



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2024/008

Région de la capitale nationale

Évaluation nationale des risques liés aux espèces aquatiques envahissantes pour les moules zébrées (*Dreissena polymorpha*) et quaggas (*Dreissena rostriformis bugensis*), avril 2022

Mark A Wilcox¹, Andrea M Weise², Andrew J Guerin², Jackson WF Chu³ et
Thomas W Therriault¹

¹ Pêches et Océans Canada
Station biologique du Pacifique
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 6N7

² Pêches et Océans Canada
Institut Maurice-Lamontagne
850, route de la Mer
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4

³ Pêches et Océans Canada
Institut des sciences de la mer
9860, chemin West Saanich
Sidney (Colombie-Britannique) V8L 5G5

Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien des avis scientifiques
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

[http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca)



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2024

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-69719-2

N° cat. Fs70-5/2024-008F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Wilcox, M.A., Weise, A.M., Guerin, A.J., Chu, J.W.F., et Therriault, T.W. 2024. Évaluation nationale des risques liés aux espèces aquatiques envahissantes pour les moules zébrées (*Dreissena polymorpha*) et quaggas (*Dreissena rostriformis bugensis*), avril 2022. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/008. iv + 92 p.

Also available in English :

Wilcox, M.A., Weise, A.M., Guerin, A.J., Chu, J.W.F., and Therriault, T.W. 2024. *National Aquatic Invasive Species (AIS) Risk Assessment for Zebra Mussel (Dreissena polymorpha) and Quagga Mussel (Dreissena rostriformis bugensis)*, April 2022. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/008. ix + 91 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	ix
1. INTRODUCTION	1
1.1. ÉVALUATION DU RISQUE.....	1
1.1.1. Contexte et justification	1
1.1.2. Portée et échelle	2
1.2. BIOLOGIE, PRÉFÉRENCES EN MATIÈRE D'HABITAT ET IMPACTS ÉCOLOGIQUES	2
1.2.1. Biologie et préférences en matière d'habitat.....	2
1.2.2. Impacts écologiques	4
1.3. VECTEURS.....	7
1.4. RÉPARTITION	8
1.4.1. Aire de répartition indigène	8
1.4.2. Aire de répartition après l'introduction.....	8
2. MÉTHODOLOGIE D'ÉVALUATION DU RISQUE RELATIF À LA MOULE ZÉBRÉE ET À LA MOULE QUAGGA	10
2.1. POTENTIEL D'INTRODUCTION	12
2.1.1. Indice de l'empreinte humaine	13
2.1.2. Mesure de la connectivité	14
2.1.3. Combinaison de l'indice de l'empreinte humaine et de la mesure de la connectivité	17
2.2. POTENTIEL D'ÉTABLISSEMENT	17
2.2.1. Couches de calcium et de pH	18
2.2.2. Variables bioclimatiques	19
2.2.3. Modélisation basée sur le calcium	20
2.2.4. Modélisation d'habitats propices à l'aide du modèle MaxEnt.....	21
2.2.5. Seuil de température.....	24
2.3. POTENTIEL D'INVASION.....	26
2.4. IMPACTS ÉCOLOGIQUES POTENTIELS	26
2.5. RISQUE ÉCOLOGIQUE	26
3. RÉSULTATS.....	28
3.1. INTERPOLATIONS SPATIALES ET MODÉLISATION MAXENT.....	28
3.1.1. Interpolations spatiales (calcium et pH)	28
3.1.2. Efficacité du modèle basé sur MaxEnt et importance des variables.....	28
3.2. RISQUE D'INVASION DE LA MOULE ZÉBRÉE AU CANADA	31
3.2.1. Potentiel d'introduction.....	31
3.2.2. Modélisation basée sur le calcium	32
3.2.3. Modélisation basée sur MaxEnt.....	36
3.3. RISQUE D'INVASION DE LA MOULE QUAGGA AU CANADA	40
3.3.1. Potentiel d'introduction.....	40
3.3.2. Modélisation basée sur le calcium	40
3.3.3. Modélisation basée sur MaxEnt.....	45

4. DISCUSSION.....	49
4.1. EFFICACITÉ DES PROCÉDURES D'ÉVALUATION DU RISQUE	49
4.2. DIFFÉRENCES DE MODÈLES EN MATIÈRE DE RISQUE ÉCOLOGIQUE	50
4.3. INCERTITUDES ET ORIENTATIONS FUTURES	53
5. CONCLUSIONS.....	55
6. REMERCIEMENTS	57
7. RÉFÉRENCES CITÉES	57
ANNEXE A. SOURCES DE DONNÉES	65
ANNEXE B. RISQUE ÉCOLOGIQUE POSÉ PAR LA MOULE ZÉBRÉE; RÉSUMÉ ET ÉTENDUE RÉGIONALE	69
ANNEXE C. RISQUE ÉCOLOGIQUE POSÉ PAR LA MOULE QUAGGA – RÉSUMÉ ET ÉTENDUE RÉGIONALE	81

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Impacts écologiques associées aux invasions de moules zébrées et de moules quagga, telles qu'elles sont rapportées dans la littérature scientifique (d'après Therriault et al. 2013, modifiées d'après Higgins et Vander Zanden 2010).	6
Tableau 2. Couches de données (variables) utilisées pour évaluer la probabilité d'introduction et d'établissement de la moule zébrée et de la moule quagga.	11
Tableau 3. Équations pour la mise à l'échelle des valeurs dans les cartes matricielles.	17
Tableau 4. Données sur la présence, données de référence et prédicteurs utilisés pour former les modèles MaxEnt finaux pour chaque espèce.	21
Tableau 5. Cinq catégories d'impacts écologiques d'après Therriault et Herborg (2008) et Therriault et al. (2013).	26
Tableau 6. Matrice de risque pour déterminer le risque écologique final : vert = risque faible, jaune = risque modéré et rouge = risque élevé.	27
Tableau 7. Mesures d'évaluation du modèle. La courbe de l'opérateur récepteur (aire sous la courbe de l'opérateur récepteur), le pourcentage de classification correcte, la sensibilité et la spécificité du test résumant la moyenne des cinq modèles ayant fait l'objet d'une validation croisée. La courbe de l'opérateur récepteur d'entraînement résume le modèle final qui utilise tous les enregistrements pour entraîner le modèle et produire des prévisions.	28
Tableau 8. Importance des variables pour la moule zébrée. La variable la mieux classée en fonction de son importance relative pour chaque test est mise en évidence en gras. Gain de régularisation pour le modèle complet = 1,2746.	29
Tableau 9. Importance des variables pour la moule quagga. La variable la mieux classée en fonction de son importance relative pour chaque test est mise en évidence en gras. Gain de régularisation pour le modèle complet = 0,8151.	30
Tableau A1. Liste des sources de données relatives à la moule zébrée et à la moule quagga utilisées dans l'évaluation du risque. MZ : moule zébrée, MQ : moule quagga.	65
Tableau A2. Sources des données relatives à la concentration de calcium et de pH utilisées pour interpoler spatialement les couches de calcium et de pH. Il convient de souligner que le nombre de sites utilisé pour produire les cartes matricielles interpolées finales n'est pas le nombre total de sites (n) ci-dessous, car certains sites sont présents dans plusieurs sources de données.	66
Tableau B1. Résumé du risque écologique (mode et maximum) par sous-aire de drainage pour la moule zébrée d'après le modèle d'habitats propices MaxEnt et le modèle basé sur le calcium. Les codes de désignation des sous-aires de drainage sont présentés dans la figure A1.	69
Tableau C1. Résumé du risque écologique (mode et maximum) par sous-aire de drainage pour la moule quagga d'après le modèle d'habitats propices MaxEnt et le modèle basé sur le calcium. Les codes de désignation des sous-aires de drainage sont présentés dans la figure A1.	81

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Photographies d'une moule zébrée et d'une moule quagga. La moule zébrée présente des motifs en zigzag, une forme triangulaire et un côté plat, tandis que la moule quagga a une couleur plus claire, une forme plus arrondie, des anneaux circulaires et n'est pas plate (texte traduit par le MPO; photos d'Amy Benson, US Geological Survey, bugwood.org, modifiées par le Centre des espèces envahissantes).	3
Figure 2. Cadre pour la restructuration des réseaux trophiques dans les écosystèmes d'eau douce après l'invasion de dreissenidés. Les flèches représentent le sens des flux. Les lignes en gras et les symboles Plus (+) représentent des flux accrus, tandis que les symboles Moins (-) représentent des flux réduits (source : Higgins 2014).	5
Figure 3. Populations établies de moules zébrées (A) et de moules quaggas (B) (cercles rouges) signalées entre 1986 et 2021 et entre 1989 et 2021 en Amérique du Nord, respectivement (les sources sont énumérées dans le tableau A1).	9
Figure 4. Diagramme de flux conceptuel du processus d'évaluation du risque lié à l'invasion des eaux douces canadiennes par les moules zébrées et quagga. Deux scénarios de modélisation ont été utilisés pour déterminer les habitats propices à l'établissement : un modèle basé sur le calcium et un modèle basé sur MaxEnt.	11
Figure 5. Pression de propagules dérivée de l'indice de l'empreinte humaine (modifié d'après Venter et al. 2018). L'indice de l'empreinte humaine est un facteur composite de l'influence humaine qui intègre des données sur l'utilisation des terres, l'urbanisation, la densité de population, les réseaux de transport et d'autres activités humaines connues pour faciliter les invasions d'espèces.	14
Figure 6. Carte de la connectivité des habitats envahis par la moule zébrée (A) et la moule quagga (B).	16
Figure 7. Seuil de température pour la moule zébrée (A) et la moule quagga (B) lorsque la température moyenne de l'air pendant le trimestre le plus chaud de l'année (variables bioclimatiques 10 comme approximation de la température de l'eau) est inférieure à 10 °C et 5 °C, respectivement.	25
Figure 8. Potentiel d'introduction de la moule zébrée en fonction de la pression des propagules (indice de l'empreinte humaine) et de la proximité des habitats envahis (mesure de la connectivité).	31
Figure 9. Potentiel d'établissement de la moule zébrée d'après les concentrations de calcium, ajusté en fonction des températures inadéquates.	32
Figure 10. Potentiel d'invasion de la moule zébrée en Amérique du Nord d'après le potentiel d'introduction et d'établissement (modèle basé sur le calcium).	33
Figure 11. Risque écologique posé par la moule zébrée au Canada d'après le modèle basé sur le calcium. Le risque écologique est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques. Les sous-aires de drainage (lignes grises) se superposent sur la carte.	34
Figure 12. Mode (A) et maximum (B) relatifs au risque écologique posé par la moule zébrée par sous-aire de drainage au Canada d'après le modèle basé sur le calcium. Il convient de souligner que la sous-aire de drainage 020 (Grands Lacs et Saint-Laurent) comprend à la fois des habitats d'eau douce et des habitats marins, mais que ces derniers ne conviennent pas aux deux espèces. Le risque ne devrait donc s'appliquer qu'aux portions d'eau douce de la sous-aire de drainage.	35

Figure 13. Potentiel d'établissement de la moule zébrée à l'aide du modèle d'habitats propices MaxEnt et ajusté en fonction des températures inadéquates.	36
Figure 14. Potentiel d'invasion de la moule zébrée en Amérique du Nord d'après le potentiel d'introduction et d'établissement (modèle d'habitats propices MaxEnt).	37
Figure 15. Risque écologique de la moule zébrée au Canada à l'aide du modèle d'habitats propices MaxEnt. Le risque est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques. Les sous-aires de drainage (lignes grises) se superposent sur la carte.	38
Figure 16. Mode (A) et maximum (B) relatifs au risque écologique posé par la moule zébrée par sous-aire de drainage au Canada à l'aide du modèle d'habitats propices MaxEnt. Il convient de souligner que la sous-aire de drainage 020 (Grands Lacs et Saint-Laurent) comprend à la fois des habitats d'eau douce et des habitats marins, mais que ces derniers ne conviennent pas aux deux espèces. Le risque ne devrait donc s'appliquer qu'aux portions d'eau douce de la sous-aire de drainage.	39
Figure 17. Potentiel d'introduction de la moule quagga en fonction de la pression des propagules (indice de l'empreinte humaine) et de la proximité des habitats envahis (mesure de la connectivité).	40
Figure 18. Potentiel d'établissement de la moule quagga d'après les concentrations de calcium, ajusté en fonction des températures inadéquates.	41
Figure 19. Potentiel d'invasion de la moule quagga en Amérique du Nord d'après le potentiel d'introduction et d'établissement (modèle basé sur le calcium).	42
Figure 20. Risque écologique posé par la moule quagga au Canada d'après le modèle basé sur le calcium. Le risque est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques. Les sous-aires de drainage (lignes grises) se superposent sur la carte.	43
Figure 21. Mode (A) et maximum (B) relatifs au risque écologique posé par la moule quagga par sous-aire de drainage au Canada d'après le modèle basé sur le calcium. Il convient de souligner que la sous-aire de drainage 020 (Grands Lacs et Saint-Laurent) comprend à la fois des habitats d'eau douce et des habitats marins, mais que ces derniers ne conviennent pas aux deux espèces. Le risque ne devrait donc s'appliquer qu'aux portions d'eau douce de la sous-aire de drainage.	44
Figure 22. Potentiel d'établissement de la moule quagga à l'aide du modèle d'habitats propices MaxEnt et ajusté en fonction des températures inadéquates.	45
Figure 23. Potentiel d'invasion de la moule quagga en Amérique du Nord d'après le potentiel d'introduction et d'établissement (modèle d'habitats propices MaxEnt).	46
Figure 24. Risque écologique de la moule quagga au Canada à l'aide du modèle d'habitats propices MaxEnt. Le risque est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques. Les sous-aires de drainage (lignes grises) se superposent sur la carte.	47
Figure 25. Mode (A) et maximum (B) relatifs au risque écologique posé par la moule quagga par sous-aire de drainage au Canada à l'aide du modèle d'habitats propices MaxEnt. Il convient de souligner que la sous-aire de drainage 020 (Grands Lacs et Saint-Laurent) comprend à la fois des habitats d'eau douce et des habitats marins, mais que ces derniers ne conviennent pas aux deux espèces. Le risque ne devrait donc s'appliquer qu'aux portions d'eau douce de la sous-aire de drainage.	48
Figure 26. Différences concernant le risque écologique de la moule zébrée (A) et de la moule quagga (B) entre les modèles d'habitats propices basés sur le calcium et MaxEnt. Les couleurs indiquent où les niveaux de risque écologique étaient plus élevés pour le modèle basé sur le	

calcium (marron), étaient cohérents entre les modèles (bleu clair) ou étaient plus élevés pour le modèle d'habitats propices MaxEnt (violet).	52
Figure 27. Résumé des produits de données produits par l'évaluation du risque lié à la moule zébrée et à la moule quagga au Canada en 2022 et qui peuvent être téléchargés à partir du portail de données ouvertes du gouvernement.....	56
Figure A1. Désignations des sous-aires de drainage. Les codes se rapportent aux données présentées dans les tableaux B1 et C1. Source : Données-cadres nationales de l'Atlas du Canada à l'échelle de 1/1 000 000, Ressources naturelles Canada (2016).....	68
Figure B1. Risque écologique posé par la moule zébrée au Québec et au Canada atlantique d'après le modèle basé sur le calcium (A) et le modèle d'habitats propices MaxEnt (B). Le risque est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques.	76
Figure B2. Risque écologique posé par la moule zébrée en Ontario et dans les Grands Lacs d'après le modèle basé sur le calcium (A) et le modèle d'habitats propices MaxEnt (B). Le risque est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques.	77
Figure B3. Risque écologique posé par la moule zébrée dans les provinces des Prairies à l'aide du modèle basé sur le calcium (A) et d'habitats propices MaxEnt (B). Le risque est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques.	78
Figure B4. Risque écologique posé par la moule zébrée en Colombie-Britannique d'après le modèle basé sur le calcium (A) et le modèle d'habitats propices MaxEnt (B). Le risque est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques.	79
Figure B5. Risque écologique posé par la moule zébrée dans les territoires d'après le modèle basé sur le calcium (A) et le modèle d'habitats propices MaxEnt (B). Le risque est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques.	80
Figure C1. Risque écologique posé par la moule quagga au Québec et au Canada atlantique d'après le modèle basé sur le calcium (A) et le modèle d'habitats propices MaxEnt (B). Le risque est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques.	88
Figure C2. Risque écologique posé par la moule quagga en Ontario et dans les Grands Lacs d'après le modèle basé sur le calcium (A) et le modèle d'habitats propices MaxEnt (B). Le risque est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques.	89
Figure C3. Risque écologique posé par la moule quagga dans les provinces des Prairies à l'aide du modèle basé sur le calcium (A) et d'habitats propices MaxEnt (B). Le risque est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques.	90
Figure C4. Risque écologique posé par la moule quagga en Colombie-Britannique d'après le modèle basé sur le calcium (A) et le modèle d'habitats propices MaxEnt (B). Le risque est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques.	91
Figure C5. Risque écologique posé par la moule quagga dans les territoires d'après le modèle basé sur le calcium (A) et le modèle d'habitats propices MaxEnt (B). Le risque est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques.	92

RÉSUMÉ

La moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) et la moule quagga (*D. rostriformis bugensis*) sont des envahisseurs aquatiques aux impacts économiques et écologiques considérables qui continuent de se propager au Canada. Une nouvelle évaluation des risques écologiques (différente de celle de 2012) a été réalisée par la Direction des sciences de Pêches et Océans Canada (MPO) pour les écosystèmes d'eau douce de l'ensemble du Canada. Elle intègre des données actualisées et améliorées à une résolution plus élevée (cellule de grille de 9 260 par 9 260 m). Cette évaluation des risques a caractérisé le potentiel d'introduction (pression de propagules) et d'établissement (habitats propices) de ces moules, ainsi que leurs impacts écologiques potentiels, afin d'obtenir une mesure du risque écologique. Deux scénarios distincts d'établissement ont été utilisés, soit un modèle basé sur le calcium et un modèle d'habitats propices basé sur l'entropie maximale (MaxEnt). Les valeurs de risque écologique ne sont pas absolues et les zones à faible risque ne signifient pas nécessairement que la moule zébrée et la moule quagga ne peuvent pas y être introduites, s'y établir ou avoir des impacts sur ces écosystèmes canadiens. Elles indiquent plutôt que le risque est plus faible par rapport aux zones à risque plus élevé. Ainsi, les deux scénarios ont cerné des zones de risque faible à élevé, les sous-aires de drainage présentant le risque le plus élevé étant à proximité de l'aire de répartition actuelle de ces espèces, en particulier le réseau des Grands Lacs laurentiens (moule zébrée et moule quagga) et le Manitoba (moule zébrée). En dehors de l'aire de répartition actuelle, les modèles basés sur le calcium pour les deux espèces ont cerné des zones à risque modéré dans les parties méridionales de la plupart des provinces. Dans les provinces maritimes, pour lesquelles aucune donnée n'était disponible lors de l'évaluation précédente, la plupart des modèles d'habitats propices ont attribué un risque modéré à cette zone pour la moule quagga et la moule zébrée, en particulier au Nouveau-Brunswick qui comprenait toutefois quelques zones ayant un risque élevé. Pour le reste du Canada, y compris Terre-Neuve-et-Labrador et les territoires pour lesquels aucune donnée n'était disponible dans l'évaluation précédente, le risque posé par ces deux espèces était principalement faible dans la plupart des modèles d'habitats propices avec la majeure partie de l'archipel Arctique se situant en dessous de la tolérance thermique des deux espèces. Pour faciliter la prise de décision en matière de gestion des espèces aquatiques envahissantes, le risque écologique est résumé au niveau des sous-aires de drainage pour l'ensemble du Canada, soit l'échelle spatiale utilisée dans l'évaluation de 2012.

1. INTRODUCTION

1.1. ÉVALUATION DU RISQUE

1.1.1. Contexte et justification

Les espèces envahissantes sont d'importants facteurs de changement écosystémique, y compris de perte de biodiversité et d'habitat (Sala *et al.* 2000, Clavero et García-Berthou 2005, Gallardo *et al.* 2016, Mollot *et al.* 2017). Dans les écosystèmes d'eau douce, la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) et la moule quagga (*D. rostriformis bugensis*) sont deux espèces qui ont eu des impacts écologiques et économiques importants en Europe et en Amérique du Nord (Mackie et Claudi 2010, Van der Velde *et al.* 2010). Ces filtreurs envahissants agissent comme des ingénieurs des écosystèmes : ils restructurent le flux d'énergie des voies pélagiques aux voies benthiques, modifient les conditions physicochimiques dans la colonne d'eau, contribuent à l'augmentation de la végétation aquatique et à des changements dans les communautés indigènes, et forment des colonies denses fixées à des substrats durs, y compris aux moules indigènes, ce qui peut entraîner une diminution de la survie et de la productivité (Karatayev *et al.* 2002, Mackie et Claudi 2010, Nakano et Strayer 2014).

L'évaluation du risque peut être utilisée pour déterminer la probabilité et les conséquences d'une invasion et pour orienter les mesures de gestion. En 2012, la Direction des sciences de Pêches et Océans Canada (MPO) a mené une évaluation du risque écologique lié à trois espèces de moules dreissenidées dans les écosystèmes d'eau douce du Canada, en particulier dans l'Ouest canadien, en Ontario et au Québec (MPO 2013 a, b, Therriault *et al.* 2013). En plus de plusieurs sous-aires de drainage déjà envahies en Ontario et au Québec, l'évaluation du risque de 2012 a cerné plusieurs zones à haut risque, notamment de nombreuses sous-aires de drainage dans l'Ouest canadien ainsi que dans le sud du Québec. Cependant, aucune donnée n'était disponible à l'époque pour faire une évaluation complète du risque pour les sous-aires de drainage des provinces maritimes, de Terre-Neuve-et-Labrador et de l'Arctique canadien.

Au cours de la dernière décennie, l'aire de répartition des moules dreissenidées au Canada a continué de s'étendre. En 2013, des moules zébrées ont été découvertes dans le lac Winnipeg (lac considéré comme à haut risque dans Therriault *et al.* 2013) et l'espèce s'est répandue dans le réseau et dans les plans d'eau adjacents au cours de l'année suivante, notamment dans la partie manitobaine de la rivière Rouge, le lac Cedar, le fleuve Nelson et le lac Manitoba (Laureen Janusz, ministère de Développement économique, Investissement, Commerce et Ressources naturelles, comm. pers.). Dans l'est du Canada, malgré la présence de moules dreissenidées depuis 1990 dans la portion d'eau douce du fleuve Saint-Laurent, l'élargissement vers les plans d'eau intérieurs du Québec n'a eu lieu que récemment, en 2017, lorsque la moule zébrée a été détectée pour la première fois dans le lac Memphrémagog (Picard et Doyon 2018) et, plus récemment, en 2021, dans le lac Massawippi (L'actualité 2021; considéré comme à risque élevé dans Therriault *et al.* 2013). Des moules zébrées ont également été trouvées dans des boules de mousse (des boules sphériques d'algues ressemblant à des cheveux) associées au commerce des aquariums partout au Canada en 2021, ce qui augmente leur potentiel de propagation (MPO 2021a).

En réponse à une demande du Programme national sur les espèces aquatiques envahissantes du MPO, l'objectif de la présente évaluation est de déterminer le risque écologique posé par la moule zébrée et la moule quagga dans tous les écosystèmes d'eau douce du Canada en élargissant la couverture spatiale au Canada, en incluant des données actualisées sur l'aire de répartition des espèces et un plus grand nombre de variables environnementales à une

résolution spatiale accrue, et en utilisant deux approches de modélisation d'habitats propices. Les sources d'incertitude et les lacunes dans les données seront également identifiées. La nouvelle évaluation du risque et l'avis scientifique qui découleront de ce processus pourront éclairer les mesures de gestion, notamment en ce qui concerne la détection précoce, la planification de l'intervention ou les mesures réglementaires ou stratégiques visant à atténuer les risques que pourraient poser les moules zébrées et quaggas envahissantes pour les écosystèmes d'eau douce du Canada.

1.1.2. Portée et échelle

Cette évaluation du risque se concentre sur les risques écologiques potentiels posés par la moule zébrée et la moule quagga pour les écosystèmes d'eau douce du Canada dans le climat actuel. Elle ne prend pas en compte les aspects socio-économiques, qui dépassent le cadre de cette évaluation.

La portée géographique de cette évaluation du risque a été élargie par rapport à l'évaluation du risque de 2012 afin d'inclure tous les écosystèmes d'eau douce du Canada, et notamment toutes les provinces et tous les territoires. Les habitats marins ou estuariens côtiers n'ont pas été inclus dans le présent travail et, par conséquent, la moule d'Amérique (*Mytilopsis leucophaeata*), qui a fait l'objet de l'évaluation du risque précédente, est exclue ici.

Par rapport à l'évaluation du risque de 2012 (Therriault *et al.* 2013), cette évaluation a été réalisée à une résolution spatiale plus élevée (cellules de grille de 9 260 sur 9 260 m) et intégrait des variables environnementales supplémentaires comme les concentrations de calcium et le pH interpolés à l'échelle du Canada. Pour les besoins de la modélisation, la zone d'étude comprend le Canada et les États-Unis continentaux. Il est important de souligner que les résultats ne sont pas directement comparables à l'évaluation de 2012, car ils sont basés sur des données actualisées et des approches de modélisation différentes. En outre, il existe des différences quant à la manière dont certaines composantes du risque d'invasion ont été déterminées. Par exemple, dans l'évaluation de 2012, la connectivité dans le cadre de l'estimation de la pression potentielle des propagules a été modélisée comme une simple fonction de l'adjacence d'une sous-aire de drainage à une sous-aire de drainage envahie, alors qu'ici, la connectivité a été modélisée comme une fonction géospatiale (voir ci-dessous) de la proximité des zones envahies. De même, les habitats propices ont été modélisés à l'aide de deux approches différentes, chacune constituant une amélioration par rapport à l'évaluation de 2012. Enfin, il existe certaines différences en ce qui concerne la terminologie. Étant donné que les probabilités réelles de chaque étape du processus d'invasion menant à un établissement réussi sont inconnues, des approximations de ces probabilités ont été utilisées à l'aide de variables disponibles connues pour être liées au risque d'invasion. Cependant, le risque écologique représente toujours le produit du potentiel d'invasion et des impacts écologiques attendus d'une invasion, ce qui est fondamentalement la même chose que l'évaluation précédente.

1.2. BIOLOGIE, PRÉFÉRENCES EN MATIÈRE D'HABITAT ET IMPACTS ÉCOLOGIQUES

1.2.1. Biologie et préférences en matière d'habitat

Therriault et ses collaborateurs (2013) ont fourni de nombreux renseignements détaillés sur la taxonomie, la description des espèces, les préférences en matière d'habitat, le cycle biologique et la structure génétique des populations. Comme ils n'ont pas changé depuis l'évaluation initiale, nous n'en donnons ici qu'un aperçu.

Bien que les espèces soient remarquablement similaires sur le plan morphologique, la moule zébrée est moins ronde et présente généralement un motif rayé, contrairement aux anneaux plus concentriques de la moule quagga (figure 1). Les individus adultes des deux espèces ont en général une longueur de coquille de 2 à 3 cm, mais la moule zébrée peut atteindre jusqu'à 4 à 4,5 cm, contre 3,5 à 4 cm pour la moule quagga (Mackie et Claudi 2010).

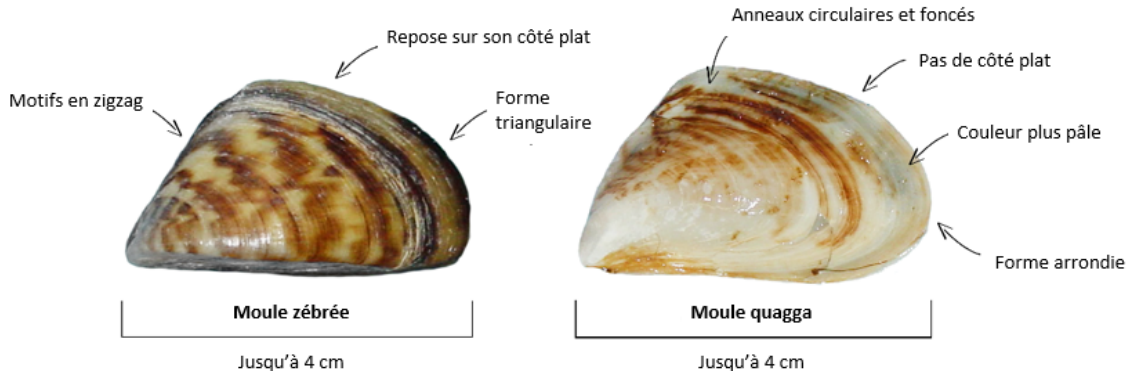


Figure 1. Photographies d'une moule zébrée et d'une moule quagga. La moule zébrée présente des motifs en zigzag, une forme triangulaire et un côté plat, tandis que la moule quagga a une couleur plus claire, une forme plus arrondie, des anneaux circulaires et n'est pas plate (texte traduit par le MPO; photos d'Amy Benson, US Geological Survey, bugwood.org, modifiées par le [Centre des espèces envahissantes](#)).

Les moules zébrées et quaggas se trouvent généralement dans les lacs et les rivières, fixées à une grande variété de substrats durs tels que les rochers, les coquillages et les plantes aquatiques (Garton *et al.* 2013). Malgré leur apparence similaire, les moules quaggas et zébrées diffèrent en matière de tolérance à la température et à la salinité, de croissance, de profondeur d'occurrence et de caractéristiques du cycle biologique (Ram *et al.* 2011, Karatayev *et al.* 2015). Les deux espèces ont une durée de vie courte, mais sont des reproducteurs prolifiques produisant de 1×10^4 à 1×10^6 œufs par femelle et par an en fonction de leur taille et des conditions environnementales (Pollux *et al.* 2010). Bien qu'elles aient une large tolérance environnementale, de multiples facteurs peuvent limiter leur aire de répartition, notamment la température, le calcium, le pH, le substrat et les nutriments (par exemple, Strayer 1991, Neary et Leach 1992, Ramcharan *et al.* 1992, Mellina et Rasmussen 1994, Mackie et Claudi 2010), ainsi que la résistance biotique (Carlsson *et al.* 2011, Dominguez Almela *et al.* 2022).

Les concentrations en calcium sont considérées comme un facteur majeur jouant sur le potentiel d'établissement et de développement de grandes populations, car une quantité importante de calcium est nécessaire au développement de la coquille (Mackie et Claudi 2010). Les populations européennes et nord-américaines de moules zébrées présentent des seuils de calcium différents (Mackie et Schloesser 1996, Cohen et Weinstein 2001). Par exemple, Ramcharan et ses collaborateurs (1992) ont indiqué que la moule zébrée n'avait pas été détectée dans les lacs européens où les concentrations en calcium étaient inférieures à 28,3 mg/L et le pH inférieur à 7,3. Cependant, en Amérique du Nord, la moule zébrée a été signalée dans plusieurs lacs avec des concentrations de calcium comprises entre 13 et 25 mg/L (Strayer *et al.* 1996, Mellina et Rasmussen 1994). La littérature scientifique laisse entendre que les concentrations minimales en calcium pour les populations de moules zébrées d'Amérique du Nord sont d'environ 8 à 9 mg/L pour la survie des adultes, 11 à 12 mg/L pour la survie à court terme des véligères et 15 à 22 mg/L pour le développement des véligères (Hincks et Mackie 1997, Mackie et Claudi 2010). Benson et ses collaborateurs (2022) ont également indiqué que les populations de moules zébrées d'Amérique du Nord avaient besoin de 10 mg/L de calcium pour que commence la croissance de leur coquille et de 25 mg/L pour la maintenir.

Dans leur revue de littérature sur les seuils de croissance, de reproduction et de survie de la moule zébrée, Mackie et Claudi (2010) laissent entendre que les concentrations en calcium suivantes ont différents effets : < 8 mg/L (aucun potentiel de survie des adultes), 8 à 15 mg/L (faible potentiel de développement des larves), 15 à 30 mg/L (potentiel modéré d'infestations nuisibles) et > 30 mg/L (potentiel élevé d'infestations massives). Pour la moule quagga, Mackie et Claudi (2010) ont également fait état des seuils de calcium suivants : < 10 mg/L (aucun potentiel de survie des adultes), 10 à 12 mg/L (faible potentiel de développement des larves), 12 à 30 mg/L (potentiel modéré d'infestations nuisibles), > 30 mg/L (potentiel élevé d'infestations massives).

Outre le calcium, la température et le pH ont également été déterminés comme des facteurs importants régissant l'établissement des populations de dreissenidés. On a constaté que la moule zébrée adulte n'avait aucune chance de survivre à des températures inférieures à 10 °C ou supérieures à 32 °C, le potentiel le plus élevé d'infestations massives se situant entre 20 et 26 °C (Mackie et Claudi 2010). La moule quagga, qui est généralement plus abondante que la moule zébrée à des profondeurs plus importantes (Roe et MacIsaac 1997, Ricciardi et Whoriskey 2004), a un seuil thermique de croissance et de reproduction inférieur de 5 °C (Roe et MacIsaac 1997). Mackie et Claudi (2010) ont également signalé un faible potentiel de développement larvaire entre 2 et 10 °C et aucun potentiel de survie des adultes à < 2 °C. Ils ont conclu qu'une température entre 16 et 24 °C était la condition de température optimale pour les infestations massives de moules quagga. En ce qui concerne le pH, Mackie et Claudi (2010) soulignent que les deux dreissenidés n'ont aucun potentiel de survie des adultes en dessous d'un pH de 7,0, un faible potentiel de développement larvaire à un pH entre 7 et 7,8 et entre 9 et 9,5, ainsi qu'un potentiel d'infestation modéré et élevé à un pH entre 7,8 et 8,2 et un pH entre 8,2 et 8,8, respectivement.

1.2.2. Impacts écologiques

Les effets des invasions de dreissenidés sur la qualité de l'eau, la flore et la faune des habitats envahis sont bien décrits dans la littérature scientifique (par exemple, Higgins et Vander Zanden 2010, Higgins 2014, Therriault *et al.* 2013). Il ne fait guère de doute que les moules dreissenidées peuvent avoir des effets négatifs importants et pertinents sur le plan écologique sur la qualité de l'eau et sur tous les principaux niveaux trophiques, depuis les bactéries des sédiments jusqu'aux prédateurs supérieurs (par exemple, les poissons piscivores). Une analyse temporelle des variables environnementales dans les habitats envahis, y compris de la profondeur d'après le disque de Secchi, la concentration en chlorophylle *a* et la concentration en phosphore total, a montré que les effets d'une infestation de dreissenidées étaient omniprésents, sans aucune preuve de déclin 20 ans après l'établissement (Higgins *et al.* 2011, Higgins 2014). Il a été démontré que les effets des infestations de moules dreissenidées étaient directionnels, influant différemment sur les voies pélagique-profonde et benthique-littorale, avec une diminution marquée du transfert d'énergie dans la voie pélagique-profonde et une augmentation marquée du transfert d'énergie dans la voie benthique-littorale (figure 2 et tableau 1). Cependant, les membres de deux familles de moules d'eau douce indigènes, les *Unionidae* et les *Sphaeriidae*, qui font partie de la voie énergétique benthique-littorale et qui sont en compétition pour l'espace ou la nourriture avec les moules dreissenidées, constituent une exception, car il a été bien documenté que les populations de ces espèces déclinent de manière importante ou disparaissent complètement du système lorsque les dreissenidés l'envahissent (par exemple, Gillis et Mackie 1994, Ricciardi *et al.* 1996). Il est important de souligner que l'ampleur de l'effet sur le biote dans la voie pélagique-profonde est liée à la capacité de filtration de la population de moules, qui est fonction de la densité de la population, de la taille de l'écosystème et d'une variété de facteurs qui influent sur les taux de filtration individuels (par exemple, la température, la vitesse de l'eau, la turbidité) et l'accès à la colonne

d'eau (par exemple, la profondeur, les mélanges verticaux et horizontaux) (Higgins 2014). Les densités de dreissenidés peuvent varier de plusieurs ordres de grandeur dans l'espace (dans et entre les lacs ou les rivières) et dans le temps (par exemple, années), et les densités de l'ensemble de l'écosystème sont généralement inconnues. Cependant, les impacts semblent être fonction de la taille de l'écosystème, les plus petits écosystèmes et les zones littorales des Grands Lacs présentant les impacts les plus importants (Higgins et Vander Zanden 2010).

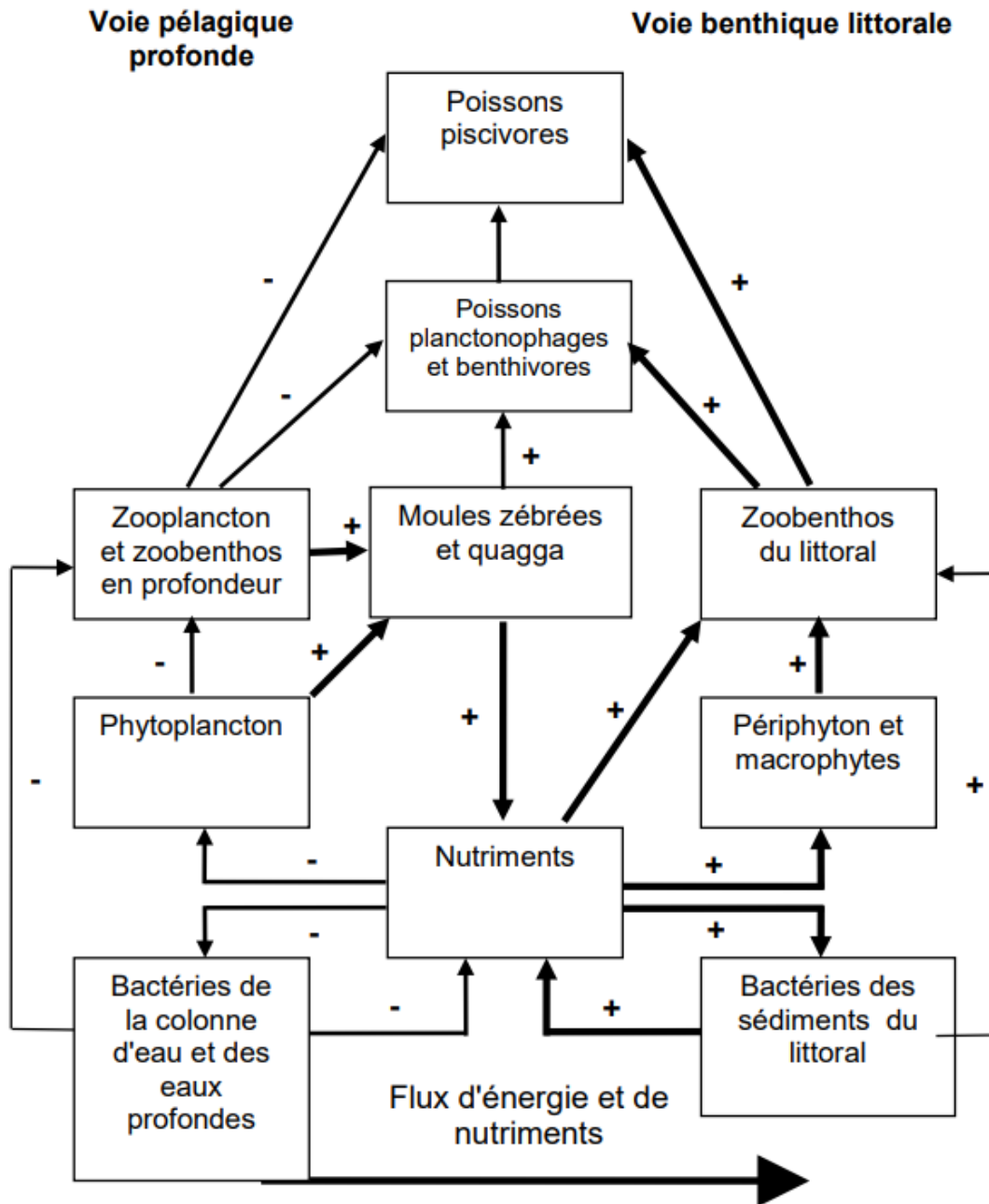


Figure 2. Cadre pour la restructuration des réseaux trophiques dans les écosystèmes d'eau douce après l'invasion de dreissenidés. Les flèches représentent le sens des flux. Les lignes en gras et les symboles Plus (+) représentent des flux accrus, tandis que les symboles Moins (-) représentent des flux réduits (modifiée à partir de Higgins 2014).

Tableau 1. Impacts écologiques associée aux invasions de moules zébrées et de moules quagga, telles qu'elles sont rapportées dans la littérature scientifique (d'après Therriault et al. 2013, modifiées d'après Higgins et Vander Zanden 2010).

Élément	Résultats de l'analyse documentaire		
	Évolution	Ampleur	Incertitude
Habitat physique			
Clarté de l'eau	Augmentation	Élevée	Très faible
Profondeur de la thermocline	Augmentation	Faible	Élevée
Profondeur de la zone littorale	Augmentation	Moyenne	Faible
Salissure des substrats durs	Augmentation	Élevée	Très faible
Salissure des substrats meubles	Augmentation	Moyenne	Très faible
Anoxie en eaux profondes	Augmentation	Faible	Très élevée
Anoxie des sédiments	Augmentation	Moyenne	Élevée
Habitat chimique			
Nutriments particuliers	Diminution	Moyenne	Très faible
Nutriments solubles (lacs)	Augmentation	Faible	Très faible
Nutriments solubles (rivières)	Augmentation	Élevée	Très faible
Sédiments en suspension	Diminution	Élevée	Très faible
Biote			
Bactéries des sédiments	Augmentation	Élevée	Très faible
Phytoplancton (total)	Diminution	Élevée	Très faible
Phytoplancton (cyanobactéries produisant des toxines)	Augmentation	Moyenne	Très faible
Périphyton	Augmentation	Élevée	Très faible
Couverture de macrophytes	Augmentation	Moyenne	Très faible
Zooplancton	Diminution	Moyenne	Très faible
Zoobenthos (littorale)	Augmentation	Élevée	Très faible
Zoobenthos (en eaux profondes)	Diminution	Moyenne	Très faible
Unionidés (abondance)	Diminution	Très élevée	Très faible
Poissons (planctonophages)	Diminution	Moyenne	Moyenne
Poissons (benthivores du littoral)	Augmentation	Moyenne	Très faible
Poissons (benthivores en eaux profondes)	Diminution	Élevée	Moyenne
Poissons (piscivores)	Diminution	Moyenne	Moyenne
Botulisme aviaire	Augmentation	Moyenne	Élevée
Biodiversité			
Unionidés	Diminution	Très élevée	Très faible
Sphaeriidés	Diminution	Très élevée	Faible
Espèces en péril	Diminution	Faible à élevée	Très élevée

Lorsque les moules dreissenidés éliminent le phytoplancton et d'autres matières particulières en suspension de la colonne d'eau, la clarté de l'eau augmente souvent de manière substantielle (tableau 1). La clarté de l'eau est un facteur qui contribue à la pénétration de l'énergie solaire dans les lacs, ce qui influe sur la profondeur de la thermocline et les bilans thermiques des lacs, ainsi que la croissance des algues et des plantes au fond des lacs. L'augmentation de la profondeur de la thermocline réduit le volume de l'hypolimnion, ce qui pourrait accroître l'anoxémie en eau profonde dans certains lacs et réduire l'habitat d'eau froide pour certaines espèces de poissons (Mills *et al.* 2003). Dans certains systèmes, comme les Grands Lacs laurentiens inférieurs (lacs Ontario, Érié et Michigan), les invasions de dreissenidés ont entraîné

des augmentations spectaculaires des proliférations nuisibles d'algues benthiques *Cladophora glomerata* (Higgins *et al.* 2008). Ces efflorescences ont considérablement modifié les habitats benthiques, souillé les plages de loisirs et les prises d'eau municipales et industrielles, ont été associées à une abondance accrue de bactéries indicatrices (par exemple, *E. coli*) et de bactéries pathogènes (par exemple, *Salmonella*, *Shigella*, *Campylobacter*), ont été considérées comme contribuant au botulisme aviaire et ont provoqué une anoxémie localisée des sédiments et du biote sédimentaire dans les aires de sédimentation (Higgins *et al.* 2008). Dans certains endroits (par exemple, la baie de Saginaw [lac Huron] et le lac Érié) et dans les lacs intérieurs du Michigan, les invasions de dreissenidés ont entraîné une augmentation des espèces de phytoplanctons productrices de toxines et de leur toxine (microcystine), alors même que la biomasse totale de phytoplancton a diminué (Raikow *et al.* 2004, Knoll *et al.* 2008). Cette hépatotoxine est connue pour influencer la fonction hépatique et est préoccupante tant pour le biote indigène que pour l'homme (Wilson *et al.* 2008).

En cas de chevauchement spatial entre les moules dreissenidées et les espèces indigènes en péril, les effets négatifs d'une infestation devraient être très importants. Par exemple, les moules dreissenidées ont eu des effets négatifs importants sur les moules unionidées indigènes en danger dans les Grands Lacs après leur introduction, y compris des déclin importants de l'abondance et de la diversité des espèces (Schloesser *et al.* 1998, Ricciardi *et al.* 1998). En outre, en Colombie-Britannique, la gonidée des Rocheuses (*Gonidea angulata*) a été classée étant « en voie de disparition » en raison du risque d'invasion de dreissenidés. En février 2022, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) avait identifié 21 mollusques d'eau douce en péril, dont 13 en voie de disparition, trois menacés et cinq préoccupants. De même, si les moules dreissenidées établissent des populations à haute densité dans les systèmes d'eau douce au-delà de leur aire de répartition actuelle dans l'est de l'Amérique du Nord, elles pourraient potentiellement compromettre la valeur adaptative de plusieurs espèces de poissons inscrites sur la liste du COSEPAC (COSEPAC 2021), notamment les molluscivores et les planctophages.

1.3. VECTEURS

Les deux espèces de dreissenidés ont probablement été introduites dans les Grands Lacs par les eaux de ballast plutôt que par la salissure des coques, en raison des temps de transit plus longs et des environnements océaniques qui dépasseraient les tolérances de salinité signalées (par exemple, Hebert *et al.* 1989, Therriault *et al.* 2004).

En revanche, les invasions secondaires de ces deux espèces ont été liées au transport terrestre de plaisanciers (par exemple, Johnson et Padilla 1996, Orlova *et al.* 2004, Pollux *et al.* 2010, Karatayev *et al.* 2015, Drake *et al.* 2017). Les deux espèces de dreissenidés peuvent également se propager par dispersion naturelle (par exemple, dispersion des larves pélagiques et colonisation secondaire) ou par d'autres activités humaines (par exemple, rejet d'eaux de ballast à l'intérieur du bassin, création de canaux, exploitation des voies navigables, etc.) (par exemple, Johnson et Carlton 1996, Orlova *et al.* 2005, Ricciardi 2006). La dispersion naturelle est particulièrement importante en aval dans les grands systèmes où des lacs ou des réservoirs en amont peuvent servir de source de propagules (par exemple, Therriault *et al.* 2004, 2013). Enfin, la détection récente de la moule zébrée dans des cargaisons de boules de mousse a mis en évidence un vecteur inattendu et une nouvelle voie d'accès par le biais du commerce de plantes d'aquarium et d'animaux de compagnie (MPO 2021a). Bien que l'évaluation du risque lié à ce vecteur précis dépasse le cadre de la présente évaluation, l'évaluation du risque lié à la voie d'accès des organismes commercialisés au Canada réalisée par Chan *et al.* (2021) a montré que le risque était plus élevé dans les zones urbaines, ce qui est au moins partiellement

pris en compte par l'indice de l'empreinte humaine utilisé dans la présente évaluation du risque (voir ci-dessous).

1.4. RÉPARTITION

1.4.1. Aire de répartition indigène

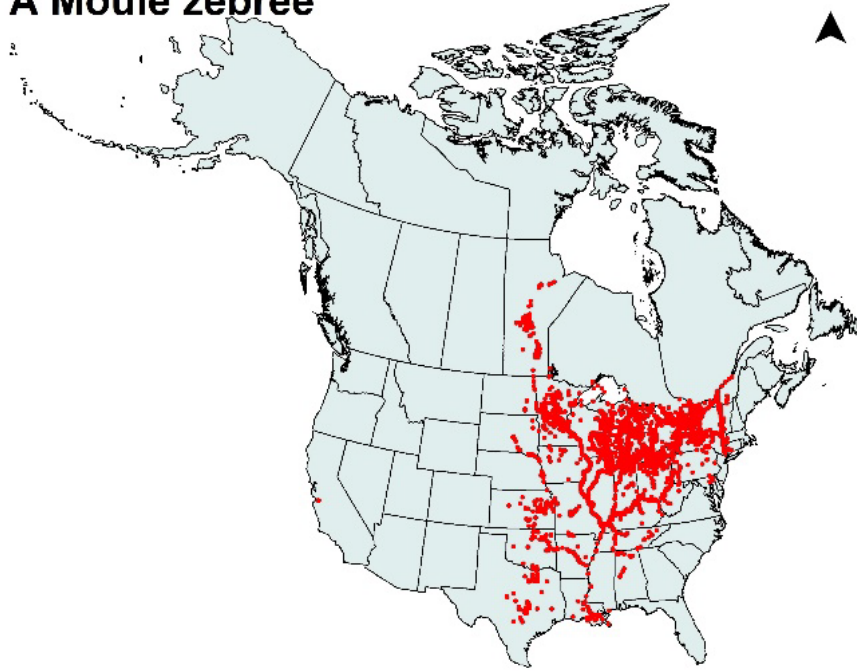
La moule zébrée et la moule quagga sont indigènes de la région pontocaspienne, en Europe orientale. On considère que la moule zébrée provient du bassin de la mer Noire, qui comprend aussi la mer d'Azov (Van der Velde *et al.* 2010), tandis que la moule quagga est indigène des limans des affluents du Dniepr et du Boug dans le bassin de la mer Noire (Son 2007).

1.4.2. Aire de répartition après l'introduction

L'aire d'introduction en eau douce de la moule zébrée est vaste en raison de sa longue histoire d'invasions qui remonte à la fin du XVIII^e siècle en Europe (voir Therriault *et al.* 2013). Elle est arrivée dans les Grands Lacs laurentiens d'Amérique du Nord au milieu des années 1980, en raison du rejet d'eaux de ballast de la navigation commerciale, et s'est grandement propagée autour du bassin des Grands Lacs, le long du fleuve Mississippi et dans ses affluents. En 1998, la moule zébrée avait colonisé la plupart des grands réseaux hydrographiques de l'est des États-Unis (Mackie et Claudi 2010, Benson *et al.* 2022). Plus récemment, cette espèce a été détectée au Manitoba et dans d'autres parties du sud du Québec, mais elle n'est pas signalée en Saskatchewan, en Alberta, en Colombie-Britannique, au Canada atlantique ni dans aucun des territoires (figure 3A).

La moule quagga a également envahi certaines parties de l'Europe et de l'Amérique du Nord. Contrairement à l'expansion rapide de la moule zébrée dans l'est des États-Unis, celle de la moule quagga reste plus limitée, confinée au bassin des Grands Lacs. Bien que le transport terrestre à grande distance de cette espèce ait eu lieu dans plusieurs États de l'ouest des États-Unis, la moule quagga semblerait ne pas encore avoir envahi les côtes ouest et atlantique du Canada (figure 3B).

A Moule zébrée



B Moule quagga

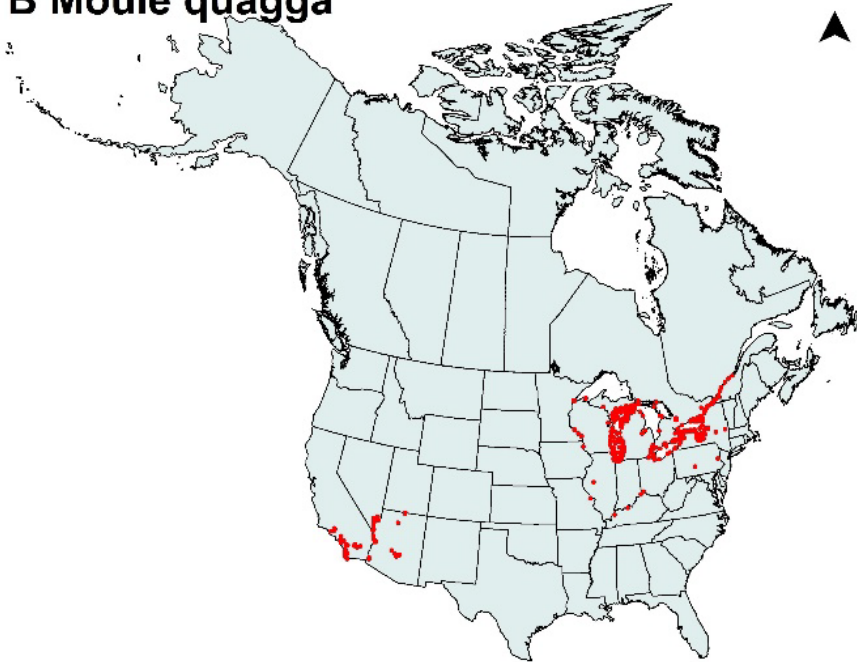


Figure 3. Populations établies de moules zébrées (A) et de moules quaggas (B) (cercles rouges) signalées entre 1986 et 2021 et entre 1989 et 2021 en Amérique du Nord, respectivement (les sources sont énumérées dans le tableau A1).

2. MÉTHODOLOGIE D'ÉVALUATION DU RISQUE RELATIF À LA MOULE ZÉBRÉE ET À LA MOULE QUAGGA

En général, le risque représente le produit de la probabilité qu'un événement se produise et des conséquences de cet événement. Ainsi, dans cette évaluation, le risque écologique posé par la moule zébrée et la moule quagga représente la probabilité d'une invasion et les conséquences ou les impacts attendus de cette invasion pour chacune des unités spatiales (cellules de la grille) sur une période approximative d'environ cinq à dix ans (représentant les conditions climatiques actuelles). La probabilité d'invasion représente les étapes séquentielles du processus d'invasion au cours duquel un organisme doit être entraîné par un vecteur d'invasion, être déplacé par ce vecteur vers un nouveau lieu, survivre au transit, être libéré du vecteur dans un nouvel écosystème, rencontrer des conditions propices à la survie et à la reproduction, puis se propager à partir du point d'introduction initial (par exemple, Blackburn *et al.* 2011). En tant que telles, les invasions sont complexes et comportent de nombreux inconnus et incertitudes, de sorte que les probabilités réelles de la séquence d'événements menant à une invasion réussie ne sont pas connues, ce qui nécessite l'utilisation d'approximations. Cette évaluation intègre plusieurs mesures relatives au potentiel d'introduction et d'établissement d'une espèce, ainsi qu'aux impacts écologiques, afin de déterminer le risque écologique (figure 4). Pour que les moules zébrées et quaggas envahissent un nouvel endroit (et posent un risque), les propagules doivent atteindre un habitat propice. Ainsi, l'introduction est fonction à la fois de la proximité des lieux envahis (qui fournissent des propagules; utilisation des points d'occurrence jusqu'en 2021) et des activités à médiation humaine ou de la dispersion naturelle qui peuvent déplacer les propagules des lieux sources vers de nouvelles destinations du paysage (celles-ci étant modélisées ici à l'aide de l'indice de l'empreinte humaine; voir la section 2.1). Les données sont insuffisantes pour modéliser l'entraînement et les mouvements propres aux espèces et aux lieux. Une fois que les propagules atteignent un nouvel endroit, elles doivent rencontrer des conditions qui leur permettent de survivre et de se reproduire pour établir de nouvelles populations qui auront des conséquences écologiques. Ainsi, l'établissement représente le chevauchement entre les tolérances/exigences physiologiques de l'envahisseur et les conditions environnementales de la zone d'évaluation. Le potentiel d'établissement d'une espèce a été calculé en tenant compte à la fois d'un modèle basé sur le calcium et d'un modèle d'habitats propices basé sur l'entropie maximale (MaxEnt; voir les sections 2.2.3 et 2.2.4), les deux intégrant un seuil de température en dessous duquel la survie des larves n'est pas possible (voir la section 2.2.5). Les deux méthodes présentent des forces et des faiblesses dans leur capacité à prédire les habitats propices et sont donc présentées comme des calculs distincts pour déterminer le risque écologique, car il n'est pas possible de déterminer un modèle à privilégier. Compte tenu de la portée de cette évaluation et du peu de données propres aux lieux, le potentiel de propagation secondaire n'a pas été déterminé de manière explicite. Toutefois, compte tenu de l'expansion rapide de ces espèces en Amérique du Nord et en Europe, il ne fait guère de doute que les activités humaines, combinées à la dispersion naturelle des larves véligères en aval, redistribueront les moules zébrées et les moules quaggas à des échelles spatiales inférieures dans le paysage canadien. Les conséquences écologiques de l'invasion de la moule zébrée et de la moule quagga sont très importantes et comprennent des effets sur plusieurs niveaux trophiques, quel que soit le réseau envahi. Enfin, la probabilité d'une invasion a été combinée aux conséquences d'une invasion à l'aide d'une matrice de risque pour déterminer le risque écologique global (voir section 2.5). Les variables environnementales et les facteurs de dispersion utilisés pour la modélisation figurent dans le tableau 2 et sont décrits plus en détail dans les sections suivantes. Toutes les couches de données (cartes matricielles) ont été projetées dans la conique Albers équivalente de l'Amérique du Nord avec une haute résolution (taille de cellule de 9 260 sur 9 260 m; ci-après

dénommée résolution de la cellule de grille), dans une mesure qui couvre à la fois le Canada et le territoire continental des États-Unis.

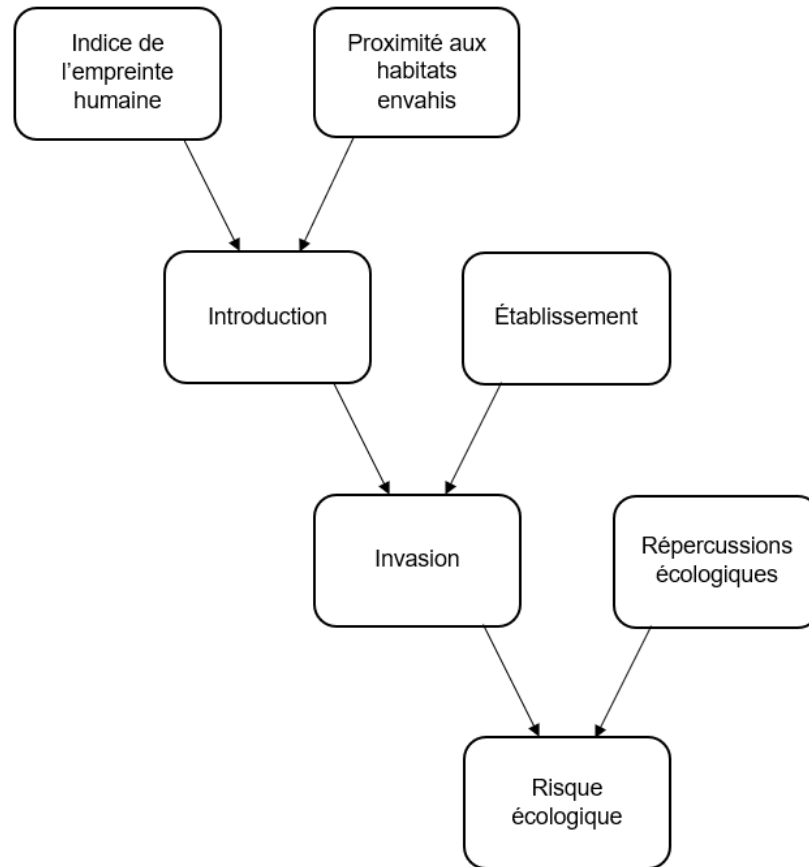


Figure 4. Diagramme conceptuel du processus d'évaluation des risques associés à l'invasion des eaux douces canadiennes par les moules zébrées et quagga. Deux approches de modélisation ont été utilisées pour déterminer les habitats propices à l'établissement : un modèle basé sur le calcium et un modèle basé sur MaxEnt.

Tableau 2. Couches de données (variables) utilisées pour évaluer la probabilité d'introduction et d'établissement de la moule zébrée et de la moule quagga.

Couche de données	Étape de modélisation	Justification	Source
Indice de l'empreinte humaine	Potentiel d'introduction (Les deux modèles)	Cet indice est utilisé comme approximation de la pression exercée par les propagules, étant donné que les activités humaines sont connues pour influencer la répartition spatiale des espèces envahissantes et l'ampleur des vecteurs potentiels. Il s'agit d'un facteur composite de l'influence humaine qui intègre des données sur l'utilisation des terres, l'urbanisation, la densité de population, les réseaux de transport et d'autres activités humaines connues pour faciliter les invasions d'espèces.	Modifié à partir de Venter <i>et al.</i> (2018)

Couche de données	Étape de modélisation	Justification	Source
Mesure de la connectivité	Potentiel d'introduction (Les deux modèles)	La navigation de plaisance étant connue pour être un vecteur important de propagation secondaire des espèces aquatiques envahissantes (Drake 2017, Drake <i>et al.</i> 2017), une mesure a été élaborée en fonction de la proximité des habitats envahis et des distances généralement parcourues par les embarcations de plaisance. Elle tient également compte de la dispersion naturelle potentielle en ce sens que les plans d'eau situés à proximité d'un site envahi ont une probabilité plus élevée d'introduction.	Abordé dans la présente étude
Calcium	Potentiel d'établissement (Les deux modèles)	Le calcium est un facteur de contrainte crucial du succès de l'invasion des moules dreissenidées, car il est nécessaire pour les fonctions métaboliques de base ainsi que pour la construction de la coquille (Hincks et Mackie 1997, Cohen et Weinstein 2001, Jones et Ricciardi 2005). Les modèles précédents ont exclu le calcium, car les données n'étaient pas disponibles sous la forme d'une couche mondiale ou nord-américaine continue.	Abordé dans la présente étude
pH	Potentiel d'établissement (MaxEnt)	Les niveaux de pH influencent la survie et la croissance des moules dreissenidées (Mackie et Claudi 2010). Les modèles précédents excluaient le pH, car les données n'étaient pas disponibles sous la forme d'une couche mondiale ou nord-américaine continue.	Abordé dans la présente étude
Température de l'air	Potentiel d'établissement (MaxEnt)	La température de l'eau est importante pour la reproduction, la fraie et la croissance des moules dreissenidées (McMahon 1996, Mackie et Claudi 2010). Les températures de l'air de WorldClim sont utilisées comme approximation des températures de l'eau, car elles sont censées être corrélées (Stefan et Preud'homme 1993).	Fick et Hijmans 2017
Précipitations	Potentiel d'établissement (MaxEnt)	Les précipitations peuvent influencer les nutriments et la productivité des lacs (Collins <i>et al.</i> 2019). Elle peut également influencer sur le débit et la profondeur des rivières et des lacs et, par conséquent, la disponibilité des habitats.	Fick et Hijmans 2017

2.1. POTENTIEL D'INTRODUCTION

Pour que les moules zébrées et quaggas représentent un risque pour un écosystème canadien, elles doivent d'abord être introduites dans ce système. Le potentiel d'introduction est lié à la fois à la capacité des propagules à se déplacer depuis une population source et à la proximité de cette population (la probabilité et la survie étant plus élevées sur de courtes distances). Alors que la dispersion naturelle contribue certainement à la propagation des moules dreissenidées envahissantes dans les plans d'eau, le transport par l'intermédiaire de l'homme, comme les déplacements des plaisanciers, est largement considéré comme le principal vecteur d'introduction dans les plans d'eau en Amérique du Nord et en Europe (par exemple, Johnson

et Padilla 1996, Orlova *et al.* 2004, Pollux *et al.* 2010, Karatayev *et al.* 2015, Drake *et al.* 2017). En outre, la distance géographique entre les nouveaux plans d'eau et la distribution actuelle des habitats envahis s'est avérée être un indicateur approprié du risque d'invasion dans les systèmes lacustres (par exemple, Karatayev *et al.* 2015). Ainsi, une mesure de connectivité a été élaborée d'après la distance géographique avec l'aire de répartition actuellement connue pour chaque espèce de dreissenidés (jusqu'en 2021), afin d'évaluer la probabilité de dispersion (naturelle et anthropique) entre les lieux d'origine et de destination. Ces valeurs ont ensuite été mises à l'échelle pour refléter l'activité des plaisanciers relativement aux distances parcourues par les plaisanciers, le vecteur le plus probable de dispersion terrestre de ces espèces. Cette mesure a été combinée avec l'indice de l'empreinte humaine (Venter *et al.* 2016, 2018), qui est un indice relatif basé sur la densité et l'activité de la population humaine, afin de tenir compte de la variabilité géographique de l'ampleur de l'activité de navigation de plaisance (ou d'autres déplacements dus à l'homme). De nouveaux vecteurs, comme les boules de mousse d'aquarium contaminées, sont également susceptibles d'être représentés par l'ampleur de l'activité humaine. Par exemple, Chan et ses collaborateurs (2021) ont montré que les magasins d'aquariophilie sont regroupés dans les zones urbaines où la densité de population est plus élevée, ce qui est reflété par l'indice de l'empreinte humaine.

2.1.1. Indice de l'empreinte humaine

L'indice de l'empreinte humaine (Venter *et al.* 2016, 2018) a été utilisé comme approximation de l'ampleur de l'activité nautique et a été utilisé dans des études de modélisation antérieures (par exemple, Liu *et al.* 2011, Gallardo *et al.* 2015, Srivastava *et al.* 2019). Cet indice fournit une carte mondiale de la pression humaine cumulée sur l'environnement en 2009 en utilisant huit variables, à savoir les environnements bâtis, la densité de population, l'infrastructure électrique, les terres cultivées, les pâturages, les routes, les chemins de fer et les voies navigables (Venter *et al.* 2016, 2018). Étant donné que de nombreuses variables d'entrée sont terrestres, cet indice ne s'étend pas aux plans d'eau douce et a donc été modifié pour cette application. Plus précisément, les valeurs des cellules de la grille environnantes ont été interpolées à celles des lacs et des fleuves qui ne contenaient pas de données à l'aide de l'algorithme Fill No Data de la Geospatial Data Abstraction Library (GDAL) du Système d'information géographique Quantum (figure 5).

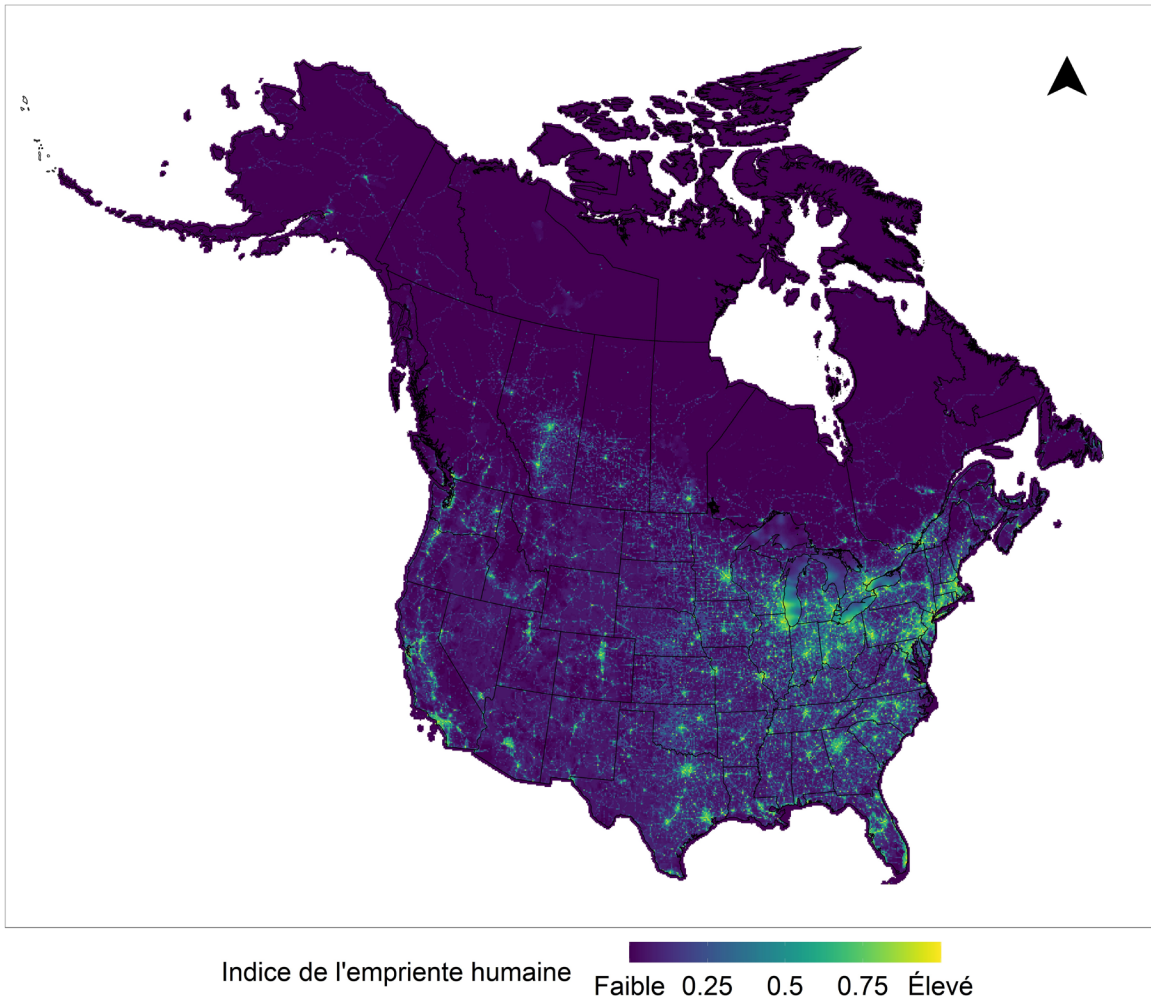


Figure 5. Pression de propagules dérivée de l'indice de l'empreinte humaine (modifié d'après Venter et al. 2018). L'indice de l'empreinte humaine est un facteur composite de l'influence humaine qui intègre des données sur l'utilisation des terres, l'urbanisation, la densité de population, les réseaux de transport et d'autres activités humaines connues pour faciliter les invasions d'espèces.

2.1.2. Mesure de la connectivité

Plusieurs études ont souligné que de nombreux plaisanciers parcourent des distances relativement courtes entre les plans d'eau et que ces déplacements sur de courtes distances peuvent faciliter la propagation des moules dreissenidées (Dove et Wallis 1981, Johnstone et al. 1985, Buchan et Padilla 1999). En outre, la dispersion naturelle est plus probable dans les systèmes reliés et à des échelles spatiales plus réduites. Une fonction de connectivité a été créée à l'aide des enregistrements de l'occurrence, afin de tenir compte de la contribution de ces composantes au potentiel d'introduction. Les points d'échantillonnage ont été créés à l'aide de la fonction `spsample` du package `sp` de R (Pebesma et Bivand 2005), à une taille de cellule de 4 630 sur 4 630 m pour l'étendue de travail, ce qui a permis de garantir qu'au moins un point d'échantillonnage serait contenu dans chaque cellule lors de la création d'une carte matricielle à la résolution de la cellule de grille. Les points d'échantillonnage ont ensuite été masqués pour éliminer tous les points produits dans des milieux marins. La distance minimale du grand cercle (distance le long de la surface d'une sphère) entre chaque point d'échantillonnage et chaque

point d'occurrence a ensuite été calculée à l'aide de la fonction `distHaversine` du package `geosphere` de R (Hijmans *et al.* 2021). Les valeurs de distance obtenues ont ensuite été déclinées de 0,00001 à 1 (connectivité très faible à élevée, respectivement) afin de normaliser cette mesure et de faciliter l'intégration avec d'autres couches de données (cartes matricielles). La fonction de mise à l'échelle était basée sur les données de plusieurs études examinant la distribution cumulative des distances parcourues par les plaisanciers. Plusieurs études menées aux États-Unis, au Canada et en Nouvelle-Zélande font état de proportions élevées de plaisanciers parcourant moins de 150 km (par exemple, 97,8 % des bateaux sont restés dans un rayon de 150 km dans le Wisconsin, Buchan et Padilla 1999; 97,5 % des bateaux sont restés dans un rayon de 125 km sur l'île du Nord de la Nouvelle-Zélande, Johnstone *et al.* 1985; 90,1 % des plaisanciers en Colombie-Britannique ont parcouru moins de 125 km, Dove et Wallis 1981) et jusqu'à 450 km (Buchan et Padilla 1999). Toutefois, ces études avaient une portée géographique plus restreinte que la présente évaluation et il est probable que les plaisanciers puissent parcourir des distances beaucoup plus importantes dans certaines situations. Ainsi, afin d'élargir les résultats de ces études, une analyse de la distribution des distances parcourues par les plaisanciers a été réalisée à l'aide de données provenant des inspections de bateaux en Colombie-Britannique (2017-2021) (M. Beck, ministre de l'Environnement et du Changement climatique de la Colombie-Britannique, comm. pers.). Compte tenu de la localisation côtière de la province, cela représente probablement une extrémité des distances parcourues par les plaisanciers. Pour cette analyse, seuls les enregistrements dont l'origine ou la destination était la Colombie-Britannique ont été retenus. Pour chaque État, province ou territoire d'origine ou de destination, un point de référence a été calculé de façon approximative pour le centroïde de cette zone géographique. Pour les provinces autres que les provinces maritimes, où la répartition géographique de la population est orientée vers le sud, le point de référence a été placé au centroïde des zones peuplées (généralement vers le sud). La distance orthodromique a ensuite été calculée entre chaque centroïde et le centroïde de la Colombie-Britannique, et la distribution cumulative des distances de déplacement a été calculée. Bien que la précision puisse ne pas être élevée en raison de l'hypothèse d'une distance similaire pour toutes les personnes voyageant à destination ou en provenance de l'État, de la province ou du territoire, les tendances générales correspondent aux études susmentionnées sur les distances parcourues par les plaisanciers. La plus grande proportion de voyageurs est restée en Colombie-Britannique (70 %), ce qui représente probablement des distances inférieures à 200 km. Parmi les autres voyageurs dont la destination ou l'origine se situait au-delà des frontières provinciales, environ 25 % des plaisanciers ont parcouru 600 km ou moins et seulement 1 % environ ont parcouru plus de 2 000 km. Pour mettre à l'échelle chaque valeur de connectivité, une équation polynomiale a été appliquée aux valeurs de distance obtenues pour chaque point d'échantillonnage (voir tableau 3). Ce polynôme a été élaboré à partir des données suivantes : valeurs désignées de 1 pour des distances de 0 km, de 0,5 pour une distance de 600 km et de 0,25 pour une distance de 1 000 km, toutes les valeurs supérieures à 1 500 km étant fixées à une valeur de 0,00001. Les valeurs mises à l'échelle pour chaque point d'échantillonnage ont ensuite été converties en une carte matricielle à l'aide de la fonction `rasterize` du package `raster` de R (Hijmans 2021), à la résolution de la cellule de grille, la valeur de chaque cellule représentant la valeur moyenne des points d'échantillonnage contenus dans cette cellule. Les cartes de la connectivité des habitats envahis par la moule zébrée et la moule quagga sont présentées dans les figures 6A et 6B, respectivement.

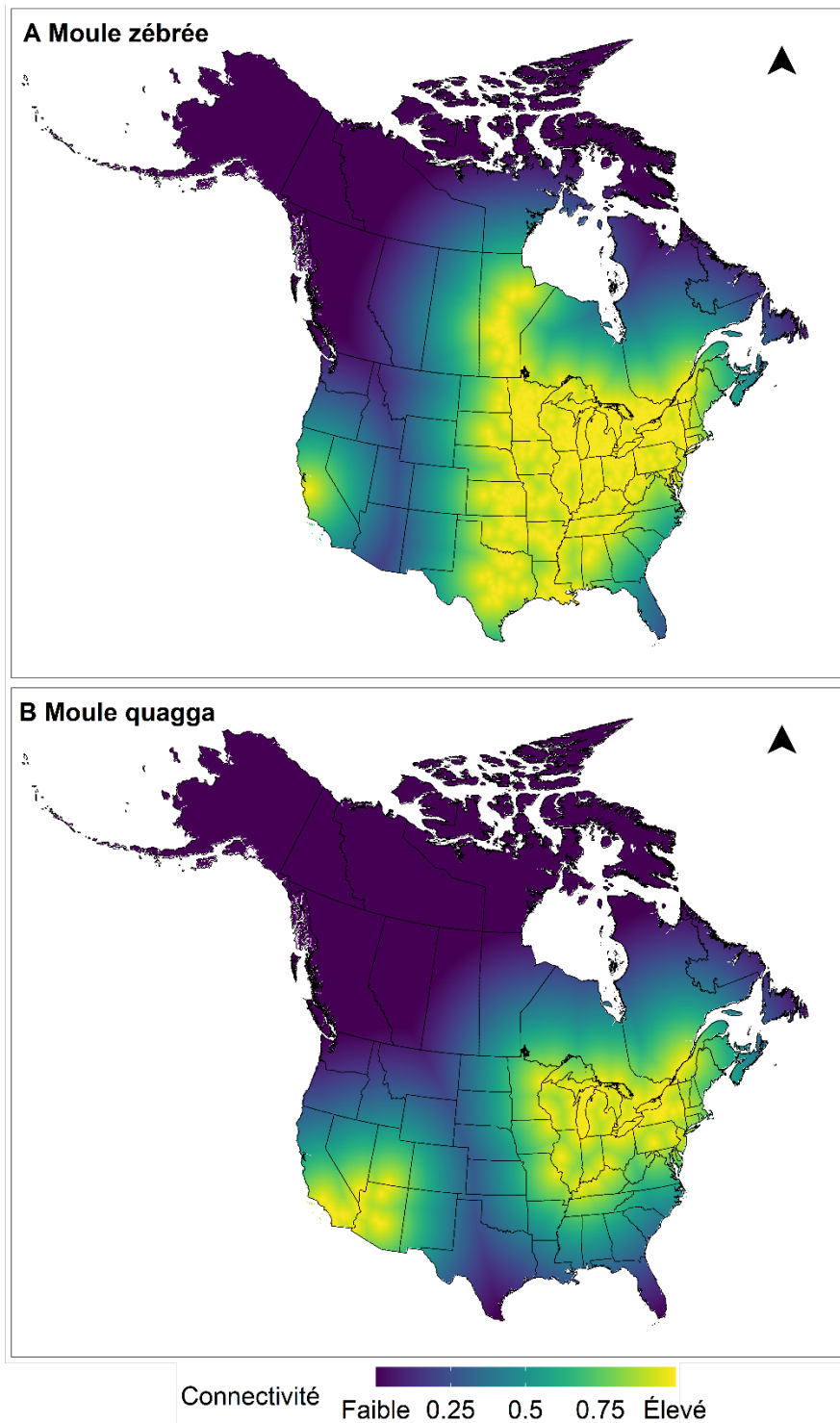


Figure 6. Carte de la connectivité des habitats envahis par la moule zébrée (A) et la moule quagga (B).

Tableau 3. Équations pour la mise à l'échelle des valeurs pour les cartes matricielles.

Normalisation	Équation
Mise à l'échelle des valeurs de distance pour la connectivité en fonction de l'activité des plaisanciers (unités = m)	$0.00000000000002x^2 - 0.0000009612x + 1$ Pour les distances supérieures à 1 500 000 m, la valeur de l'échelle est fixée à 0,00001.
Mise à l'échelle des valeurs relatives au calcium d'après des valeurs biologiquement significatives (unités = mg/L)	Moule zébrée : $-0.00005x^3 + 0.0016x^2 + 0.0321x + 0.00001$ Avec toutes les concentrations > 30 mg/L fixées à une valeur d'échelle de 1
	Moule quagga : $-0.00068x^2 + 0.0543x - 0.01448$ Avec toutes les concentrations > 30 mg/L fixées à une valeur d'échelle de 1

2.1.3. Combinaison de l'indice de l'empreinte humaine et de la mesure de la connectivité

Si l'ampleur de l'activité humaine et la connectivité contribuent clairement au potentiel d'introduction des moules dreissenidées, la contribution relative de chaque mesure à la pression de propagules est inconnue. Le potentiel d'introduction a donc été calculé en intégrant les deux facteurs avec une pondération égale (voir figure 4). La carte matricielle obtenue représente donc la valeur moyenne de l'indice de l'empreinte humaine et de la mesure de la connectivité pour chaque cellule, avec des valeurs comprises entre 0 et 1 (potentiel d'introduction très faible et élevé, respectivement). Étant donné qu'aucune donnée n'indique que des zones sont imperméables à l'introduction, toutes les valeurs de cette mesure sont supérieures à 0 (c'est-à-dire que les propagules peuvent théoriquement atteindre n'importe quel endroit du Canada).

2.2. POTENTIEL D'ÉTABLISSEMENT

La probabilité qu'une espèce envahissante s'établisse dépend de la mesure dans laquelle les paramètres environnementaux du système de destination ou de réception sont propices à la survie et à la concrétisation du cycle de vie des organismes envahissants. Dans le cas des moules dreissenidées, les concentrations de calcium ont été couramment utilisées comme indicateur d'environnements propices, étant donné que le calcium dissous est nécessaire au dépôt de carbonate de calcium pour la formation et la croissance de la coquille (Whittier *et al.* 2008). Par ailleurs, la modélisation d'habitats propices utilise une série de facteurs environnementaux et l'aire de répartition actuelle de l'espèce envahie pour prédire les habitats propices en déterminant l'importance relative de ces variables environnementales pour la répartition actuelle. Ces deux méthodes comportent des avantages et des inconvénients. La modélisation d'habitats propices peut intégrer un plus grand nombre de facteurs environnementaux influençant l'aire de répartition de ces organismes envahissants; cependant, elle est basée sur l'aire de répartition actuelle, et il est donc probable qu'elle ne représente pas

l'ensemble des habitats propices que les moules pourraient envahir. La détermination du potentiel d'établissement des moules dreissenidées d'après le calcium uniquement ne tient toutefois compte que de l'un des nombreux facteurs environnementaux qui contribuent à limiter leur répartition réelle, mais elle ne se limite pas à la question de savoir si l'aire de répartition actuelle représente l'ensemble des niches d'habitat pleinement exploitées. Les deux méthodes ont été appliquées séparément dans cette évaluation, car il n'est pas possible de déterminer un modèle à privilégier étant donné que ces invasions sont en cours. Le tableau 2 présente les variables environnementales utilisées; chacune d'entre elles est examinée plus en détail ci-dessous. Bien que les moules zébrées et quaggas aient une large tolérance environnementale, il est possible qu'elles rencontrent des conditions qui ne leur permettent pas de survivre ou de se reproduire. Ainsi, un seuil de tolérance à la température pour le développement des larves de chaque espèce a été appliqué aux deux mesures d'habitats propices, de sorte que les zones n'atteignant pas ce seuil sont considérées comme inadaptées. Même si des moules dreissenidées étaient introduites et parvenaient à survivre pendant une courte période, le fait qu'elles ne parviennent pas à se reproduire laisse entendre que l'invasion échouerait au bout du compte et que le risque écologique qui en résulterait serait négligeable. Il est important de souligner que si l'adaptation ou le changement climatique peuvent modifier cette relation, ni l'un ni l'autre ne sont pris en compte dans la modélisation d'habitats propices dans le cadre de cette évaluation.

2.2.1. Couches de calcium et de pH

Toutes les manipulations et interpolations de données sur le calcium et le pH ont été effectuées à l'aide de R (R Core Team 2021). Les données obtenues dans le cadre de l'évaluation du risque de 2012 ont été combinées avec des données supplémentaires provenant d'agences fédérales, provinciales et territoriales pertinentes, de bases de données accessibles au public et de publications de recherche primaire (tableau A2). Les données brutes ont été compilées dans un format approprié, les dates et les positions ayant été converties en échelles cohérentes, et les données ont été réparties dans des fichiers distincts pour chaque variable de qualité de l'eau. Les données relatives au calcium et au pH ont ensuite été traitées et préparées pour l'interpolation. Les données relatives aux États-Unis proviennent principalement du [Water Quality Portal](#), qui combine des données provenant de plusieurs agences et d'autres sources. Le package `dataRetrieval` de R (De Cicco *et al.* 2018) a été utilisé pour produire une liste de sites avec des données sur le calcium ou sur le pH recueillies entre 2000 et 2021 pour chacun des 49 États continentaux des États-Unis, puis pour télécharger ces données directement dans R (Water Quality Portal consulté le 15 février 2021).

Les données ont été regroupées à l'échelle de la province ou du territoire afin de faciliter le nettoyage des données et la détermination des enregistrements problématiques, à l'exception de certaines sources de données (par exemple, les données d'Atlantic Datastream) qui couvraient plusieurs provinces. Lorsque la fraction de calcium était précisée, « calcium dissous » était privilégié, mais d'autres formes étaient acceptées si aucune donnée sur le « calcium dissous » n'était disponible. Certaines fractions, comme le « calcium filtrable », qui n'étaient manifestement pas équivalentes, ont été exclues. Toutes les concentrations de calcium ont été converties en unités cohérentes (mg/L). Les enregistrements ont également été exclus s'ils ne contenaient pas de renseignements essentiels (c'est-à-dire la position, la date et les unités), s'ils présentaient des positions manifestement incorrectes, des valeurs impossibles, extrêmes ou irréalistes (par exemple, calcium négatif ou nul) ou s'ils provenaient de sites ou de types de milieux inappropriés (par exemple, eaux marines, effluents industriels). Les niveaux de calcium en eau douce dépassent rarement 450 mg/L (Weyhenmeyer *et al.* 2019), mais des enregistrements avec des valeurs beaucoup plus élevées étaient présents, résultant probablement d'erreurs de mesure, d'erreurs de saisie de données ou de l'inclusion

d'échantillons d'eau industrielle/contaminée. Ainsi, tous les enregistrements avec des concentrations de calcium supérieures à 500 mg/L ont été exclus, ce qui représentait une faible proportion de tous les enregistrements ($< 0,5\%$ de tous les enregistrements obtenus à partir du Water Quality Portal a été exclu sur cette base). Pour réduire encore l'effet des enregistrements potentiellement extrêmes ou non représentatifs, les sites caractérisés par des enregistrements uniques (plus de 30 % des sites) ont également été exclus des données du Water Quality Portal des États-Unis, étant donné que cela avait un effet négligeable sur la couverture spatiale. Bien qu'il y ait également des sites à enregistrement unique au Canada, ceux-ci ont été conservés, car leur suppression réduisait considérablement l'étendue spatiale de la couverture des données, en particulier dans les régions déjà sous-échantillonnées, comme le nord du pays. Seuls les enregistrements datant de 2000 et plus récents ont été utilisés, à l'exception de certaines sources de données couvrant le Nunavut et les Territoires du Nord-Ouest, ou d'autres zones où la couverture était moins complète : certains enregistrements plus anciens ont été inclus pour ces zones (voir tableau A2).

Des données en double (ou similaires) étaient présentes pour diverses raisons, comme la duplication accidentelle des données, la présence d'enregistrements dans plusieurs sources de données, la reproduction de données de laboratoire et de terrain, ou plusieurs échantillons simultanés prélevés à différentes profondeurs. Comme il n'était pas toujours possible d'éliminer les données en double, tous les types de doublons ont été traités en calculant la moyenne des concentrations de calcium pour chaque site à chaque date d'échantillonnage. Toutes les données relatives au calcium ont ensuite été combinées et une valeur moyenne (médiane) relative au calcium a été calculée pour chaque site sur l'ensemble des dates d'échantillonnage.

Les données relatives au pH ont été traitées de la même manière, à l'exception des enregistrements dont le pH était inférieur à 3 ou supérieur à 12,5, afin d'éliminer les valeurs extrêmes, irréalistes et impossibles. Pour la plupart des sources de données, cela n'a pas été nécessaire, presque tous les enregistrements se situant dans cette fourchette.

Les cartes matricielles de calcium et de pH pour le Canada et les États-Unis ont été produites *par* interpolation spatiale en utilisant la pondération inverse à la distance. Les données médianes de concentration en calcium et sur le pH pour chaque site ont été converties en données spatiales ponctuelles à l'aide du package *sf* de R (Pebesma 2018) et ont été projetées à nouveau dans la conique Albers équivalente de l'Amérique du Nord. Les modèles spatiaux ont été ajustés à l'aide du package *gstat* de R (Pebesma 2004). L'interpolation a été réalisée à l'aide de la fonction *interpolate* du package *raster* de R (Hijmans 2021), sur une grille tramée dont la taille des cellules (9 260 sur 9 260 m) et l'étendue spatiale correspondent aux autres couches de données. Un paramètre de pondération inverse à la distance de 1 et un *nmax* (nombre maximal de points de données utilisés pour interpoler la valeur pour chaque cellule de grille) de 15 ont été choisis en utilisant la fonction *optim* pour rechercher les valeurs qui limitent au maximum l'erreur quadratique moyenne au cours d'une routine de validation croisée. Une autre approche d'interpolation, le krigeage, a été testée et a produit des cartes matricielles très similaires, avec une erreur quadratique moyenne et d'autres mesures d'erreur similaires. Les cartes matricielles interpolées ont été masquées en utilisant les contours du Canada et des États-Unis à partir du package *naturalearth* de R (South 2017).

2.2.2. Variables bioclimatiques

Dix-neuf variables bioclimatiques (BioClim) susceptibles d'influer sur la répartition d'une espèce aquatique ont été téléchargées à partir de la base de données climatique mondiale WorldClim (Fick et Hijmans 2017). Il s'agit de couches mondiales continues produites à partir des tendances annuelles des températures et des précipitations entre 1970 et 2000 (version 2.1). Les variables bioclimatiques comme la température (par exemple, la température annuelle et

les températures extrêmes comme la température la plus élevée du mois le plus chaud et la température la plus basse du mois le plus froid) et la quantité de précipitations (par exemple, la température annuelle et celle du trimestre le plus chaud ou du trimestre le plus froid) se concentrent sur les aspects qui pourraient contrôler la répartition des espèces (McDowell *et al.* 2014). Les températures de l'air des variables bioclimatiques ont été utilisées comme approximation de la température de l'eau en raison du manque de données disponibles sur la température de l'eau à l'échelle nationale. Les variables bioclimatiques ont été utilisées dans des études antérieures pour prédire la répartition potentielle des moules dreissenidées (par exemple, Drake et Bossenbroek 2004, Gallardo et Aldridge 2013, Barnes et Patino 2020), car la température de l'air est liée à la température de l'eau (Stefan et Preud'homme 1993), bien que la température de l'eau puisse être influencée localement par plusieurs facteurs, notamment la source d'eau, le degré d'ombre/d'isolement, l'altitude, la zone de drainage, le courant et la stratification de l'eau. Les précipitations peuvent influencer de nombreux éléments liés au fonctionnement des écosystèmes aquatiques et influencer ainsi la répartition des espèces. Par exemple, les précipitations peuvent influencer la disponibilité et le cycle des nutriments, et donc la productivité (Collins *et al.* 2019). Elle peut également influencer sur l'écoulement et la profondeur des rivières et des lacs et, par conséquent, la disponibilité de l'habitat pour les espèces benthiques comme les moules dreissenidées.

2.2.3. Modélisation basée sur le calcium

Le calcium étant considéré comme une variable d'importance cruciale pour les moules dreissenidées, un modèle (carte matricielle) a été élaboré pour prédire l'habitat propice pour la moule zébrée et la moule quagga, d'après les concentrations de calcium. Les concentrations de calcium n'ont pas été utilisées comme seuils étant donné que les valeurs appropriées sont susceptibles de varier en fonction d'autres facteurs tels que le pH, qui contribuent à la solubilité du carbonate de calcium nécessaire à la construction des coquilles. Pour tenir compte de cette incertitude quant à la relation précise entre les concentrations de calcium plus faibles et des conditions propices, une fonction continue a été appliquée afin de mettre à l'échelle les habitats propices, de sorte que la mesure résultant du potentiel d'établissement serait très faible lorsque les concentrations de calcium sont proches de 0 mg/L et augmenterait à mesure qu'elles approchent des 30 mg/L, niveaux auxquels la survie et l'établissement ne sont pas compromis. Les valeurs ont donc été échelonnées entre 0,00001 et 1 (faiblement à hautement propices, respectivement) afin de normaliser les mesures et de faciliter l'intégration des cartes matricielles. La mise à l'échelle des valeurs d'habitats propices en fonction du calcium se fonde sur les concentrations de calcium biologiquement pertinentes pour chaque espèce de moule (Therriault *et al.* 2013, Mackie et Claudi 2010). Les valeurs seuils déterminées par Mackie et Claudi (2010) n'ont pas été utilisées comme seuils, mais plutôt pour former une régression polynomiale pour la mise à l'échelle des valeurs d'habitats propices. Dans la présente étude, des valeurs de concentration de calcium de 8, 15 et 30 mg/L ont été fixées pour représenter des conditions de calcium faibles, modérées et élevées (respectivement) pour l'établissement de la moule zébrée. L'équation de régression polynomiale (tableau 3) pour la mise à l'échelle des concentrations de calcium pour la moule zébrée a été dérivée en utilisant une régression sur les données suivantes : valeurs de 0 pour une concentration de 0 mg/L, 0,33 pour 8 mg/L, 0,66 pour 15 mg/L et 1 pour 30 mg/L avec toutes les valeurs au-delà de 30 mg/L fixées également à une valeur de 1 (tableau 3). De même, pour la moule quagga, des concentrations de calcium de 10, 12 et 30 mg/L ont été définies comme étant respectivement faibles, modérées et élevées pour son établissement. L'équation de régression polynomiale (tableau 3) pour la mise à l'échelle des concentrations de calcium pour la moule quagga a été dérivée en utilisant une régression sur les données suivantes : valeurs de 0 pour une

concentration de 0 mg/L, 0,33 pour 10 mg/L, 0,66 pour 12 mg/L et 1 pour 30 mg/L avec toutes les valeurs au-delà de 30 mg/L fixées également à une valeur de 1 (tableau 3).

2.2.4. Modélisation d'habitats propices à l'aide du modèle MaxEnt

Des modèles MaxEnt ont été élaborés pour projeter les zones d'habitats propices pour la moule zébrée et la moule quagga. Le modèle basé sur MaxEnt est une méthode d'apprentissage automatique couramment utilisée comme modèle prédictif d'habitats propices lorsque seules des données sur la présence des espèces sont disponibles (Phillips *et al.* 2006). Les échantillons de référence sont produits par échantillonnage sur le site d'intérêt afin de caractériser les conditions générales de l'habitat dans la zone d'intérêt et ne contiennent aucune information sur la présence ou l'absence d'espèces. Bien qu'il existe de nombreux modèles prédictifs d'habitat, le modèle basé sur MaxEnt est généralement bien classé parmi les modèles de référence sur la présence (Elith *et al.* 2006). Les modèles MaxEnt (v.3.4, Phillips *et al.* 2006) ont été exécutés à l'aide du package dismo de R (Hijmans *et al.* 2017).

2.2.4.1. Sélection des variables prédictives

Les bonnes pratiques générales d'élaboration de modèles prédictifs relatifs à l'habitat comprennent la réduction de la multicollinéarité entre les variables environnementales utilisées comme prédicteurs pour éviter l'ajustement excessif du modèle (Merow *et al.* 2013). Bien que le modèle basé sur MaxEnt soit raisonnablement robuste en cas de multicollinéarité entre les prédicteurs, un processus de sélection à rebours avec des facteurs d'inflation de la variance a été utilisé pour réduire l'ensemble des couches de données environnementales utilisées comme prédicteurs du modèle. En partant de l'ensemble des couches de données environnementales disponibles (n = 27), les valeurs des variables ont été extraites à l'aide des enregistrements de l'occurrence, afin de tenir compte de chaque espèce (1986-2021 pour la moule zébrée et 1989-2021 pour la moule quagga). Les données de présence ont été spatialement réduites à un enregistrement par cellule de grille, ce qui a permis d'obtenir 2 490 enregistrements de moules zébrées et 391 enregistrements de moules quaggas pour la modélisation MaxEnt. La variable ayant les facteurs d'inflation de la variance les plus élevés a été itérativement supprimée jusqu'à ce que le sous-ensemble de variables restant ait un facteur d'inflation de la variance inférieur à 10 (Nephtin *et al.* 2020). Les variables pH, calcium et BioClim BIO5 (température maximale du mois le plus chaud), BIO6 (température minimale du mois le plus froid), BIO10 (température moyenne du trimestre le plus chaud), BIO11 (température moyenne du trimestre le plus froid) ont été préférentiellement retenues en raison de leur pertinence physiologique pour les moules dreissenidées. Cette procédure a été utilisée pour la moule zébrée et la moule quagga avec des modèles MaxEnt élaborés à partir de leurs données d'occurrence respectives. Le tableau 4 résume les couches de données utilisées lors de l'élaboration du modèle basé sur MaxEnt pour chaque espèce. Les facteurs d'inflation de la variance ont été calculés à l'aide du package usdm de F (Naimi *et al.* 2014).

Tableau 4. Données sur la présence, données de référence et prédicteurs utilisés pour former les modèles MaxEnt finaux pour chaque espèce.

Espèce	N Données sur la présence	N Renseignements de base	Prédicteurs
Moule zébrée	2 490	100 000	Calcium, pH, isothermie (IOB3), température maximale du mois le plus chaud (IOB5),

Espèce	N Données sur la présence	N Renseignements de base	Prédicteurs
			température minimale du mois le plus froid (IOB6), température moyenne du trimestre le plus humide (IOB8), température moyenne du trimestre le plus sec (IOB9), précipitations du mois le plus humide (IOB13), saisonnalité des précipitations (IOB15), précipitations du trimestre le plus chaud (IOB18)
Moule quagga	391	20 000	Calcium, pH, température maximale du mois le plus chaud (IOB5), température minimale du mois le plus froid (IOB6), température moyenne du trimestre le plus humide (IOB8), précipitations du mois le plus humide (IOB13), saisonnalité des précipitations (IOB15), précipitations du trimestre le plus froid (IOB19)

2.2.4.2. Échantillonnage des données de référence

Une hypothèse générale des modèles prédictifs relatifs à l'habitat, y compris du modèle basé sur MaxEnt, est que la répartition d'une espèce a été échantillonnée de manière systématique ou aléatoire sur le site d'intérêt. La plupart des ensembles de données disponibles sont souvent biaisés sur le plan spatial en raison de l'accessibilité des sites ou de la mise en commun des données provenant de plusieurs études afin de couvrir de vastes zones d'étude. Lorsqu'il n'est pas pris en compte, le biais d'échantillonnage peut introduire des erreurs de modélisation dans l'attribution de l'importance des prédicteurs environnementaux, ce qui nuit à l'interprétabilité écologique et à la précision du modèle (Merow *et al.* 2013). Pour tenir compte du biais d'échantillonnage spatial, les données sur la présence ont été spatialement réduites pour chaque espèce en limitant les données d'occurrence pour n'inclure qu'un enregistrement par cellule de grille dans les couches prédictives. Cette meilleure pratique permet de réduire le nombre d'enregistrements dans les zones fortement échantillonnées. Une étape supplémentaire pour contrôler le biais d'échantillonnage est l'utilisation de fichiers de biais qui modifient la procédure d'échantillonnage de référence pour sélectionner des points qui ont le même biais d'échantillonnage que les données d'occurrence (Phillips *et al.* 2009). Des grilles de biais ont été créées en utilisant les enregistrements de présence pour chaque espèce, afin de produire une estimation bidimensionnelle de la densité du noyau à l'aide du package MASS R (Venables et Ripley 2002). D'après l'inspection des modèles préliminaires, une variété de tailles d'échantillons pour les points de référence a été testée ($n = 10\ 000$ à $100\ 000$). En s'appuyant sur le rendement du modèle final, des tailles d'échantillon finales de $100\ 000$ et $20\ 000$ ont été produites en utilisant les grilles de biais pour la moule zébrée et la moule quagga, respectivement. Le tableau 4 résume le rapport final entre les données de présence et les données de référence utilisées dans les modèles MaxEnt pour chaque espèce.

2.2.4.3. Validation du modèle basé sur MaxEnt

Le rendement général du modèle a été évalué à l'aide d'une procédure de validation croisée à cinq niveaux. L'ensemble des données d'occurrence (échantillons de présence et de référence) a été divisé de manière aléatoire en cinq partitions de données égales. Les modèles ont été

formés sur quatre partitions et testés sur la cinquième. Cette procédure a été répétée cinq fois, une partition unique étant utilisée à chaque fois comme ensemble de tests. Les prévisions produites à partir des modèles finaux ont utilisé l'ensemble des données d'occurrence à des fins de formation.

La zone sous la courbe de l'opérateur récepteur a été utilisée comme mesure générale pour évaluer la précision prédictive des modèles (Phillips *et al.* 2006). La courbe de l'opérateur récepteur classe la probabilité que des données de présence choisies au hasard soient classées plus haut qu'un point de référence choisi au hasard. Une courbe de l'opérateur récepteur de 1,0 indique qu'un modèle prédit parfaitement toutes les présences et absences dans la zone d'étude et une courbe de l'opérateur récepteur de 0,5 indique que le modèle n'est pas plus efficace qu'un modèle aléatoire. Une courbe de l'opérateur récepteur de plus de 0,8 indique une bonne efficacité du modèle, une courbe de l'opérateur récepteur comprise entre 0,8 et 0,7 indique une efficacité modérée et une courbe de l'opérateur récepteur de moins de 0,7 indique une efficacité médiocre (Mandrekar 2010). La courbe de l'opérateur récepteur a été utilisée comme mesure principale lors de l'ajustement des paramètres du modèle et de l'évaluation des modèles préliminaires. Lors de la mise au point du modèle, toutes les combinaisons parmi différents paramètres de régularisation ($\beta = 1, 2, 3, 4, 5$) et inclusions de classes de caractéristiques utilisées pour ajuster les courbes environnement-espèces (L, LQ, LQH, LQHP, LQHPT; linéaire [L], quadratique [Q], charnière [C], produit [P] et seuil [T]) ont été testées afin d'équilibrer la complexité et l'efficacité du modèle. Les modèles MaxEnt finaux pour la moule zébrée et la moule quagga ont été ajustés en utilisant une valeur β de 1 ($\beta = 1,0$) et incluaient toutes les classes de caractéristiques (LQHPT). L'ajustement du modèle a été effectué à l'aide du package ENMeval de R (Kass *et al.* 2021).

D'autres mesures dépendant des seuils ont été calculées pour évaluer l'efficacité générale des modèles finaux. Les mesures dépendant du seuil est basé sur des matrices de confusion (Liu *et al.* 2005), où une valeur seuil est utilisée pour transformer le taux d'occurrence relatif (ou la réponse probabiliste) en une réponse binaire où les valeurs de taux d'occurrence relatif supérieures au seuil sont classées comme une présence et les valeurs de taux d'occurrence relatif inférieures au seuil comme une absence. À partir de la réponse binaire, trois mesures ont été calculées : le pourcentage de classification correcte (PCC) est la proportion des données d'occurrence qui sont correctement classées dans les catégories de présence et de référence, la sensibilité est la proportion de données de présence correctement classées et la spécificité est la proportion de données de référence (c.-à-d. d'absence) correctement classées. Le pourcentage de classification correcte, la sensibilité et la spécificité sont calculés en convertissant les prédictions logistiques d'un modèle en une valeur binaire de présence-absence à l'aide d'une valeur seuil. Pour chaque modèle, nous avons utilisé une valeur seuil qui maximise la somme de la sensibilité et de la spécificité (Liu *et al.* 2005).

2.2.4.4. Détermination de l'importance relative des variables

L'importance relative des variables utilisées pour élaborer des modèles pour chaque espèce a été évaluée avec les deux méthodes par défaut utilisées par le modèle basé sur MaxEnt : (1) le pourcentage de contribution et l'importance de la permutation et (2) un test « jackknife » (Phillips 2005, Elith *et al.* 2011). Les contributions en pourcentage dépendent de la manière dont le modèle basé sur MaxEnt parvient à la solution optimale pour le modèle. Différents chemins peuvent être empruntés pour parvenir à la solution optimale; par conséquent, les pourcentages de contribution dépendent du chemin emprunté et peuvent changer. L'importance de la permutation est calculée à partir du modèle basé sur MaxEnt final (et non du chemin utilisé pour y parvenir), où les valeurs de chaque variable sont permutées de manière aléatoire avec les points de présence et de référence, et la diminution de la courbe de l'opérateur récepteur est calculée. Des diminutions importantes de la courbe de l'opérateur récepteur

(normalisée en pourcentage) indiquent que le modèle final dépend fortement de cette variable. Les contributions en pourcentage devraient être interprétées avec prudence si les variables sont fortement corrélées.

Le test « jackknife » utilisé par le modèle basé sur MaxEnt est une solution bis à l'estimation de l'importance des variables. Pour chaque variable, un modèle est créé qui exclut cette variable (en utilisant toutes les autres variables) et un modèle est créé avec cette seule variable. Les résultats des modèles de test « jackknife » sont présentés en gain, qui est une mesure de la qualité de l'ajustement liée à la déviance. Les modèles par exclusion qui présentent la plus forte diminution de gain par rapport au modèle complet indiquent une variable qui contient le plus de données absentes des autres variables. Le gain le plus élevé des modèles à variable seule indique une variable qui possède à elle seule les données les plus utiles.

2.2.5. Seuil de température

Les seuils de température appliqués aux deux modèles d'habitats propices ont été fixés à 10 °C pour la moule zébrée (Pollux *et al.* 2010) et à 5 °C pour la moule quagga (Peyer *et al.* 2010), compte tenu du fait que cette espèce est mieux adaptée aux eaux plus profondes et plus fraîches. Les températures de l'eau n'étant pas disponibles à l'échelle nationale, les températures de l'air des variables bioclimatiques ont été utilisées comme approximation de la température de l'eau, car elles sont censées être corrélées (Stefan et Preud'homme 1993). Un masque a donc été appliqué à l'aide des données de BioBlim 10 (température moyenne du trimestre le plus chaud) pour indiquer les zones où la température était inférieure à la valeur seuil de la température moyenne du trimestre le plus chaud (figure 7). Les valeurs de ces zones ont été fixées à 0 pour le potentiel d'établissement dans les deux scénarios d'habitats propices (c'est-à-dire le modèle basé sur le calcium et le modèle basé sur MaxEnt).

A Moule zébrée



B Moule quagga




 En dessous du seuil de température

Figure 7. Seuil de température pour la moule zébrée (A) et la moule quagga (B) lorsque la température moyenne de l'air pendant le trimestre le plus chaud de l'année (BioClim 10 comme approximation de la température de l'eau) est inférieure à 10 °C et 5 °C, respectivement.

2.3. POTENTIEL D'INVASION

Comme lors de l'évaluation précédente, le potentiel d'invasion a été déterminé en combinant le potentiel d'introduction et le potentiel d'établissement (figure 4). L'importance relative de chacune de ces composantes étant inconnue. Une pondération identique leur a été donnée. Elles représentent le produit des deux mesures.

2.4. IMPACTS ÉCOLOGIQUES POTENTIELS

Afin d'assurer la cohérence entre les modèles et les espèces en ce qui concerne les critères de détermination des impacts écologiques attendus (figure 4), l'approche utilisée par Therriault *et al.* (2013) et modifiée par Therriault et Herborg (2008) a été adoptée. Cette approche permet de cerner cinq catégories pour chaque effet, allant de très faible à très élevé (tableau 5). Dans la présente étude, il n'existe aucune mesure établie pour l'une ou l'autre espèce qui soit disponible à l'échelle ou à la résolution requise pour différencier la variabilité géographique des impacts écologiques. Étant donné que les invasions de moules zébrées et de moules quaggas ont des impacts écologiques négatifs bien documentés sur les systèmes dans lesquels elles sont introduites, la mesure des impacts écologiques de la présente étude devrait être très élevée dans l'ensemble de la zone d'étude. L'incertitude devrait être très faible étant donné que ces effets ont été bien documentés en Amérique du Nord et en Europe.

Tableau 5. Cinq catégories d'impacts écologiques d'après Therriault et Herborg (2008) et Therriault *et al.* (2013).

Impacts	
Catégorie	Définition
Très faible	Pas d'impact mesurable; les conséquences peuvent être absorbées sans mesure de gestion supplémentaire.
Faible	Impact mesurable mais limité; perturbation du facteur en question, mais réversible ou limitée dans l'espace, le temps et sa gravité.
Modéré	Vaste impact mesurable; perturbation généralisée du facteur en question, mais réversible ou limitée dans le temps ou par rapport à sa gravité.
Élevé	Impact considérable; perturbation généralisée du facteur en question qui persiste et n'est probablement pas réversible.
Très élevé	Impact grave; perturbation importante et irréversible du facteur en question.

2.5. RISQUE ÉCOLOGIQUE

Le risque écologique (figure 4) posé par les espèces envahissantes est le produit du potentiel d'invasion et des conséquences de cette invasion (c'est-à-dire le potentiel d'impacts écologiques). Le potentiel d'invasion de la moule zébrée et de la moule quagga a ensuite été combiné aux impacts écologiques à l'aide d'une matrice de risque (tableau 6, Therriault *et al.* 2013), reconnaissant qu'il existe intrinsèquement des éléments de tolérance au risque associés aux niveaux ou aux notes de risque finaux (dont la caractérisation dépasse la portée de la

présente évaluation). Étant donné que les impacts écologiques sont très élevés sur l'ensemble du territoire canadien, la détermination finale du risque écologique représente des différences relatives au potentiel d'invasion. Ainsi, les zones à faible risque ont un potentiel d'invasion plus faible que les zones à risque élevé, mais cela ne signifie pas que les moules zébrées ou quagga auraient moins d'effet en cas d'invasion.

Tableau 6. Matrice de risque pour déterminer le risque écologique final : vert = risque faible, jaune = risque modéré et rouge = risque élevé.

		Probabilité d'invasion				
		Très faible	Faible	Moyenne	Élevée	Très élevée
Impacts écologiques	Très élevé	risque faible	risque faible	risque faible	risque faible	risque faible
	Élevé	risque faible	risque faible	risque faible	risque faible	risque faible
	Modéré	risque faible	risque faible	risque modéré	risque modéré	risque modéré
	Faible	risque faible	risque modéré	risque modéré	risque élevé	risque élevé
	Très faible	risque faible	risque modéré	risque élevé	risque élevé	risque élevé

Pour utiliser la matrice de chaleur, le potentiel d'invasion doit d'abord être converti de données quantitatives en données catégorielles. Ainsi, les valeurs seuils pour chacune des cinq catégories ont été déterminées en examinant la distribution des valeurs du potentiel d'invasion dans les zones de présence de moules dreissenidées (pour chaque espèce et chacun des deux modèles d'habitats propices). Pour chaque point d'occurrence, le potentiel d'invasion a été extrait à cet emplacement géographique et les quartiles ont été calculés. La valeur seuil entre chaque catégorie, de Très faible à Très élevé, a été définie à l'aide de l'extrême inférieur, du quartile inférieur, de la médiane et du quartile supérieur. Ainsi, les zones qui ont déjà été envahies au moment de cette évaluation se traduiraient par un potentiel d'invasion faible à très élevé. Les valeurs matricielles du potentiel d'invasion ont ensuite été combinées avec le potentiel d'impacts écologiques et transformées en valeurs catégorielles correspondantes du risque écologique, en fonction des valeurs seuils propres aux cartes matricielles et allant de faible à élevé pour les cellules situées au-dessus du seuil de température. La carte matricielle obtenue représente le risque écologique pour chaque cellule de grille. Le risque écologique a également été déterminé au niveau de la sous-aire de drainage concernant l'utilité de la gestion, comme cela a été fait dans l'évaluation précédente. Pour chacun des deux modèles d'habitats propices et chacune des espèces, des valeurs de risque ont été calculées pour chaque sous-aire de drainage en utilisant soit le mode (valeur de risque écologique la plus courante), soit le maximum (valeur de risque écologique la plus élevée) pour les cellules de la sous-aire de drainage. Les cellules sont considérées comme présentant un risque faible en dessous de la tolérance thermique (résumé dans les tableaux B1 et C1; la figure A1 présente les sous-aires de drainage et leur codage respectif - les données ont été incorporées dans le fichier de forme (shapefile) développé par la Division des relevés hydrologiques du Canada [Environnement Canada] par l'introduction des attributs susmentionnés dans les données pour chaque polygone de sous-aire de drainage). Il est important de souligner, lors de l'interprétation de ces résultats, qu'un risque écologique faible ne signifie pas l'absence de risque et que les zones actuellement envahies ne s'accompagnent pas automatiquement d'un risque élevé. Les invasions sont complexes et peuvent réussir même lorsque le potentiel d'introduction, d'établissement ou de propagation est faible, ce qui pourrait se traduire par une note de risque globale inférieure.

3. RÉSULTATS

3.1. INTERPOLATIONS SPATIALES ET MODÉLISATION MAXENT

3.1.1. Interpolations spatiales (calcium et pH)

Les données de 68 642 sites ont été utilisées pour produire la couche de calcium interpolée. Ces sites présentaient une concentration médiane globale de calcium de 26,3 mg/L avec un intervalle interquartile de 49 mg/L. Les concentrations de calcium ont été interpolées à 226 084 cellules dans la carte matricielle finale, avec une valeur médiane interpolée de 24,9 mg/L et un intervalle interquartile de 40,8 mg/L.

Les données de 148 263 sites ont été utilisées pour produire la couche de pH interpolée. Ces sites avaient un pH médian global de 7,7 avec un intervalle interquartile de 0,9. Les valeurs de pH ont été interpolées sur 226 084 cellules dans la carte matricielle finale, avec un pH interpolé médian de 7,8 et un intervalle interquartile de 0,9.

3.1.2. Efficacité du modèle basé sur MaxEnt et importance des variables

En général, les modèles ont bien fonctionné, avec des notes relativement élevées parmi les mesures utilisées pour évaluer l'efficacité des modèles (tableau 7). La courbe de l'opérateur récepteur du test faisant l'objet d'une validation croisée était de 0,90 pour la moule zébrée et de 0,85 pour la moule quagga. De même, les « mesures à seuil » (pourcentage de classification correcte, sensibilité, spécificité) indiquent que les deux modèles ont été relativement précis pour classer les observations selon qu'elles se réfèrent à la présence ou à l'absence (référence).

Tableau 7. Mesures d'évaluation du modèle. La courbe de l'opérateur récepteur (aire sous la courbe de l'opérateur récepteur), le pourcentage de classification correcte, la sensibilité et la spécificité du test résument la moyenne des cinq modèles ayant fait l'objet d'une validation croisée. La courbe de l'opérateur récepteur d'entraînement résume le modèle final qui utilise tous les enregistrements pour entraîner le modèle et produire des prévisions.

Modèle	Courbe de l'opérateur récepteur de test	Courbe de l'opérateur récepteur d'entraînement	PCC	Sensibilité	Spécificité
Moule zébrée	0,90	0,90	0,76	0,89	0,76
Moule quagga	0,85	0,86	0,74	0,87	0,74

Les tableaux 8 et 9 résument les mesures utilisées pour évaluer l'importance relative des variables dans les modèles MaxEnt pour la moule zébrée et la moule quagga, respectivement. Pour la moule zébrée, l'isothermie (BIO3) ou l'oscillation de la température entre le jour et la nuit par rapport aux oscillations entre l'été et l'hiver (BIO2/BIO7) et le calcium ont eu le pourcentage de contribution le plus élevé au modèle basé sur MaxEnt final. L'isothermie et la température maximale du mois le plus chaud (BIO5) ont également été bien classées d'après les résultats de l'importance de la permutation et des deux tests « jackknife » (tableau 8).

Pour la moule quagga, le calcium représentait la contribution en pourcentage la plus élevée au modèle basé sur MaxEnt final. La température minimale du mois le plus froid (BIO6) et le calcium sont également bien classés d'après les résultats du test de permutation et des deux tests « jackknife » (tableau 9).

Tableau 8. Importance des variables pour la moule zébrée. La variable la mieux classée en fonction de son importance relative pour chaque test est mise en évidence en gras. Gain de régularisation pour le modèle complet = 1,2746.

Variable	Contribution en pourcentage (%)	Importance de la permutation (%)	Test Jackknife – sans variable (gain)	Test Jackknife – variable seule (gain)
Calcium (mg/L)	22,0295	5,0201	1,2378	0,3636
pH	0,9841	3,4554	1,2619	0,2168
BIO3 – Isothermie (BIO2/BIO7) (°C)	23,8653	27,182	1,1974	0,4272
BIO5 – Température maximale du mois le plus chaud (°C)	4,9219	16,6392	1,1989	0,4731
BIO6 – Température minimale du mois le plus froid (°C)	11,6479	18,8298	1,242	0,3276
BIO8 – Température moyenne du trimestre le plus humide (°C)	0,4378	0,9613	1,2683	0,1644
BIO9 – Température moyenne du trimestre le plus sec (°C)	0,7458	2,2179	1,266	0,2887
BIO13 – Précipitations du mois le plus humide (mm)	1,0455	10,0124	1,2691	0,4186
BIO15 – Saisonnalité des précipitations (coefficient de variation)	15,3372	12,9095	1,2386	0,2795
BIO18 – Précipitations du trimestre le plus chaud (mm)	18,9849	2,7726	1,2716	0,3763

Remarque : BIO3 = Isothermie (température moyenne diurne/*température annuelle)

*Plage annuelle de température = BIO5-BIO6.

Tableau 9. Importance des variables pour la moule quagga. La variable la mieux classée en fonction de son importance relative pour chaque test est mise en évidence en gras. Gain de régularisation pour le modèle complet = 0,8151.

Variable	Contribution en pourcentage (%)	Importance de la permutation (%)	Test Jackknife – sans variable (gain)	Test Jackknife – variable seule (gain)
Calcium (mg/L)	33,8857	18,0218	0,7623	0,2896
pH	0,541	1,8597	0,8079	0,2085
BIO5 – Température maximale du mois le plus chaud (°C)	20,88	19,1427	0,7414	0,1826
BIO6 – Température minimale du mois le plus froid (°C)	11,7328	31,1011	0,713	0,1892
BIO8 – Température moyenne du trimestre le plus humide (°C)	2,7873	5,3606	0,7774	0,0582
BIO13 – Précipitations du mois le plus humide (mm)	13,6128	13,239	0,7716	0,2058
BIO15 – Saisonnalité des précipitations (coefficient de variation)	2,6327	8,4798	0,7891	0,1392
BIO19 – Précipitations du trimestre le plus froid (mm)	13,9278	2,7954	0,8079	0,1127

3.2. RISQUE D'INVASION DE LA MOULE ZÉBRÉE AU CANADA

3.2.1. Potentiel d'introduction

Le potentiel d'introduction est le plus élevé dans les zones qui sont à la fois proches de l'emplacement actuel connu de la moule zébrée et des zones plus densément peuplées du pays (figure 8). Les parties méridionales de l'Ontario et du Québec, ainsi que le Manitoba, où l'on sait que la moule zébrée a envahi le territoire, présentent un potentiel d'introduction parmi les plus élevés du Canada. Des provinces comme la Saskatchewan et le Nouveau-Brunswick présentent également un potentiel d'introduction plus élevé en raison de leur proximité avec les zones envahies. Des régions comme Terre-Neuve-et-Labrador, la plupart des territoires et le nord de la Colombie-Britannique sont les plus éloignées des systèmes envahis et présentent donc un potentiel d'introduction plus faible.

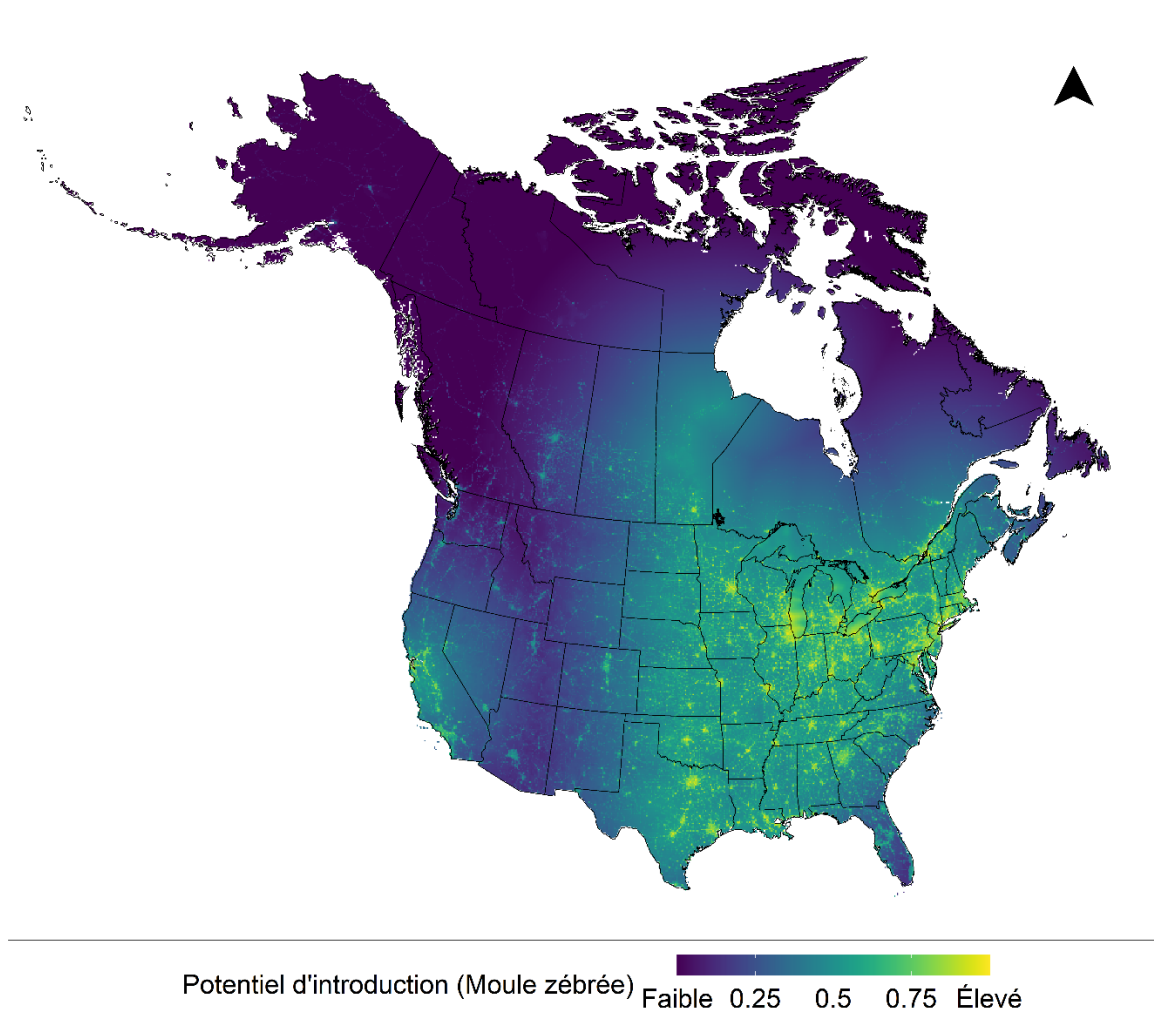
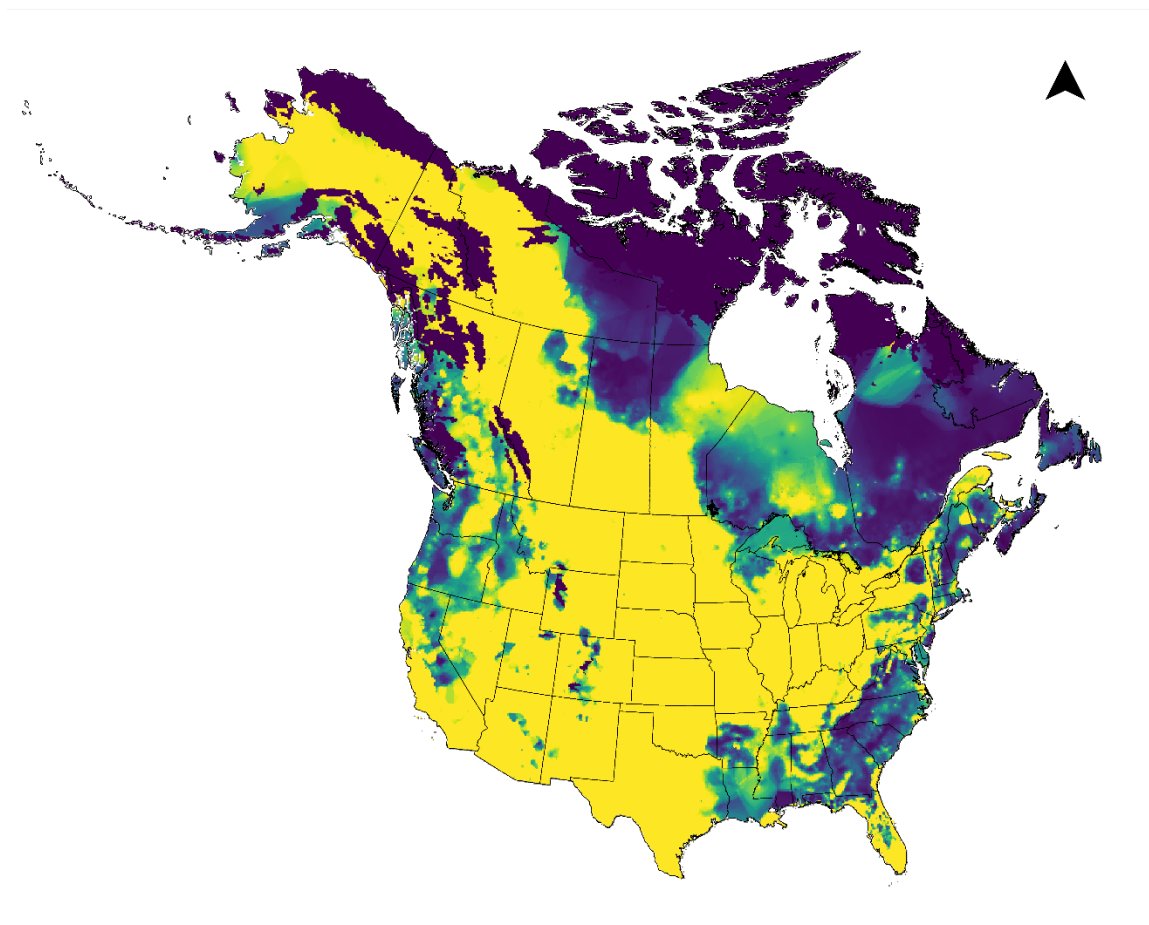


Figure 8. Potentiel d'introduction de la moule zébrée en fonction de la pression des propagules (indice de l'empreinte humaine) et de la proximité des habitats envahis (mesure de la connectivité).

3.2.2. Modélisation basée sur le calcium

3.2.2.1. Potentiel d'établissement

La concentration de calcium dans la majeure partie de l'Amérique du Nord est très favorable (> 30 mg/L) à l'établissement de la moule zébrée (figure 9). Après avoir pris en compte les zones où les températures sont inférieures au seuil thermique, de vastes zones d'habitat hautement approprié ont été mises en évidence au Yukon et à l'ouest des Territoires du Nord-Ouest, au nord et au centre de la Colombie-Britannique, en Alberta et dans les parties méridionales et centrales de la Saskatchewan et du Manitoba. Une grande partie du sud de l'Ontario, le système des Grands Lacs laurentiens et le Québec au sud du fleuve Saint-Laurent présentent également un niveau élevé d'habitats propices. Le reste du Canada, en particulier le Bouclier canadien, présente un niveau plus faible d'habitats propices, avec quelques petites zones plus élevées d'habitats propices dans le nord de l'Ontario et les provinces maritimes.




Potentiel d'établissement (Moule zébrée : Calcium)  Faible 0.25 0.5 0.75 Élevé

Figure 9. Potentiel d'établissement de la moule zébrée d'après les concentrations de calcium, ajusté en fonction des températures inadéquates.

3.2.2.2. Potentiel d'invasion

En raison de la nature conditionnelle des calculs d'invasion, les prévisions produites par l'approche de modélisation basée sur le calcium étaient les plus élevées dans les zones où les habitats propices et le potentiel d'introduction étaient les plus élevés. Les parties méridionales et centrales des provinces des Prairies, jusqu'au fleuve Nelson au Manitoba présentaient des valeurs plus élevées que le reste de l'Ouest canadien, le Yukon et les Territoires du Nord-Ouest (figure 10). Le sud-est de l'Ontario et certaines parties du Québec au sud du fleuve Saint-Laurent, ainsi que quelques petites zones éparses dans le nord de l'Ontario et les provinces maritimes, présentaient le potentiel d'invasion le plus élevé dans l'est du Canada.

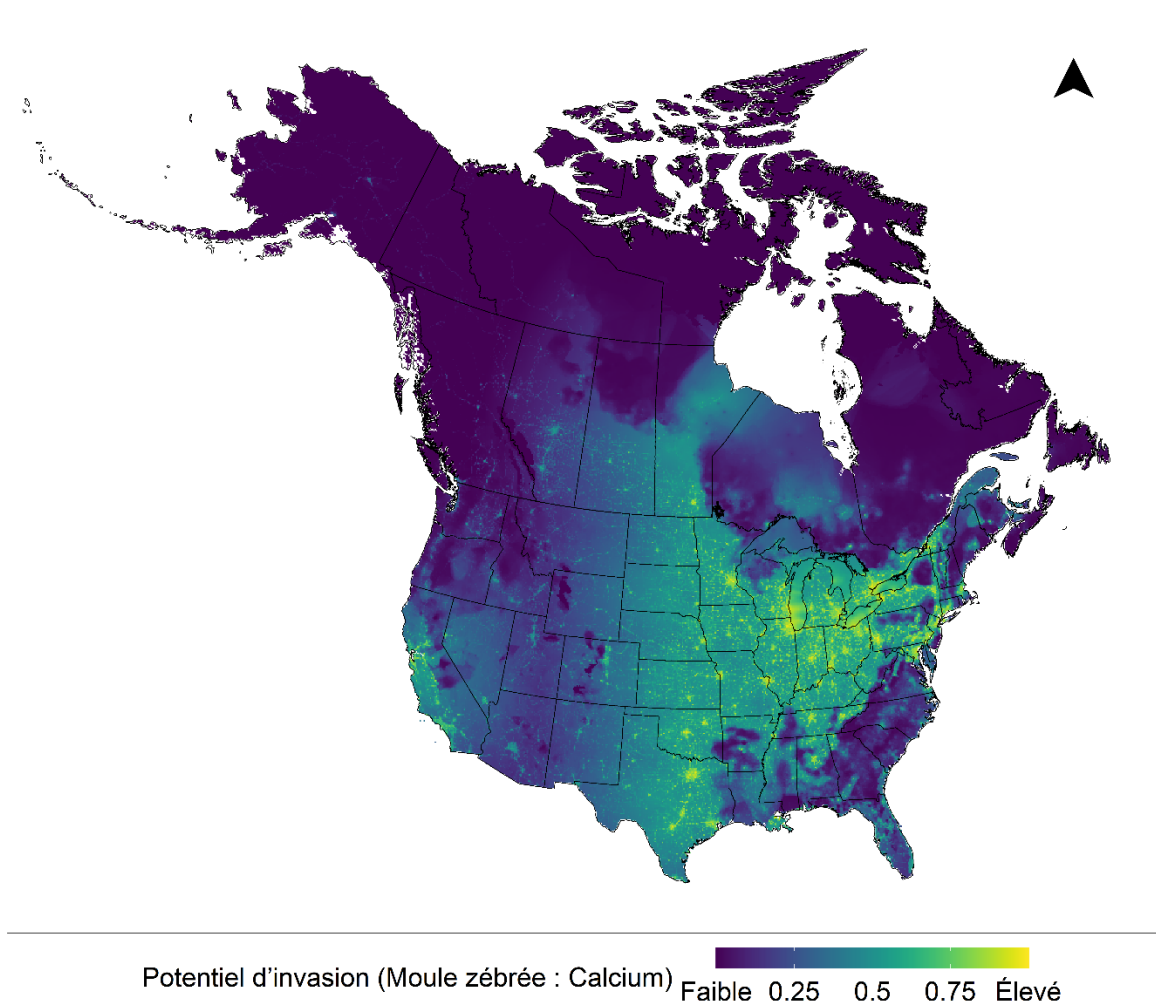


Figure 10. Potentiel d'invasion de la moule zébrée en Amérique du Nord d'après le potentiel d'introduction et d'établissement (modèle basé sur le calcium).

3.2.2.3. Risque écologique

Les provinces de l'Ontario, de l'Alberta, de la Saskatchewan, du Manitoba, de l'Île-du-Prince-Édouard et du Nouveau-Brunswick présentaient principalement un risque modéré, avec de vastes zones de risque modéré dans certaines parties du Québec, de la Colombie-Britannique et des Territoires du Nord-Ouest (figure 11). Les zones à haut risque étaient concentrées le long du système des Grands Lacs laurentiens et autour du lac Winnipeg, de la rivière Rouge et du fleuve Nelson au Manitoba, ce qui correspond à la majeure partie de la répartition actuelle connue de cette espèce. Au-delà de la répartition actuelle, on trouve de petites zones distinctes à haut risque au Nouveau-Brunswick (région de Fredericton), en Saskatchewan et en Alberta. Les zones montagneuses des provinces occidentales, les régions septentrionales du Québec, le Labrador, les Territoires du Nord-Ouest et la majeure partie du Nunavut se situent en dessous du seuil de température et présentent probablement un risque écologique très faible. Le risque écologique régional est présenté à l'annexe B (figures B1-B5) à la résolution de la cellule de grille, et le maximum et le mode relatifs au risque écologique par sous-aire de drainage sont présentés ci-dessous (figure 12).

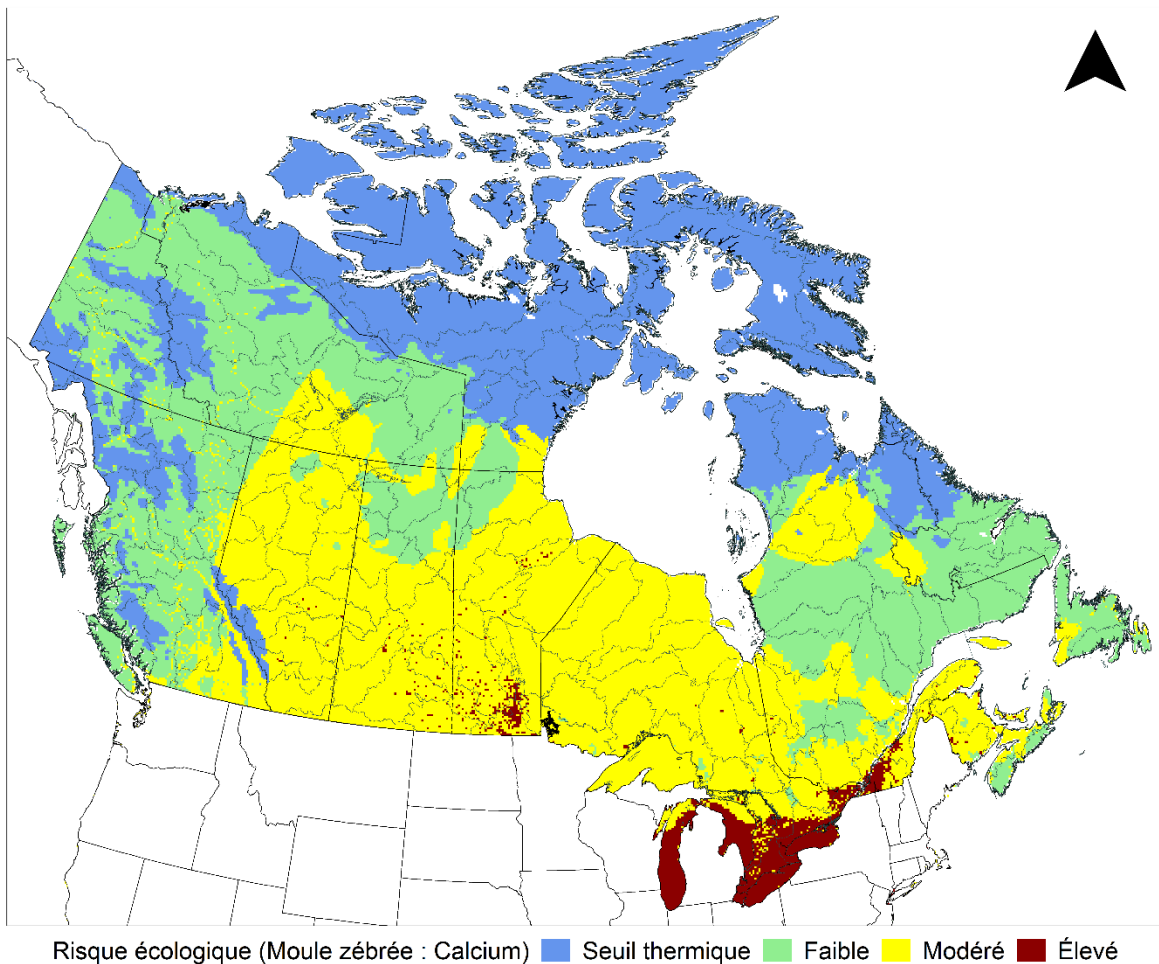


Figure 11. Risque écologique posé par la moule zébrée au Canada d'après le modèle basé sur le calcium. Le risque écologique est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques. Les sous-aires de drainage (lignes grises) se superposent sur la carte.

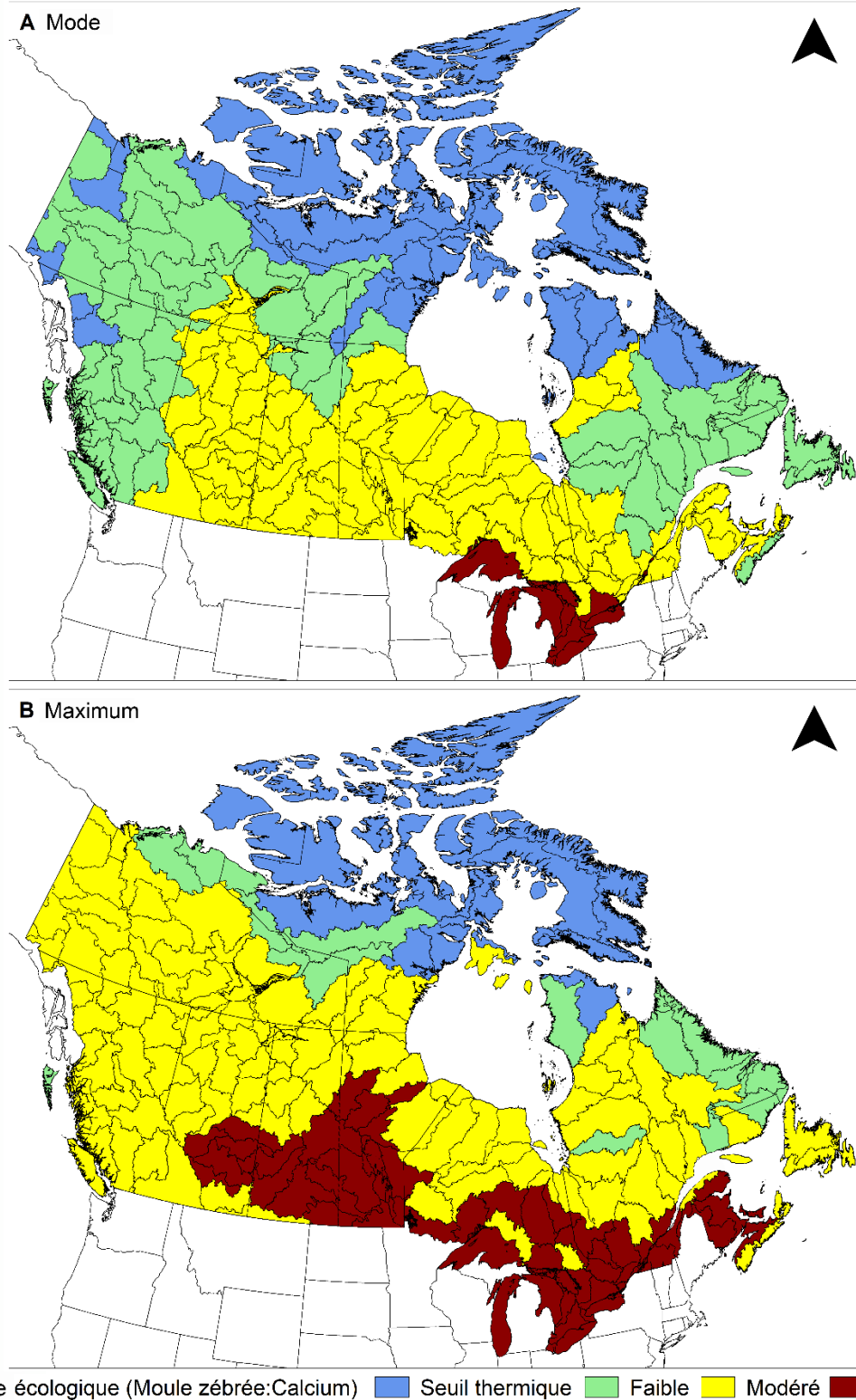


Figure 12. Mode (A) et maximum (B) relatifs au risque écologique posé par la moule zébrée par sous-aire de drainage au Canada d'après le modèle basé sur le calcium. Il convient de souligner que la sous-aire de drainage 020 (Grands Lacs et Saint-Laurent) comprend à la fois des habitats d'eau douce et des habitats marins, mais que ces derniers ne conviennent pas aux deux espèces. Le risque ne devrait donc s'appliquer qu'aux portions d'eau douce de la sous-aire de drainage.

3.2.3. Modélisation basée sur MaxEnt

3.2.3.1. Potentiel d'établissement

Les prévisions d'habitats propices produites par le modèle basé sur MaxEnt sont plus restreintes géographiquement que celles du modèle basé sur le calcium (figure 13). Elles correspondent aussi fortement à l'aire de répartition actuellement connue en Amérique du Nord, les valeurs les plus élevées pour le Canada se situant dans le système des Grands Lacs laurentiens, dans le sud de l'Ontario et dans le lac Winnipeg. Le sud-est de la Colombie-Britannique, le Québec au sud du fleuve Saint-Laurent et les provinces maritimes, en particulier le Nouveau-Brunswick, présentent également de petites zones plus favorables. Le reste du Canada présente un niveau d'habitats propices plus faible.

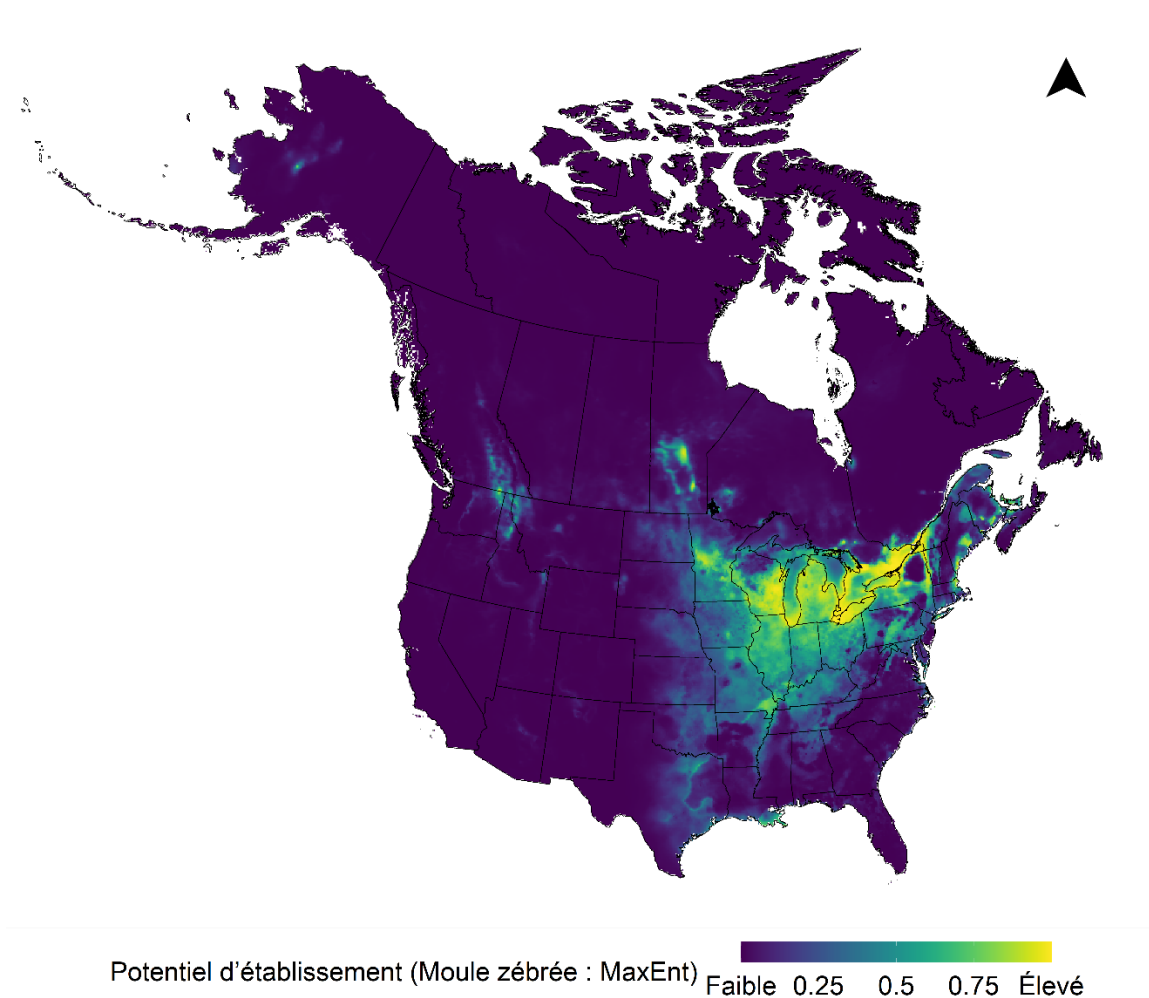


Figure 13. Potentiel d'établissement de la moule zébrée à l'aide du modèle d'habitats propices MaxEnt et ajusté en fonction des températures inadéquates.

3.2.3.2. Potentiel d'invasion

Le potentiel d'invasion de la moule zébrée calculé à l'aide du modèle basé sur MaxEnt reflète généralement la répartition actuelle connue de l'espèce, car il tient compte à la fois de la proximité (potentiel d'introduction) et les prévisions d'habitats propices (potentiel

d'établissement) (figure 14). Les valeurs de potentiel d'invasion les plus élevées concernent donc le système des Grands Lacs laurentiens, le sud de l'Ontario et la région du lac Winnipeg. En dehors de cette répartition, il existe des zones à fort potentiel au Québec, au sud du fleuve Saint-Laurent et au Nouveau-Brunswick.

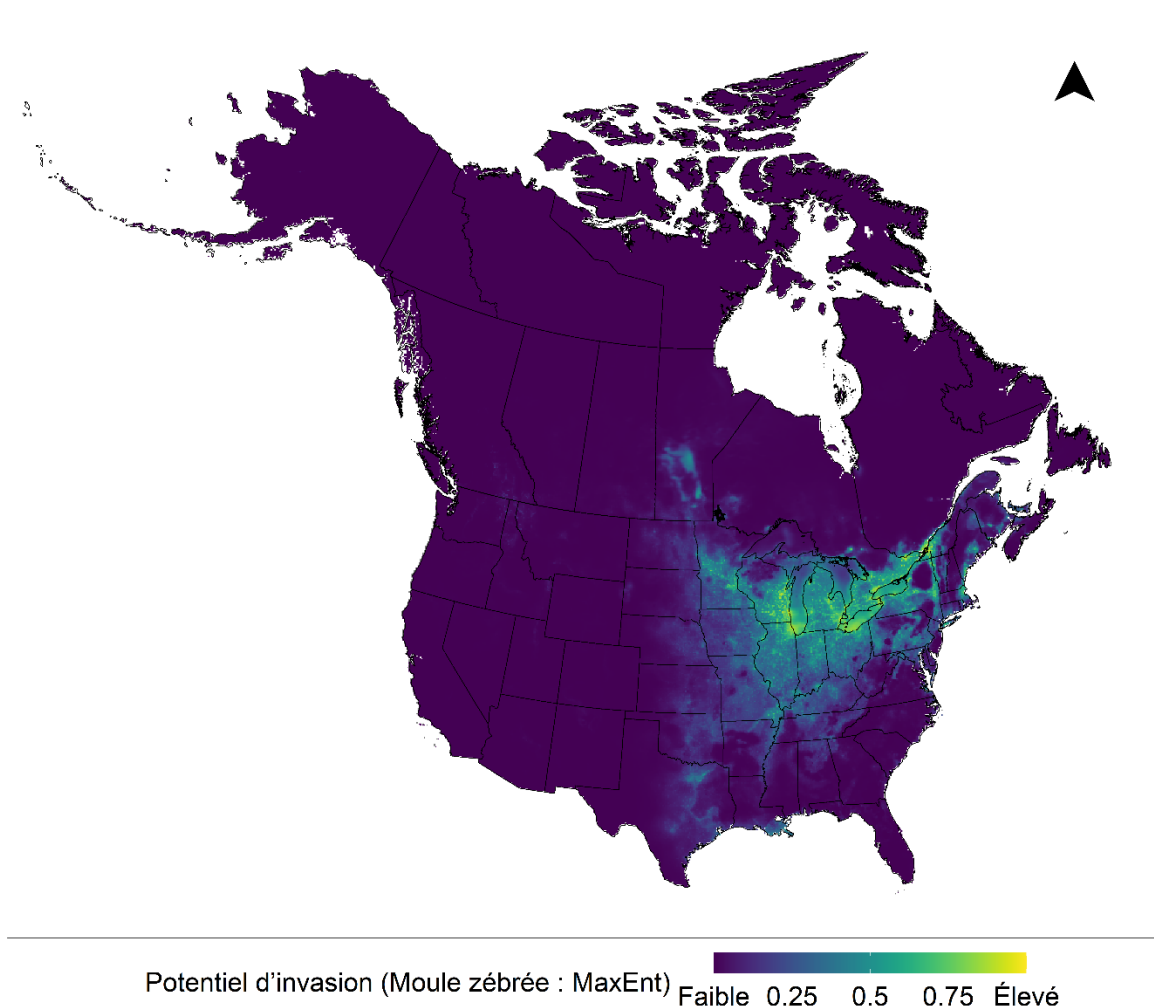


Figure 14. Potentiel d'invasion de la moule zébrée en Amérique du Nord d'après le potentiel d'introduction et d'établissement (modèle d'habitats propices MaxEnt).

3.2.3.3. Risque écologique

Selon le modèle basé sur MaxEnt, dans la majeure partie du Canada, le risque écologique posé par la moule zébrée était modéré, y compris dans la majeure partie des Prairies et de l'est du Canada (figure 15). Les zones à faible risque comprenaient la côte et le nord de la Colombie-Britannique, le Yukon et les Territoires du Nord-Ouest, le nord-est du Québec et une grande partie du Labrador. Les zones à haut risque se concentraient dans la région des Grands Lacs laurentiens et autour du lac Winnipeg, ce qui correspond à la répartition actuelle connue de cette espèce. Le modèle d'habitats propices MaxEnt a déterminé que le Nouveau-Brunswick était une zone à haut risque en dehors de l'aire de répartition actuelle de l'espèce. Les zones montagneuses des provinces occidentales, les régions septentrionales du Québec, le Labrador, les Territoires du Nord-Ouest et la majeure partie du Nunavut se situent en dessous du seuil de température et présentent probablement un risque écologique très faible. Le risque écologique régional est présenté à l'annexe B (figures B1-B5) à la résolution de la cellule de grille, et le maximum et le mode relatifs au risque écologique par sous-aire de drainage sont présentés ci-dessous (figure 16).

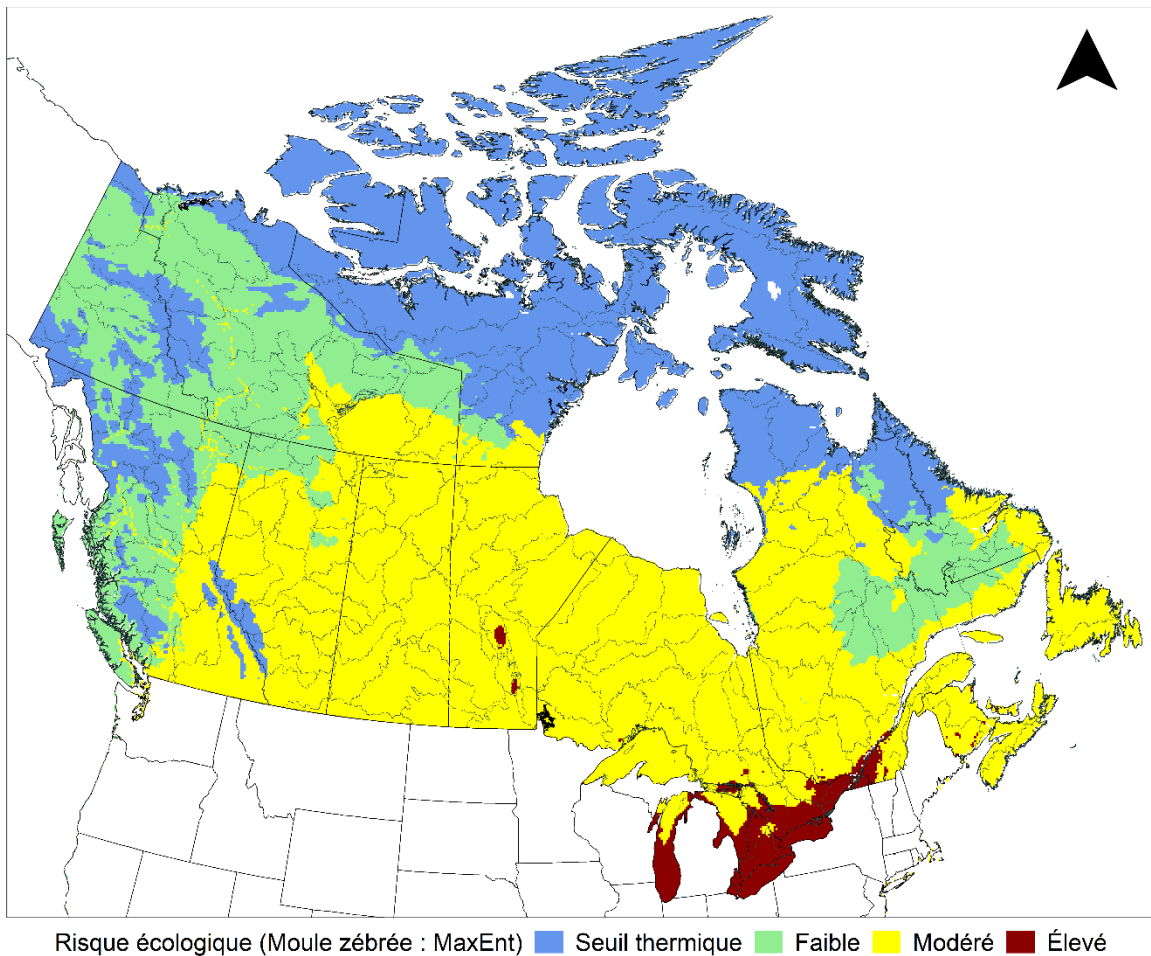


Figure 15. Risque écologique de la moule zébrée au Canada à l'aide du modèle d'habitats propices MaxEnt. Le risque est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques. Les sous-aires de drainage (lignes grises) se superposent sur la carte.

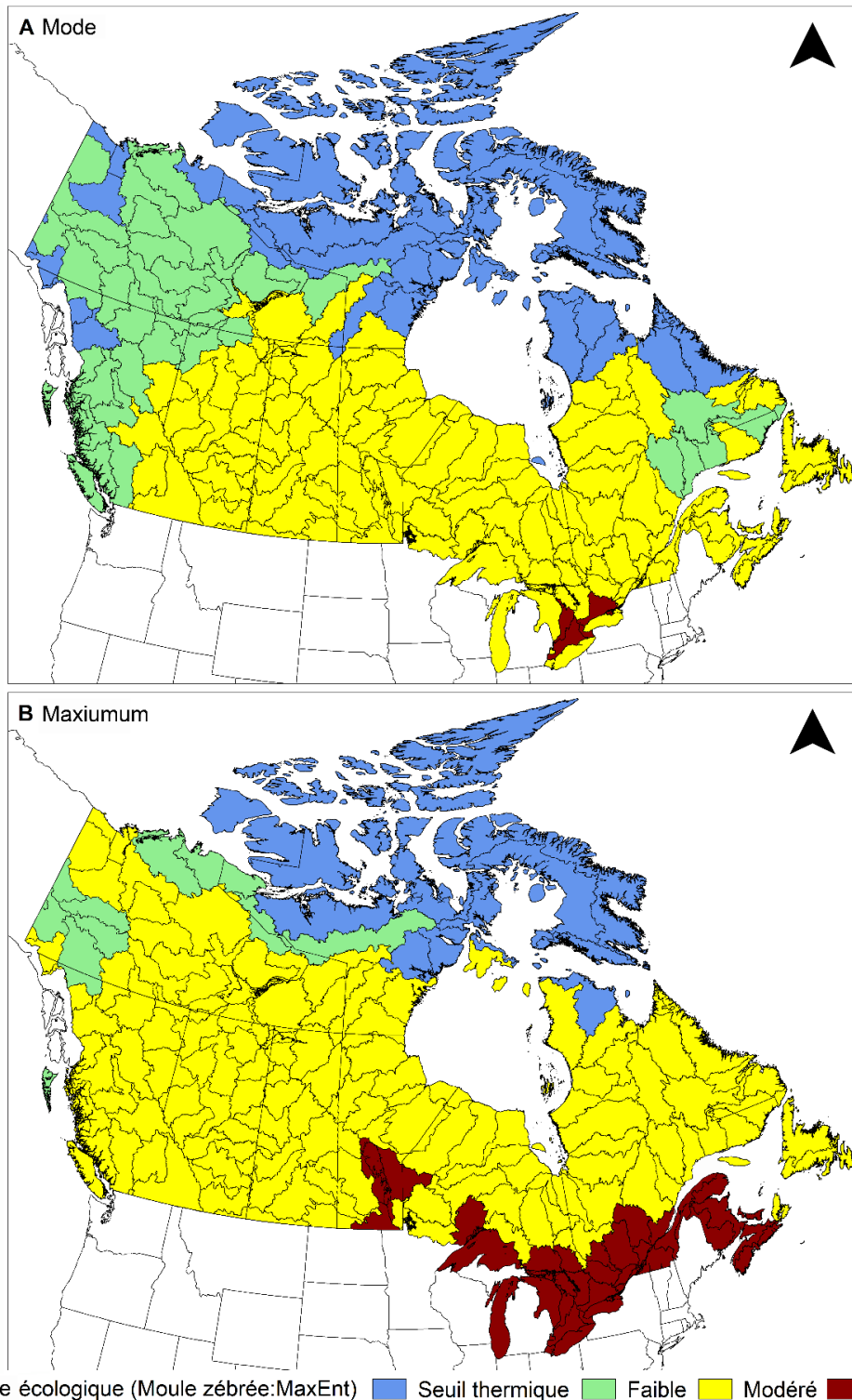


Figure 16. Mode (A) et maximum (B) relatifs au risque écologique posé par la moule zébrée par sous-aire de drainage au Canada à l'aide du modèle d'habitats propices MaxEnt. Il convient de souligner que la sous-aire de drainage 020 (Grands Lacs et Saint-Laurent) comprend à la fois des habitats d'eau douce et des habitats marins, mais que ces derniers ne conviennent pas aux deux espèces. Le risque ne devrait donc s'appliquer qu'aux portions d'eau douce de la sous-aire de drainage.

3.3. RISQUE D'INVASION DE LA MOULE QUAGGA AU CANADA

3.3.1. Potentiel d'introduction

Le potentiel d'introduction de la moule quagga était le plus élevé dans le sud de l'Ontario et du Québec, où l'on sait qu'elle a envahi le système des Grands Lacs laurentiens (figure 17). Certaines parties du Nouveau-Brunswick et du Manitoba, ainsi que certaines des régions les plus peuplées (sud) de la Saskatchewan et de l'Alberta présentaient également un potentiel d'introduction plus élevé. Le Yukon et les Territoires du Nord-Ouest, la Colombie-Britannique et les parties septentrionales des provinces des Prairies, qui sont les plus éloignés des systèmes actuellement envahis, présentaient un potentiel d'introduction plus faible.

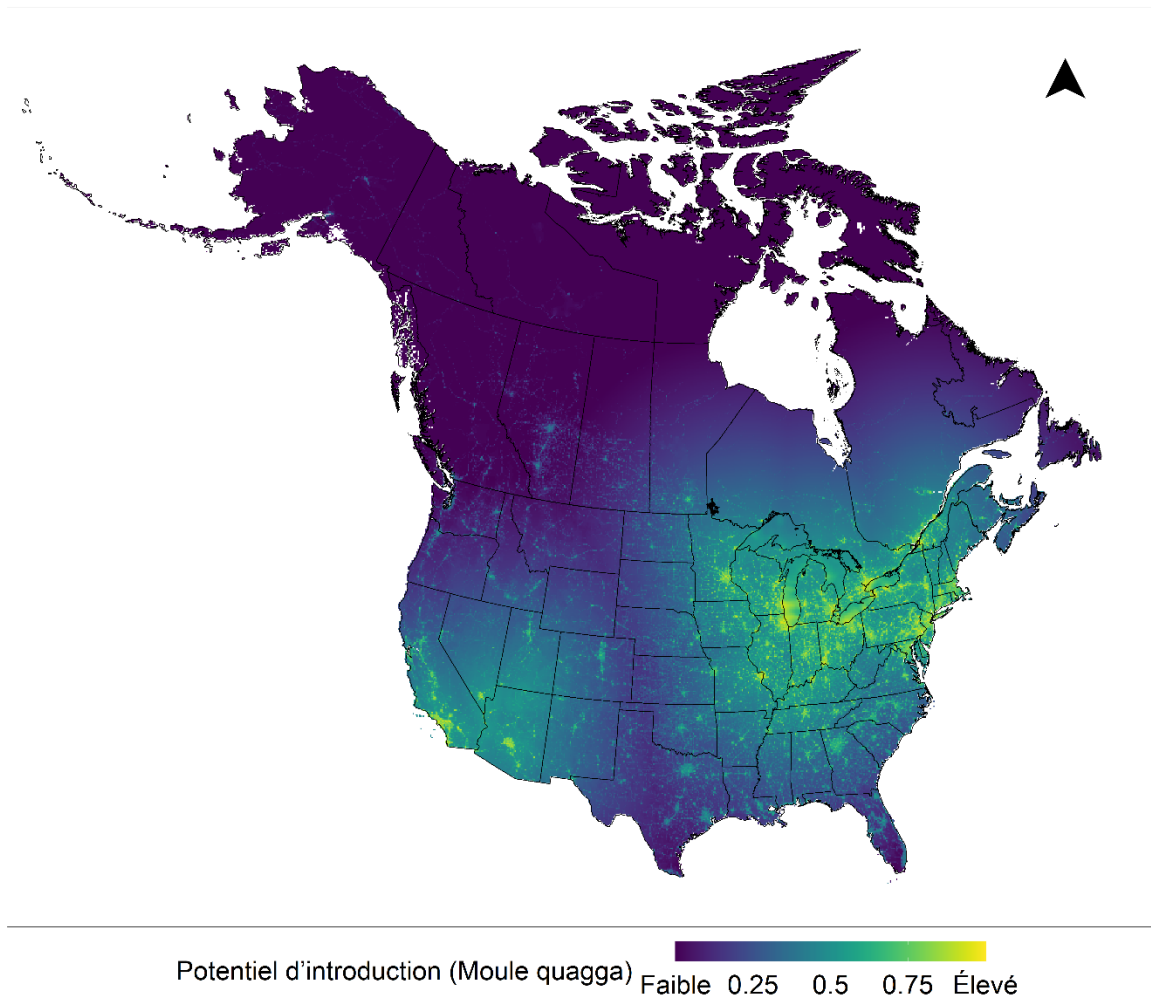


Figure 17. Potentiel d'introduction de la moule quagga en fonction de la pression des propagules (indice de l'empreinte humaine) et de la proximité des habitats envahis (mesure de la connectivité).

3.3.2. Modélisation basée sur le calcium

3.3.2.1. Potentiel d'établissement

La concentration de calcium dans une grande partie de l'Amérique du Nord est très favorable à la moule quagga (> 30 mg/L), à savoir au Yukon et dans l'ouest des Territoires du Nord-Ouest,

au nord et au centre de la Colombie-Britannique, en Alberta et dans les parties méridionales et centrales de la Saskatchewan et du Manitoba (figure 18). Une grande partie du sud de l'Ontario, le système des Grands Lacs laurentiens et le Québec au sud du fleuve Saint-Laurent présentent également un niveau élevé d'habitats propices. Le reste du Canada présente un niveau plus faible d'habitats propices, avec quelques petites zones d'habitats propices dans le nord de l'Ontario et les provinces maritimes.

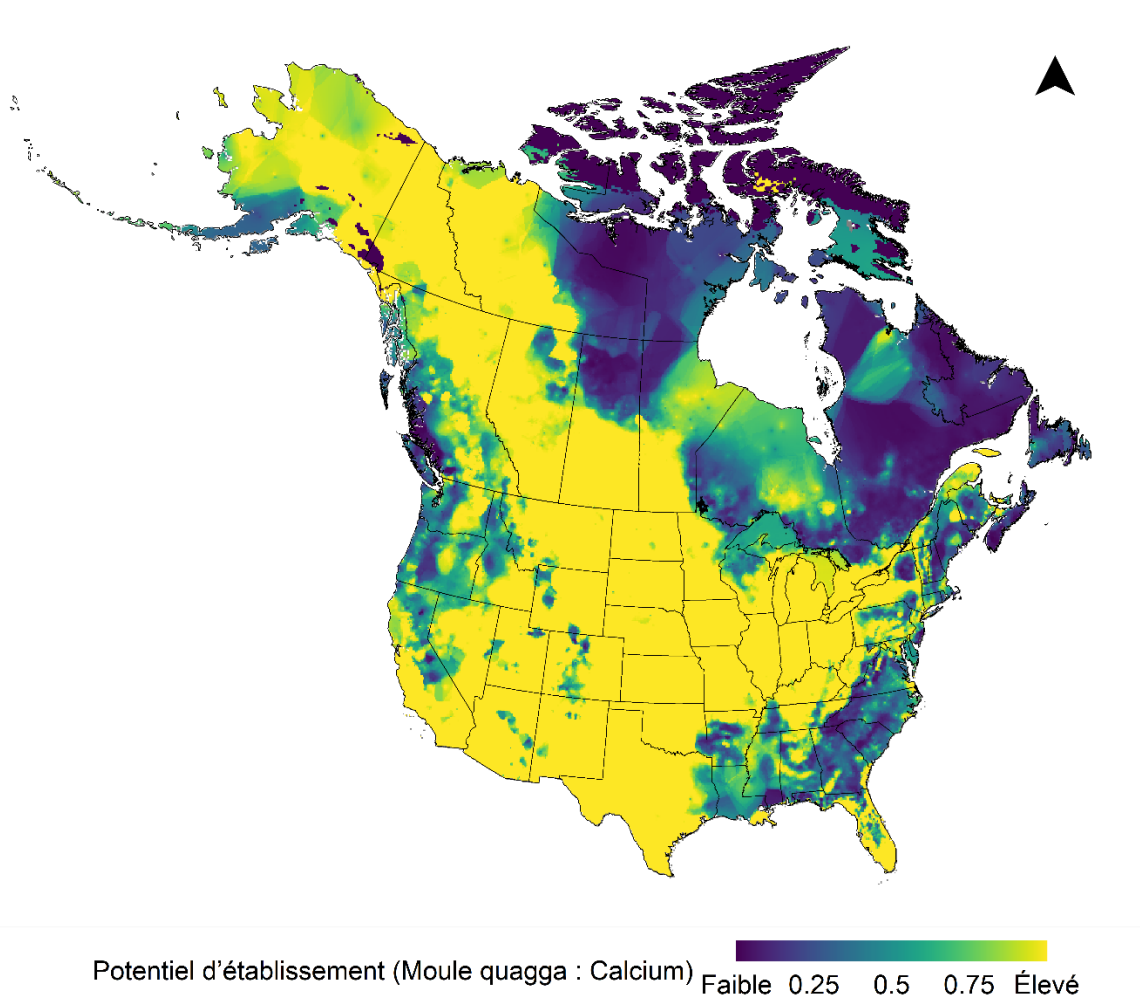


Figure 18. Potentiel d'établissement de la moule quagga d'après les concentrations de calcium, ajusté en fonction des températures inadéquates.

3.3.2.2. Potentiel d'invasion

Comme pour la moule quagga, le sud-est de l'Ontario, les parties méridionales des provinces des Prairies, le Québec au sud du fleuve Saint-Laurent et plusieurs zones distinctes dans les provinces maritimes présentent le plus fort potentiel d'invasion de la moule quagga au Canada selon le modèle basé sur le calcium (figure 19).

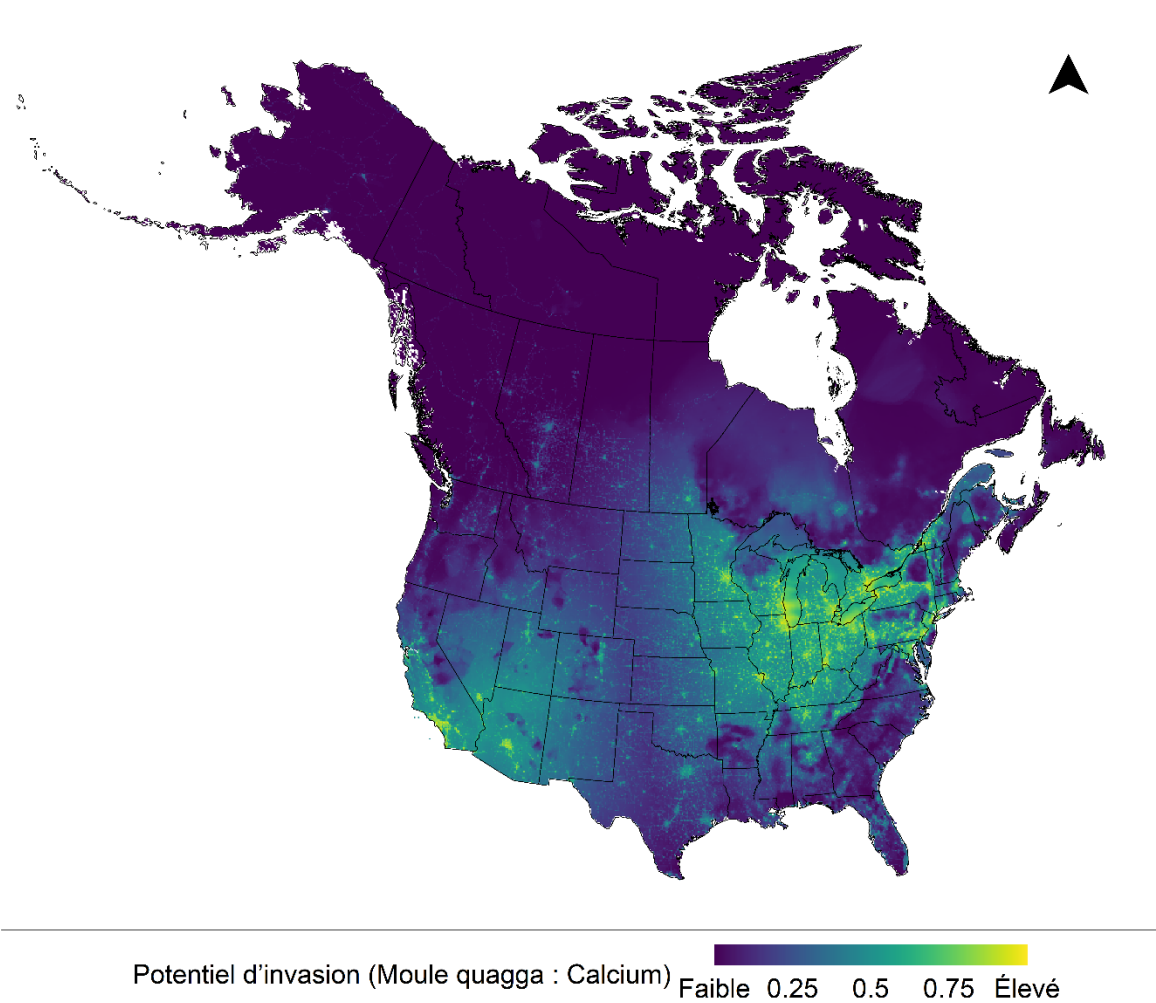


Figure 19. Potentiel d'invasion de la moule quagga en Amérique du Nord d'après le potentiel d'introduction et d'établissement (modèle basé sur le calcium).

3.3.2.3. Risque écologique

En général, le risque écologique posé par la moule quagga d'après le modèle basé sur le calcium pour l'ensemble du Canada était faible (figure 20). Les zones à risque modéré comprennent la majeure partie de l'Ontario, le sud et le centre du Manitoba jusqu'au fleuve Nelson, le sud de l'Alberta et de la Saskatchewan, le Québec (en particulier au sud de l'estuaire du Saint-Laurent) et les provinces maritimes (en particulier le Nouveau-Brunswick et l'Île-du-Prince-Édouard). Les zones à haut risque ont été localisées le long du système des Grands Lacs laurentiens, ce qui correspond à la répartition actuelle connue de cette espèce. De petites zones distinctes de risque élevé existent également dans la région de Fredericton au Nouveau-Brunswick et dans la région de Winnipeg au Manitoba. Contrairement à la moule zébrée, les zones situées en dessous du seuil de température, qui présentent probablement un risque très faible, étaient généralement limitées à l'archipel Arctique. Le risque écologique régional est présenté à l'annexe C (figures C1-C5) à la résolution de la cellule de grille, et le maximum et le mode relatifs au risque écologique par sous-aire de drainage sont présentés ci-dessous (figure 21).

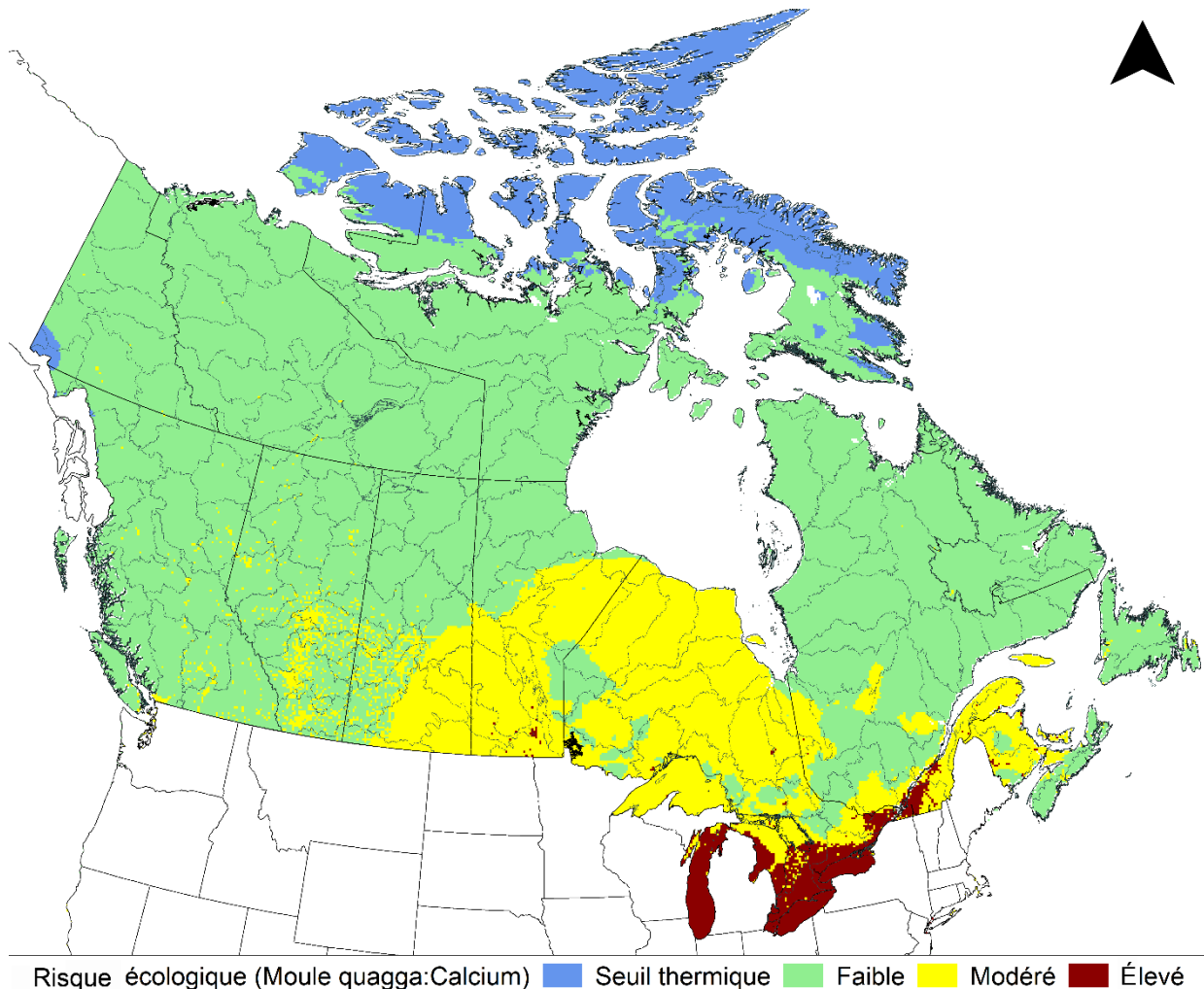


Figure 20. Risque écologique posé par la moule quagga au Canada d'après le modèle basé sur le calcium. Le risque est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques. Les sous-aires de drainage (lignes grises) se superposent sur la carte.

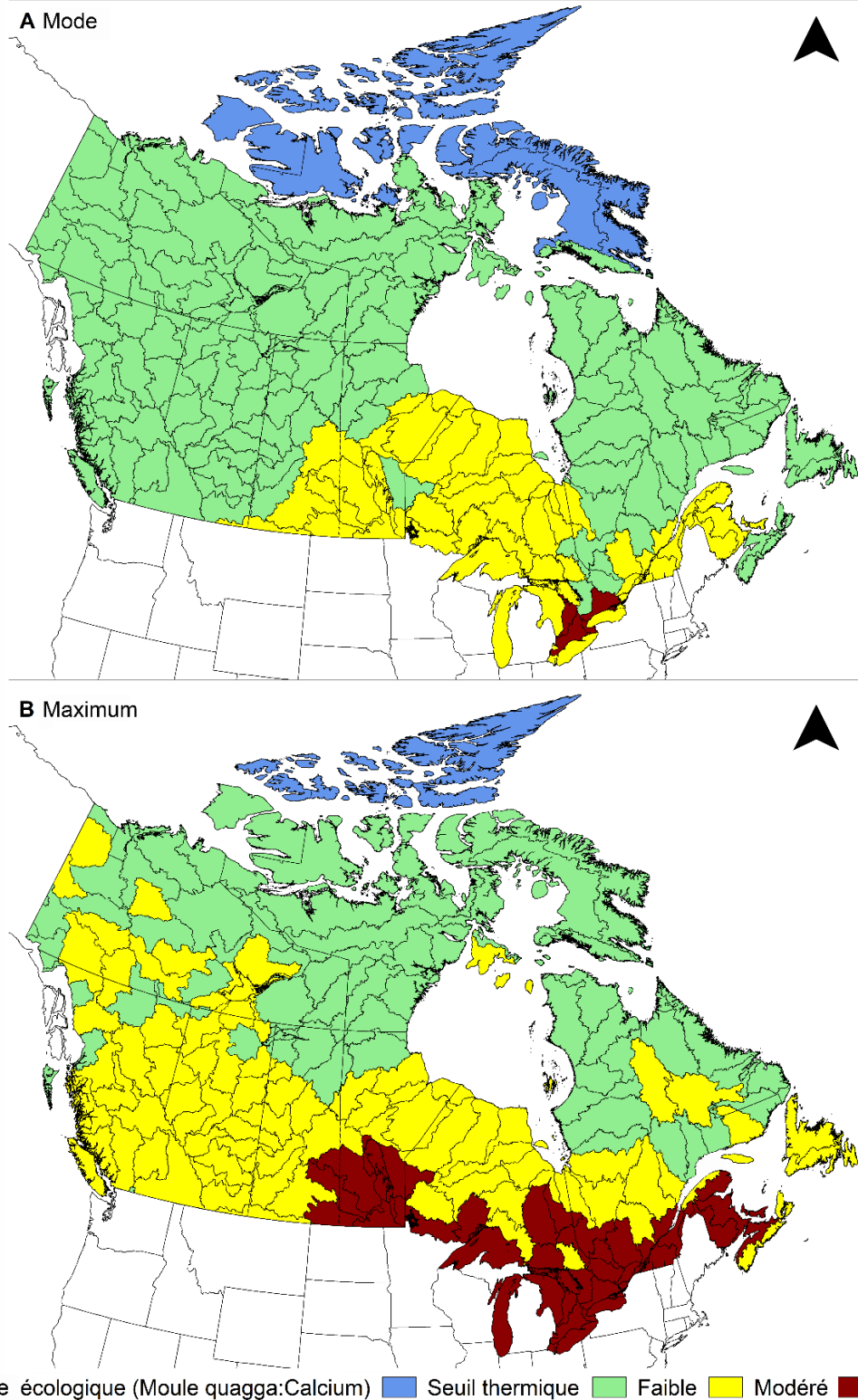


Figure 21. Mode (A) et maximum (B) relatifs au risque écologique posé par la moule quagga par sous-aire de drainage au Canada d'après le modèle basé sur le calcium. Il convient de souligner que la sous-aire de drainage 020 (Grands Lacs et Saint-Laurent) comprend à la fois des habitats d'eau douce et des habitats marins, mais que ces derniers ne conviennent pas aux deux espèces. Le risque ne devrait donc s'appliquer qu'aux portions d'eau douce de la sous-aire de drainage.

3.3.3. Modélisation basée sur MaxEnt

3.3.3.1. Potentiel d'établissement

Le modèle basé sur MaxEnt pour la moule quagga fournit également une zone géographique plus restreinte d'habitat hautement favorable par rapport au modèle basé sur le calcium (figure 22). Les valeurs les plus élevées pour le Canada se situaient dans le système des Grands Lacs laurentiens et dans le sud de l'Ontario, ce qui correspond à la répartition actuelle de l'espèce en Amérique du Nord. La région de la vallée de l'Okanagan, dans le sud de la Colombie-Britannique, ainsi que les zones les plus méridionales de l'Alberta, présentaient de petites zones plus favorables. Le reste du Canada présentait un niveau d'habitats propices relativement plus faible.

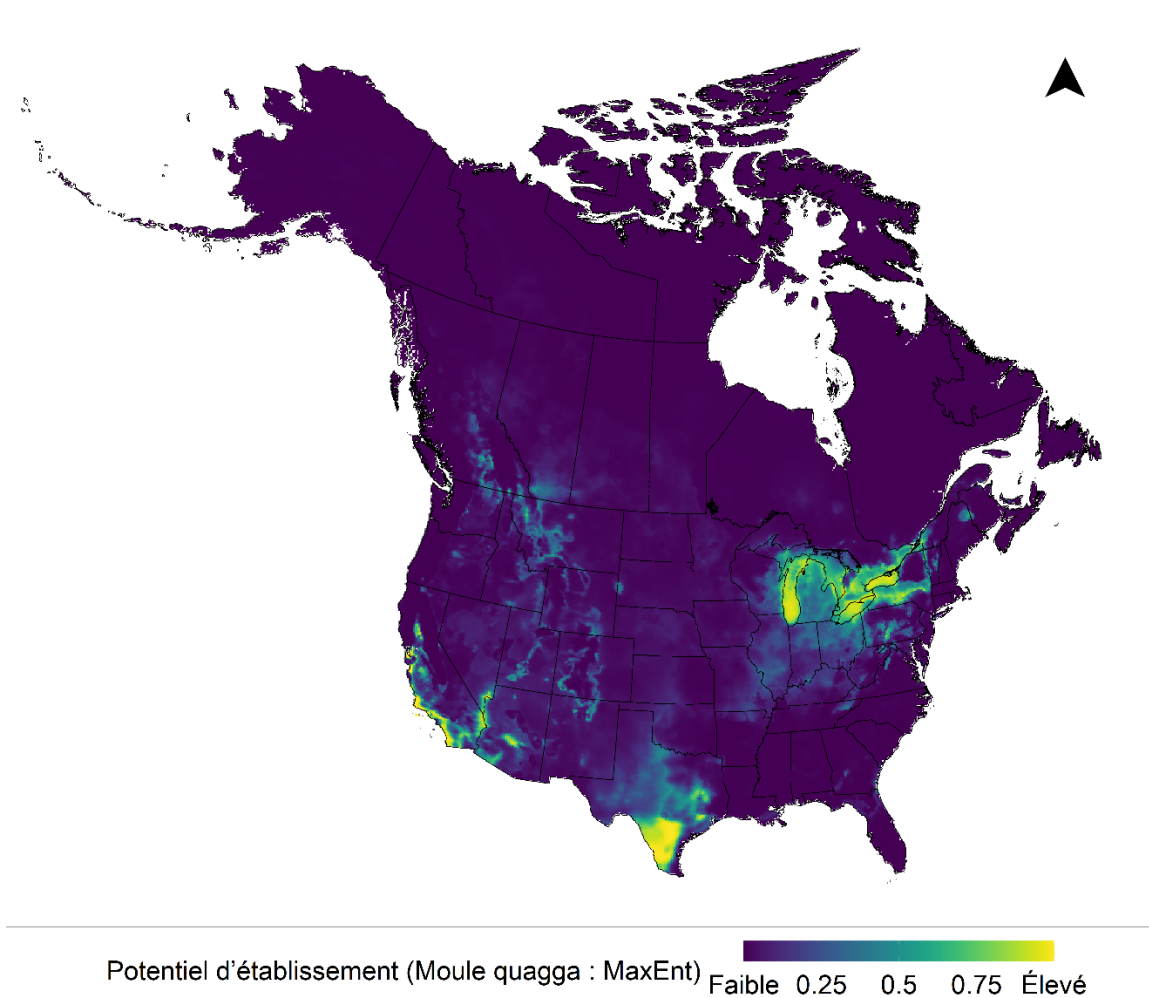


Figure 22. Potentiel d'établissement de la moule quagga à l'aide du modèle d'habitats propices MaxEnt et ajusté en fonction des températures inadéquates.

3.3.3.2. Potentiel d'invasion

Le potentiel d'invasion de la moule quagga reflète généralement la répartition actuelle connue de cette espèce (figure 23), les valeurs les plus élevées se situant autour du système des

Grands Lacs laurentiens et dans le sud de l'Ontario. Le potentiel d'invasion dans le reste du Canada a été jugé plus faible.

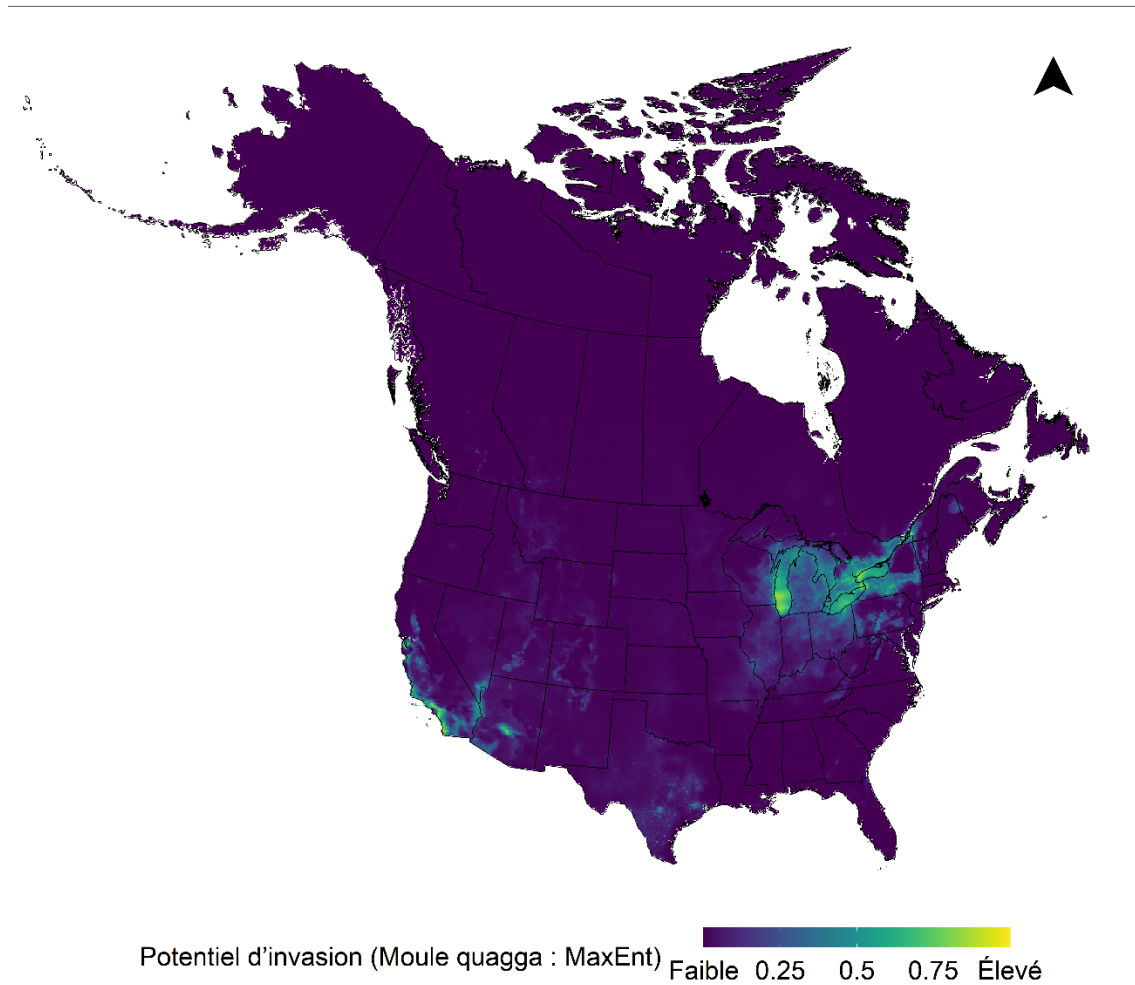


Figure 23. Potentiel d'invasion de la moule quagga en Amérique du Nord d'après le potentiel d'introduction et d'établissement (modèle d'habitats propices MaxEnt).

3.3.3.3. Risque écologique

En raison du niveau relativement faible d'habitats propices déterminée par le modèle basé sur MaxEnt, le risque écologique pour la majeure partie du Canada était faible pour la moule quagga (figure 24). De petites zones discrètes de risque modéré se trouvent dans le sud de l'Alberta et de la Colombie-Britannique, ainsi qu'au Québec et au Nouveau-Brunswick. Le système des Grands Lacs laurentiens, qui correspond à l'aire de répartition actuelle de cette espèce, contient à la fois des zones à risque écologique modéré et élevé. Le risque écologique régional est présenté à l'annexe C (figures C1-C5) à la résolution de la cellule de grille, et le maximum et le mode relatifs au risque écologique par sous-aire de drainage sont présentés ci-dessous (figure 25).

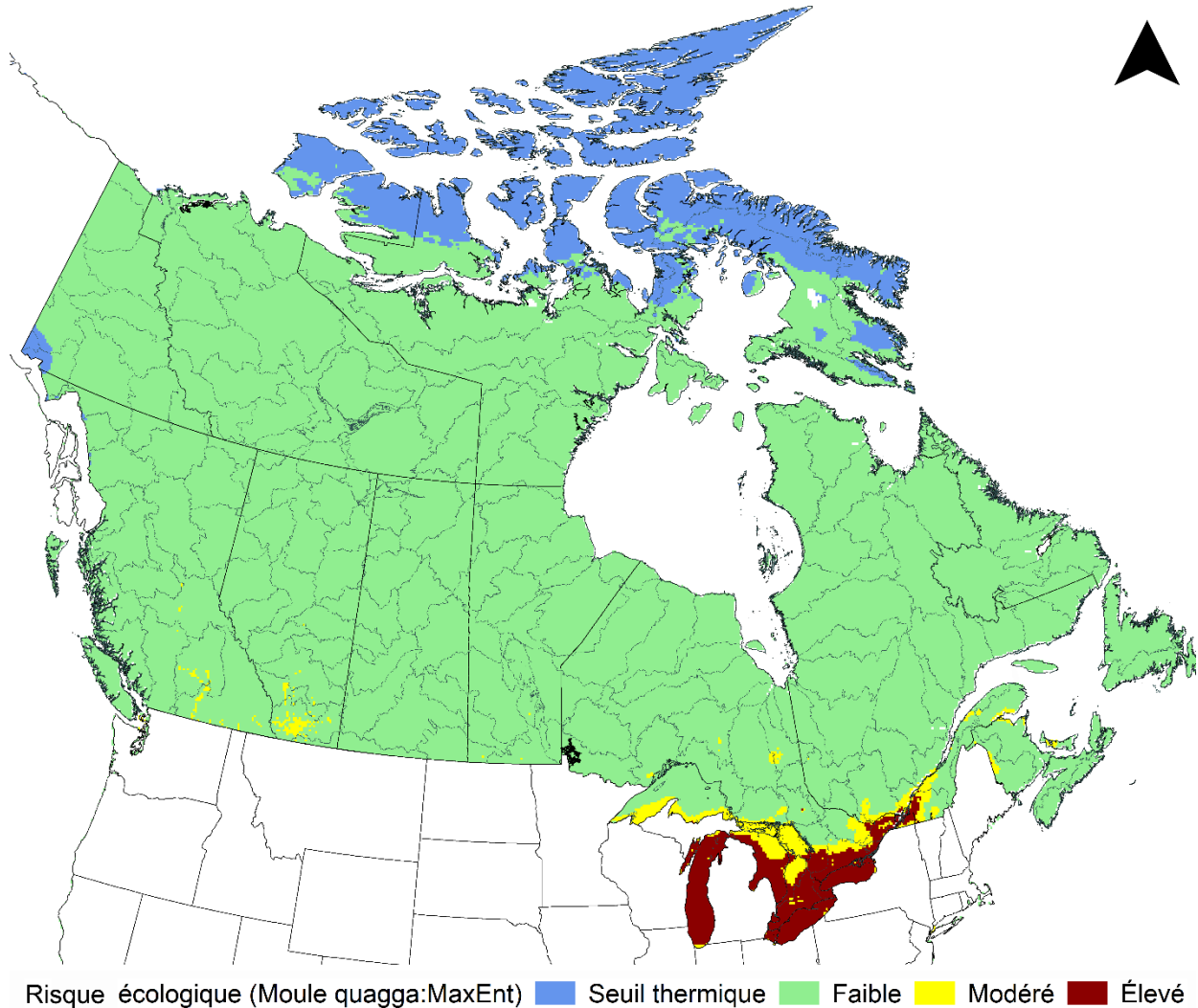


Figure 24. Risque écologique de la moule quagga au Canada à l'aide du modèle d'habitats propices MaxEnt. Le risque est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques. Les sous-aires de drainage (lignes grises) se superposent sur la carte.

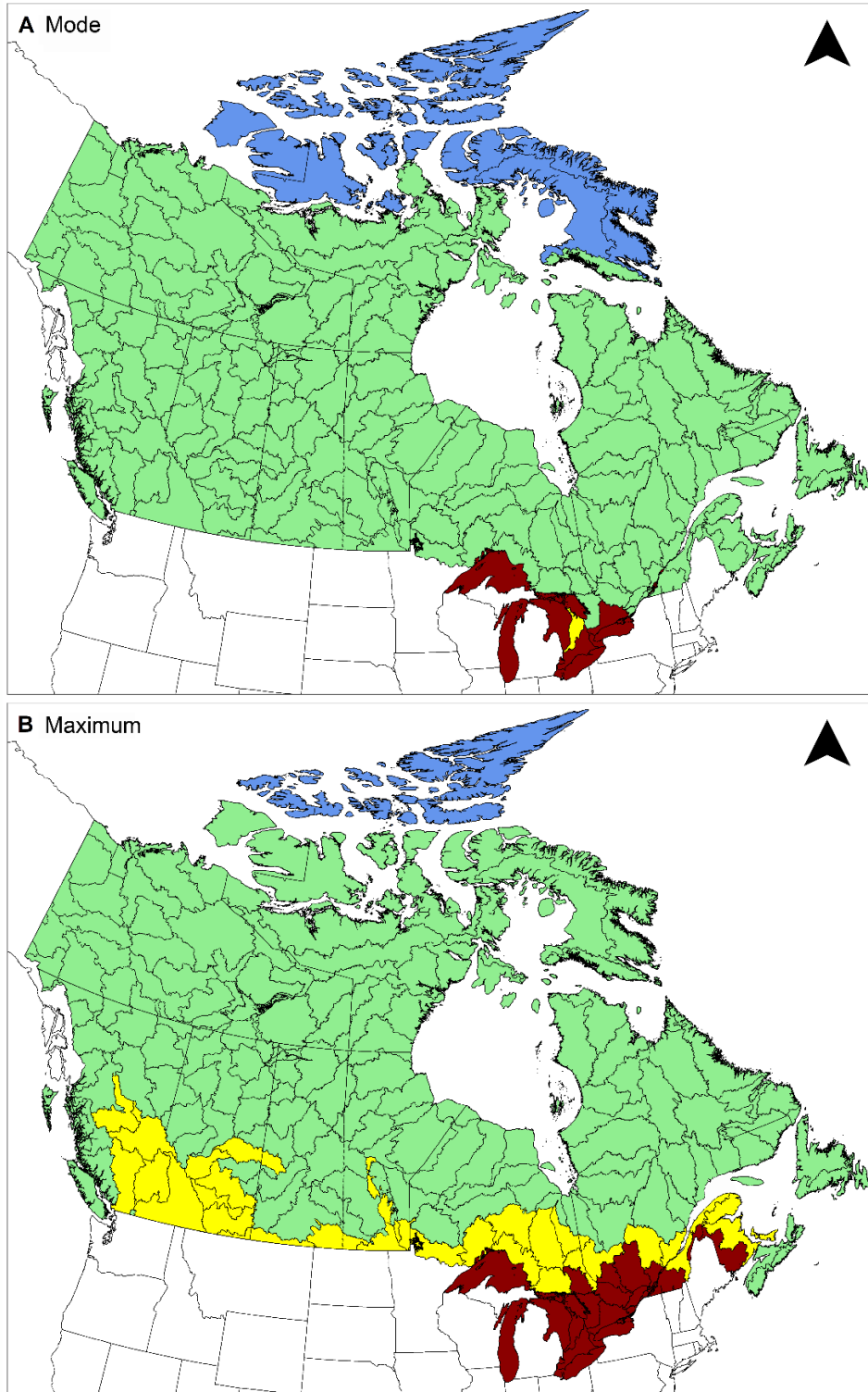


Figure 25. Mode (A) et maximum (B) relatifs au risque écologique posé par la moule quagga par sous-aire de drainage au Canada à l'aide du modèle d'habitats propices MaxEnt. Il convient de souligner que la sous-aire de drainage 020 (Grands Lacs et Saint-Laurent) comprend à la fois des habitats d'eau douce et des habitats marins, mais que ces derniers ne conviennent pas aux deux espèces. Le risque ne devrait donc s'appliquer qu'aux portions d'eau douce de la sous-aire de drainage.

4. DISCUSSION

4.1. EFFICACITÉ DES PROCÉDURES D'ÉVALUATION DU RISQUE

Bien que l'évaluation qui en résulte suive des étapes similaires à l'évaluation du risque de 2012 (Therriault *et al.* 2013) en dérivant le risque écologique des différentes étapes du processus d'invasion, la présente évaluation a une résolution spatiale beaucoup plus élevée (9 260 sur 9 260 m comparativement aux sous-aires de drainage) et des couches de données améliorées utilisées pour calculer les différentes composantes du risque, y compris des données actualisées sur l'occurrence des espèces et de nouvelles variables environnementales à l'échelle nationale. Alors que l'évaluation précédente utilisait la proximité des bassins versants avec les réseaux envahis comme indicateur de connectivité (c'est-à-dire le potentiel de dérive en aval), le potentiel d'introduction de la présente évaluation intègre désormais une mesure quantitative de la pression des propagules (indice de l'empreinte humaine) combinée à la connectivité basée sur la distribution cumulative des distances de déplacement des plaisanciers. Le potentiel d'établissement s'appuie maintenant sur deux scénarios d'habitats propices : un modèle basé sur le calcium similaire à celui utilisé dans la première évaluation (avec une correction des limitations de température) et un modèle d'habitats propices MaxEnt qui incorpore directement une variété de données environnementales, y compris la température et des variables de chimie de l'eau comme les concentrations de calcium. Enfin, la résolution des données fournit davantage de renseignements sur la variabilité spatiale des valeurs de risque par rapport à l'évaluation précédente, pour laquelle la résolution se situait au niveau des sous-aires de drainage. Bien que les étapes du processus soient similaires, ces différences de développement des composantes de l'invasion sont fondamentalement différentes de l'évaluation précédente et fournissent une estimation du risque écologique posé par ces deux espèces de moules envahissantes pour les écosystèmes d'eau douce canadiens à une résolution plus élevée.

L'utilisation du calcium comme seul prédicteur peut ne pas tenir compte de l'ensemble des variables environnementales, mais comme le montrent les variables prédictives des modèles d'habitats propices MaxEnt, celui-ci constitue un prédicteur important de l'habitat propice pour les deux espèces de dreissenidés. En outre, Whittier et ses collaborateurs (2008) ont défini le risque en fonction des concentrations de calcium comme suit : très faible (< 12 mg/L), faible (12 à 20 mg/L), modéré (20 à 28 mg/L) et élevé (> 28 mg/L), avec l'idée que des concentrations de calcium plus élevées favoriseraient des populations de dreissenidés plus importantes en tant que mesure du risque. Le modèle basé sur le calcium pour l'établissement de la moule zébrée et de la moule quagga dans la présente évaluation a donné des résultats comparables à ceux rapportés dans Whittier *et al.* (2008), avec des zones à plus faible risque dans la plupart des parties sud-est et ouest du Pacifique Nord-Ouest (dans l'étendue commune).

Il existe de nombreuses approches de modélisation de la répartition des espèces utilisant des données sur la présence des espèces et des variables environnementales (voir l'analyse dans Elith *et al.* 2006). Lorsque seules des données de présence sont disponibles, MaxEnt s'est avéré être l'un des modèles les plus efficaces utilisés pour prédire les zones d'habitats propices (voir l'étude récente dans Valavi *et al.* 2022). Plusieurs auteurs ont déjà élaboré des évaluations du risque pour les moules dreissenidées en Amérique du Nord. Drake et Bossenbroek (2004) ont réalisé une première évaluation de l'habitat de la moule zébrée à l'aide d'un modèle d'algorithme génétique pour la production d'ensembles de règles pour les États-Unis. Bien qu'ils aient utilisé un ensemble de données plus anciennes avec un modèle antérieur au modèle basé sur MaxEnt, leurs résultats étaient comparables à ceux présentés ici, dans la mesure où leurs zones prédites d'habitat propice étaient cohérentes avec les zones d'occurrence connues (par exemple, l'est des États-Unis) et montraient que les variables climatiques et la géologie des

couches rocheuses (probablement corrélée avec le calcium) étaient importantes pour déterminer l'habitat propice de la moule zébrée.

Des évaluations plus récentes de l'habitat des dreissenidés ont été appliquées à la moule zébrée ou à la moule quagga en Amérique du Nord à l'aide du modèle basé sur MaxEnt (Gallardo *et al.* 2013, Quinn *et al.* 2014, Barnes et Patino 2020). Il existe deux différences essentielles entre les approches du modèle basé sur MaxEnt antérieures et celles de l'étude actuelle. Tout d'abord, les études antérieures ont utilisé les aires de répartition mondiales pour établir des prévisions pour l'Amérique du Nord. En général, les modèles qui ont été étalonnés pour inclure l'aire de répartition indigène en Europe sont peu efficaces pour prédire l'habitat propice en Amérique du Nord. Par exemple, Gallardo et ses collaborateurs (2013) ont constaté que la moule zébrée occupait des niches écologiques différentes en Europe et en Amérique du Nord, car cette espèce a démontré à plusieurs reprises sa capacité à s'adapter à de nouvelles conditions environnementales. Bien qu'une partie de ce potentiel d'adaptation soit sans aucun doute d'origine génétique, elle ne suffit pas à expliquer les différences observées entre les populations d'Europe et d'Amérique du Nord. Deuxièmement, des études antérieures ont déterminé que la limitation du calcium était un facteur clé pour l'habitat des dreissenidés mais, en raison des données limitées, leurs modèles ne pouvaient inclure que des substituts géologiques (Gallardo *et al.* 2013, Quinn *et al.* 2014) ou excluaient complètement le calcium (Barnes et Patino 2020). Les modèles produits par Barnes et Patino (2020) utilisaient des données sur l'occurrence mondiale de la moule zébrée et de la moule quagga et ne disposaient pas d'une couche globale continue de calcium pouvant être incorporée comme variable prédictive dans leurs modèles. Cela peut expliquer que l'évaluation du risque d'invasion de la moule quagga au Texas ne définit pas l'ouest du Texas comme une zone d'habitat potentiellement appropriée. Le modèle d'habitats propices basé sur le calcium et le modèle basé sur MaxEnt de la présente étude ont prédit des habitats propices pour la moule quagga au Texas, ce qui est confirmé par la récente et première détection de la moule quagga dans l'État dans le réservoir international Amistad dans le bassin du Rio Grande en 2022 (Texas Parks and Wildlife Department 2022). Cela souligne l'importance des variables environnementales utilisées pour les prévisions du modèle et le fait que la couche de calcium puisse avoir affiné les prévisions du modèle, contrairement aux études précédentes.

4.2. DIFFÉRENCES DE MODÈLES EN MATIÈRE DE RISQUE ÉCOLOGIQUE

Dans l'ensemble, les valeurs de risque écologique obtenues pour les deux modèles d'établissement ont fait l'objet d'un consensus à l'échelle du Canada. Les écarts les plus importants en ce qui a trait au risque écologique entre les deux scénarios d'établissement varient pour les deux espèces. Pour la moule zébrée, le modèle basé sur MaxEnt a déterminé un risque écologique plus élevé, principalement dans des zones de l'est du Canada, dans les montagnes Rocheuses de la Colombie-Britannique et dans le nord des provinces des Prairies jusqu'au sud du Nunavut et aux Territoires du Nord-Ouest (figure 26A). Le modèle basé sur le calcium a abouti à un risque écologique plus élevé, principalement dans de petites zones du nord de l'Alberta et du sud des Territoires du Nord-Ouest. Dans les deux cas, la plupart de ces petites zones correspondent à une différence entre un risque écologique faible et un risque écologique modéré. Pour la moule quagga, le modèle basé sur le calcium a montré un risque considérablement plus élevé dans le sud des provinces des Prairies, en Ontario, au Québec au sud de l'estuaire du Saint-Laurent et dans les provinces maritimes (figure 26B). Le modèle basé sur MaxEnt a eu tendance à corroborer ou a déterminé un risque écologique plus faible que le modèle basé sur le calcium. Là encore, ces différences correspondent principalement à une différence entre un risque écologique faible et un risque écologique modéré. Il est important de rappeler que les deux modèles évaluent les habitats propices (potentiel d'établissement) en utilisant des ensembles différents de variables prédictives et en produisant donc des prévisions

différentes. En général, la modélisation d'habitats propices est utilisée pour décrire l'aire de répartition d'une espèce et suppose que l'espace de niche modélisé soit entièrement représenté par les données d'entrée. Pour les espèces envahissantes qui ne sont pas indigènes (par définition) et qui peuvent encore se propager, l'aire de répartition actuelle (et la niche) peut ne pas être entièrement appréhendée et il est donc probable qu'elle sous-estime la véritable niche modélisée. Ainsi, bien que ce modèle puisse être très utile pour cerner les régions non envahies qui présentent des conditions environnementales similaires à celles des systèmes actuellement envahis, il convient d'être prudent, car les zones cernées comme étant moins propices avec cette approche ne peuvent pas être considérées comme incapables d'accueillir une espèce envahissante. Cependant, le calcium n'est pas le seul facteur qui influence l'aire de répartition de ces deux espèces de moules et il convient donc d'être prudent lors de l'évaluation du potentiel d'invasion selon ce seul paramètre. Bien qu'un seuil de température ait été appliqué, il y a sans aucun doute d'autres facteurs qui influencent le résultat d'une invasion.

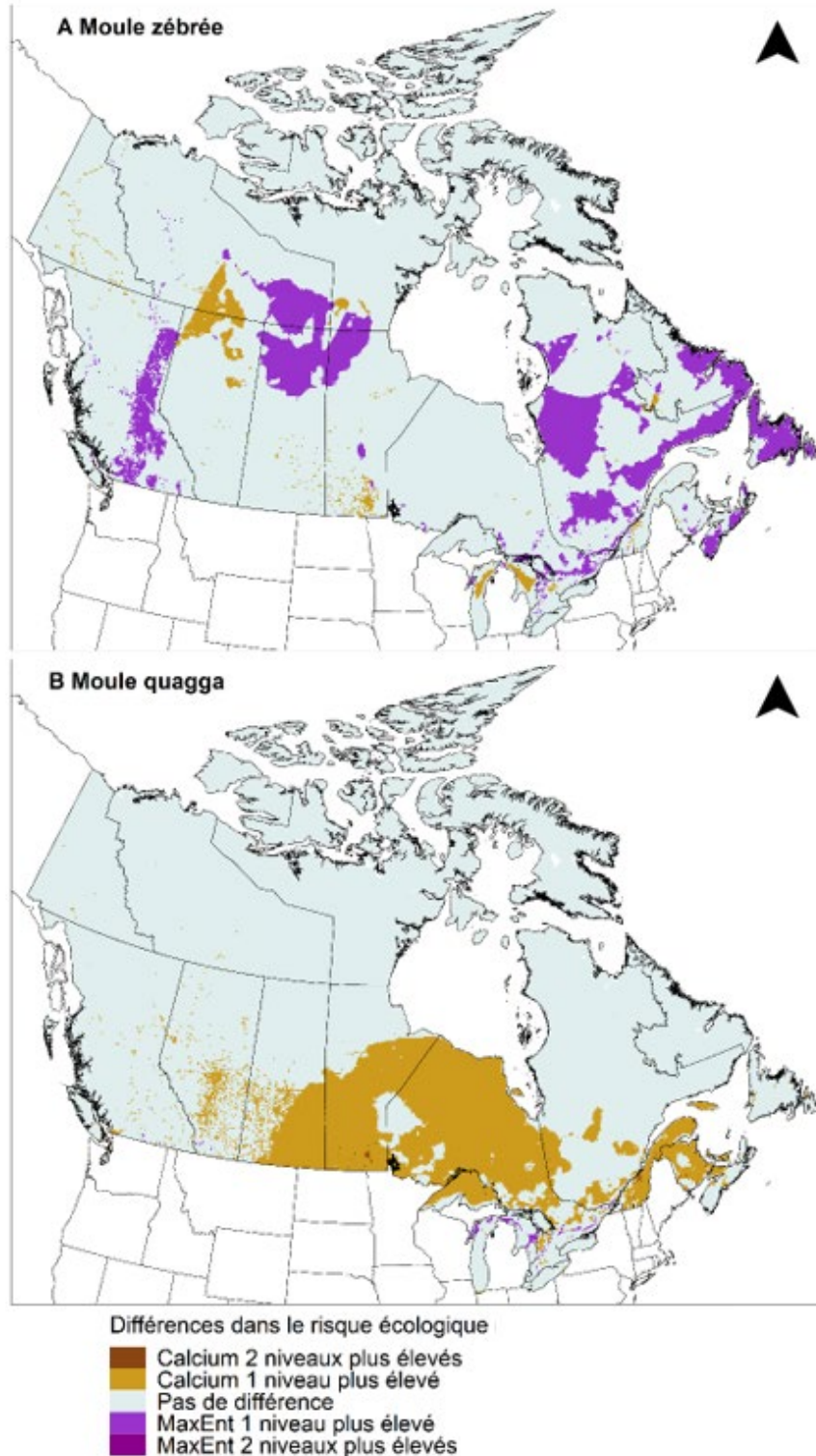


Figure 26. Différences concernant le risque écologique de la moule zébrée (A) et de la moule quagga (B) entre les modèles d'habitats propices basés sur le calcium et MaxEnt. Les couleurs indiquent où les niveaux de risque écologique étaient plus élevés pour le modèle basé sur le calcium (marron), étaient cohérents entre les modèles (bleu clair) ou étaient plus élevés pour le modèle d'habitats propices MaxEnt (violet).

4.3. INCERTITUDES ET ORIENTATIONS FUTURES

L'évaluation du risque actuelle a utilisé un processus solide et scientifiquement défendable pour caractériser le risque écologique posé par la moule zébrée et la moule quagga au Canada. Il existe cependant plusieurs zones d'incertitude qui, en affinant les données et en ajoutant de nouvelles mesures, pourraient améliorer la précision des modèles obtenus. Par exemple, le potentiel d'introduction se fondait sur la connectivité (proximité des habitats envahis) et l'activité humaine servait d'approximation de la pression des propagules. Compte tenu de l'importance de la navigation de plaisance pour la propagation de ces espèces, des renseignements géospatiaux comme l'emplacement ou la taille des rampes de mise à l'eau ou encore la quantité et les types d'activités nautiques pourraient fournir une estimation plus précise de la pression des propagules de dreissenidés dans le paysage canadien. Des mesures comme celles évoquées ci-dessus n'ont été trouvées qu'à l'échelle locale, mais devraient être élaborées à l'échelle nationale pour être intégrées dans les évaluations futures. De même, d'autres vecteurs d'invasion comme les boules de mousse d'aquarium contaminées pourraient être pris en compte de manière plus explicite en utilisant les emplacements géospatiaux réels des points de vente vendant des animaux d'aquarium. La pondération des mesures des différents vecteurs devrait refléter leur contribution relative au potentiel d'introduction et, bien qu'il existe d'autres vecteurs qui n'ont pas été explicitement modélisés ici, il ne fait guère de doute que la contribution relative de la navigation de plaisance à la pression globale des propagules dépasserait largement celle des boules de mousse d'aquarium contaminées. Il est également important de souligner que la mesure de connectivité utilisée ne tient compte que de la dispersion à partir des systèmes envahis (sources), mais n'intègre pas la variabilité spatiale de l'attrait des zones pour les plaisanciers (probabilité que les zones soient des creusets). La mise au point d'une telle mesure à l'échelle nationale permettrait d'améliorer les estimations futures de la variabilité spatiale de la pression des propagules.

Dans la présente étude, basée en grande partie sur un volume important de littérature scientifique, une note « Très élevé » concernant les impacts écologiques a été appliquée. Cependant, s'il est probable que les effets se situent à l'extrémité supérieure de cette échelle, il est également probable qu'ils varient dans l'espace. Idéalement, cette mesure se fonderait sur une analyse des conséquences complète, caractérisant les différents types d'effets constatés pour les moules dreissenidées (voir ci-dessus) d'une manière spatialement explicite et augmenterait la discrimination potentielle entre les niveaux d'effets d'une manière plus quantitative. Par ailleurs, une évaluation à l'échelle nationale de la vulnérabilité générale de l'habitat, cernant les zones plus sensibles à des perturbations comme l'invasion, pourrait permettre de fournir une plus grande différenciation et être éventuellement utilisée en conjonction avec les renseignements actuels (ou en intégration avec ces renseignements) sur l'aire de répartition des espèces inscrites en vertu de la *Loi sur les espèces en péril*.

D'autres variables peuvent influencer l'aire de répartition réelle des moules zébrées et des moules quagga, mais elles n'ont pas été incluses en tant que variables prédictives dans cette évaluation du risque. Certaines d'entre elles ne couvrent pas une étendue suffisante pour produire des couches de données spatiales équivalentes aux couches de calcium et de pH élaborées dans le cadre de la présente évaluation. Par exemple, certaines données sur la chlorophylle *a* ont été mises en lien avec le calcium et le pH, mais une couverture spatiotemporelle insuffisante a empêché une interpolation spatiale significative. Bien que ces données ne soient pas encore facilement disponibles pour les analyses spatiales, leur inclusion future pourrait améliorer les prévisions relatives d'habitats propices. De même, les mesures *in situ* de la température de l'eau sur le site rendraient inutile le recours à des variables de

substitution comme la température de l'air et refléteraient beaucoup mieux les conditions auxquelles sont confrontées les moules zébrées et les moules quagga. Il peut également y avoir des différences entre les tolérances environnementales au sein d'une espèce, selon que les populations représentent ou non différents écotypes, ce qui pourrait permettre d'affiner davantage les variables prédictives (comme c'est le cas pour de multiples espèces marines; par exemple, Stanley *et al.* 2018); toutefois, aucune donnée actuelle n'indique que les espèces représentent des écotypes différents.

En ce qui concerne les données utilisées dans l'évaluation actuelle, menée à l'échelle nationale, il existe une incertitude entre les multiples sources de données utilisées. Certaines régions, comme l'Arctique en particulier, le Nunavut, les Territoires du Nord-Ouest, le Yukon et l'Alaska, étaient pauvres en données, ce qui a entraîné un degré d'incertitude plus élevé pour les interpolations du calcium et du pH. En outre, les résultats et les prévisions des modèles dépendent fortement de l'échelle utilisée dans les données d'entrée, en l'occurrence environ 100 km². Si cette résolution permet de cerner les différences d'habitat à l'échelle des bassins versants individuels, elle ne permet pas de déterminer les limites terre-eau des caractéristiques aquatiques à petite échelle, comme les affluents et les étangs, ce qui nécessiterait des données à plus haute résolution. En accordant la priorité aux efforts visant à produire des données environnementales à plus haute résolution, on améliorerait la résolution des évaluations futures tout en créant des couches de données qui pourraient être utilisées pour des évaluations similaires concernant d'autres espèces.

Un autre domaine d'incertitude est la pondération des différentes composantes d'une invasion. Si l'on ne comprend pas l'importance relative de chaque mesure par rapport à la composante associée et de chaque composante par rapport à la probabilité globale d'invasion, il est difficile de déterminer comment chaque mesure doit être pondérée. Par exemple, lors du calcul du potentiel d'introduction, l'indice de l'empreinte humaine et l'indicateur de connectivité ont été pondérés à l'identique. Toutefois, on ne sait pas si l'une des mesures contribue davantage à la probabilité d'une introduction dans de nouveaux habitats. Il n'existe actuellement aucun ensemble de données indépendantes permettant de valider la pondération de chaque composante, ni des deux modèles utilisés pour mesurer le potentiel d'établissement. La surveillance continue des futures expansions pourrait fournir les données d'occurrence nécessaires pour améliorer les itérations futures, non seulement pour déterminer l'importance relative des différentes mesures, mais aussi pour valider le modèle et améliorer la précision des prévisions.

Le risque écologique global a été déterminé en combinant le potentiel d'invasion et les impacts écologiques à l'aide d'une matrice de risque (tableau 6), chaque composante comportant divers éléments d'incertitude. Toutefois, les catégories précises utilisées pour déterminer le risque global (c'est-à-dire les catégories codées par couleur) ont des implications inhérentes en matière de tolérance au risque, de sorte qu'il existe plusieurs façons de déterminer les catégories de risque global pour toute évaluation. Compte tenu des effets importants documentés associant les invasions de dreissenidés à des impacts écologiques très élevés, il est raisonnable de supposer un risque global élevé même avec un potentiel d'introduction légèrement plus faible, ce qui est cohérent avec l'évaluation précédente de ces espèces (Therriault *et al.* 2013). Cependant, il est également probable que d'autres évaluations optent pour un schéma différent pour déterminer le risque global posé par un envahisseur. Même si des données quantitatives sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques étaient disponibles (ce qui n'était pas le cas ici), il subsisterait une incertitude quant à la meilleure façon d'associer ces valeurs, étant donné que la relation entre ces deux composantes et le risque global reste inconnue pour tous les envahisseurs. Cela dit, il y avait une forte concordance

entre les endroits présentant un risque global plus élevé et la répartition actuelle de ces moules dreissenidées où leurs effets ont été documentés. Rétrospectivement, certaines zones cernées comme présentant un risque plus élevé dans Therriault *et al.* (2013) ont été envahies au cours des années qui ont suivi cette évaluation.

5. CONCLUSIONS

Le risque écologique posé par la moule zébrée était le plus élevé dans la région des Grands Lacs laurentiens, au Manitoba et au Nouveau-Brunswick, quel que soit le modèle utilisé (c.-à-d. basé sur le calcium ou MaxEnt), les deux mettant en évidence un risque élevé pour les provinces maritimes (qui ne faisaient pas partie de la portée géographique de l'évaluation précédente et qui n'avaient donc pas été évaluées). Le modèle basé sur le calcium a également permis de cerner des zones à plus haut risque en Saskatchewan et en Alberta. Le risque écologique posé par la moule quagga était également le plus élevé dans la région des Grands Lacs laurentiens, mais les zones à plus haut risque étaient plus limitées par rapport à la moule zébrée. Le sud de la Colombie-Britannique et l'Alberta présentaient un risque élevé, quel que soit le modèle, tandis que le modèle basé sur le calcium cernait des zones à risque élevé au Nouveau-Brunswick et au Manitoba. Pour aider les gestionnaires à utiliser les données fournies dans ce rapport, un résumé des produits de données est présenté à la figure 27. Ces données peuvent être téléchargées à partir du [portail de données ouvertes du gouvernement](#) ou du [Plateforme Géospatiale Fédérale](#). Il est important de reconnaître que les valeurs de risque écologique présentées ne sont pas absolues et que les zones à faible risque n'indiquent pas nécessairement l'incapacité des moules dreissenidées à être introduites, à s'établir ou à avoir un effet sur ces systèmes, mais indiquent plutôt que le risque d'impacts écologiques dû à l'invasion est plus faible par rapport aux zones à risque plus élevé. Il est également important de reconnaître que rien n'indique que l'invasion de l'Amérique du Nord est terminée et que l'aire de répartition actuelle représente la répartition connue et pleinement observée de ces deux espèces. Il est donc nécessaire d'affiner en permanence les données et les procédures afin d'intégrer les différentes composantes du risque au fur et à mesure que l'invasion se déroule. L'évaluation du risque devra donc être mise à jour régulièrement pour refléter les nouvelles aires de répartition de chaque espèce de dreissenidés, ce qui modifierait le potentiel d'introduction en changeant la mesure de la connectivité. Cela nécessiterait également que les modèles MaxEnt d'habitats propices soient réajustés à l'aide de la nouvelle aire de répartition, ce qui permettrait d'affiner les paramètres d'entrée afin de refléter plus fidèlement l'ensemble des habitats propices à l'établissement. Pour faciliter ces mises à jour successives, une base de données nationale de données géoréférencées sur la qualité de l'eau et les occurrences d'espèces aquatiques envahissantes dans les écosystèmes aquatiques canadiens (marins, estuariens et dulcicoles) est plus que nécessaire.

RISQUE ÉCOLOGIQUE

- Le risque écologique intègre toutes les étapes du processus d'invasion
- Étant donné que les répercussions écologiques sont très élevées sur l'ensemble du territoire canadien, la détermination finale du risque écologique représente des différences relatives au potentiel d'invasion
- La répartition actuelle de la moule zébrée et de la moule quagga (figure 3) se situe dans des zones à risque écologique modéré et élevé.
- Un faible risque écologique ne signifie pas qu'il n'y a aucun risque

CARTES À LA RÉOLUTION DES CELLULES DE GRILLE

Fournissent les cartes les plus détaillées (~ 100 km²)

Moule zébrée		Moule quagga	
Calcium	MaxEnt	Calcium	MaxEnt
Fig. 11	Fig. 15	Fig. 20	Fig. 24

*Voir les appendices pour les étendues régionales

CARTES DES SOUS-AIRES DE DRAINAGE

Mode et maximum par sous-aire de drainage

Moule zébrée		Moule quagga	
Calcium	MaxEnt	Calcium	MaxEnt
Fig. 12	Fig. 16	Fig. 21	Fig. 25

*Voir les appendices pour les tableaux

PRODUITS INTERMÉDIAIRES

Pour les étapes spécifiques du processus d'invasion

POTENTIEL D'INVASION

Introduction et Établissement

Moule zébrée		Moule quagga	
Calcium	MaxEnt	Calcium	MaxEnt
Fig. 10	Fig. 14	Fig. 19	Fig. 23

POTENTIEL D'INTRODUCTION

IEH (Fig. 5) et Connectivité (Fig. 6)

Moule zébrée	Moule quagga
Fig. 8	Fig. 17

Indice de l'empreinte humaine : ≈ Influence humaine
Connectivité : ≈ Déplacements à partir des sites envahis

POTENTIEL D'ÉTABLISSEMENT

Cartes d'habitats propices

Moule zébrée		Moule quagga	
Calcium	MaxEnt	Calcium	MaxEnt
Fig. 9	Fig. 13	Fig. 18	Fig. 22

Calcium : basé sur le calcium
MaxEnt : basé sur des variables environnementales

Figure 27. Résumé des produits de données produits par l'évaluation du risque lié à la moule zébrée et à la moule quagga au Canada en 2022 et qui peuvent être téléchargés à partir du [portail de données ouvertes du gouvernement](#) ou du [Plateforme Géospatiale Fédérale](#)

6. REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier les personnes qui ont fourni des données sur les moules zébrées et les moules quaggas : Amy Benson (United States Geological Survey), Annick Drouin et Olivier Morissette (ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs), Laureen Janusz et Jeff Long (Ressources naturelles et du Développement du Nord, gouvernement du Manitoba). Nous remercions également les personnes qui ont fourni des données environnementales : Sarah Forté (Relations Couronne-Autochtones et Affaires du Nord Canada), la Kivalliq Inuit Association, Victoria Millette (Agence de la sécurité de l'eau de la Saskatchewan), Marie Ducharme, Cameron Sinclair et Nicole Novodvrosky (ministère de l'Environnement, gouvernement du Yukon), Daniel Rheault (ministère de l'Environnement, du Climat et des Parcs du Manitoba), Jason LeBlanc (ministère des Pêches et de l'Aquaculture, gouvernement de la Nouvelle-Écosse), Cindy Chu (ministère des Ressources naturelles et des Forêts de l'Ontario), Mario Bérubé et Manon Ouellet (ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, gouvernement du Québec), Annick Drouin et Sylvie Normand (ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, gouvernement du Québec), Julie Grenier (Conseil de gouvernance de l'eau des bassins versants de la rivière Saint-François), Robin Staples (ministère de l'Environnement et des Ressources naturelles, gouvernement des Territoires du Nord-Ouest), Tanya Johnston, Mary Raven, Nelda Craig, Justin Shead, Dean Jeffries, Leif-Matthias Herborg et les autres personnes qui ont fourni des données pour l'évaluation du risque de 2012. Kurt Menke (Septima) a apporté une aide précieuse pour les analyses du Système d'information géographique. Nous remercions le programme sur les espèces aquatiques envahissantes de la Direction des sciences du MPO pour son financement. Nous remercions également le Comité directeur du SCAS et les participants à la réunion qui ont fourni des commentaires et des avis utiles.

7. RÉFÉRENCES CITÉES

- Antoniades, D., Douglas, M.S.V., and Smol, J.P. 2003a. Comparative physical and chemical limnology of two Canadian High Arctic regions: Alert (Ellesmere Island, NU) and Mould Bay (Prince Patrick Island, NWT). *Arch. Hydrobiol.* 158:485-516.
- Antoniades, D., Douglas, M. S. V., and Smol, J. P. 2003b. The physical and chemical limnology of 24 ponds and one lake from Isachsen, Ellef Ringnes Island, Canadian High Arctic. *International Review of Hydrobiology*, 88:519-538.
- Barnes, M.A., and Patiño, R. 2020. Predicting suitable habitat for dreissenid Mussel invasion in Texas based on climatic and lake physical characteristics. *Manag. Biol. Invasions* 11(1):63-79.
- Benson, A.J., Raikow, D., Larson, J., Fusaro, A., Bogdanoff, A.K., and Elgin, A. 2022. *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771): U.S. Geological Survey, Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL, Revision Date: 4/27/2022. [online] [accessed 27 May 2022].
- Blackburn, T.M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J.T., Duncan, R.P., Jarošík, V., Wilson, J.R.U., and Richardson, D.M. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends Ecol. Evol.* 26:333-339.
- Buchan, L.A.J., and Padilla, D.K. 1999. Estimating the probability of long-distance overland dispersal of invading aquatic species. *Ecol. Appl.* 9(1):254-265.
- De Cicco, L.A., Hirsch, R.M., Lorenz, D., and Watkins, W.D. 2018. [dataRetrieval: R packages for discovering and retrieving water data available from Federal hydrologic web services.](#)

-
- Carlsson, N.O.L., Bustamante, H., Strayer, D.L., and Pace, M.L. 2011. Biotic resistance on the increase: native predators structure invasive zebra mussel populations. *Freshw. Biol.* 56(8):1630-1637.
- Chan, F.T., Drake, D.A.R., Therriault, T.W. 2022. [Le risque d'introduction d'organismes vivants par le commerce d'aquariums, de jardins d'eau et de fruits de mer au Canada](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/036. iv + 140 p.
- Clavero, M., and García-Berthou, E. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends Ecol. Evol.* 20(3):110.
- Cohen, A.N., and Weinstein, A. 2001. Zebra Mussel's Calcium Threshold and Implications for its Potential Distribution in North America. Richmond, CA: San Francisco Estuary Institute.
- Collins, S.M., Yuan, S., Tan, P.N., Oliver, S.K., Lapierre, J.F., Cheruvilil, K.S., Fergus, C.E., Skaff, N.K., Stachelek, J., Wagner, T., and Soranno, P.A. 2019. Winter precipitation and summer temperature predict lake water quality at macroscales. *Water Resour. Res.* 55:2708-2721.
- COSEPAC 2021. [Comité sur la situation des espèces en péril au Canada](#). [online] [accessed 15 March 2022].
- Depew, D.C., Krutzmann, E., Watchorn, K.E., Caskenette, A., and Enders, E.C. 2021. The distribution, density, and biomass of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) on natural substrates in Lake Winnipeg 2017-2019. *J. Great Lakes Res.* 47(3): 556-566.
- DFO. 2013a. [Avis scientifique découlant de l'évaluation des risques posés par trois espèces de moules dreissénidées \(*Dreissena polymorpha*, *Dreissena rostriformis bugensis* et *Mytilopsis leucophaeata*\) dans les écosystèmes d'eau douce au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2012/082
- DFO. 2013b. [Compte rendu de l'évaluation nationale des risques posés par la moule zébrée, la moule quagga et la moule d'Amérique; les 27 et 28 mars 2012](#). Secr. Can. de consult. Sci. du MPO, Compte rendu 2012/059.
- DFO. 2021a. [Moules envahissantes trouvées dans des boules de mousse au Canada](#). Communiqué de presse (Le 11 mars 2021).
- Dominguez Almela, V., Nolan, E.T., Winter, E.R., and Britton, J.R. 2022. Dietary contributions of the alien zebra mussel *Dreissena polymorpha* in British freshwater fish suggest low biological resistance to their invasion. *Hydrobiologia* 849:2253-2265.
- Dove, R. and Wallis, M. 1981. [Studies on aquatic macrophytes part XXXIV](#). The 1980 aquatic quarantine project. APD Bulletin 17. Province of British Columbia Ministry of Environment, Victoria, British Columbia, Canada.
- Drake, D.A.R. 2017. [Overland spread of aquatic invasive species among freshwater ecosystems due to recreational boating in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/031. Vi + 38 p.
- Drake, J.M. and Bossenbroek, J.M. 2004. The potential distribution of zebra mussels in the United States. *BioScience*, 54, 931–941.
- Drake, D.A.R., Bailey, S.A., and N.E. and Mandrak, N.E. 2017. [Ecological Risk Assessment of Recreational Boating as a Pathway for the Secondary Spread of Aquatic Invasive Species in the Great Lakes Basin](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/030. V + 85 p.
-

-
- Elith, J.H., Graham, C.P., Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A.J., Hijmans, R., Huettmann, F.R., Leathwick, J., Lehmann, A., and Li, J. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*. 29:129-151.
- Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y.E., and Yates, C.J. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Divers. Distrib.* 17(1):43-57.
- Fick, S.E. and Hijmans, R.J. 2017. WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 37(12):4302-4315.
- Filazzola, A., Mahdiyan, O., Shuvo, A., Ewins, C., Moslenko, L., Sadid, T., Blaggrave K., Imrit, M. A., Gray, D. K., Quinlan, R., O'Reilly, C. M., and Sharma, S. 2020. A database of chlorophyll and water chemistry in freshwater lakes. *Scientific Data*. 7:310.
- Gallardo, B. and Aldridge, D.C. 2013. The 'dirty dozen': socio-economic factors amplify the invasion potential of 12 high-risk aquatic invasive species in Great Britain and Ireland. *J. Appl. Ecol.* 50:757-766.
- Gallardo, B., P.S.E. zu Ermgassen, and Aldridge, D.C. 2013. Invasion ratcheting in the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) and the ability of native and invaded ranges to predict its global distribution. *J. Biogeogr.* (40)12:2274-2284.
- Gallardo, B., Zieritz, A., and Aldridge, D.C. 2015. The importance of the human footprint in shaping the global distribution of terrestrial, freshwater and marine invaders. *PLoS ONE* 10:e0125801
- Gallardo, B., Clavero, M., Sanchez, M.I., and Vilà, M. 2016. Global ecological impacts of invasives species in aquatic ecosystems. *Global Change Biology* 22:151-163.
- Garton, D.W., R. McMahon, A.M. Stoeckmann, T.F. Nalepa, and Schloesser, D.W. 2013. Limiting environmental factors and competitive interactions between zebra mussels and quagga mussels in North America. *Quagga and zebra mussels: biology, impacts, and control*. 331-334.
- Gillis, P.L. and Mackie, G.L. 1994. Impact of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, on populations of Unionidae (Bivalvia) in lake St. Clair. *Can. J. Zool.* 72:1260-1271.
- Hebert, P.D.N., Muncaster, B.W, and Mackie, G.L. 1989. Ecological and Genetic Studies on *Dreissena polymorpha* (Pallas): a New Mollusc in the Great Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46(9):1587-1591.
- Higgins, S.N. 2014. Meta-Analysis of Dreissenid Effects on Freshwater Ecosystems. In: Nalepa, T.F. and D.W. Schloesser (eds.), *Quagga and Zebra mussels: Biology, Impacts, and Control*, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL., pp. 487-494.
- Higgins, S.N., and Vander Zanden, M.J. 2010. What a difference a species makes: A meta-analysis of dreissenid mussel impacts on freshwater ecosystems. *Ecol. Monogr.* 80(2):179-196.
- Higgins, S.N., Malkin, S.Y., Howell, E.T., Guildford, S.J., Campbell, L., Hiriart-Baer, V., and Hecky, R.E. 2008. An ecological review of *Cladophora glomerata* (Chlorophyta) in the Laurentian Great Lakes. *J. Phycol.* 44:839-854.
- Higgins, S.N., M.J. Vander Zanden, L.N. Joppa, and Vadeboncoeur, Y. 2011. The effect of dreissenid invasions on chlorophyll and the chlorophyll: total phosphorus ratio in north-temperate lakes. *Can. J. Fis.h Aquat. Sci.* 68:319-329.
- Hijmans, R. J., S. Phillips, J. Leathwick, J. Elith, and Hijmans, M.R.J. 2017. Package "dismo." *Circles* 9.
-

-
- Hijmans, R. J. 2021. Raster: Geographic Data Analysis and Modelling. R package version 3.4-13.
- Hijmans, R.J., Charles, K., Williams, E., and Vennes, C. 2021. geosphere: Spherical Trigonometry. R package version 1.5-14.
- Hincks, S.S. and Mackie, G.L. 1997. Effects of pH, calcium, alkalinity, hardness, and chlorophyll on the survival, growth, and reproductive success of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) in Ontario Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54:2049–2057.
- Johnson, L.E. and Carlton, J.T. 1996. Post-Establishment Spread in Large-Scale Invasions: Dispersal Mechanisms of the Zebra Mussel *Dreissena Polymorpha*. *Ecology* 77(6):1686-1690.
- Johnson, L.E. and Padilla, D.K. 1996. Geographic spread of exotic species: Ecological lessons and opportunities from the invasion of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Biol. Conserv.* (78)1–2:23-33.
- Johnstone, I.M., Coffey, B.T., and Howard-Williams, C. 1985. The role of recreational boat traffic in interlake dispersal of macrophytes: A New Zealand case study. *J. Environ. Manage.* 20: 263-279.
- Jones, L.A. and Ricciardi, A. 2005. Influence of physiochemical factors on the distribution and biomass of invasive mussels (*Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis*) in the St. Lawrence River. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62:1953–62.
- Joynt, E. H. and Wolfe, A.P. 2001. Paleoenvironmental inference models from sediment diatom assemblages in Baffin Island lakes (Nunavut, Canada) and reconstruction of summer water temperature. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58:1222-1243.
- Karatayev, A.Y., Burlakova, L.E., and Padilla, D.K. 2002. Impacts of zebra mussels on aquatic communities and their role as ecosystem engineers. In: Leppäkoski E., Gollasch S., Olenin S. (eds) *Invasive Aquatic Species of Europe, Distribution, Impacts, and Management*. Springer, Dordrecht.
- Karatayev, A.Y., Burlakova, L.E., Mastitsky, S.E., and Padilla, D.K. 2015. Predicting the spread of aquatic invaders: insight from 200 years of invasion by zebra mussels. *Ecol. Appl.* 25(2):430-440.
- Kass J.M., Muscarella, R., Galante, P.J., Bohl, C.L., Pinilla-Buitrago, G.E., Boria, R.A., Soley-Guardia, M., and Anderson, R.P. 2021. ENMeval 2.0: Redesigned for customizable and reproducible modelling of species' niches and distributions. *Methods Ecol. Evol.* 12(9):1602-8.
- Knoll, L.B, Sarnelle, O., Hamilton, S.K., Kissman, C.E.H., Wilson, A.E., Rose, J.B., and Morgan, M.R. 2008. Invasive zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) increase cyanobacterial toxin concentrations in low-nutrient lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65(3):448-455.
- L'actualité, 2021. Des moules zébrées observées pour la première fois dans le lac Massawippi. Communiqué de presse (Le 22 octobre 2021).
- Liu, C., Berry, P. M., Dawson, T. P., and Person, R.G. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the Predictions of Species Distribution. *Ecography* 28:385–393.
- Liu X, G.Z., Ke, Z., Wang, S., and Li, Y. 2011. Increasing Potential Risk of a Global Aquatic Invader in Europe in contrast to other continents under future climate change. *PLOS ONE* 6(3): e18429.

-
- Mackie, G. L. and Schloesser, D.W. 1996. Comparative biology of zebra mussels in Europe and North America: an overview. *Amer. Zool.* 36:244-158.
- Mackie, G. L. and Claudi, R. 2010. Monitoring and control of macrofouling mollusks in freshwater systems, Second Edition. CRC Press, Boca Raton, FL. 508 pp.
- Mandrekar, J. N. 2010. Receiver operating characteristic curve in diagnostic test assessment. *J. Thorac. Oncol.* 5:1315-1316.
- McDowell, W.G., Benson, A.J., and Beyers, J.E. 2014. Climate controls the distribution of a widespread invasive species: implications for future range expansion. *Freshwater Biol.* 59:847-857.
- McMahon, R.F. 1996. The physiological ecology of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in North America and Europe. *Am. Zool.* 36:339-363.
- Mellina, E. and Rasmussen, J.B. 1994. Patterns in the distribution and abundance of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in rivers and lakes in relation to substrate and other physiochemical factors. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51:1024-1036.
- Merow, C., Smith, M. J., and Silander, J.A.. 2013. A practical guide to MaxEnt for modelling species' distributions: What it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36: 1058–1069.
- Mills, E.L., Casselman, J.M., Dermott, R., Fitzsimons, J.D., Gal, G., Holeck, K.T., Hoyle, J.A., Johannsson, O.E., Landry, B.F., Makarewicz, J.C., Millard, E.S., Munawar, I.F., Munawar, M., O'Gorman, R., Owens, R.W., Rudstan, L.G., Schaner, T., and Stewart, T.J.. 2003. Lake Ontario: food web dynamics in a changing ecosystem (1970-2000). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60:471-490.
- Michelutti, N., Douglas, M. S. V., Lear, D. R. S., and Smol, J.P. 2002a. Physical and chemical limnology of 34 ultra-oligotrophic lakes and ponds near Wynniatt Bay, Victoria Island, Arctic Canada. *Hydrobiologia*, 482:1-13.
- Michelutti, N., Douglas, M.S.V., Muir, D.C.G., Wang, X., and Smol, J.P. 2002b. Limnological characteristics of 38 lakes and ponds on Axel Heiberg Island, High Arctic Canada. *Int. Rev. Hydrobiol.* 87:385-399.
- Mollot, G., Pantel, J.H., and Romanuk, T.N. 2017. The effects of invasive species on the decline in species richness: a global meta-analysis. *Adv. Ecol. Res.* 56:61-83.
- Morrison, H. 2004. Canadian Acid Deposition Science Assessment. Meteorological Service of Canada, 479 p.
- Naimi, B., Hamm, N., Groen, T., Skidmore, A., and Toxopeus, A. 2014. Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling. *Ecography* 37:191–203.
- Nakano, D. and Strayer, D.L. 2014. Biofouling animals in fresh water: biology, impacts, and ecosystem engineering. *Front. Ecol. Environ.* 12(3):167-175.
- Natural Resources Canada. 2016, "[Atlas of Canada 1,000,000 National Frameworks Data, Hydrology - Fundamental Drainage Areas](#)", 10.5203/ze9g-4t83, Canadian Watershed Information Network, V1.
- Neary B.P. and Leach, J.H. 1992. Mapping the potential spread of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49:406–15.

-
- Nephin, J., Gregr, E. J., St. Germain, C., Field, C., and Finney, J.L. 2020. [Élaboration d'un cadre de modélisation de la répartition des espèces et son application à douze espèces de la côte canadienne du Pacifique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2020/004.
- Orlova, M.I., Muirhead, J.R., Antonov, P.I., Shcherbina, G.K., Starobogatov, Y.I., Biochino, G.I., Therriault, T.W., and Mclsaac, H.J. 2004. Range expansion of quagga mussels *Dreissena rostriformis bugensis* in the Volga River and Caspian Sea basin. *Aquat. Ecol.* 38:561–573.
- Orlova, M.I., Therriault, T.W., Antonov, P.I., and Shcherbina, G.K. 2005. Invasion ecology of quagga mussels (*Dreissena rostriformis bugensis*): a review of evolutionary and phylogenetic impacts. *Aquat. Ecol.* 39:401–418.
- Pebesma, E.J. 2004. Multivariable geostatistics in S: the gstat package. *Comput Geosci* 30:683-691.
- Pebesma, E. 2018. Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *The R Journal* 10(1):439-446.
- Pebesma, E.J. and Bivand, R.S. 2005. Classes and methods for spatial data in R. *R News*, 5(2): 9-13.
- Peyer, S.M., Hermanson, J.C., and Lee, C.E. 2010. Developmental plasticity of shell morphology of quagga mussels from shallow and deep-water habitats of the Great Lakes. *J. Exp. Biol.* 213:2601-2609.
- Phillips, S.J. 2005. A brief tutorial on MaxEnt. [online] [accessed 5 June 2021].
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., and Schapire, R. E. 2006. Maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecol. Model.* 190:231-259.
- Phillips, S. J., Dudik, M., Elith, J., Graham, C. H., Lehmann, A., Leathwick, J., and Ferrier, S. 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecol. Appl.* 19:181–197.
- Picard, I. and Doyon, S. 2018. Vérification de la présence de moules zébrées dans la baie de Magog au lac Memphrémagog et première évaluation de l'état de la situation. Étude réalisée pour Memphrémagog Conservation inc. (MCI). 11 p.
- Pienitz, R., Smol, J. P., and Lean, D.R.S. 1997. Physical and chemical limnology of 24 lakes located between Yellowknife and Contowoyto Lake, Northwest Territories (Canada). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54:347-358.
- Pollux, B.J.A., van der Velde, G., and bij de Vaate, A. 2010. A perspective on global spread of *Dreissena polymorpha*: a review on possibilities and limitations. In: Van der Velde, G., Rajagopal, S., and Bij de Vaate, A. (eds). *The Zebra Mussel in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden/Margraf Publishers, Weikersheim, pp 45-58.
- Quinn, A., Gallardo, B., and Aldridge, D.C. 2014. Quantifying the ecological niche overlap between two interacting invasive species: the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) and the quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*). *Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.* 24:324-337.
- R Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Raikow, D.F., Sarnelle, O., Wilson, A.E., and Hamilton, S.K. 2004. Dominance of the noxious Cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* in low-nutrient lakes is associated with exotic zebra mussels. *Limnol. Oceanogr.* 49:482-487.
-

-
- Ram, J.L., Karim, A.S., Banno, F., and Kashian, D.R. 2011. Invading the invaders: reproductive and other mechanisms mediating the displacement of zebra mussels by quagga mussels. *Invertebr. Reprod. Dev.* 56:1, 21-32.
- Ramcharan, C.W., Padilla, D.K., and Dodson, S.I. 1992. Models to predict potential occurrence and density of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49(12):2611-2620.
- Ricciardi, A. 2006. Patterns of invasion in the Laurentian Great Lakes in relation to changes in vector activity. *Divers. Distrib.* 12: 425-433.
- Ricciardi, A. and Whoriskey, F.G. 2004. Exotic species replacement: shifting dominance of dreissenid mussels in the Soulanges Canal, upper St. Lawrence River, Canada. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 23(3):507–514.
- Ricciardi, A., Whoriskey, F.G., and Rasmussen, J.B. 1996. Impact of the *Dreissena* invasion on native unionid bivalves in the upper St. Lawrence River. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 1434-1444.
- Ricciardi, A., Neves, R.J., and Rasmussen, J.B. 1998. Impending extinctions of North American freshwater mussels (Unionoida) following the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion. *J. Animal Ecol.* 67(4): 613-619.
- Roe, S.L. and MacIsaac, H.J. 1997. Deepwater population structure and reproductive state of quagga mussels (*Dreissena bugensis*) in Lake Erie. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54(10):2428-2433.
- Rühland, K.M., Smol J.P., Wang X., and Muir, D.C.G. 2003. Limnological characteristics of 56 lakes in the Central Canadian Arctic Treeline Region. *J. Limnol.* 62:9-27.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M. and Wall, D.H. 2000. Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770-1774.
- Schloesser, D.W., Kovalak, W.P., Longton, G.D., Ohnesorg, K.L., and Smithee, R.D. 1998. Impact of Zebra and Quagga Mussels (*Dreissena* spp.) on Freshwater Unionids (Bivalvia: Unionidae) in the Detroit River of the Great Lakes. *Am. Midl. Nat.* 140(2): 299-313.
- Son, M.O. 2007. Native range of the zebra mussel and quagga mussel and new data on their invasions within the Ponto-Caspian region. *Aquat. Invasions* 2: 169–179.
- South, A. 2017. *naturalearth: World Map Data from Natural Earth*. R package version 0.1.0.
- Srivastava, V., Lafond, V., and Griess, V. 2019. Species distribution models (SDM): applications, benefits and challenges in invasive species management. *CAB Reviews Perspectives in Agriculture Veterinary Science Nutrition and Natural Resources.* 14. 1-13. 10.1079/PAVSNNR201914020.
- Stanley, R.R.E, DiBacco, C., Lowen, B., Beiko, R.G., Jeffery, N.W., Van Wyngaarden, M., Bentzen, P., Brickman, D., Benestan, L., Bernatchez, L., Johnson, C., Snelgrove, P.V.R., Wang, Z., Wringle, B.F., Bradbury, and Bradbury, I.R. 2018. A climate-associated multispecies cryptic cline in the northwest Atlantic. *Sci. Adv.* 4(3):[eaaq0929](https://doi.org/10.1126/sciadv.aag0929):1-7.
- Stefan, H.G. and Preud'homme, E.B. 1993. Stream temperature estimation from air temperature. *J. Am. Water Resour. As.* 29, 27–45.
- Strayer, D.L. 1991. Projected distribution of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in North America. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 1389–95.
-

-
- Strayer, D.L., Powell, J., Ambrose, P., Smith, L.C., Pace, M.L., and Fischer, D.T. 1996. Arrival, spread, and early dynamics of a zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) population in the Hudson River Estuary. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 1143-1149.
- Texas Parks and Wildlife Department. 2022. Quagga mussels detected for the first time in Texas Reservoir. News release, February 2, 2022.
- Therriault, T. W., and Herborg, L-M 2008. A qualitative biological risk assessment for vase tunicate *Ciona intestinalis* in Canadian waters: using expert knowledge. *ICES J. Mar. Sci.* 65:781-787.
- Therriault, T.W., Docker, M.F., Orlova, M.I., Heath, D.D., and MacIsaac, H.J. 2004. Molecular resolution of the family Dreissenidae (Mollusca: Bivalvia) with emphasis on Ponto-Caspian species, including first report of *Mytilopsis leucophaeata* in the Black Sea basin. *Mol. Phylogenet. Evol.* 30(3):479-489.
- Therriault, T.W., Weise, A.M., Higgins, S.N., Guo, Y., and Duhaime, J. 2013. [Évaluation des risques posés par trois espèces de moules dreissénidées \(*Dreissena polymorpha*, *Dreissena rostriformis bugensis* et *Mytilopsis leucophaeata*\) dans les écosystèmes d'eau douce au Canada](#). *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.* 2012/174. v + 99 p.
- van der Velde, G., Rajagopal, S., and bij de Vaate, A. (eds.) 2010. The Zebra Mussel in Europe. Backhuys Publishers, Leiden/Margraf Publishers, Weikersheim, pp
- Venables, W. N. and Ripley, B. D. 2002. *Modern Applied Statistics with S*. Springer, New York.
- Venter, O., Sanderson, E. W., Magrath, A., Allan, J. R., Beher, J., Jones, K.R., Possingham, H.P., Laurance, W.F., Wood, P., Fekete, B.M., Levy, M.A., and Watson, J. E. 2016. Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nature Communications* 7:12558.
- Venter, O., Sanderson, E. W., Magrath, A., Allan, J. R., Beher, J., Jones, K.R., Possingham, H.P., Laurance, W.F., Wood, P., Fekete, B.M., Levy, M.A., and Watson, J. E. 2018. Last of the Wild Project, Version 3 (LWP-3): 2009 Human Footprint, 2018 Release. Palisades, NY: NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC).
- Valavi, R., Guillera-Aroita, G., Lahoz-Monfort, J.J., and Elith, J. 2022. Predictive performance of presence-only species distribution models: a benchmark study with reproducible code. *Ecol. Monogr.* 92(1):e01486:1-27.
- Weyhenmeyer, G.A., Hartmann, J., Hessen, D.O., Kopáček, J., Hejzlar, J., Jacquet, S., Hamilton, S.K., Verburg, P., Leach, T.H., Schmid, M., Flaim, G., Nöges, T., Nöges, P., Wentzky, V.C., Rogora, M., Rusak, J.A., Kosten, S., Paterson, A.M., Teubner, K., Higgins, S.N., Lawrence, G., Kangur, K., Kokorite, I., Cerasino, L., Funk, C., Harvey, R., Moatar, F., de Wit, H.A., and Zechmeister, T. 2019. Widespread diminishing effects on calcium in freshwaters. *Scientific Reports*, 9:10450.
- Whittier, T.R., Ringold, R.L., Herlihy, A.T., and Pierson, S.M. 2008. A calcium-based invasion risk assessment for zebra and quagga mussels (*Dreissena* spp). *Front. Ecol. Environ.* 6:180-184.
- Wilson, A. E., Gossiaux, D. C., Höök, T. O., Berry, J. P., Landrum, P. F., Dyble, J., and Guildford, S.J. 2008. Evaluation of the human health threat associated with the hepatotoxin microcystin in the muscle and liver tissues of yellow perch (*Perca flavescens*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65(7):1487-1497.
- U.S. Geological Survey, 2021. Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. Data provided by Amy Benson, February 10, 2021.
-

ANNEXE A. SOURCES DE DONNÉES

Tableau A1. Liste des sources de données relatives à la moule zébrée et à la moule quagga utilisées dans l'évaluation du risque. MZ : moule zébrée, MQ : moule quagga.

Source	Couverture géographique	Années	Nombre de points de données (n)	
			MZ	MQ
U.S. Geological Survey 2021	États-Unis et certains sites en Ontario, au Québec et au Manitoba	1986-2021	8 184	1 357
Depew et al. 2021	Lac Winnipeg, Manitoba	2017-2019	51	-
Memphémagog Conservation Inc.	Lac Memphrémagog, Québec	2018-2020	55	-
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs	Québec	1995 à 2020	405	11
Manitoba Government	Manitoba	2013-2021	42	-

Tableau A2. Sources des données relatives à la concentration de calcium et de pH utilisées pour interpoler spatialement les couches de calcium et de pH. Il convient de souligner que le nombre de sites utilisé pour produire les cartes matricielles interpolées finales n'est pas le nombre total de sites (n) ci-dessous, car certains sites sont présents dans plusieurs sources de données.

Source	Couverture géographique	Années	Nombre de sites (n)	
			Ca	pH
Environment Alberta	Alb.	2000-2020	284	302
BC Environmental monitoring system	C.-B.	2000-2020	2 915	4 178
Manitoba Water Stewardship	MB	2000-2011	382	158
Government of Manitoba	MB	2011-2018	127	664
Government of New Brunswick, Department of Environment and Local Government	N.-B.	2000-2020	829	664
Government of Newfoundland and Labrador	T.-N.-L.	2019-2020	-	29
Government of Nova Scotia	N.-É.	2002-2017	-	5
Kivalliq Inuit Association, Crown-Indigenous Relations and Northern Affairs Canada	Nt	2004-2020	56	55
Joynt and Wolfe 2001	Nt	1995	-	56
Antoniades et al. 2003a, 2003 b	Nt, T.-N.-L.	1996-2000	84	84
Michelutti et al. 2002a, 2002 b	Nt, T.-N.-L.	1997-1998	37	37
Rühland et al. 2003	Nt, T.-N.-L.	1996/1998	56	56
Pienitz et al. 1997	T.N.-O.	1991	24	24
Government of the Northwest Territories	T.N.-O.	1982-2021	97	97
Ontario Ministry of the Environment (Dorset Environmental Science Center)	Ont.	2008, 2009	175	182
Government of Canada, Environment and Climate Change Canada, Great Lakes water quality monitoring and surveillance data	Ont.	2000-2018	4 172	4 357
Ontario Ministry of Natural Resources & Forestry	Ont.	2008-2017	1 341	1 352
Ontario Stream Water Quality Monitoring Network	Ont.	2000-2019	543	595
Department of Environment, Energy and Climate Action	Île-du-Prince-Édouard	2001-2020	72	219
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs	QC	2012	3 108	3 095
Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques	QC	2005-2020	1 058	594
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements	QC	2001-2020	155	561

Source	Couverture géographique	Années	Nombre de sites (n)	
			Ca	pH
climatiques, Conseil de gouvernance de l'eau des bassins versants de la rivière Saint-François				
Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Atlas de l'eau	QC	2005-2019	1 058	-
Government of Saskatchewan	Sask.	2000-2010	151	148
Water Security Agency, Saskatchewan	Sask.	2010-2020	683	454
Government of Saskatchewan Primary Station Water Quality	Sask.	2000-2020	-	22
Government of Yukon, Environment Department	Yn	2010-2021	325	343
USGS, Yukon River Inter-Tribal Watershed Council, Indigenous Observation Network	Yn, Alaska	2009-2014	84	91
Morrison 2004	Toutes les provinces	1983-2010	4 377	-
Filazzola et al. 2020	Au nord du 50° N	1998-2014	-	152
Atlantic DataStream	N.-B., N.-É., Î.-P.-É, T.-N.-L.	2000-2020	557	2 238
Mackenzie DataStream	Alb., C.-B., T.-N.-L., Yn	2000-2018	484	722
Government of Canada, Environment and Climate Change Canada, National long-term water quality monitoring data	Canada + une partie des États-Unis	2000-2019	282	282
Government of Canada, Environment and Climate Change Canada, Water quality in Canadian rivers	Canada	2002-2018	-	267
National Water Quality Monitoring Council, Water Quality Portal*	États-Unis	2000-2021	46 589	127 079

*Le nombre de sites des données du Water Quality Portal exclut les sites à enregistrement unique et à date unique.

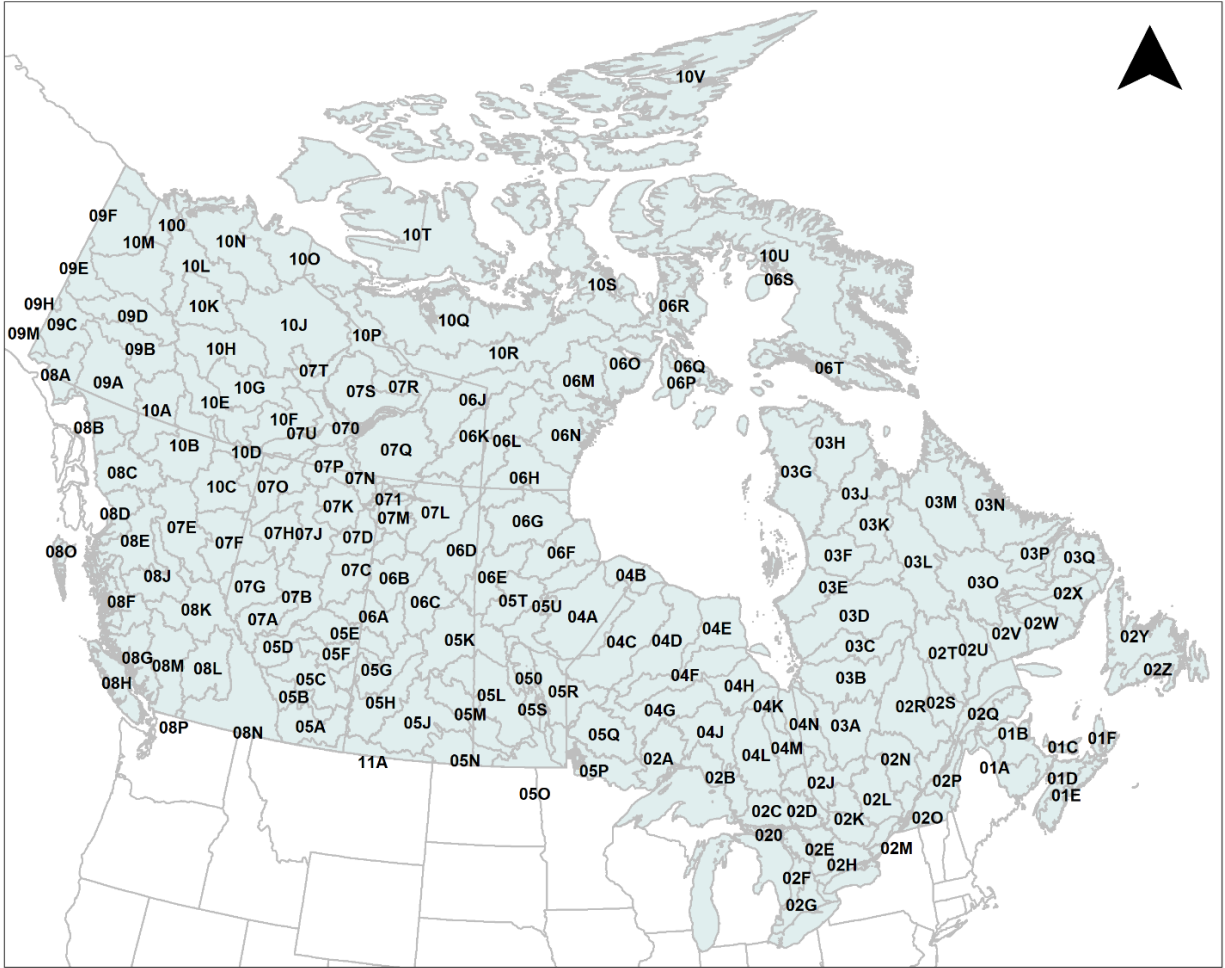


Figure A1. Désignations des sous-aires de drainage. Les codes se rapportent aux données présentées dans les tableaux B1 et C1. Source : Données-cadres nationales de l'Atlas du Canada à l'échelle de 1/1 000 000, Ressources naturelles Canada (2016).

ANNEXE B. RISQUE ÉCOLOGIQUE POSÉ PAR LA MOULE ZÉBRÉE; RÉSUMÉ ET ÉTENDUE RÉGIONALE

Tableau B1. Résumé du risque écologique (mode et maximum) par sous-aire de drainage pour la moule zébrée d'après le modèle d'habitats propices MaxEnt et le modèle basé sur le calcium. Les codes de désignation des sous-aires de drainage sont présentés dans la figure A1.

Provinces et territoires	Code	Sous-aire de drainage	Modèle basé sur le calcium		Modèle basé sur MaxEnt	
			Mode	Maximum	Mode	Maximum
N.-B. et Qc	01A	Fleuve Saint-Jean et sud de la baie de Fundy (N.-B.)	Modéré	Élevé	Modéré	Élevé
N.-B. et Qc	01B	Golfe du Saint-Laurent et nord de la baie de Fundy (N.-B.)	Modéré	Élevé	Modéré	Élevé
Î.-P.-É.	01C	Île-du-Prince-Édouard	Modéré	Élevé	Modéré	Élevé
N.-É.	01D	Baie de Fundy et golfe du Saint-Laurent (N.-É.)	Modéré	Élevé	Modéré	Élevé
N.-É.	01E	Sud-est de l'océan Atlantique (N.-É.)	Faible	Modéré	Modéré	Élevé
N.-É.	01F	Île du Cap-Breton	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Qc et Ont.	020	Grands Lacs et fleuve Saint-Laurent	Élevé	Élevé	Modéré	Élevé
Ont.	02A	Nord-ouest du lac Supérieur	Modéré	Élevé	Modéré	Élevé
Ont.	02B	Nord-est du lac Supérieur	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Ont.	02C	Nord du lac Huron	Modéré	Élevé	Modéré	Élevé
Ont.	02D	Wanipitai et French (Ont.)	Modéré	Modéré	Modéré	Élevé
Ont.	02E	Est de la baie Georgienne	Modéré	Élevé	Modéré	Élevé
Ont.	02F	Est du lac Huron	Élevé	Élevé	Élevé	Élevé
Ont.	02G	Nord du lac Érié	Élevé	Élevé	Élevé	Élevé
Ont.	02H	Lac Ontario et péninsule du Niagara	Élevé	Élevé	Élevé	Élevé
Qc et Ont.	02J	Cours supérieur de la rivière des Outaouais	Modéré	Élevé	Modéré	Modéré
Qc et Ont.	02K	Cours moyen de la rivière des Outaouais	Modéré	Élevé	Modéré	Élevé
Qc et Ont.	02L	Cours inférieur de la rivière des Outaouais	Modéré	Élevé	Modéré	Élevé

Provinces et territoires	Code	Sous-aire de drainage	Modèle basé sur le calcium		Modèle basé sur MaxEnt	
			Mode	Maximum	Mode	Maximum
Qc et Ont.	02M	Cours supérieur du fleuve Saint-Laurent	Modéré	Élevé	Modéré	Élevé
Qc	02N	Saint-Maurice	Faible	Modéré	Modéré	Élevé
Qc	02O	Cours moyen du fleuve Saint-Laurent	Modéré	Élevé	Modéré	Élevé
Qc	02P	Cours inférieur du fleuve Saint-Laurent	Modéré	Élevé	Modéré	Élevé
N.-B. et Qc	02Q	Nord de la péninsule de la Gaspésie	Modéré	Modéré	Modéré	Élevé
Qc	02R	Saguenay	Faible	Modéré	Modéré	Modéré
Qc	02S	Betsiamites – côte	Faible	Modéré	Modéré	Modéré
Qc	02T	Manicouagan et aux Outardes	Faible	Modéré	Faible	Modéré
Qc	02U	Moisie et estuaire du Saint-Laurent	Faible	Modéré	Faible	Modéré
T.-N.-L. et Qc	02V	Golfe du St-Laurent – Romaine	Faible	Faible	Faible	Modéré
T.-N.-L. et Qc	02W	Golfe du St-Laurent – Natashquan	Faible	Modéré	Modéré	Modéré
T.-N.-L. et Qc	02X	Petit Mécatina et détroit de Belle Isle	Faible	Faible	Faible	Modéré
T.-N.-L.	02Y	Nord de Terre-Neuve	Faible	Modéré	Modéré	Modéré
T.-N.-L.	02Z	Sud de Terre-Neuve	Faible	Modéré	Modéré	Modéré
Qc	03A	Nottaway – côte	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Qc et Nt	03B	Broadback et Rupert	Faible	Modéré	Modéré	Modéré
Qc	03C	Eastmain	Faible	Faible	Modéré	Modéré
Qc et Nt	03D	La Grande – côte	Faible	Modéré	Modéré	Modéré
Qc et Nt	03E	Grande rivière de la Baleine – côte	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Qc et Nt	03F	Est de la baie d'Hudson	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Qc et Nt	03G	Nord-est de la baie d'Hudson	Seuil thermique	Faible	Seuil thermique	Modéré
Qc et Nt	03H	Ouest de la baie d'Ungava	Seuil thermique	Seuil thermique	Seuil thermique	Seuil thermique
Qc et Nt	03J	Aux Feuilles – côte	Seuil thermique	Modéré	Seuil thermique	Modéré
Qc	03K	Koksoak	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Qc	03L	Caniapiscau	Faible	Modéré	Modéré	Modéré

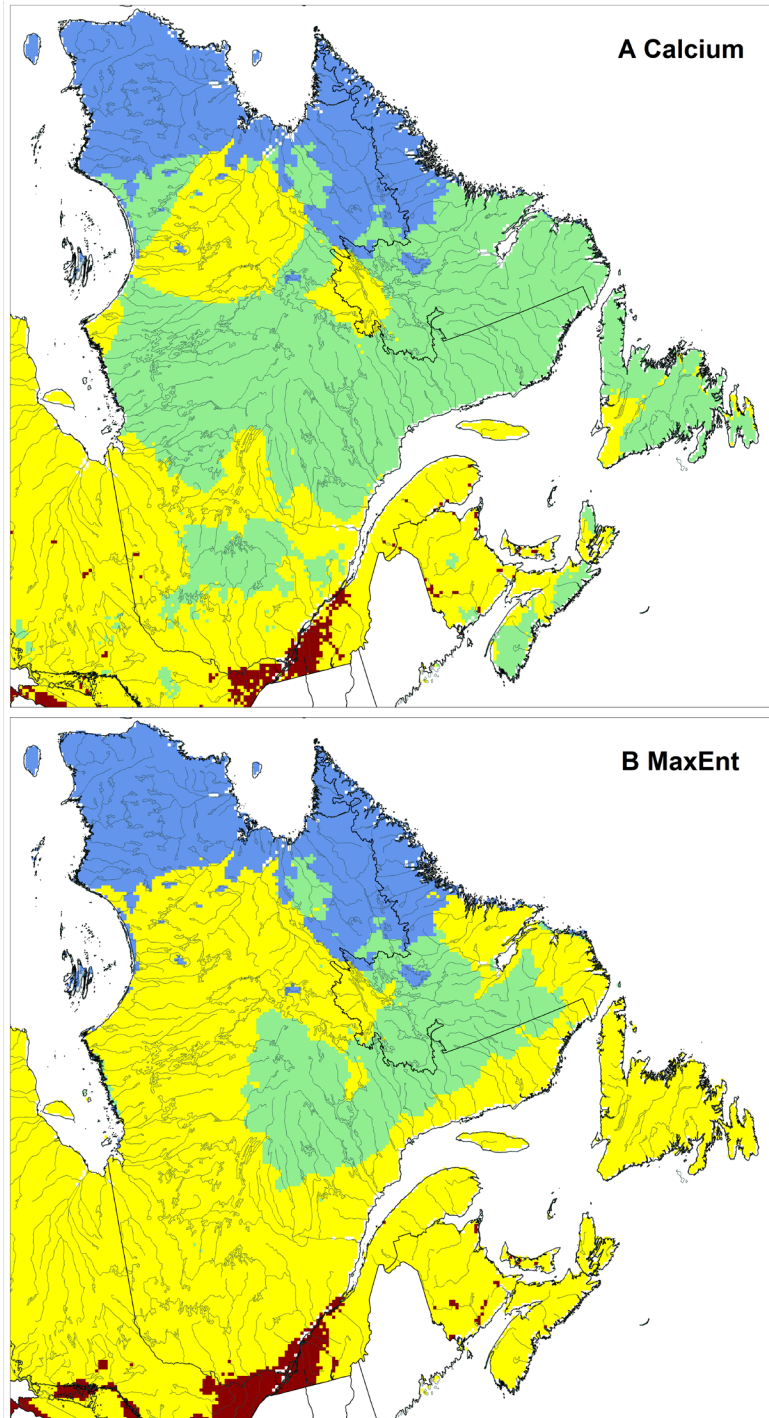
Provinces et territoires	Code	Sous-aire de drainage	Modèle basé sur le calcium		Modèle basé sur MaxEnt	
			Mode	Maximum	Mode	Maximum
T.-N.-L., Qc et Nt	03M	Est de la baie d'Ungava	Seuil thermique	Faible	Seuil thermique	Modéré
T.-N.-L., Qc et Nt	03N	Nord du Labrador	Seuil thermique	Faible	Seuil thermique	Modéré
T.-N.-L.	03O	Churchill (T.-N.)	Faible	Modéré	Faible	Modéré
T.-N.-L.	03P	Centre du Labrador	Faible	Faible	Modéré	Modéré
T.-N.-L.	03Q	Sud du Labrador	Faible	Faible	Modéré	Modéré
Ont. et Man.	04A	Hayes (Man.)	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Ont. et Man.	04B	Sud-ouest de la baie d'Hudson	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Ont. et Man.	04C	Severn	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Ont.	04D	Winisk – côte	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Ont. et Nt	04E	Ekwan – côte	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Ont. et Nt	04F	Attawapiskat – côte	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Ont.	04G	Cours supérieur de l'Albany	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Ont. et Nt	04H	Cours inférieur de l'Albany – côte	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Ont.	04J	Kenogami	Modéré	Élevé	Modéré	Modéré
Ont.	04K	Moose (Ont.)	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Ont.	04L	Missinaibi-Mattagami	Modéré	Élevé	Modéré	Modéré
Qc et Ont.	04M	Abitibi	Modéré	Élevé	Modéré	Modéré
Qc et Ont.	04N	Harricanaw – côte	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Man.	050	Lac Winnipeg	Modéré	Élevé	Modéré	Élevé
Sask. et Alb.	05A	Cours supérieur de la Saskatchewan Sud	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Alb.	05B	Bow	Modéré	Élevé	Modéré	Modéré
Sask. et Alb.	05C	Red Deer	Modéré	Élevé	Modéré	Modéré
Alb.	05D	Cours supérieur de la Saskatchewan Nord	Modéré	Élevé	Modéré	Modéré
Sask. et Alb.	05E	Cours moyen de la Saskatchewan Nord	Modéré	Élevé	Modéré	Modéré
Sask. et Alb.	05F	Battle	Modéré	Élevé	Modéré	Modéré
Sask. et Alb.	05G	Cours inférieur de la Saskatchewan Nord	Modéré	Élevé	Modéré	Modéré
Sask. et Alb.	05H	Cours inférieur de la Saskatchewan Sud	Modéré	Élevé	Modéré	Modéré
Man. et Sask.	05J	Qu'Appelle	Modéré	Élevé	Modéré	Modéré
Man. et Sask.	05K	Saskatchewan	Modéré	Élevé	Modéré	Modéré

Provinces et territoires	Code	Sous-aire de drainage	Modèle basé sur le calcium		Modèle basé sur MaxEnt	
			Mode	Maximum	Mode	Maximum
Man. et Sask.	05L	Lac Winnipegosis et lac Manitoba	Modéré	Élevé	Modéré	Modéré
Man. et Sask.	05M	Assiniboine	Modéré	Élevé	Modéré	Modéré
Man. et Sask.	05N	Souris	Modéré	Élevé	Modéré	Modéré
Man.	05O	Rouge	Modéré	Élevé	Modéré	Élevé
Ont. et Man.	05P	Winnipeg	Modéré	Élevé	Modéré	Modéré
Ont.	05Q	English	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Ont. et Man.	05R	Est du lac Winnipeg	Modéré	Élevé	Modéré	Élevé
Man.	05S	Ouest du lac Winnipeg	Modéré	Élevé	Modéré	Élevé
Man.	05T	Grass et Burntwood	Modéré	Élevé	Modéré	Modéré
Man.	05U	Nelson	Modéré	Élevé	Modéré	Modéré
Sask. et Alb.	06A	Beaver (Alb. et Sask.)	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Sask. et Alb.	06B	Cours supérieur du fleuve Churchill (Man.)	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Sask.	06C	Cours moyen du fleuve Churchill (Man.) – cours supérieur	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Man. et Sask.	06D	Reindeer	Faible	Modéré	Modéré	Modéré
Man. et Sask.	06E	Cours moyen du Churchill (Man.) – cours inférieur	Modéré	Élevé	Modéré	Modéré
Man. et Nt	06F	Cours inférieur du fleuve Churchill (Man.)	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Man. et Nt	06G	Seal – côte	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Man., Sask., Nt	06H	Ouest de la baie d'Hudson – sud	Faible	Modéré	Modéré	Modéré
T.N.-O. et Nt	06J	Thelon	Faible	Faible	Faible	Modéré
T.N.-O. et Nt	06K	Dubawnt	Faible	Modéré	Modéré	Modéré
Man., Sask., T.N.-O. et Nt	06L	Rivière Kazan	Seuil thermique	Modéré	Seuil thermique	Modéré
Nt	06M	Inlet Chesterfield	Seuil thermique	Seuil thermique	Seuil thermique	Seuil thermique
Nt	06N	Ouest de la baie d'Hudson – centre	Seuil thermique	Modéré	Seuil thermique	Modéré
Nt	06O	Ouest de la baie d'Hudson – nord	Seuil thermique	Seuil thermique	Seuil thermique	Seuil thermique
Nt	06P	Baie d'Hudson – île Southampton	Seuil thermique	Modéré	Seuil thermique	Modéré
Nt	06Q	Bassin Foxe – île Southampton	Seuil thermique	Seuil thermique	Seuil thermique	Seuil thermique

Provinces et territoires	Code	Sous-aire de drainage	Modèle basé sur le calcium		Modèle basé sur MaxEnt	
			Mode	Maximum	Mode	Maximum
Nt	06R	Bassin Foxe – péninsule Melville	Seuil thermique	Seuil thermique	Seuil thermique	Seuil thermique
Nt	06S	Bassin Foxe – île de Baffin	Seuil thermique	Seuil thermique	Seuil thermique	Seuil thermique
Nt	06T	Détroit d'Hudson – îles de Baffin et Southampton	Seuil thermique	Seuil thermique	Seuil thermique	Seuil thermique
T.N.-O.	070	Grand lac des Esclaves	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Sask. et Alb.	071	Lac Athabasca	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Alb.	07A	Cours supérieur de l'Athabasca	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Alb.	07B	Cours moyen de l'Athabasca – cours supérieur	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Sask. et Alb.	07C	Cours moyen de l'Athabasca – cours inférieur	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Sask. et Alb.	07D	Cours inférieur de l'Athabasca	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
C.-B.	07E	Lac Williston	Faible	Modéré	Faible	Modéré
Alb. et C.-B.	07F	Cours supérieur de la rivière de la Paix	Faible	Modéré	Modéré	Modéré
Alb. et C.-B.	07G	Smoky	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Alb.	07H	Cours moyen de la rivière de la Paix – cours supérieur	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Alb.	07J	Cours moyen de la rivière de la Paix – cours inférieur	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Alb.	07K	Cours inférieur de la rivière de la Paix	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Sask. et T.N.-O.	07L	Fond-du-Lac	Faible	Modéré	Modéré	Modéré
Sask. et Alb.	07M	Lac Athabasca – rivages	Faible	Modéré	Modéré	Modéré
Alb., T.N.-O.	07N	Esclaves	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
Alb., C.-B. et T.N.-O.	07O	Hay	Modéré	Modéré	Faible	Modéré
Alb. et T.N.-O.	07P	Sud du Grand lac des Esclaves	Modéré	Modéré	Faible	Modéré
Sask., Alb. et T.N.-O.	07Q	Grand lac des Esclaves – bras est, rive sud	Faible	Modéré	Modéré	Modéré
T.N.-O.	07R	Lockhart	Faible	Faible	Faible	Modéré
T.N.-O.	07S	Nord-est du Grand lac des Esclaves	Faible	Modéré	Faible	Modéré
T.N.-O.	07T	Marian	Faible	Modéré	Faible	Modéré

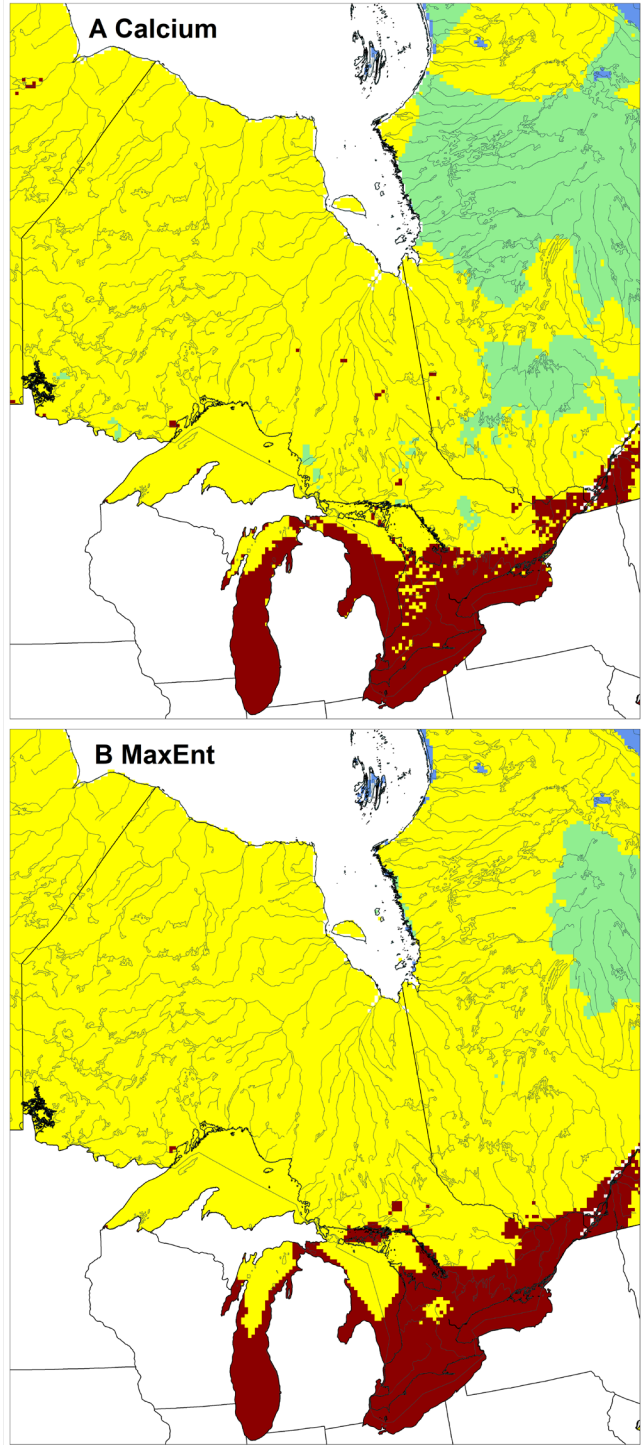
Provinces et territoires	Code	Sous-aire de drainage	Modèle basé sur le calcium		Modèle basé sur MaxEnt	
			Mode	Maximum	Mode	Maximum
Alb., C.-B. et T.N.-O.	07U	Ouest du Grand lac des Esclaves	Modéré	Modéré	Faible	Modéré
C.-B. et Yn	08A	Asek	Seuil thermique	Modéré	Seuil thermique	Modéré
C.-B.	08B	Eaux côtières du Nord de la Colombie-Britannique	Seuil thermique	Modéré	Seuil thermique	Modéré
C.-B.	08C	Stikine – côte	Seuil thermique	Modéré	Seuil thermique	Modéré
C.-B.	08D	Nass – côte	Faible	Modéré	Faible	Modéré
C.-B.	08E	Skeena – côte	Faible	Modéré	Faible	Modéré
C.-B.	08F	Eaux côtières du centre de la Colombie-Britannique	Faible	Modéré	Faible	Modéré
C.-B.	08G	Eaux côtières du sud de la Colombie-Britannique	Faible	Modéré	Faible	Modéré
C.-B.	08H	Île de Vancouver	Faible	Modéré	Faible	Modéré
C.-B.	08J	Nechako	Faible	Modéré	Faible	Modéré
C.-B.	08K	Cours supérieur du Fraser	Faible	Modéré	Modéré	Modéré
C.-B.	08L	Thompson	Faible	Modéré	Modéré	Modéré
C.-B.	08M	Cours inférieur du Fraser	Faible	Modéré	Faible	Modéré
C.-B.	08N	Columbia – États-Unis	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré
C.-B.	08O	îles de la Reine-Charlotte	Faible	Faible	Faible	Faible
C.-B.	08P	Skagit	Faible	Modéré	Modéré	Modéré
C.-B. et Yn	9A	Eaux en amont du Yukon	Faible	Modéré	Faible	Faible
Yn	09B	Pelly	Faible	Modéré	Faible	Faible
Yn	09C	Cours supérieur du Yukon	Faible	Modéré	Faible	Faible
Yn	09D	Stewart	Faible	Modéré	Faible	Faible
Yn	09E	Cours moyen du Yukon	Faible	Modéré	Faible	Faible
Yn	09F	Porcupine	Faible	Modéré	Faible	Modéré
Yn	09H	Tanana	Seuil thermique	Modéré	Seuil thermique	Faible
Yn	09M	Copper	Seuil thermique	Modéré	Seuil thermique	Modéré
T.N.-O.	100	Delta du fleuve Mackenzie (chenal principal)	Faible	Modéré	Faible	Modéré

Provinces et territoires	Code	Sous-aire de drainage	Modèle basé sur le calcium		Modèle basé sur MaxEnt	
			Mode	Maximum	Mode	Maximum
C.-B., Yn	10A	Cours supérieur de la Liard	Faible	Modéré	Faible	Modéré
C.-B. et Yn	10B	Cours moyen de la Liard	Faible	Modéré	Faible	Modéré
Alb. et C.-B.	10C	Fort Nelson	Faible	Modéré	Faible	Modéré
Alb., C.-B., Yn et T.N.-O.	10D	Cours moyen de la Liard – Petitot	Faible	Modéré	Faible	Modéré
T.N.-O.	10E	Cours inférieur de la Liard	Faible	Modéré	Faible	Modéré
T.N.-O.	10F	Cours supérieur du Mackenzie – lac Mills	Faible	Modéré	Faible	Modéré
T.N.-O.	10G	Cours supérieur du Mackenzie – courbe dans la Camsell	Faible	Modéré	Faible	Modéré
T.N.-O.	10H	Cours moyen du Mackenzie – lac Blackwater	Faible	Modéré	Faible	Modéré
T.N.-O. et Nt	10J	Grand lac de l'Ours	Faible	Modéré	Faible	Modéré
T.N.-O.	10K	Cours moyen du Mackenzie – The Ramparts	Faible	Modéré	Faible	Modéré
T.N.-O.	10L	Cours inférieur du Mackenzie	Faible	Modéré	Faible	Modéré
Yn et T.N.-O.	10M	Peel et sud-ouest de la mer de Beaufort	Seuil thermique	Modéré	Seuil thermique	Modéré
T.N.-O.	10N	Sud de la mer de Beaufort	Faible	Faible	Faible	Faible
T.N.-O. et Nt	10O	Golfe Amundsen	Seuil thermique	Faible	Seuil thermique	Faible
T.N.-O. et Nt	10P	Coppermine	Seuil thermique	Faible	Seuil thermique	Faible
Nt	10Q	Baie du Couronnement – golfe de la Reine-Maud	Seuil thermique	Seuil thermique	Seuil thermique	Seuil thermique
T.N.-O. et Nt	10R	Back	Seuil thermique	Faible	Seuil thermique	Faible
Nt	10S	Golfe de Boothia	Seuil thermique	Seuil thermique	Seuil thermique	Seuil thermique
T.N.-O. et Nt	10T	Sud de l'archipel Arctique	Seuil thermique	Seuil thermique	Seuil thermique	Seuil thermique
Nt	10U	Île de Baffin – hydrographie de l'Arctique	Seuil thermique	Seuil thermique	Seuil thermique	Seuil thermique
T.N.-O. et Nt	10V	Nord de l'archipel Arctique	Seuil thermique	Seuil thermique	Seuil thermique	Seuil thermique
Sask. et Alb.	11A	Missouri	Modéré	Modéré	Modéré	Modéré



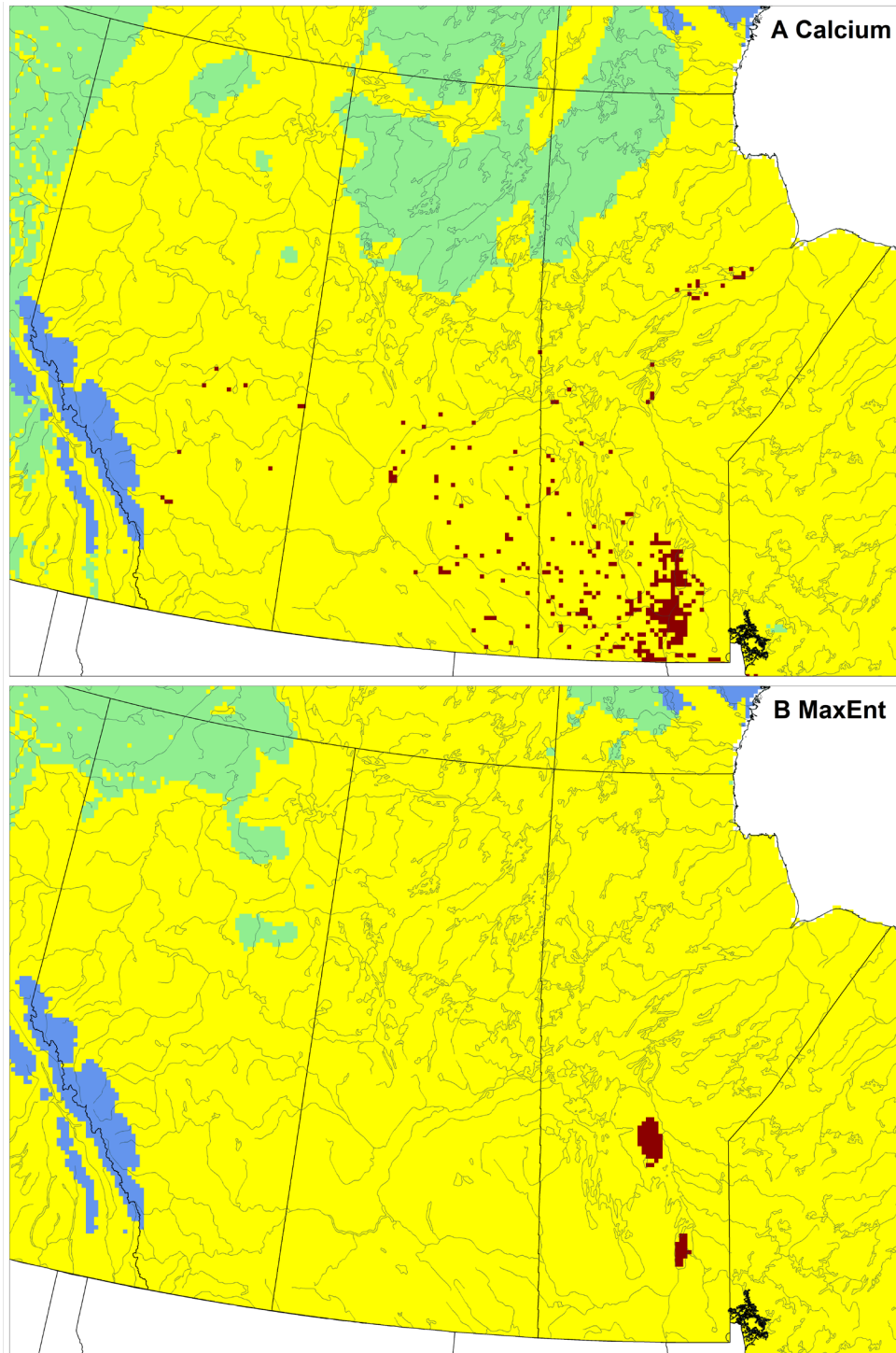
Risque écologique (Moule zébrée) ■ Seuil thermique ■ Faible ■ Modéré ■ Élevé

Figure B1. Risque écologique posé par la moule zébrée au Québec et au Canada atlantique d'après le modèle basé sur le calcium (A) et le modèle d'habitats propices MaxEnt (B). Le risque est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques.



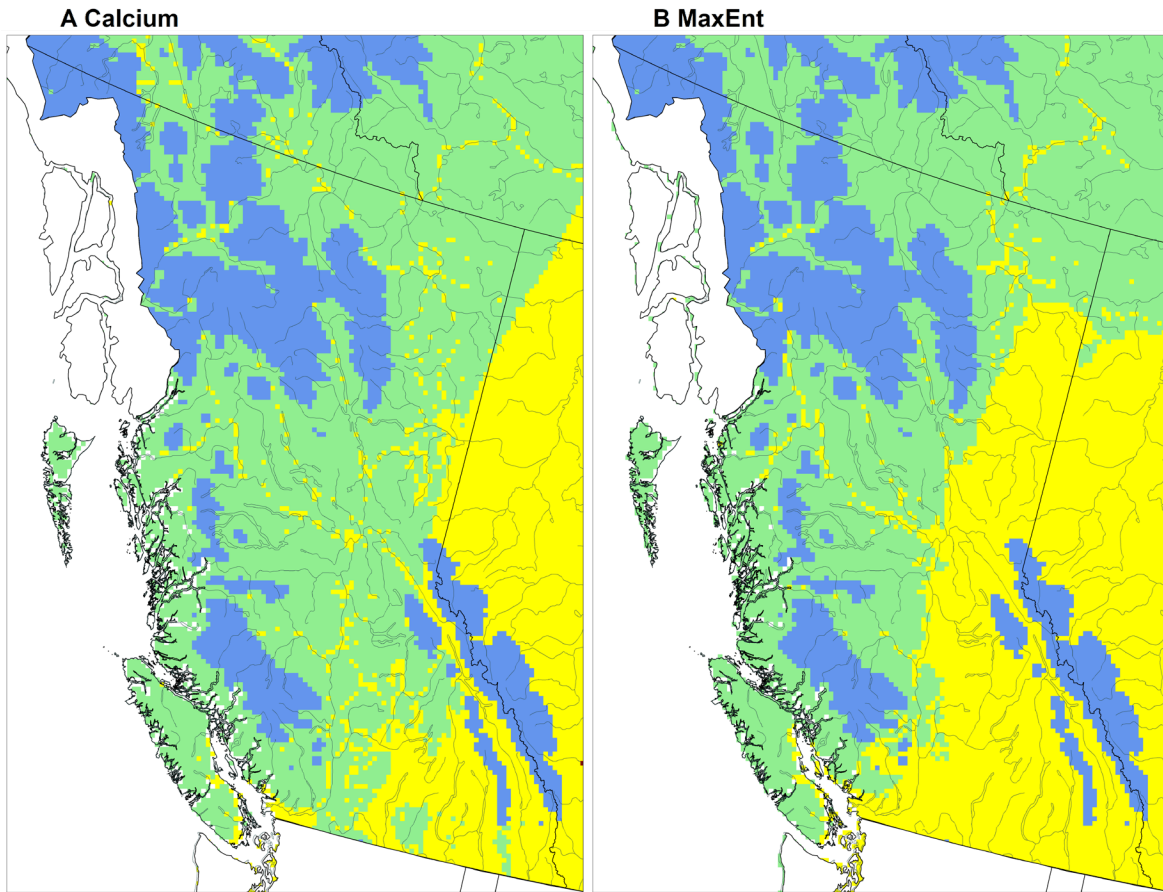
Risque écologique (Moule zébrée) Seuil thermique Faible Modéré Élevé

Figure B2. Risque écologique posé par la moule zébrée en Ontario et dans les Grands Lacs d'après le modèle basé sur le calcium (A) et le modèle d'habitats propices MaxEnt (B). Le risque est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques.



Risque écologique (Moule zébrée) Seuil thermique Faible Modéré Élevé

Figure B3. Risque écologique posé par la moule zébrée dans les provinces des Prairies à l'aide du modèle basé sur le calcium (A) et d'habitats propices MaxEnt (B). Le risque est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques.



Risque écologique (Moule zébrée) Seuil thermique Faible Modéré Élevé

Figure B4. Risque écologique posé par la moule zébrée en Colombie-Britannique d'après le modèle basé sur le calcium (A) et le modèle d'habitats propices MaxEnt (B). Le risque est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques.

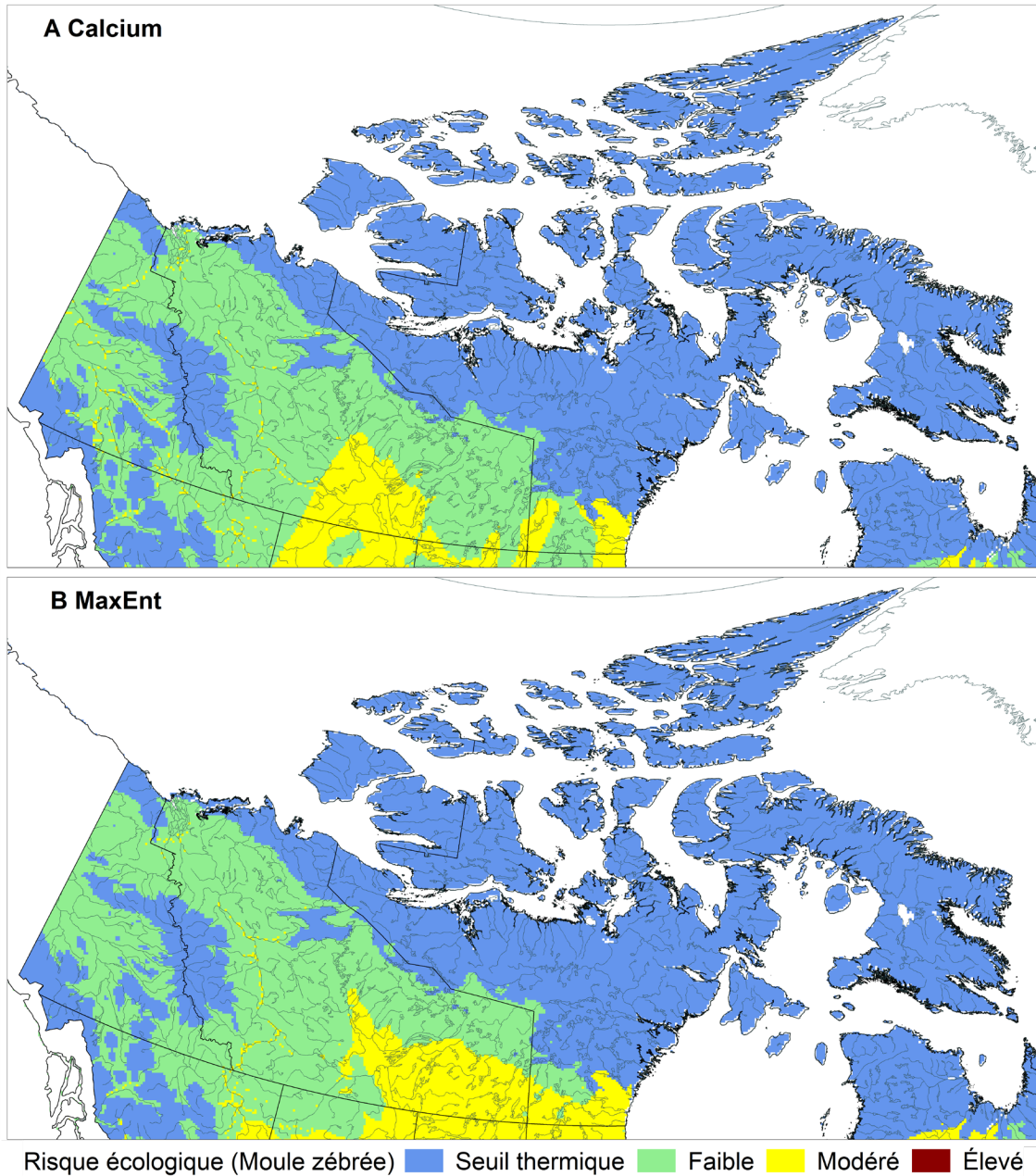


Figure B5. Risque écologique posé par la moule zébrée dans les territoires d'après le modèle basé sur le calcium (A) et le modèle d'habitats propices MaxEnt (B). Le risque est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques.

ANNEXE C. RISQUE ÉCOLOGIQUE POSÉ PAR LA MOULE QUAGGA – RÉSUMÉ ET ÉTENDUE RÉGIONALE

Tableau C1. Résumé du risque écologique (mode et maximum) par sous-aire de drainage pour la moule quagga d'après le modèle d'habitats propices MaxEnt et le modèle basé sur le calcium. Les codes de désignation des sous-aires de drainage sont présentés dans la figure A1.

Provinces et territoires	Code	Sous-aire de drainage	Modèle basé sur le calcium		Modèle basé sur MaxEnt	
			Mode	Maximum	Mode	Maximum
N.-B. et Qc	01A	Fleuve Saint-Jean et sud de la baie de Fundy (N.-B.)	Modéré	Élevé	Faible	Élevée
N.-B. et Qc	01B	Golfe du Saint-Laurent et nord de la baie de Fundy (N.-B.)	Modéré	Élevé	Faible	Modéré
Î.-P.-É.	01C	Île-du-Prince-Édouard	Modéré	Élevé	Faible	Modéré
N.-É.	01D	Baie de Fundy et golfe du Saint-Laurent (N.-É.)	Faible	Élevée	Faible	Faible
N.-É.	01E	Sud-est de l'océan Atlantique (N.-É.)	Faible	Modéré	Faible	Faible
N.-É.	01F	Île du Cap-Breton	Faible	Modéré	Faible	Faible
Qc et Ont.	020	Grands Lacs et fleuve Saint-Laurent	Modéré	Élevé	Élevé	Élevé
Ont.	02A	Nord-ouest du lac Supérieur	Modéré	Élevé	Faible	Modéré
Ont.	02B	Nord-est du lac Supérieur	Modéré	Modéré	Faible	Modéré
Ont.	02C	Nord du lac Huron	Modéré	Élevé	Faible	Modéré
Ont.	02D	Wanipitai et French (Ont.)	Modéré	Modéré	Faible	Élevé
Ont.	02E	Est de la baie Georgienne	Faible	Élevé	Faible	Élevé
Ont.	02F	Est du lac Huron	Élevé	Élevé	Modéré	Élevé
Ont.	02G	Nord du lac Érié	Élevé	Élevé	Élevé	Élevé
Ont.	02H	Lac Ontario et péninsule du Niagara	Élevé	Élevé	Élevé	Élevé
Qc et Ont.	02J	Cours supérieur de la rivière des Outaouais	Faible	Élevée	Faible	Modéré
Qc et Ont.	02K	Ottawa Centre	Faible	Élevée	Faible	Élevée
Qc et Ont.	02L	Cours inférieur de la rivière des Outaouais	Modéré	Élevé	Faible	Élevée
Qc et Ont.	02M	Cours supérieur du fleuve Saint-Laurent	Modéré	Élevé	Faible	Élevée
Qc	02N	Saint-Maurice	Faible	Modéré	Faible	Modéré
Qc	02O	Cours moyen du fleuve Saint-Laurent	Modéré	Élevé	Faible	Élevée

Provinces et territoires	Code	Sous-aire de drainage	Modèle basé sur le calcium		Modèle basé sur MaxEnt	
			Mode	Maximum	Mode	Maximum
Qc	02P	Cours inférieur du fleuve Saint-Laurent	Modéré	Élevé	Faible	Modéré
N.-B. et Qc	02Q	Nord de la péninsule de la Gaspésie	Modéré	Modéré	Faible	Modéré
Qc	02R	Saguenay	Faible	Modéré	Faible	Faible
Qc	02S	Betsiamites – côte	Faible	Modéré	Faible	Faible
Qc	02T	Manicouagan et aux Outardes	Faible	Faible	Faible	Faible
Qc	02U	Moisie et estuaire du Saint-Laurent	Faible	Faible	Faible	Faible
T.-N.-L. et Qc	02V	Golfe du St-Laurent – Romaine	Faible	Faible	Faible	Faible
T.-N.-L. et Qc	02W	Golfe du St-Laurent – Natashquan	Faible	Modéré	Faible	Faible
T.-N.-L. et Qc	02X	Petit Mécatina et détroit de Belle Isle	Faible	Faible	Faible	Faible
T.-N.-L.	02Y	Nord de Terre-Neuve	Faible	Modéré	Faible	Faible
T.-N.-L.	02Z	Sud de Terre-Neuve	Faible	Modéré	Faible	Faible
Qc	03A	Nottaway – côte	Faible	Modéré	Faible	Faible
Qc et Nt	03B	Broadback et Rupert	Faible	Modéré	Faible	Faible
Qc	03C	Eastmain	Faible	Faible	Faible	Faible
Qc et Nt	03D	La Grande – côte	Faible	Faible	Faible	Faible
Qc et Nt	03E	Grande rivière de la Baleine – côte	Faible	Faible	Faible	Faible
Qc et Nt	03F	Est de la baie d’Hudson	Faible	Faible	Faible	Faible
Qc et Nt	03G	Automne	Faible	Faible	Faible	Faible
Qc et Nt	03H	Ouest de la baie d’Ungava	Faible	Faible	Faible	Faible
Qc et Nt	03J	Aux Feuilles – côte	Faible	Faible	Faible	Faible
Qc	03K	Koksoak	Faible	Faible	Faible	Faible
Qc	03L	Caniapiscau	Faible	Modéré	Faible	Faible
T.-N.-L., Qc et Nt	03M	Est de la baie d’Ungava	Faible	Faible	Faible	Faible
T.-N.-L., Qc et Nt	03N	Nord du Labrador	Faible	Faible	Faible	Faible
T.-N.-L.	03O	Churchill (T.-N.)	Faible	Modéré	Faible	Faible
T.-N.-L.	03P	Centre du Labrador	Faible	Faible	Faible	Faible
T.-N.-L.	03Q	Sud du Labrador	Faible	Faible	Faible	Faible
Ont. et Man.	04A	Hayes (Man.)	Modéré	Modéré	Faible	Faible
Ont. et Man.	04B	Sud-ouest de la baie d’Hudson	Modéré	Modéré	Faible	Faible
Ont. et Man.	04C	Severn	Modéré	Modéré	Faible	Faible

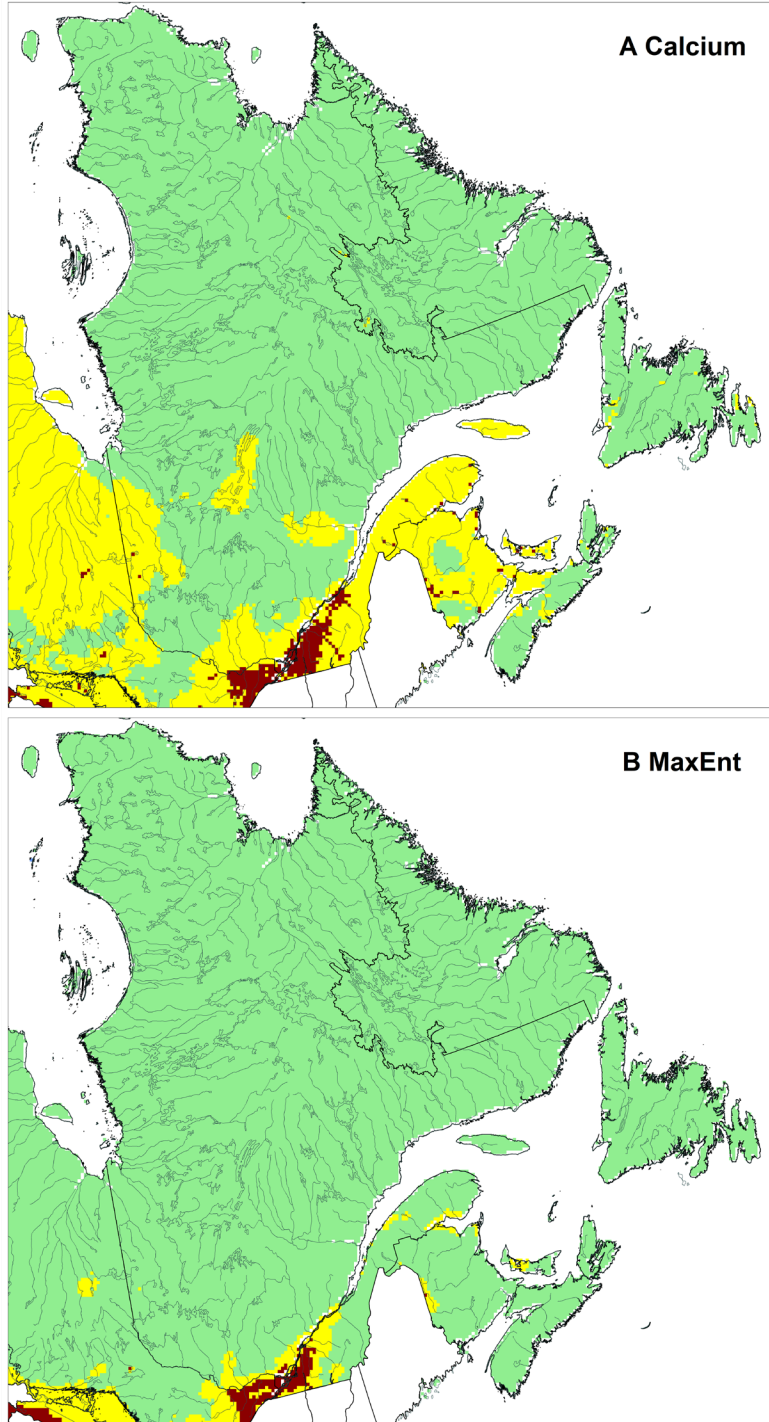
Provinces et territoires	Code	Sous-aire de drainage	Modèle basé sur le calcium		Modèle basé sur MaxEnt	
			Mode	Maximum	Mode	Maximum
Ont.	04D	Winisk – Côte	Modéré	Modéré	Faible	Faible
Ont. et Nt	04E	Ekwan – Côte	Modéré	Modéré	Faible	Faible
Ont. et Nt	04F	Attawapiskat – côte	Modéré	Modéré	Faible	Faible
Ont.	04G	Cours supérieur de l'Albany	Modéré	Modéré	Faible	Faible
Ont. et Nt	04H	Cours inférieur de l'Albany – côte	Modéré	Modéré	Faible	Faible
Ont.	04J	Kenogami	Modéré	Modéré	Faible	Modéré
Ont.	04K	Moose (Ont.)	Modéré	Modéré	Faible	Faible
Ont.	04L	Missinaibi-Mattagami	Modéré	Élevé	Faible	Modéré
Qc et Ont.	04M	Abitibi	Modéré	Élevé	Faible	Modéré
Qc et Ont.	04N	Harricanaw – Côte	Modéré	Modéré	Faible	Faible
Man.	050	Lac Winnipeg	Modéré	Élevé	Faible	Faible
Sask. et Alb.	05A	Cours supérieur de la Saskatchewan Sud	Faible	Modéré	Faible	Modéré
Alb.	05B	Bow	Faible	Modéré	Faible	Modéré
Sask. et Alb.	05C	Red Deer	Faible	Modéré	Faible	Modéré
Alb.	05D	Cours supérieur de la Saskatchewan Nord	Faible	Modéré	Faible	Modéré
Sask. et Alb.	05E	Cours moyen de la Saskatchewan Nord	Faible	Modéré	Faible	Modéré
Sask. et Alb.	05F	Battle	Faible	Modéré	Faible	Faible
Sask. et Alb.	05G	Cours inférieur de la Saskatchewan Nord	Faible	Modéré	Faible	Faible
Sask. et Alb.	05H	Cours inférieur de la Saskatchewan Sud	Faible	Modéré	Faible	Faible
Man. et Sask.	05J	Qu'Appelle	Modéré	Modéré	Faible	Faible
Man. et Sask.	05K	Saskatchewan	Modéré	Modéré	Faible	Faible
Man. et Sask.	05L	Lac Winnipegosis et lac Manitoba	Modéré	Élevé	Faible	Faible
Man. et Sask.	05M	Assiniboine	Modéré	Élevé	Faible	Faible
Man. et Sask.	05N	Souris	Modéré	Élevé	Faible	Modéré
Man.	05O	Rouge	Modéré	Élevé	Faible	Modéré
Ont. et Man.	05P	Winnipeg	Modéré	Élevé	Faible	Modéré
Ont.	05Q	English	Modéré	Modéré	Faible	Faible
Ont. et Man.	05R	Est du lac Winnipeg	Faible	Élevée	Faible	Faible
Man.	05S	Ouest du lac Winnipeg	Modéré	Élevé	Faible	Modéré
Man.	05T	Grass et Burntwood	Faible	Modéré	Faible	Faible

Provinces et territoires	Code	Sous-aire de drainage	Modèle basé sur le calcium		Modèle basé sur MaxEnt	
			Mode	Maximum	Mode	Maximum
Man.	05U	Nelson	Modéré	Modéré	Faible	Faible
Sask. et Alb.	06A	Beaver (Alb. et Sask.)	Faible	Modéré	Faible	Faible
Sask. et Alb.	06B	Cours supérieur du fleuve Churchill (Man.)	Faible	Modéré	Faible	Faible
Sask.	06C	Cours moyen du fleuve Churchill (Man.) – cours supérieur	Faible	Modéré	Faible	Faible
Man. et Sask.	06D	Reindeer	Faible	Faible	Faible	Faible
Man. et Sask.	06E	Cours moyen du fleuve Churchill (Man.) – cours inférieur	Faible	Modéré	Faible	Faible
Man. et Nt	06F	Cours inférieur du fleuve Churchill (Man.)	Faible	Modéré	Faible	Faible
Man. et Nt	06G	Seal – côte	Faible	Faible	Faible	Faible
Man., Sask., Nt	06H	Ouest de la baie d'Hudson – sud	Faible	Faible	Faible	Faible
T.N.-O. et Nt	06J	Thelon	Faible	Faible	Faible	Faible
T.N.-O. et Nt	06K	Dubawnt	Faible	Faible	Faible	Faible
Man., Sask., T.N.-O. et Nt	06L	Rivière Kazan	Faible	Faible	Faible	Faible
Nt	06M	Inlet Chesterfield	Faible	Faible	Faible	Faible
Nt	06N	Ouest de la baie d'Hudson – centre	Faible	Faible	Faible	Faible
Nt	06O	Ouest de la baie d'Hudson – nord	Faible	Faible	Faible	Faible
Nt	06P	Baie d'Hudson – île Southampton	Faible	Modéré	Faible	Faible
Nt	06Q	Bassin Foxe – île Southampton	Faible	Faible	Faible	Faible
Nt	06R	Bassin Foxe – péninsule Melville	Faible	Faible	Faible	Faible
Nt	06S	Bassin Foxe – île de Baffin	Seuil thermique	Faible	Seuil thermique	Faible
Nt	06T	Détroit d'Hudson – îles de Baffin et Southampton	Faible	Faible	Faible	Faible
T.N.-O.	070	Grand lac des Esclaves	Faible	Modéré	Faible	Faible
Sask. et Alb.	071	Lac Athabasca	Faible	Faible	Faible	Faible
Alb.	07A	Cours supérieur de l'Athabasca	Faible	Modéré	Faible	Faible

Provinces et territoires	Code	Sous-aire de drainage	Modèle basé sur le calcium		Modèle basé sur MaxEnt	
			Mode	Maximum	Mode	Maximum
Alb.	07B	Cours moyen de l'Athabasca – cours supérieur	Faible	Modéré	Faible	Faible
Sask. et Alb.	07C	Cours moyen de l'Athabasca – cours inférieur	Faible	Modéré	Faible	Faible
Sask. et Alb.	07D	Cours inférieur de l'Athabasca	Faible	Modéré	Faible	Faible
C.-B.	07E	lac Williston	Faible	Modéré	Faible	Faible
Alb. et C.-B.	07F	Cours supérieur de la rivière de la Paix	Faible	Modéré	Faible	Faible
Alb. et C.-B.	07G	Smoky	Faible	Modéré	Faible	Faible
Alb.	07H	Cours moyen de la rivière de la Paix – cours supérieur	Faible	Modéré	Faible	Faible
Alb.	07J	Cours moyen de la rivière de la Paix – cours inférieur	Faible	Modéré	Faible	Faible
Alb.	07K	Cours inférieur de la rivière de la Paix	Faible	Faible	Faible	Faible
Sask. et T.N.-O.	07L	Fond-du-Lac	Faible	Faible	Faible	Faible
Sask. et Alb.	07M	Lac Athabasca – Rives	Faible	Faible	Faible	Faible
Alb., T.N.-O.	07N	Esclaves	Faible	Modéré	Faible	Faible
Alb., C.-B. et T.N.-O.	07O	Hay	Faible	Modéré	Faible	Faible
Alb. et T.N.-O.	07P	Sud du Grand lac des Esclaves	Faible	Modéré	Faible	Faible
Sask., Alb. et T.N.-O.	07Q	Grand lac des Esclaves – bras est, rive sud	Faible	Faible	Faible	Faible
T.N.-O.	07R	Lockhart	Faible	Faible	Faible	Faible
T.N.-O.	07S	Nord-est du Grand lac des Esclaves	Faible	Modéré	Faible	Faible
T.N.-O.	07T	Marian	Faible	Faible	Faible	Faible
Alb., C.-B. et T.N.-O.	07U	Ouest du Grand lac des Esclaves	Faible	Modéré	Faible	Faible
C.-B. et Yn	08A	Alsek	Faible	Faible	Faible	Faible
C.-B.	08B	Eaux côtières du Nord de la Colombie-Britannique	Faible	Faible	Faible	Faible
C.-B.	08C	Stikine – côte	Faible	Modéré	Faible	Faible
C.-B.	08D	Nass – côte	Faible	Faible	Faible	Faible
C.-B.	08E	Skeena – côte	Faible	Modéré	Faible	Faible
C.-B.	08F	Eaux côtières du centre de la	Faible	Modéré	Faible	Faible

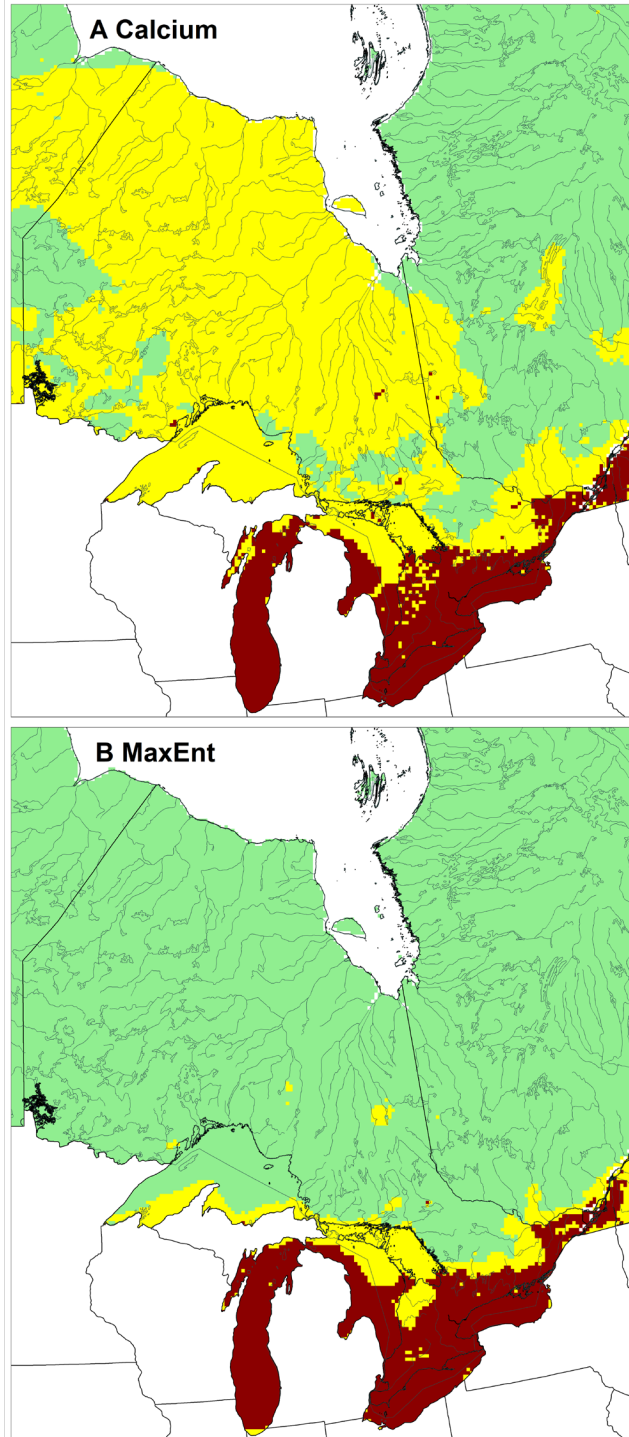
Provinces et territoires	Code	Sous-aire de drainage	Modèle basé sur le calcium		Modèle basé sur MaxEnt	
			Mode	Maximum	Mode	Maximum
		Colombie-Britannique				
C.-B.	08G	Eaux côtières du sud de la Colombie-Britannique	Faible	Modéré	Faible	Faible
C.-B.	08H	Île de Vancouver	Faible	Modéré	Faible	Faible
C.-B.	08J	Nechako	Faible	Modéré	Faible	Modéré
C.-B.	08K	Cours supérieur du Fraser	Faible	Modéré	Faible	Modéré
C.-B.	08L	Thompson	Faible	Modéré	Faible	Modéré
C.-B.	08M	Cours inférieur du Fraser	Faible	Modéré	Faible	Modéré
C.-B.	08N	Columbia – États-Unis	Faible	Modéré	Faible	Modéré
C.-B.	08O	îles de la Reine-Charlotte	Faible	Faible	Faible	Faible
C.-B.	08P	Skagit	Faible	Faible	Faible	Faible
C.-B. et Yn	9A	Eaux en amont du Yukon	Faible	Modéré	Faible	Faible
Yn	09B	Pelly	Faible	Modéré	Faible	Faible
Yn	09C	Cours supérieur du Yukon	Faible	Faible	Faible	Faible
Yn	09D	Stewart	Faible	Faible	Faible	Faible
Yn	09E	Cours moyen du Yukon	Faible	Modéré	Faible	Faible
Yn	09F	Porcupine	Faible	Modéré	Faible	Faible
Yn	09H	Tanana	Faible	Faible	Faible	Faible
Yn	09M	Copper	Faible	Faible	Faible	Faible
T.N.-O.	100	Delta du fleuve Mackenzie (chenal principal)	Faible	Faible	Faible	Faible
C.-B., Yn	10A	Cours supérieur de la Liard	Faible	Modéré	Faible	Faible
C.-B. et Yn	10B	Cours moyen de la Liard	Faible	Faible	Faible	Faible
Alb. et C.-B.	10C	Fort Nelson	Faible	Modéré	Faible	Faible
Alb., C.-B., Yn et T.N.-O.	10D	Cours moyen de la Liard – Petitot	Faible	Faible	Faible	Faible
T.N.-O.	10E	Cours inférieur de la Liard	Faible	Modéré	Faible	Faible
T.N.-O.	10F	Cours supérieur du Mackenzie – lac Mills	Faible	Faible	Faible	Faible
T.N.-O.	10G	Cours supérieur du Mackenzie – courbe dans la Camsell	Faible	Modéré	Faible	Faible
T.N.-O.	10H	Cours moyen du Mackenzie – lac Blackwater	Faible	Faible	Faible	Faible

Provinces et territoires	Code	Sous-aire de drainage	Modèle basé sur le calcium		Modèle basé sur MaxEnt	
			Mode	Maximum	Mode	Maximum
T.N.-O. et Nt	10J	Grand lac de l'Ours	Faible	Faible	Faible	Faible
T.N.-O.	10K	Cours moyen du Mackenzie – The Ramparts	Faible	Modéré	Faible	Faible
T.N.-O.	10L	Cours inférieur du Mackenzie	Faible	Faible	Faible	Faible
Yn et T.N.-O.	10M	Peel et sud-ouest de la mer de Beaufort	Faible	Faible	Faible	Faible
T.N.-O.	10N	Sud de la mer de Beaufort	Faible	Faible	Faible	Faible
T.N.-O. et Nt	10O	Golfe Amundsen	Faible	Faible	Faible	Faible
T.N.-O. et Nt	10P	Coppermine	Faible	Faible	Faible	Faible
Nt	10Q	Baie du Couronnement – golfe de la Reine-Maud	Faible	Faible	Faible	Faible
T.N.-O. et Nt	10R	Back	Faible	Faible	Faible	Faible
Nt	10S	Golfe de Boothia	Faible	Faible	Faible	Faible
T.N.-O. et Nt	10T	Sud de l'archipel Arctique	Seuil thermique	Faible	Seuil thermique	Faible
Nt	10U	Île de Baffin – hydrographie de l'Arctique	Seuil thermique	Faible	Seuil thermique	Faible
T.N.-O. et Nt	10V	Nord de l'archipel Arctique	Seuil thermique	Seuil thermique	Seuil thermique	Seuil thermique
Sask. et Alb.	11A	Missouri	Modéré	Modéré	Faible	Modéré



Ecological Risk (Quagga Mussel) ■ Thermal Threshold ■ Low ■ Moderate ■ High

Figure C1. Risque écologique posé par la moule quagga au Québec et au Canada atlantique d'après le modèle basé sur le calcium (A) et le modèle d'habitats propices MaxEnt (B). Le risque est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques.



Risque écologique (Moule quagga) ■ Seuil thermique ■ Faible ■ Modéré ■ Élevé

Figure C2. Risque écologique posé par la moule quagga en Ontario et dans les Grands Lacs d'après le modèle basé sur le calcium (A) et le modèle d'habitats propices MaxEnt (B). Le risque est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques.

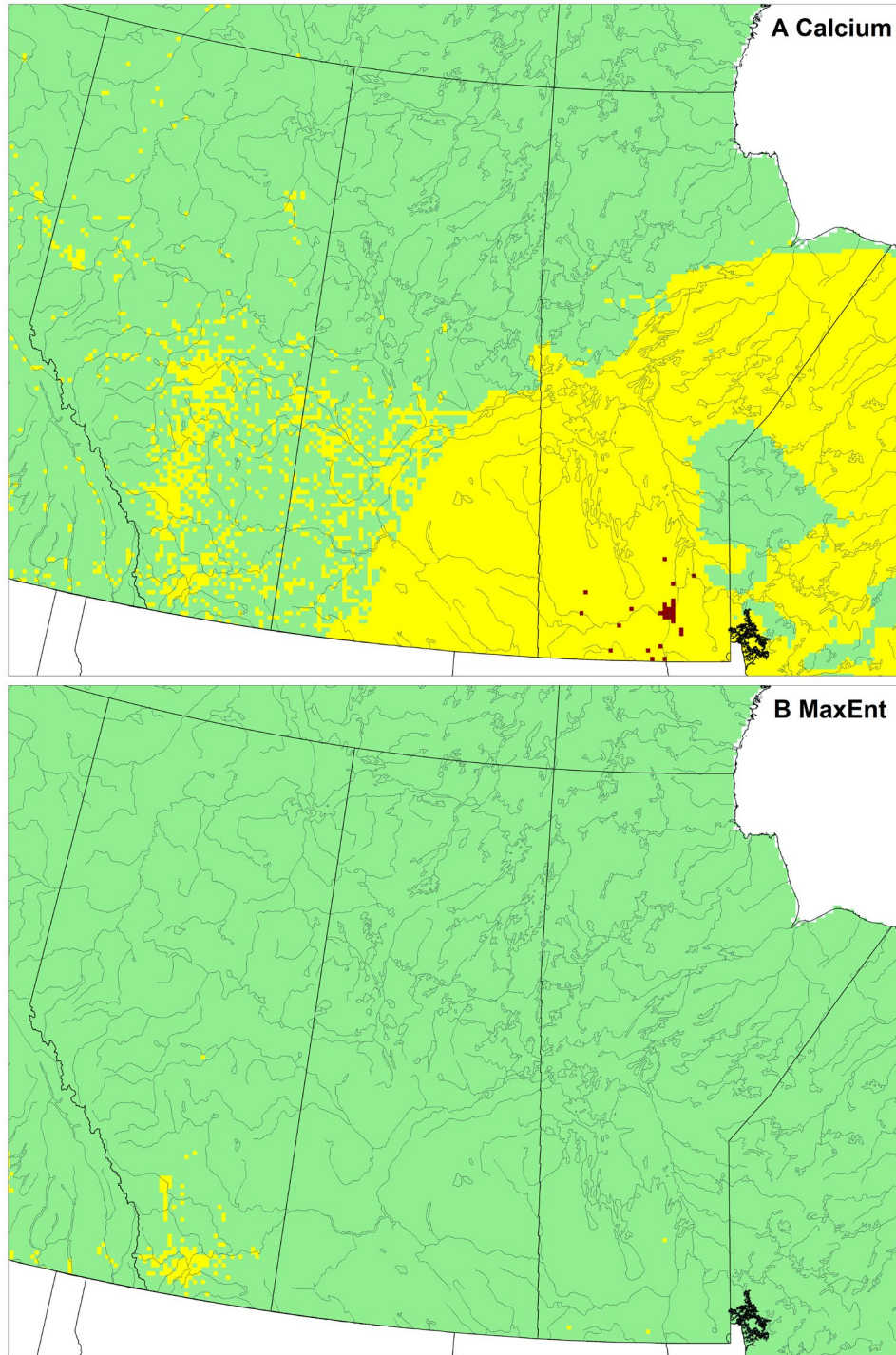
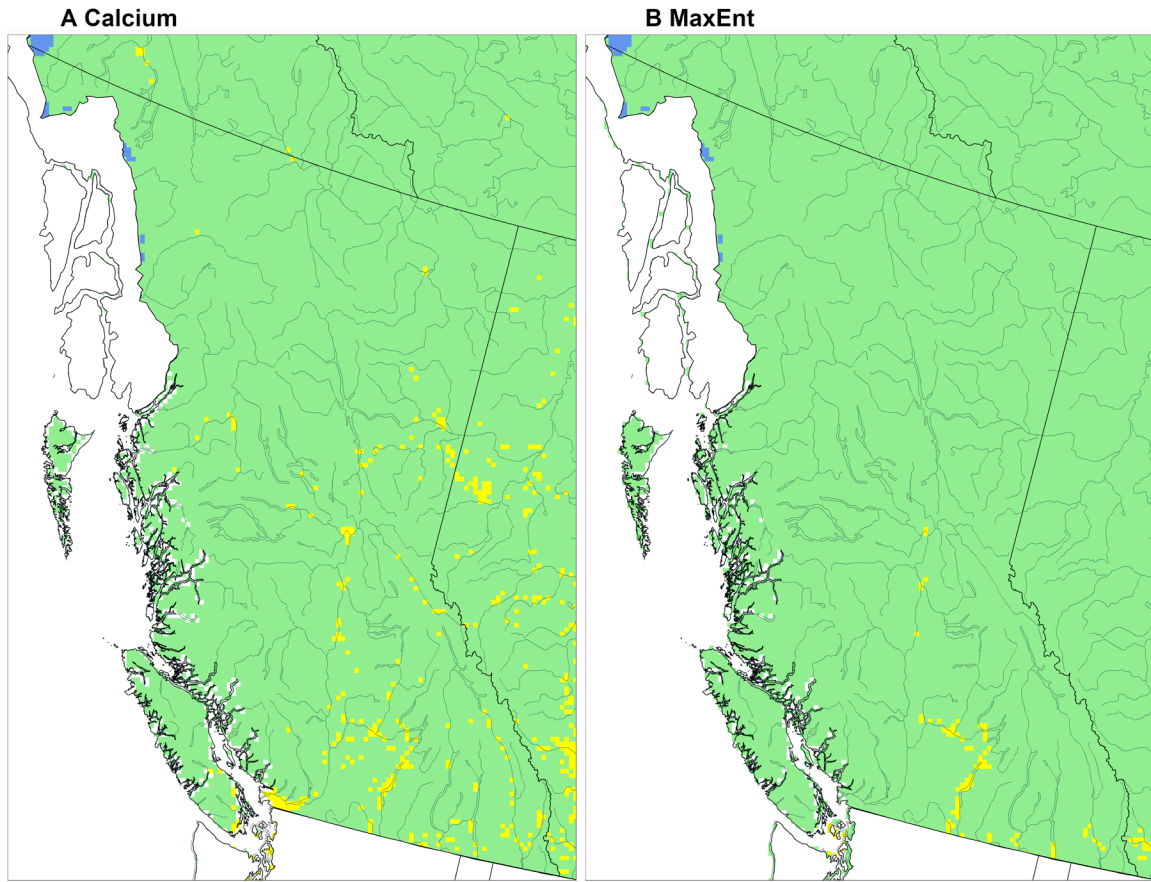
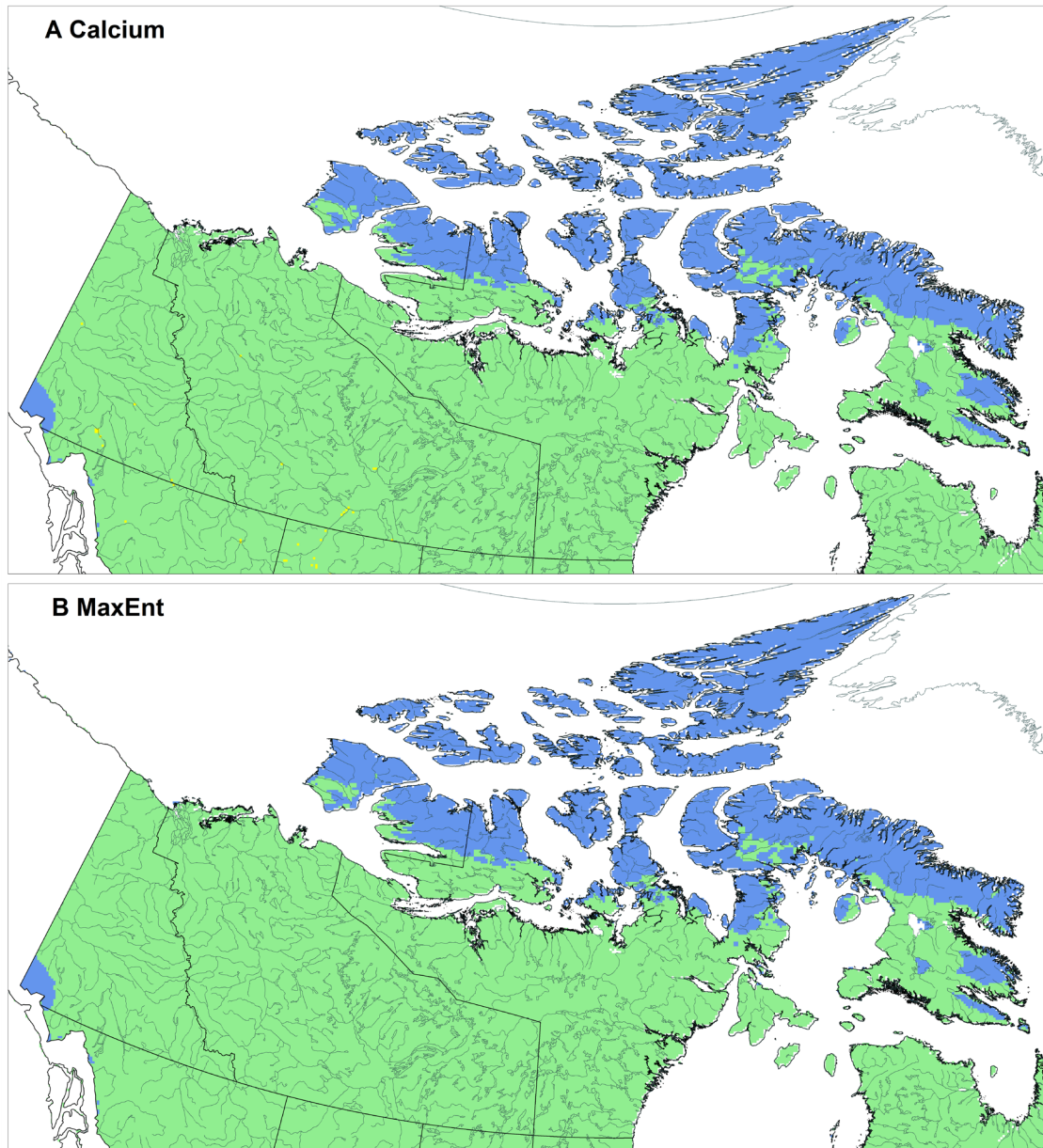


Figure C3. Risque écologique posé par la moule quagga dans les provinces des Prairies à l'aide du modèle basé sur le calcium (A) et d'habitats propices MaxEnt (B). Le risque est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques.



Risque écologique (Moule quagga) ■ Seuil thermique ■ Faible ■ Modéré ■ Élevé

Figure C4. Risque écologique posé par la moule quagga en Colombie-Britannique d'après le modèle basé sur le calcium (A) et le modèle d'habitats propices MaxEnt (B). Le risque est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques.



Risque écologique (Moule quagga) ■ Seuil thermique ■ Faible ■ Modéré ■ Élevé

Figure C5. Risque écologique posé par la moule quagga dans les territoires d'après le modèle basé sur le calcium (A) et le modèle d'habitats propices MaxEnt (B). Le risque est basé sur le potentiel d'invasion et les impacts écologiques.