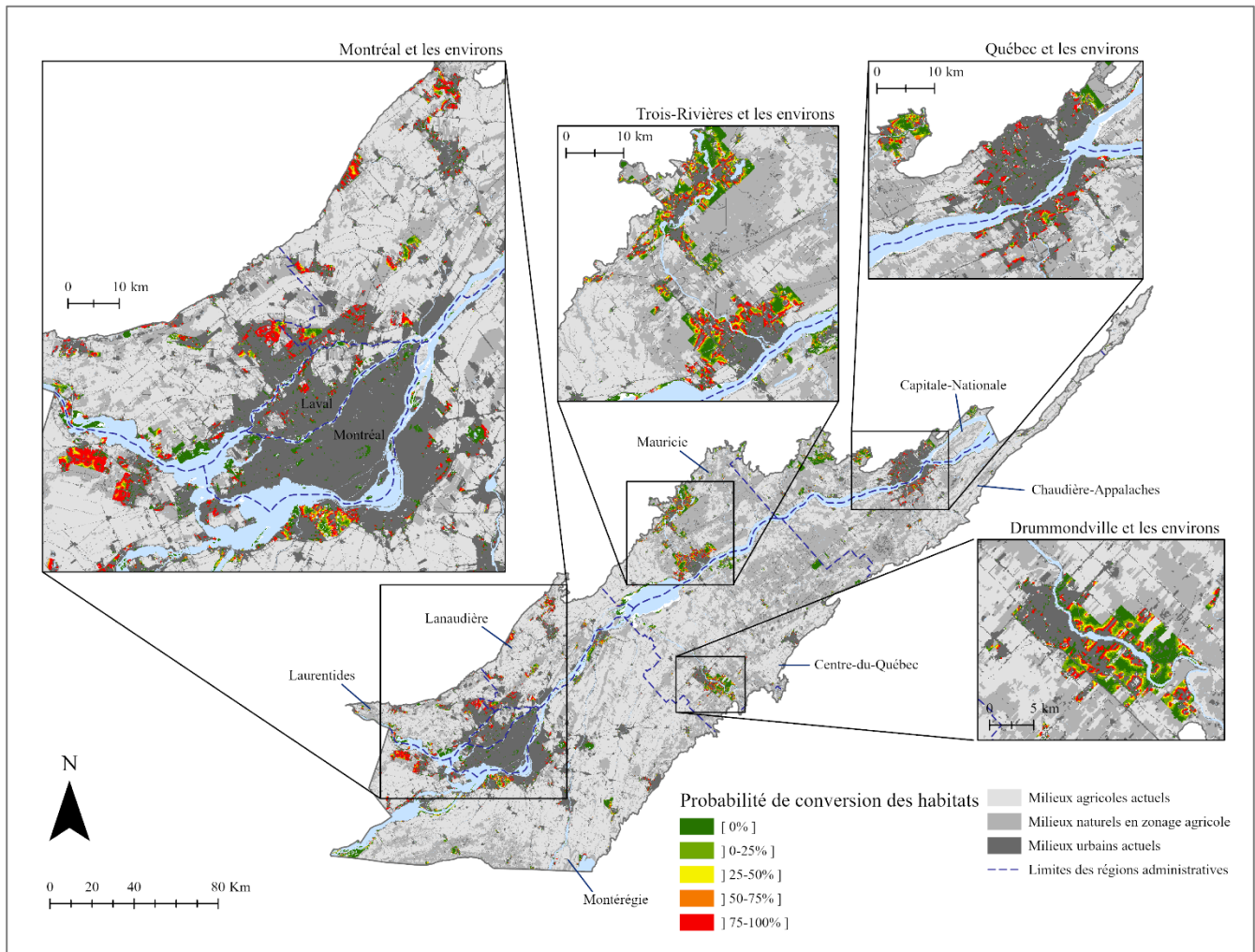


Figure 24. Matrice de probabilité de conversion des milieux naturels (milieux humides et milieux boisés) en milieux urbains à la suite de leur pondération par l'efficacité d'atténuation de la probabilité de conversion des actions de conservation sur le territoire. Les probabilités de conversion représentent l'horizon de temps 2010 à 2100 et la délimitation des milieux naturels et anthropiques provient de l'utilisation du territoire 2018 du MELCC.

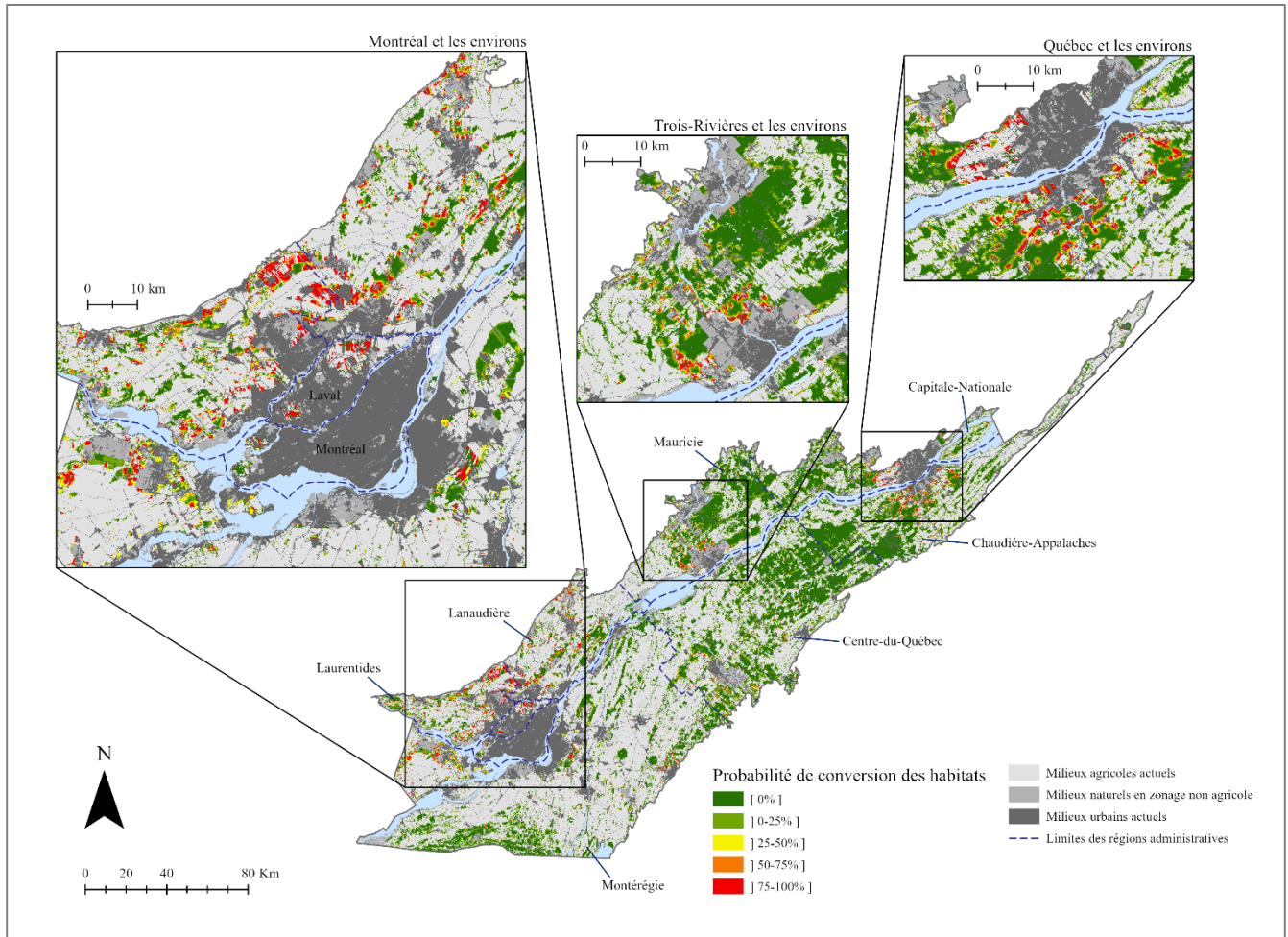


Figure 25. Matrices de probabilité de conversion des milieux naturels (milieux humides et milieux boisés) en milieux agricoles obtenues à la suite de leur pondération par l'efficacité d'atténuation de la probabilité de conversion des actions de conservation sur le territoire. Les probabilités de conversion représentent l'horizon de temps 2010 à 2100 et la délimitation des milieux naturels et anthropiques provient de l'utilisation du territoire 2018 du MELCC.



## ANNEXE 4 – Différences avec les matrices de menace produites par le MFFP pour la rainette faux-grillon de l'ouest

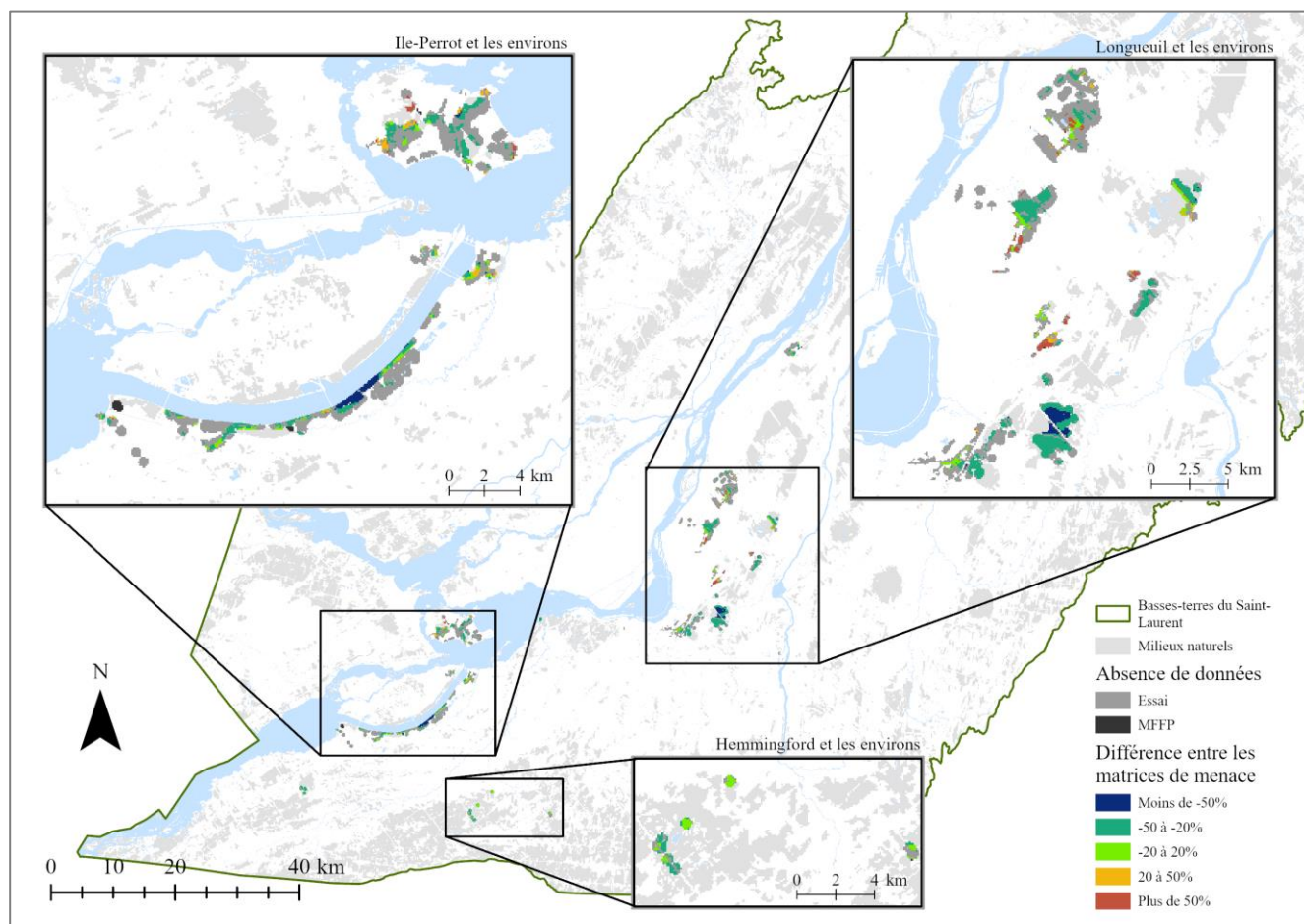


Figure 26. Différence entre la matrice de menace de l'urbanisation dans les zones d'influences des occurrences de rainette faux-grillon obtenue dans cet essai et celle obtenue par le MFFP. La matrice de référence est celle du MFFP. Ainsi, une différence positive indique que la probabilité de conversion est supérieure dans cet essai par rapport aux résultats du MFFP. Les zones d'absence de données correspondent à celles pour lesquelles une des deux matrices avait des données, mais pas l'autre.

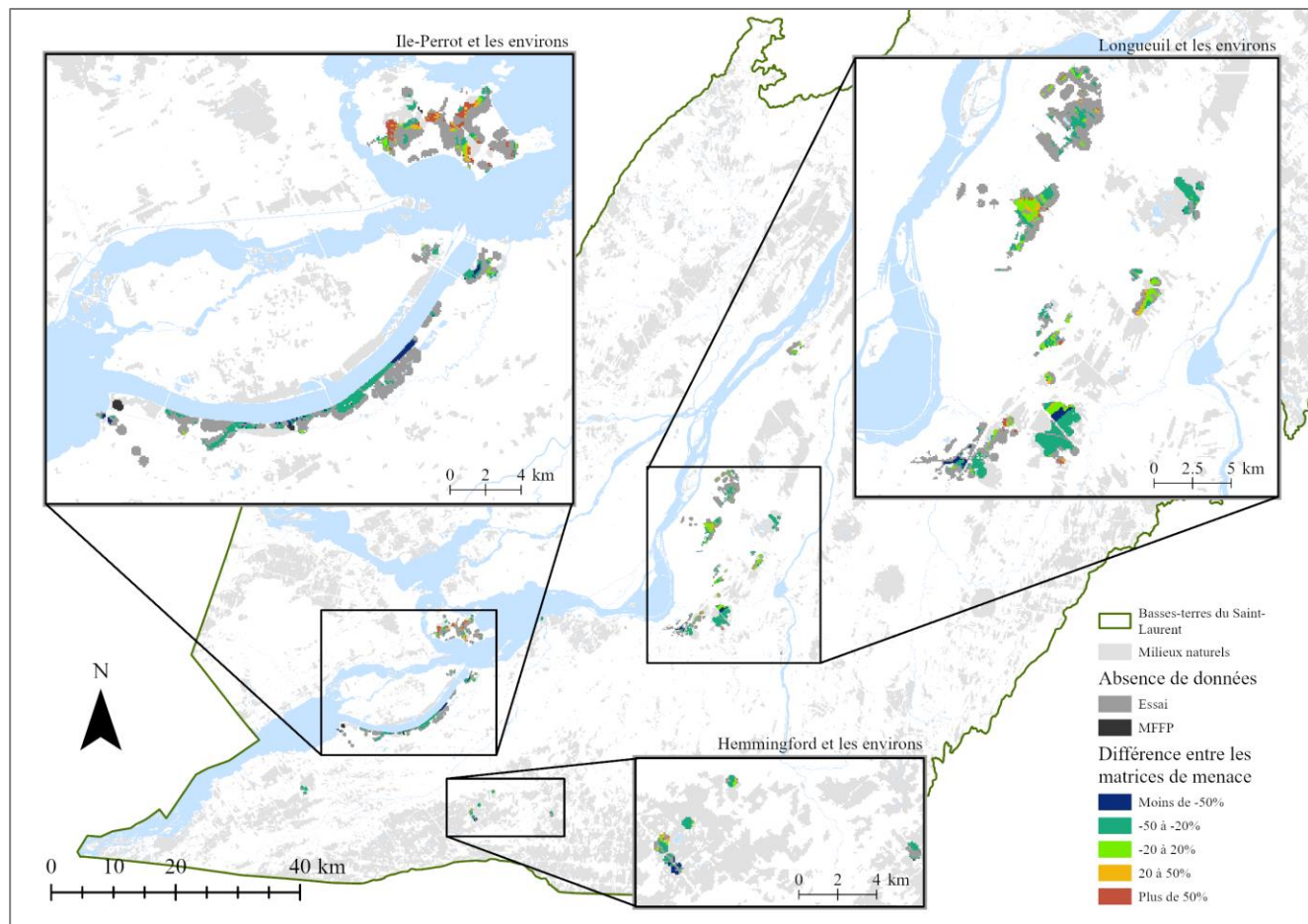


Figure 27. Différence entre la matrice de menace de l'agriculture dans les zones d'influence des occurrences de rainette faux-grillon obtenue dans cet essai et celle obtenue par le MFFP. La matrice de référence est celle du MFFP. Ainsi, une différence positive indique que la probabilité de conversion est supérieure dans cet essai par rapport aux résultats du MFFP. Les zones d'absence de données correspondent à celles pour lesquelles une des deux matrices avait des données, mais pas l'autre.