



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2021/034

Région du Centre et de l'Arctique

Risque relatif des applications de Bayluscide granulaire pour les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante dans le bassin des Grands Lacs

David W. Andrews, Eric R.B. Smyth, Dominique E. Lebrun, Todd J. Morris, Kelly A. McNichols-O'Rourke et D. Andrew R. Drake

Pêches et Océans Canada
Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques
867 Lake Shore Rd.
Burlington (Ontario) L7S 1A1 Canada

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 de consultation scientifique
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 la Reine du chef du Canada, 2021
ISSN 2292-4272
ISBN 978- 0-660-38485-6 N° cat. Fs70- 5/2021-034F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Andrews, D.W., Smyth, E.R.B., Lebrun, D.E., Morris, T.J., McNichols-O'Rourke, K.A. et Drake, D.A.R. 2021. Risque relatif des applications de Bayluscide granulaire pour les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante dans le bassin des Grands Lacs. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/034. viii + 184 p.

Also available in English:

Andrews, D.W., Smyth, E.R.B., Lebrun, D.E., Morris, T.J., McNichols-O'Rourke, K.A., and Drake, D.A.R. 2021. Relative Risk of Granular Bayluscide Applications for Fishes and Mussels of Conservation Concern in the Great Lakes Basin. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/034. viii + 174 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	VIII
INTRODUCTION	1
SÉQUENCES DES EFFETS DU BAYLUSCIDE.....	3
PORTÉE ET OBJECTIFS	7
ÉVALUATION DU RISQUE RELATIF	7
ANALYSES GÉOSPATIALES	8
ANALYSES DES ESPÈCES DE POISSONS.....	28
ESTURGEON JAUNE	28
DARD DE SABLE.....	29
ANGUILLE D'AMÉRIQUE	31
MÉNÉ LONG.....	33
SUCET DE LAC	34
BROCHET VERMICULÉ	35
BEC-DE-LIÈVRE.....	36
FONDULE RAYÉ	37
LAMPROIE DU NORD	38
LAMPROIE ARGENTÉE	39
LÉPISOSTÉ TACHETÉ.....	41
CRAPET SAC-À-LAIT	42
CRAPET DU NORD	44
MÉNÉ À GRANDES ÉCAILLES	45
MEUNIER TACHETÉ	46
CHEVALIER DE RIVIÈRE.....	47
CHEVALIER NOIR.....	48
MÉNÉ CAMUS	50
MÉNÉ D'HERBE	51
MÉNÉ MIROIR.....	52
CHAT-FOU DU NORD	54
PETIT-BEC	55
FOUILLE-ROCHE GRIS.....	56
DARD DE RIVIÈRE.....	57
ANALYSES DES ESPÈCES DE MOULES	59
ÉPIOBLASME VENTRUE	59
ÉPIOBLASME TRICORNE.....	60
LAMPISILE FASCIOLÉE.....	61
LIGUMIE POINTUE.....	62
OBLIQUAIRE À TROIS CORNES	64
OBOVARIE OLIVÂTRE	65

OBOVARIE RONDE.....	67
PLEUROBÈME ÉCARLATE.....	68
PTYCHOBranche RÉNIFORME.....	69
MULETTE FEUILLE D'ÉRABLE.....	70
MULETTE DU NECTURE.....	72
TOXOLASME NAIN.....	73
TRONCILLE PIED-DE-FAON.....	74
VILLEUSE HARICOT.....	76
VILLEUSE IRISÉE.....	77
ATTÉNUATION ET MESURES DE RECHANGE.....	78
CONCLUSIONS ET SOURCES D'INCERTITUDE.....	82
REMERCIEMENTS.....	85
RÉFÉRENCES CITÉES.....	86
ANNEXE 1. NOMBRE D'APPLICATIONS DE BAYLUSCIDE GRANULAIRE (BG) QUI ONT EU LIEU DEPUIS 2011 À PROXIMITÉ D'ENREGISTREMENTS D'ESPÈCES DONT LA CONSERVATION EST PRÉOCCUPANTE EN ONTARIO. LES ENREGISTREMENTS DES POISSONS ET DES MOULES DÉBUTENT EN 1998.....	96
ANNEXE 2. ENREGISTREMENTS DE LARVES DE LAMPROIE MARINE À PROXIMITÉ DES ENREGISTREMENTS D'ESPÈCES DONT LA CONSERVATION EST PRÉOCCUPANTE EN ONTARIO. LES ENREGISTREMENTS DES POISSONS ET DES MOULES DÉBUTENT EN 1998.....	100
ANNEXE 3. RÉSULTATS DE L'ÉVALUATION DU RISQUE RELATIF POSÉ POUR LES ESPÈCES DE POISSONS DONT LA CONSERVATION EST PRÉOCCUPANTE PAR LES APPLICATIONS DE BAYLUSCIDE.....	102
ANNEXE 4. RÉSULTATS DE L'ÉVALUATION DU RISQUE POSÉ POUR LES ESPÈCES DE POISSONS DONT LA CONSERVATION EST PRÉOCCUPANTE PAR LES APPLICATIONS DE BAYLUSCIDE.....	103
ANNEXE 5. RÉPARTITION DES ESPÈCES DONT LA CONSERVATION EST PRÉOCCUPANTE PAR RAPPORT AUX ENREGISTREMENTS DE LARVES DE LAMPROIE MARINE ET AUX SITES D'APPLICATION DU BAYLUSCIDE.....	104

LISTE DES FIGURES

- Figure 1. Séquences des effets du Bayluscide pour les espèces dont la conservation est préoccupante, y compris les séquences des effets directs (lignes pleines) et indirects (lignes tiretées). Les séquences des effets directs et indirects peuvent avoir une incidence sur les espèces dont la conservation est préoccupante par des mécanismes physiologiques (comme la toxicité) et non physiologiques (comme l'évitement)..... 4
- Figure 2. Critères de recherche spatiale utilisés pour calculer le nombre d'enregistrements de la présence de poissons et de moules à proximité des applications de Bayluscide. De même, on a appliqué une zone tampon aux enregistrements des espèces pour calculer le nombre d'applications de Bayluscide dans leur voisinage. Dans cet exemple, les enregistrements de la présence des espèces existent dans un rayon de 1 000 m et de 2 500 m d'un site d'application du Bayluscide.....11
- Figure 3. Arbre de décision utilisé pour attribuer des classes d'habitat à la lamproie marine (type I, type II, type III) en fonction de la composition du substrat (reproduit de Smyth et Drake 2021). 14
- Figure 4. Proximité des enregistrements de la présence de l'espèce de poisson la plus proche des applications de Bayluscide granulaire (Bg) (panneau de gauche) et enregistrements de la présence de larves de lamproie marine (panneau du milieu) en fonction de la plus petite taille de zone tampon pertinente, et espèces pour lesquelles des applications de Bg ont eu lieu dans l'habitat essentiel (panneau de droite). La valeur « S.O. » dans le panneau de droite indique que l'habitat essentiel proposé ou définitif n'a pas été publié dans le registre public des espèces en péril pour cette espèce, tandis que « Non » indique que l'habitat essentiel existe, mais que les applications de Bg n'ont pas eu lieu dans la zone de l'habitat essentiel. Un « Oui » indique que le Bg a été appliqué dans des zones qui ont abrité un habitat essentiel à un moment donné au cours de la période d'étude.21
- Figure 5. Proximité des enregistrements de la présence de l'espèce de moule la plus proche des applications de Bayluscide granulaire (Bg) (panneau de gauche) et enregistrements de la présence de larves de lamproie marine (panneau du milieu) en fonction de la plus petite taille de zone tampon pertinente, et espèces pour lesquelles des applications de Bg ont eu lieu dans l'habitat essentiel (panneau de droite). La valeur « S.O. » dans le panneau de droite indique que l'habitat essentiel proposé ou définitif n'a pas été publié dans le registre public des espèces en péril pour cette espèce, tandis que « Non » indique que l'habitat essentiel existe, mais que les applications de Bg n'ont pas eu lieu dans la zone de l'habitat essentiel. Un « Oui » indique que le Bg a été appliqué dans des zones qui ont abrité un habitat essentiel à un moment donné au cours de la période d'étude.22
- Figure 6. Paramètres d'évaluation du risque relatif (R, I, H, T) pour les espèces de poissons dont la conservation est préoccupante. L'ordre des espèces reflète le risque relatif global, RR_M , du plus élevé à gauche au plus faible à droite. Les barres d'erreur sur les espèces autres que les lamproies représentent la valeur de la toxicité la plus élevée et la plus faible, d'après tous les poissons de substitution connus autres que les lamproies. L'esturgeon jaune et l'anguille d'Amérique sont séparés par une ligne tiretée et ne sont pas présentés dans l'ordre, car leurs valeurs pour l'espace et l'intensité ne sont pas directement comparables avec celles des autres poissons.....23
- Figure 7. Risque relatif, RR_M , pour les espèces de poissons dont la conservation est préoccupante. Les barres d'erreur sur les espèces autres que les lamproies représentent le risque relatif le plus élevé et le plus faible possible en utilisant les valeurs de la toxicité des poissons de substitution autres que les lamproies les plus sensibles aux moins sensibles,

respectivement. L'esturgeon jaune et l'anguille d'Amérique sont séparés par une ligne pointillée et ne sont pas présentés dans l'ordre, car leur risque relatif n'est pas directement comparable à celui des autres poissons en raison des méthodes d'évaluation. Comme il n'est pas possible de différencier les larves de la lamproie argentée et de la lamproie du Nord, l'évaluation des risques a été réalisée en utilisant uniquement les enregistrements identifiés au niveau de l'espèce ou avec les enregistrements précisant *Ichthyomyzon* sp. Une valeur de 1 sur l'axe des ordonnées indique que toute l'aire de répartition de l'espèce est sensible aux applications de Bayluscide granulaire (Bg), que les applications dans l'aire de répartition se produisent avec une forte intensité, que l'espèce ne se trouve que dans un habitat de type I ou de type II et que l'espèce connaîtrait une mortalité complète au point de référence de l'exposition. Une valeur de 0 représente l'absence de chevauchement des aires de répartition ou d'intensité, la présence de l'espèce uniquement dans un habitat de type III et l'absence de mortalité prévue au point de référence de l'exposition.24

Figure 8. Paramètres d'évaluation du risque relatif (R, I, H, T) pour les espèces de moules dont la conservation est préoccupante. L'ordre des espèces reflète le classement des valeurs de l'évaluation du risque relatif, du plus élevé à gauche et au plus faible à droite.25

Figure 9. Risque relatif, RR_M , pour les espèces de moules dont la conservation est préoccupante. Une valeur de 1 sur l'axe des ordonnées indique que toute l'aire de répartition de l'espèce est sensible aux applications de Bayluscide granulaire (Bg), que les applications dans l'aire de répartition se produisent avec une forte intensité, que l'espèce ne se trouve que dans un habitat de type I ou de type II et que l'espèce connaîtrait une mortalité complète au point de référence de l'exposition. Une valeur de 0 représente l'absence de chevauchement des aires de répartition ou d'intensité, la présence de l'espèce uniquement dans un habitat de type III et l'absence de mortalité prévue au point de référence de l'exposition.26

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Valeurs de la toxicité du Bayluscide pour les espèces de poissons et de moules et les substituts utilisés dans l'évaluation du risque relatif.	15
Tableau 2. Proportion de l'aire de répartition des poissons ou des moules (segments SIPA avec zone tampon de 250 m) contenant des applications de Bayluscide granulaire (Bg) et proportion des applications de Bg se produisant dans l'aire de répartition (également les segments SIPA avec zone tampon de 250 m) des espèces de poissons et de moules.	19
Tableau 3. Nombre d'applications de Bayluscide qui ont eu lieu dans des zones abritant un habitat essentiel* de poissons ou de moules dans les eaux canadiennes du bassin des Grands Lacs.	21
Tableau 4. Mesures d'atténuation de l'application de Bayluscide granulaire (Bg) et solutions de rechange dans le bassin des Grands Lacs, en insistant sur les avantages et les éléments à prendre en compte pour les espèces dont la conservation est préoccupante.	80

RÉSUMÉ

Les organismes gouvernementaux utilisent le Bayluscide, un lampricide chimique, dans le bassin des Grands Lacs pour lutter contre la lamproie marine (*Petromyzon marinus*) dans le cadre des efforts binationaux de contrôle de l'espèce. L'utilisation du Bayluscide granulaire a été très efficace pour identifier et éliminer les populations de lamproies marines. Cependant, on ne comprend pas bien le risque écologique que représente le Bayluscide pour les poissons et les moules inscrits sur la liste de la *Loi sur les espèces en péril* et pour les autres espèces dont la conservation est préoccupante. Le présent document : 1) définit les voies de passage (directes et indirectes) et mécanismes (physiologiques et non physiologiques) potentiels par lesquels l'application de Bayluscide granulaire peut avoir des effets sur les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante; 2) évalue le risque écologique relatif des applications en fonction de quatre paramètres (répartition spatiale, intensité de l'application, association avec des habitats qui prédisposent les espèces à l'exposition, toxicité); 3) détermine les mesures d'atténuation qui peuvent réduire les effets potentiels sur les espèces non ciblées; et 4) cerne les incertitudes nécessaires pour affiner les estimations des risques. D'après les analyses spatiales, des applications de Bayluscide ont eu lieu, entre 2011 et 2017, dans l'aire de répartition de 21 espèces de poissons et de 15 espèces de moules dont la conservation est préoccupante, y compris dans des zones désignées comme habitat essentiel de 16 espèces (6 poissons, 10 moules). Pour les poissons, le risque relatif était le plus élevé pour les lamproies indigènes (la lamproie argentée [*Ichthyomyzon unicuspis*] et la lamproie du Nord [*Ichthyomyzon fossor*]), puis pour l'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*) et le chat-fou du Nord (*Noturus stigmosus*). Le risque relatif était élevé pour les lamproies indigènes en raison de leurs préférences en matière d'habitat et de la toxicité du Bayluscide pour ces espèces. Le classement du chat-fou du Nord était élevé à cause de l'exposition (profils spatiaux et temporels des applications) et de la toxicité. Celui de l'esturgeon jaune était élevé en raison de l'exposition, mais les résultats n'étaient pas directement comparables à ceux d'autres espèces du fait des méthodes d'évaluation. Pour les moules, le risque relatif était le plus élevé pour la muette du necture (*Simpsonaias ambigua*), l'obliquaire à trois cornes (*Obliquaria reflexa*) et l'obovarie olivâtre (*Obovaria olivaria*). Le classement de la muette du necture et de l'obliquaire à trois cornes était élevé en raison de l'exposition et de la toxicité. Le classement de risque élevé établi pour l'obovarie olivâtre résultait de l'exposition et des préférences de l'espèce en matière d'habitat. Les mesures d'atténuation visant à réduire les conséquences écologiques des applications de Bayluscide sont nombreuses et comprennent la modification de la fréquence et de la période des traitements, la diminution de la taille des sites d'application et l'évitement des zones proches des habitats essentiels. Toutefois, il convient de tester rigoureusement l'effet des mesures d'atténuation potentielles pour s'assurer que les résultats souhaités pour les espèces dont la conservation est préoccupante sont atteints tout en évitant les conséquences involontaires. Enfin, comme une réduction de l'efficacité de la lutte contre la lamproie marine aurait des effets indésirables sur les espèces dont la conservation est préoccupante et qui sont sensibles au parasitisme par la lamproie marine (p. ex. l'esturgeon jaune), des mesures d'optimisation peuvent être justifiées pour tenir compte de ces compromis.

INTRODUCTION

La lamproie marine (*Petromyzon marinus*), une espèce indigène de l'océan Atlantique, a été observée pour la première fois dans le lac Ontario en 1888 et a envahi les autres Grands Lacs entre 1921 et 1937 à la suite de modifications apportées au canal Welland (Smith et Tibbles 1980, Eshenroder 2014). Elle a causé une mortalité importante et généralisée chez les poissons qui soutiennent les pêches autochtones, commerciales et récréatives, y compris le touladi (*Salvelinus namaycush*), le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*), les ciscos (*Coregonus sp.*) et de nombreuses autres espèces. Au début des années 1960, les prises commerciales de touladi dans les Grands Lacs supérieurs sont passées d'une moyenne de 15 millions de livres à 300 000 livres par an (Scott et Crossman 1973), une baisse largement attribuée au parasitisme par la lamproie marine. Les premiers efforts de lutte contre la lamproie marine ont conduit le Canada et les États-Unis à créer la Commission des pêcheries des Grands Lacs (CPGL) en 1955, sous les auspices de la *Loi sur la convention de la pêche dans les Grands Lacs*. Depuis, la Commission administre le programme intégré de lutte contre la lamproie marine en coopération avec Pêches et Océans Canada (MPO), le U.S. Fish and Wildlife Service et le U.S. Army Corps of Engineers dans le but de réduire les populations de lamproie marine dans les Grands Lacs à des niveaux qui permettent de maintenir les pêches ou de les améliorer (Commission des pêcheries des Grands Lacs 1956).

Il existe plusieurs tactiques pour contrôler la lamproie marine dans les cours d'eau natals, allant des barrières et des pièges spécialement conçus à l'application de lampricides chimiques. Pour pouvoir évaluer l'effet des mesures de lutte, il faut évaluer régulièrement les populations de lamproie marine afin de déterminer leurs réactions à ces efforts, et en particulier s'il faut envisager des sites témoins supplémentaires. L'évaluation des populations de lamproie marine à l'appui du programme de lutte passe par des échantillonnages de la zone de dépôt des ruisseaux de croissance et d'autres zones soutenant la production de lamproies marines (p. ex. les voies interlacustres, certaines zones des lacs dans le bassin) pour déterminer l'incidence et l'abondance des larves. Des classifications normalisées des habitats existent pour guider les activités d'évaluation qui se concentrent sur l'habitat de prédilection des larves de lamproie marine (type I – composé principalement de substrats de limon) ou sur l'habitat utilisé par les larves, mais non de prédilection (type II – composé principalement de substrats de sable) tout en évitant les habitats qui ne conviennent pas en raison de substrats plus grands comme le gravier, les galets et le substrat rocheux qui préviennent l'enfouissement (type III).

La principale méthode d'évaluation des populations de larves de lamproie marine dans les cours d'eau franchissables à gué est la pêche à l'électricité à l'aide d'appareils portatifs (Slade *et al.* 2003). Cependant, dans certains cas, d'autres méthodes d'évaluation sont nécessaires pour détecter les larves dans les eaux profondes (> 0,8 m) ou turbides, comme l'application de lampricides chimiques (Weise et Rugen 1987). On utilise régulièrement un composé chimique formé de 2',5-dichloro-4'-nitrosalicylanilide ou niclosamide (sous forme de sel d'éthanolamine) [nom commercial Bayluscide; Dawson 2003] à cette fin sous forme de granulés contenant 3,2 % de matière active (ci-après, Bg). Pendant le traitement, les granulés sont appliqués sur des parcelles de 500 m² au maximum à un taux de 156 lb/acre (175 kg/hectare) qui donne une concentration approximative de Bayluscide de 11 mg/L (9,3 mg/L de niclosamide actif [Adair et Sullivan 2004, Larval Assessment Task Force 2012]). Lorsqu'ils sont appliqués à la surface de l'eau, les granulés coulent au fond du ruisseau ou du lac à une vitesse moyenne de 0,07 m/s (données inédites du United States Geological Survey [USGS]), se dissolvent et poussent les larves à sortir de leurs terriers et à nager jusqu'à la surface où il est facile de les recueillir (Smith *et al.* 1974). La température de l'eau ne semble pas avoir d'effet sur le temps de libération du niclosamide du granule (en moyenne 3,64 minutes). Cependant, les larves de lamproie marine

qui émergent sont moins nombreuses à des températures inférieures à 12 °C dans l'heure suivant l'application (Boogaard *et al.* 2016a). Dans certains cas, l'application de Bg peut constituer une tactique de lutte dans les habitats en eaux profondes (p. ex. la rivière St. Mary) où les applications conventionnelles du lampricide TFM (3-trifluorométhyl-4-nitrophénol; Hubert 2003) seraient inefficaces ou trop coûteuses.

L'utilisation du Bg dans le bassin des Grands Lacs a été très efficace pour détecter et éliminer les populations de larves de lamproie marine et demeure un élément important du programme de lutte binational. Cependant, étant donné la toxicité connue du Bayluscide pour les espèces non ciblées (Dawson 2003, Boogaard *et al.* 2016b, Newton *et al.* 2017), on s'inquiète des effets directs et indirects potentiels sur les espèces de poissons et de moules dont la conservation est préoccupante dans les eaux canadiennes du bassin des Grands Lacs. Bien que des études antérieures aient évalué la toxicité du Bayluscide pour différents organismes non ciblés (Marking et Hogan 1967, Bills et Marking 1976, Gilderhus 1979, Scholefield et Seelye 1992), les effets sur les espèces dont la conservation est préoccupante au Canada n'ont pas été largement abordés en fonction de la série de facteurs qui peuvent influencer les réactions des espèces dans la nature (p. ex. les associations avec des habitats qui prédisposent les espèces à l'exposition; les effets sur le réseau trophique).

En 2011 et 2012, les gestionnaires du Programme des espèces en péril du MPO ont exprimé des préoccupations concernant l'application du Bg dans plusieurs régions du sud-ouest de l'Ontario habitées par des espèces de poissons et de moules inscrites en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du Canada, notamment les rivières Détroit, Sainte-Claire, Sydenham et Thames et le lac Sainte-Claire. Chaque réseau hydrographique abrite un assemblage unique d'espèces inscrites sur la liste de la LEP (p. ex. la rivière Détroit : chat-fou du Nord [*Noturus stigmosus*], en voie de disparition en vertu de la LEP; dard de rivière [*Percina copelandi*] [unité désignable du lac Érié], en voie de disparition en vertu de la LEP; meunier tacheté [*Minytrema melanops*], espèce préoccupante en vertu de la LEP). En conséquence, le personnel du Programme des espèces en péril du MPO, du Centre de contrôle de la lamproie de mer (CCLM) du MPO et du Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques (LGLPSA) a défini la nécessité de mieux comprendre le risque écologique des applications de Bg pour les espèces évaluées par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) comme étant en voie de disparition, menacées ou préoccupantes ainsi que celles inscrites comme étant en voie de disparition, menacées ou préoccupantes en vertu de la LEP.

Un avis scientifique sur le risque écologique des applications de Bg pour les espèces inscrites sur la liste de la LEP est nécessaire pour plusieurs raisons. Premièrement, le Programme des espèces en péril du MPO est chargé de définir les menaces pesant sur les espèces inscrites sur la liste de la LEP ou sur les espèces dont l'inscription est envisagée dans le cadre fédéral de la planification du rétablissement des espèces en péril. Pour définir et évaluer les menaces, il faut comprendre comment le risque posé par les applications de Bg (le cas échéant) se compare aux autres menaces pertinentes. La détermination et l'évaluation des menaces (MPO 2014b) servent aussi à orienter l'élaboration des programmes de rétablissement fédéraux, en soulignant les recherches et les mesures de rétablissement nécessaires pour atténuer les principales menaces. Deuxièmement, l'alinéa 73(3)(c) de la LEP stipule que le ministre compétent peut accorder des permis en vertu de la Loi pour réaliser des ouvrages/entreprises/activités (o/e/a) « ...le ministre compétent ne conclut l'accord ou ne délivre le permis que s'il estime que l'activité ne mettra pas en péril la survie ou le rétablissement de l'espèce », ce qui pose la question des effets écologiques du Bg d'un point de vue réglementaire. Pour faciliter l'interprétation de l'alinéa 73(3)(c) dans différents cas d'ouvrages/entreprises/activités, le Secteur des sciences du MPO fournit au Programme pour les espèces en péril des avis sur les « dommages admissibles », définis comme étant les

dommages maximaux qui peuvent être causés à une espèce inscrite sans mettre en péril sa survie ou son rétablissement (voir par exemple van der Lee *et al.* 2020). Les avis sur les dommages admissibles sont généralement fournis sous la forme du taux de mortalité qui ne conduirait pas à une trajectoire de déclin de la population. Cependant, tous les types de dommages (changements dans la croissance, effets sur l'habitat entraînant des changements dans l'efficacité de la reproduction) sont pertinents s'ils influencent la productivité de l'espèce. Dans la plupart des cas, l'interprétation du Secteur des sciences du MPO a été que des dommages sont admissibles uniquement pour des populations en croissance, car des dommages infligés à des populations en déclin compromettraient leur rétablissement et sont donc incompatibles avec l'alinéa 73(3)(c) (p. ex. van der Lee *et al.* 2020).

SÉQUENCES DES EFFETS DU BAYLUSCIDE

Les substances toxiques présentes dans l'environnement peuvent avoir des effets sur les organismes aquatiques de multiples façons. De nombreuses études ont évalué comment l'exposition à des substances toxiques peut entraîner des changements physiologiques qui influencent la survie et la croissance. Plusieurs substances toxiques causent des dommages aux organes et aux cellules des poissons et des moules en plus de toucher le système nerveux central, en perturbant les processus physiologiques tels que la respiration (Sprague 1971, Widdows et Page 1993) et en diminuant la survie (McKim *et al.* 1974). Indirectement, les substances toxiques peuvent réduire la résistance des poissons et des moules à d'autres agents de stress (Sprague 1971, Holmstrup *et al.* 2010) comme la température (McKim *et al.* 1974, Brungs *et al.* 1978) et la maladie (Austin 1999). Les contaminants peuvent réduire les taux de croissance directement par la perturbation des processus métaboliques ou indirectement par la modification de la disponibilité des proies. Toutefois, l'effet des substances toxiques sur la croissance des poissons est variable selon les contaminants, l'exposition pouvant entraîner une diminution, une augmentation ou aucun changement de la croissance (Sprague 1971). Une exposition à des substances toxiques peut perturber les déplacements chez les poissons et les moules (Sprague 1971, McKim *et al.* 1974, Austin 1999, Hazelton *et al.* 2014), à la fois à grande (p. ex. migration) et à petite échelle (p. ex. évitement des prédateurs) en modifiant l'absorption d'oxygène actif (Sprague 1971) ou l'utilisation de l'oxygène par les cellules (Brungs *et al.* 1978). La réduction de l'absorption d'oxygène peut diminuer les performances natatoires, limiter l'efficacité de la capture de la nourriture ou amoindrir la capacité à échapper aux prédateurs (Sprague 1971), ce qui peut indirectement influencer la croissance et la survie. Malgré des preuves générales de la diminution des déplacements après une exposition à des substances toxiques, certaines de ces substances, comme le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT), peuvent provoquer un comportement locomoteur hyperactif chez les poissons (Brungs *et al.* 1978) et l'exposition chronique à la fluoxétine a entraîné une augmentation des déplacements des moules d'eau douce (Hazelton *et al.* 2014). Inversement, on a constaté que plusieurs substances toxiques préviennent une réaction d'évitement chez les poissons (Sprague 1971), ce qui peut entraîner une diminution de la survie en présence de prédateurs. Les changements de l'efficacité de la reproduction dus à des effets sur le cycle biologique comme le retard de la maturité sexuelle (Sprague 1971), ou des changements de comportement comme l'augmentation de la durée de la parade nuptiale (Jones et Reynolds 1997), ont également été liés à l'exposition à diverses substances toxiques. La probabilité de succès de la reproduction peut également être réduite, car la production d'œufs chez les poissons peut diminuer ou cesser en présence de certaines substances toxiques (Sprague 1971, Jones et Reynolds 1997). Dans le cas des moules d'eau douce, certains produits chimiques tels que les inhibiteurs sélectifs de la recapture de la sérotonine ont le potentiel de perturber la reproduction en influençant le moment des comportements reproductifs (Bringolf *et al.* 2010). Bien que les réactions des organismes décrites ici aient été

documentées dans diverses conditions écologiques, les types de réactions, y compris la gravité des changements au niveau de la croissance, de la survie ou de la reproduction, dépendront de nombreux facteurs propres au contaminant, à l'écosystème et à l'espèce.

Compte tenu des effets généraux de l'exposition aux substances toxiques mentionnés dans la documentation, les applications de Bayluscide pourraient avoir des effets sur les espèces de poissons et de moules dont la conservation est préoccupante par diverses voies, à la fois directement et indirectement (Figure 1). Les effets directs, définis comme ceux qui agissent principalement sur les espèces focales, peuvent comprendre des modifications des taux vitaux tels que la mortalité, la croissance, le potentiel de reproduction et les déplacements/migrations, qui peuvent influencer la production, y compris la trajectoire des populations, l'abondance et la persistance des espèces en question. Les effets indirects, définis comme ceux qui agissent sur les composantes du réseau trophique, peuvent avoir un effet sur les taux vitaux des proies, des prédateurs et des concurrents, entraînant des réactions induites par le Bayluscide chez les espèces dont la conservation est préoccupante en raison des effets liés au réseau trophique. Les moules d'eau douce peuvent subir un type unique d'effets indirects lorsque les modifications des taux vitaux des organismes hôtes, dont elles ont besoin pour accomplir le stade biologique parasitaire obligatoire, peuvent altérer leur potentiel de reproduction.

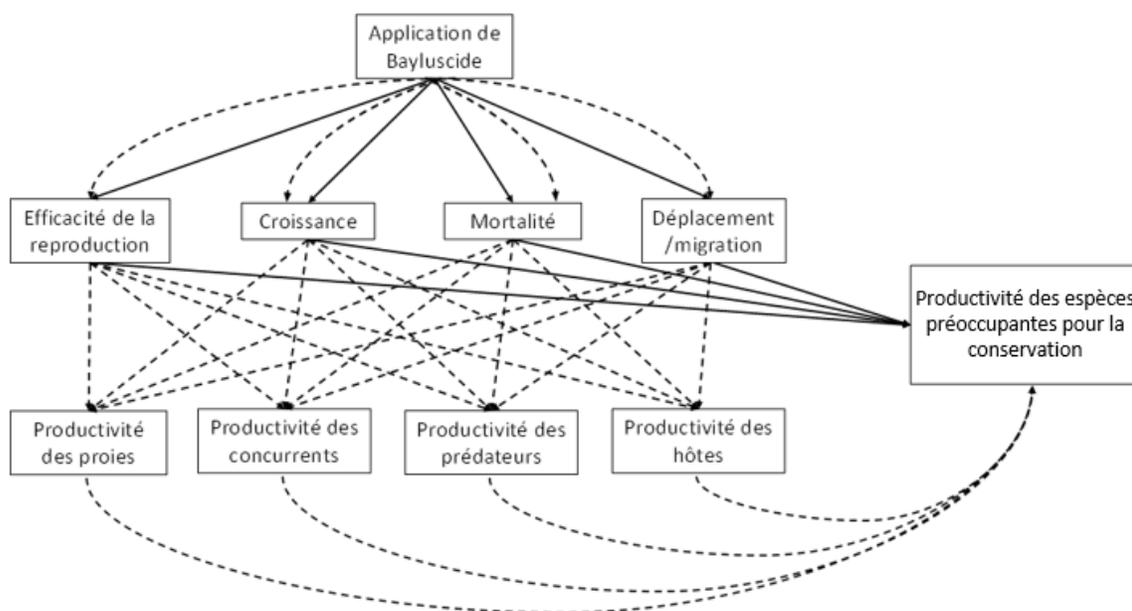


Figure 1. Séquences des effets du Bayluscide pour les espèces dont la conservation est préoccupante, y compris les séquences des effets directs (lignes pleines) et indirects (lignes tiretées). Les séquences des effets directs et indirects peuvent avoir une incidence sur les espèces dont la conservation est préoccupante par des mécanismes physiologiques (comme la toxicité) et non physiologiques (comme l'évitement).

Les séquences des effets directs et indirects concernant le Bayluscide peuvent avoir des effets sur les organismes aquatiques par des mécanismes physiologiques et non physiologiques. Les mécanismes physiologiques sont des changements induits par le Bayluscide dans la mortalité, la croissance, l'efficacité de la reproduction ou les déplacements, qui découlent de l'effet physiologique du composé sur les processus cellulaires ou individuels. Par exemple, la mortalité ou la croissance peuvent être altérées en raison de l'absorption du composé, et des changements dans le métabolisme ou la fonction des organes nécessaires à la croissance ou à

la survie peuvent se produire. Dans d'autres cas, l'efficacité de la reproduction peut être touchée si la toxicité du composé entraîne une réduction du développement ou de la viabilité des œufs. La manière dont un organisme réagit à un produit chimique dépendra du mode d'action de celui-ci. Le mode d'action du niclosamide, le principe actif du Bayluscide, serait l'altération de la phosphorylation oxydative ou la stimulation de l'activité de l'adénosine triphosphatase (Vinaud et Lino Junior 2017). Par exemple, chez un escargot d'eau douce, l'exposition au Bayluscide a entraîné une diminution du nombre de mitochondries ainsi qu'un certain nombre d'autres changements intracellulaires causant des dommages cellulaires (Xiong *et al.* 2016). En raison de ses effets toxiques sur la respiration cellulaire, les réactions sélectives entre la lamproie marine, les moules et d'autres organismes aquatiques pourraient être limitées, bien que Dawson (2003) ait relevé des différences de toxicité propres à chaque espèce pour de nombreux organismes aquatiques. Toutefois, des recherches supplémentaires sont nécessaires pour mieux comprendre le mode d'action du niclosamide et les réactions qu'il provoque chez les espèces (Zhang *et al.* 2015, Smyth et Drake 2021).

En plus des mécanismes physiologiques, le Bayluscide peut également causer des changements de comportement ou dans les taux vitaux par des mécanismes non physiologiques. Si des organismes détectent et évitent le Bayluscide dans l'environnement (voir Boogaard *et al.* 2008b, Boogaard *et al.* 2016b), un comportement perturbé ou un déplacement à partir du site d'application peut entraîner des changements dans les taux vitaux en conséquence de la perturbation. Par exemple, l'évitement peut entraîner une mortalité induite par le Bayluscide s'il accroît le risque de prédation ou conduit à une occupation dans des conditions écologiques non optimales. L'évitement peut également se traduire par des changements dans l'efficacité de la reproduction si l'activité de frai est abandonnée ou a lieu dans un habitat moins qu'optimal. Chez les moules, le comportement d'évitement se limite en grande partie à la fermeture des coquilles en réponse à une substance toxique. Bien que ce comportement puisse atténuer les effets à court terme de la toxicité, il se fait au prix d'une diminution de l'alimentation et de la respiration.

Il est important de noter que les voies directes et indirectes n'entraînent pas nécessairement d'effets négatifs. Les voies décrites sur la Figure 1 illustrent les voies potentielles par lesquelles les applications de Bayluscide peuvent influencer chaque composante de l'écosystème, mais elles ne comportent pas de directionnalité ou d'intensité des voies et des réactions des espèces. Il est possible que des voies individuelles aient des effets bénéfiques inattendus sur des espèces dont la conservation est préoccupante. Par exemple, la mortalité induite par le Bayluscide sur le prédateur d'une espèce inscrite sur la liste de la LEP peut alléger la pression de la prédation et augmenter la survie, mais n'entraînerait un avantage net que si la prédation supplantait toutes les autres voies directes et indirectes agissant sur l'espèce focale. La capacité accrue de détecter et d'éliminer les populations de lamproie marine à la suite des applications de Bayluscide, qui profite à de grosses espèces dont la conservation est préoccupante (p. ex. l'esturgeon jaune [*Acipenser fulvescens*]) et sensibles à la mortalité induite par la lamproie marine et aux effets non létaux (p. ex. les blessures), est un cas distinct d'effets bénéfiques. L'effet global des applications de Bayluscide sur les espèces dont la conservation est préoccupante sera donc l'effet total de chaque voie directe et indirecte qui inclut tous les mécanismes physiologiques et non physiologiques sous-jacents.

Il est extrêmement difficile de comprendre la réaction des poissons et des moules aux applications de Bg par les voies directes et indirectes et il faut connaître des facteurs propres au Bayluscide, à l'écosystème et à l'espèce, notamment :

1. la probabilité d'exposition de l'espèce à une concentration donnée de Bayluscide, qui dépend des éléments suivants :

-
- a. la répartition spatiale et temporelle des applications de Bg;
 - b. la répartition spatiale et temporelle de l'espèce, qu'il s'agisse de l'espèce focale, d'une proie, d'un prédateur, d'un concurrent ou d'un hôte;
 - c. les caractéristiques de l'application (p. ex. la concentration de Bayluscide dans l'environnement aquatique par unité de temps et d'espace en fonction du taux d'application, les conditions fluviales et d'autres facteurs environnementaux);
 - d. les caractéristiques de l'écosystème aquatique qui permettent au Bayluscide d'interagir avec une espèce donnée (p. ex. les associations avec des habitats qui prédisposent l'espèce à l'exposition; la température de l'eau);
2. la réaction, physiologique ou non, des organismes aux concentrations de Bayluscide dans l'environnement, y compris :
 - a. la probabilité d'évitement;
 - b. la relation dose-réponse pour une concentration donnée plus l'ampleur des variations des taux vitaux individuels;
 3. l'influence, individuelle et collective, des réactions aiguës ou chroniques sur la productivité de l'espèce.

Compte tenu des facteurs ci-dessus, on s'attend à ce que différentes espèces aient des réactions différentes au Bg en raison du nombre de voies de passage concernées et de l'effet total des facteurs propres au contaminant, au site et à l'espèce.

Compte tenu des faibles densités de population et de la difficulté de mesurer les paramètres du cycle biologique avec des méthodes non létales, d'importantes lacunes dans les données entourent l'écologie de nombreuses espèces dont la conservation est préoccupante. Il s'agit notamment de connaissances de base sur l'écologie des espèces (p. ex. structure selon l'âge, taux vitaux par âge) et de l'incertitude quant à la manière dont les réseaux trophiques favorisent la persistance des espèces (connaissance incomplète des ressources en proies, incertitude quant à la force et aux conséquences des effets des concurrents ou des prédateurs, y compris la manière dont les changements dans les composantes du réseau trophique modifieraient la productivité des espèces focales). Ces facteurs ont une incidence sur la compréhension de la façon dont les mécanismes non physiologiques peuvent influencer les taux vitaux (p. ex. la conséquence sur la survie ou la croissance des passages à des habitats sous-optimaux; la capacité des espèces à recoloniser un site après une perturbation). Il existe également des lacunes dans les connaissances sur de nombreux facteurs propres au Bayluscide qui sous-tendent les voies de passage sur la Figure 1, comme la variation spatiale et temporelle de la concentration de Bayluscide dans le milieu aquatique et les relations dose-réponse pour les espèces dont la conservation est préoccupante et les composantes du réseau trophique importantes pour elles. Il est donc peu probable que l'on parvienne à une compréhension complète et mécaniste de chaque voie directe et indirecte du Bayluscide, même pour les espèces les mieux étudiées. Les séquences des effets du Bayluscide (Figure 1) ont été établies pour illustrer la difficulté de prédire et de généraliser les réactions des espèces et pour souligner que les effets indirects et ceux qui ne sont pas de nature physiologique sont probablement pertinents pour comprendre la conséquence de l'exposition au Bayluscide pour les espèces dont la conservation est préoccupante. Le présent document se concentre sur un sous-ensemble de voies de passage pertinentes représentées sur la Figure 1. Toutefois, il conviendrait d'utiliser le cadre de classification ainsi obtenu pour déterminer les effets nécessitant des recherches futures et pour établir une terminologie commune afin de décrire les

effets du Bayluscide sur les espèces de poissons et de moules dont la conservation est préoccupante.

PORTÉE ET OBJECTIFS

Le présent document de recherche porte sur les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante, c'est-à-dire les poissons et les moules évalués par le COSEPAC comme étant en voie de disparition, menacés ou préoccupants, ainsi que ceux qui sont inscrits en vertu de la LEP comme étant en voie de disparition, menacés ou préoccupants (en date de mai 2019) dans les eaux canadiennes du bassin des Grands Lacs, qui auraient une chance raisonnable d'être exposés au Bg d'après les profils des applications passées. L'objectif principal était d'évaluer le risque écologique relatif des applications de Bg pour les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante, en se concentrant sur la voie physiologique directe d'après quatre sources de données : 1) la répartition et 2) l'intensité des applications de Bg par rapport à celle des poissons et des moules dont la conservation est préoccupante; 3) les associations avec des habitats qui prédisposent les espèces de poissons et de moules à une exposition directe dans les sites d'application; et 4) la toxicité du Bg pour les espèces de poissons et de moules, y compris les espèces de substitution le cas échéant. On a utilisé des analyses spatiales pour résumer la proximité des applications de Bg de chaque espèce, y compris si le Bg a été appliqué dans des zones abritant un habitat essentiel pour les espèces inscrites sur la liste de la LEP.

Les méthodes et les résultats de l'évaluation du risque relatif sont présentés les premiers, suivis des analyses pour chaque espèce. Les analyses des espèces résument la répartition et l'habitat des espèces susceptibles d'influencer leurs réactions. Elles donnent également un aperçu des dommages admissibles selon les estimations du Secteur des sciences du MPO dans les évaluations du potentiel de rétablissement. Elles précisent aussi les effets connus ou potentiels du Bg afin d'étayer les séquences des effets à partir d'une analyse de la documentation actuelle. Enfin, chaque analyse d'espèce passe en revue les résultats de l'évaluation du risque relatif pour l'espèce. Les deux dernières sections du présent document définissent les mesures d'atténuation et décrivent les incertitudes générales. Des mesures d'atténuation ont été définies, en vue de réduire la portée des effets directs et indirects pendant les applications si les risques sont jugés non négligeables pour les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante.

La portée et la couverture géographique du présent document sont intentionnellement vastes, car les analyses se concentrent sur le risque relatif d'exposition et de mortalité directe dans les eaux canadiennes du bassin des Grands Lacs. Un document de recherche connexe (Smyth et Drake 2021) fournit des estimations quantitatives du potentiel de mortalité découlant de la voie physiologique directe pour un sous-ensemble d'espèces dans quatre rivières d'intérêt du sud-ouest de l'Ontario. Ensemble, ces documents peuvent permettre de comprendre le risque relatif entre les espèces dans les eaux canadiennes (le présent document) et d'évaluer le potentiel de mortalité induite par le Bayluscide pour un seul affluent focal soumis à un cycle d'application, y compris les effets des changements des variables de l'application (zone du site, numéro du site et fréquence des applications; Smyth et Drake 2021).

ÉVALUATION DU RISQUE RELATIF

Une évaluation des risques a été préparée afin d'évaluer le risque écologique relatif de mortalité directe résultant des effets physiologiques pour les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante. Cette évaluation reposait sur quatre paramètres : 1) la proportion de l'aire de répartition des espèces soumise à des applications de Bg; 2) l'intensité des applications dans

l'aire de répartition des espèces; 3) les associations avec des habitats qui prédisposent les espèces à l'exposition (c'est-à-dire l'occupation préférentielle dans un habitat de type I ou II); et 4) la toxicité normalisée du Bg pour les poissons et les moules, d'après les espèces focales ou substitutives. Les différents paramètres, qui ont été dérivés entre 0 et 1 (description ci-après), ont été sélectionnés comme les variables de substitution les plus raisonnables pour décrire les différences relatives de la vraisemblance de l'exposition (répartition, intensité, association avec des habitats) et la toxicité chez les espèces dans le bassin des Grands Lacs. Le risque relatif de mortalité directe, RR_M , a été calculé comme suit : $RR_M = R \times I \times H \times T$, où R représente la variable de l'aire de répartition de l'espèce, I l'intensité, H les associations avec des habitats et T la toxicité. On a utilisé la multiplication pour estimer RR_M en raison de la nature conditionnelle de chaque processus contributif. Les valeurs non transformées de RR_M varient de 0 (risque relatif faible) à 1 (risque relatif élevé), les valeurs proches de 1 reflétant une espèce présentant un important chevauchement de répartition, une intensité d'application relative élevée, une préférence marquée pour les habitats de type I ou II et une toxicité relative élevée du Bg. En raison de l'incertitude entourant l'influence de ces facteurs sur la mortalité directe, une pondération égale entre les variables R , I , H , et T a été considérée comme la méthode d'estimation la plus raisonnable. Toutefois, d'autres pondérations sont possibles. Les différentes variables (R , I , H , et T) fournissent des éléments autonomes utiles qui peuvent servir à évaluer d'autres facteurs pour le risque relatif des applications de Bg. Par exemple, en omettant R et I de l'équation du risque relatif, on obtiendrait le risque relatif de mortalité directe pour des applications de Bg aléatoires, par rapport aux répartitions des espèces en péril.

Le risque relatif a été calculé pour toutes les espèces dont la conservation est préoccupante. Le calcul de chaque paramètre d'évaluation, y compris les analyses géospatiales à l'appui des variables R et I , est décrit ci-après.

ANALYSES GÉOSPATIALES

Afin de désigner les espèces les plus susceptibles d'être touchées par l'application de Bg dans l'évaluation du risque relatif, plusieurs analyses spatiales ont été réalisées. L'objectif principal de ces analyses était de déterminer la proximité des applications de Bg par rapport aux espèces de poissons et de moules dont la conservation est préoccupante, et en deuxième lieu le degré de présence simultanée entre les populations larvaires de lamproie marine et les espèces focales, ainsi que la mesure dans laquelle les applications de Bg ont eu lieu dans des zones définies comme habitat essentiel en vertu de la LEP. Étant donné les faibles taux de détection et le petit nombre d'enregistrements disponibles pour beaucoup d'espèces en péril, la cartographie des applications du Bg dans les habitats essentiels était un moyen de repérer les effets potentiels sur une espèce. Des analyses spatiales ont permis d'évaluer la base de l'exposition en fonction des profils spatiaux des applications passées, en partant de l'hypothèse que les applications futures pourraient présenter des profils spatiaux similaires et donc une probabilité similaire d'exposition spatiale. L'objectif principal a été réalisé en calculant la proportion de la répartition des espèces de poissons ou de moules qui contenait des applications de Bg ou se trouvait à proximité de celles-ci, déterminant ainsi la fraction de l'aire de répartition de l'espèce potentiellement touchée pendant les applications. Cependant, nous avons également calculé la proportion de sites d'application à proximité d'une espèce de poisson ou de moule, déterminant ainsi la fraction des sites présentant un risque potentiel pour la conservation.

Pour effectuer les analyses, on a cartographié les enregistrements de la répartition des espèces de poissons d'intérêt à l'aide des données de la base de données sur la biodiversité du MPO (MPO, données inédites), qui contient plus de 600 000 collectes sur le terrain réalisées par le Secteur des sciences du MPO dans le cadre des activités de recherche liées à la LEP, ainsi

que les données reçues des détenteurs de permis délivrés en vertu de la LEP et de nombreux registres historiques d'inventaire des espèces (p. ex. Musée canadien de la nature, Musée royal de l'Ontario). La lamproie marine et les lamproies indigènes recueillies par le CCLM du MPO basé à Sault Ste. Marie, en Ontario, ont également été incluses dans les analyses spatiales. Les cartes de la présence simultanée d'une espèce et de la lamproie marine n'ont été incluses dans ce document que lorsque l'on a constaté que les aires de répartition de la lamproie marine et d'une espèce en péril se chevauchaient. En raison de la difficulté de différencier les espèces de lamproies indigènes au stade de larves, la majorité des enregistrements de lamproies indigènes dans les bases de données ont été classés comme *Ichthyomyzon* sp., représentant la lamproie argentée (*I. unicuspis*; espèce préoccupante en vertu de la LEP), la lamproie du Nord (*I. fossor*; espèce préoccupante en vertu de la LEP) ou la lamproie brune (*I. castaneus*; données insuffisantes selon le COSEPAC). Dans certains cas, des identifications définitives au niveau de l'espèce ont été effectuées, ce qui signifie généralement la collecte d'adultes. Deux approches ont été adoptées pour intégrer les données sur la présence de la lamproie indigène, au niveau de l'espèce ou non. La première consistait à évaluer la lamproie du Nord et la lamproie argentée en utilisant uniquement les enregistrements définitivement identifiés au niveau de l'espèce. Une deuxième évaluation pour chaque espèce de lamproie a été réalisée en combinant les enregistrements au niveau de l'espèce (lamproie argentée définitive ou lamproie du Nord définitive) avec tous les autres enregistrements d'*Ichthyomyzon* sp. Ces approches ont probablement sous-estimé (enregistrements définitifs au niveau de l'espèce) et surestimé (enregistrements au niveau de l'espèce + enregistrements non identifiés) l'aire de répartition de chaque espèce. On a tenté de déterminer l'appartenance des espèces pour les enregistrements non identifiés à partir des types de cours d'eau (petits cours d'eau ou ceux situés au-dessus des obstacles : probablement la lamproie du Nord; grands cours d'eau et en dessous des obstacles : probablement la lamproie argentée), mais les données de collecte définitivement au niveau de l'espèce indiquaient que les deux espèces ont été documentées dans les deux types d'habitat; on a donc retenu donc l'approche espèce et espèce + non identifiée.

Les données du Secteur des sciences du MPO ont permis de cartographier la répartition des espèces de moules, y compris les données de l'échantillonnage par quadrat et de l'échantillonnage selon un temps déterminé (voir plus de détails dans Metcalfe-Smith *et al.* [2000] et Metcalfe-Smith *et al.* [2007]). Pour les moules, les enregistrements des spécimens vivants et frais ont été inclus, mais ceux des populations disparues ont été omis. Pour les poissons et les moules, les registres de la répartition ont été inclus à partir de 1998. Les enregistrements de la présence des espèces sur les terres de la Première Nation de Walpole Island ont été omis des figures cartographiques de ce document en raison des conditions prévues à une entente de partage des données. La répartition des ammocètes de la lamproie marine (la cible des applications de Bg) a également été cartographiée à l'aide des données recueillies de 2011 à 2017 par le CCLM du MPO. La répartition spatiale des lieux d'application du Bg dans les affluents canadiens du bassin des Grands Lacs, couvrant également la période de 2011 à 2017, a été déterminée d'après les données du CCLM du MPO. Seules les applications granulaires (c'est-à-dire en l'absence de TFM), que ce soit pour l'évaluation ou le traitement/contrôle de la lamproie marine, ont été prises en compte dans les analyses.

La répartition des poissons et des moules a été cartographiée sous forme de données de collecte individuelles ainsi qu'en identifiant les segments du système d'inventaire du paysage aquatique (SIPA; Stanfield et Kuyvenhoven 2005) du ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario qui renfermaient un registre de répartition ou étaient situés à moins de 250 m. On a appliqué une zone tampon de 250 m aux segments SIPA, qui sont des polygones géographiques reflétant la similarité écologique des segments de cours d'eau et de rivières en Ontario, afin de s'assurer que le chevauchement de la répartition avec le Bg n'était pas biaisé

par les facteurs d'échantillonnage. Cette approche a permis de tenir compte de la détection imparfaite des espèces de poissons et de moules et de la connaissance incomplète de la répartition de certaines espèces qui en résulte. Comme des collectes éparses peuvent sous-estimer la véritable aire de répartition d'une espèce, la projection des enregistrements de la présence sur les segments SIPA (y compris les tampons de 250 m) a permis de combler les lacunes dans la répartition censées résulter d'une détection imparfaite. La proximité spatiale des espèces de poissons et de moules par rapport aux applications de Bg a été calculée de plusieurs façons. Tout d'abord, on a appliqué trois critères de recherche spatiale (rayons de 250 m, 1 000 m et 2 500 m) aux registres de la répartition des espèces pour déterminer la proportion d'enregistrements proches des applications de Bg à chaque critère de recherche. Inversement, on a également placé des zones tampons (rayons de 250 m, 1 000 m et 2 500 m) autour des sites d'application du Bg et calculé la proportion de sites contenant un enregistrement d'espèce (voir la Figure 2). Ensuite, on a identifié les applications de Bg à moins de 250 m d'un segment SIPA donné contenant des poissons ou des moules dont la conservation est préoccupante comme étant celles qui pourraient influencer les espèces focales. Cette méthode a peut-être sélectionné des affluents proches sans enregistrement d'espèce, mais à moins de 250 m d'un enregistrement. Inversement, les segments SIPA situés à plus de 250 m d'un enregistrement, comme les sites lacustres, ne seraient pas sélectionnés, ce qui pourrait réduire la répartition globale d'une espèce. Cependant, les écarts entre la répartition réelle et la répartition déduite devraient être mineurs pour la plupart des espèces et on a conservé le paramètre pour la notation spatiale, décrite plus loin. Bien que cette approche intègre les applications de Bg qui ont eu lieu en aval des espèces dont la conservation est préoccupante, elle a été poursuivie pour comprendre, en termes généraux, les espèces dont la plus grande proportion de l'aire de répartition se trouve à proximité du Bg, en se fondant sur les modèles des applications passées plutôt que sur les conséquences précises d'un site d'application. Dans certains cas (principalement l'esturgeon jaune et l'anguille d'Amérique [*Anguilla rostrata*]), la méthode d'estimation de la variable de l'aire de répartition a surestimé la proportion de l'aire de répartition de l'espèce sensible aux applications de Bg parce que la majorité des enregistrements de répartition au large n'étaient pas projetés sur les segments SIPA.

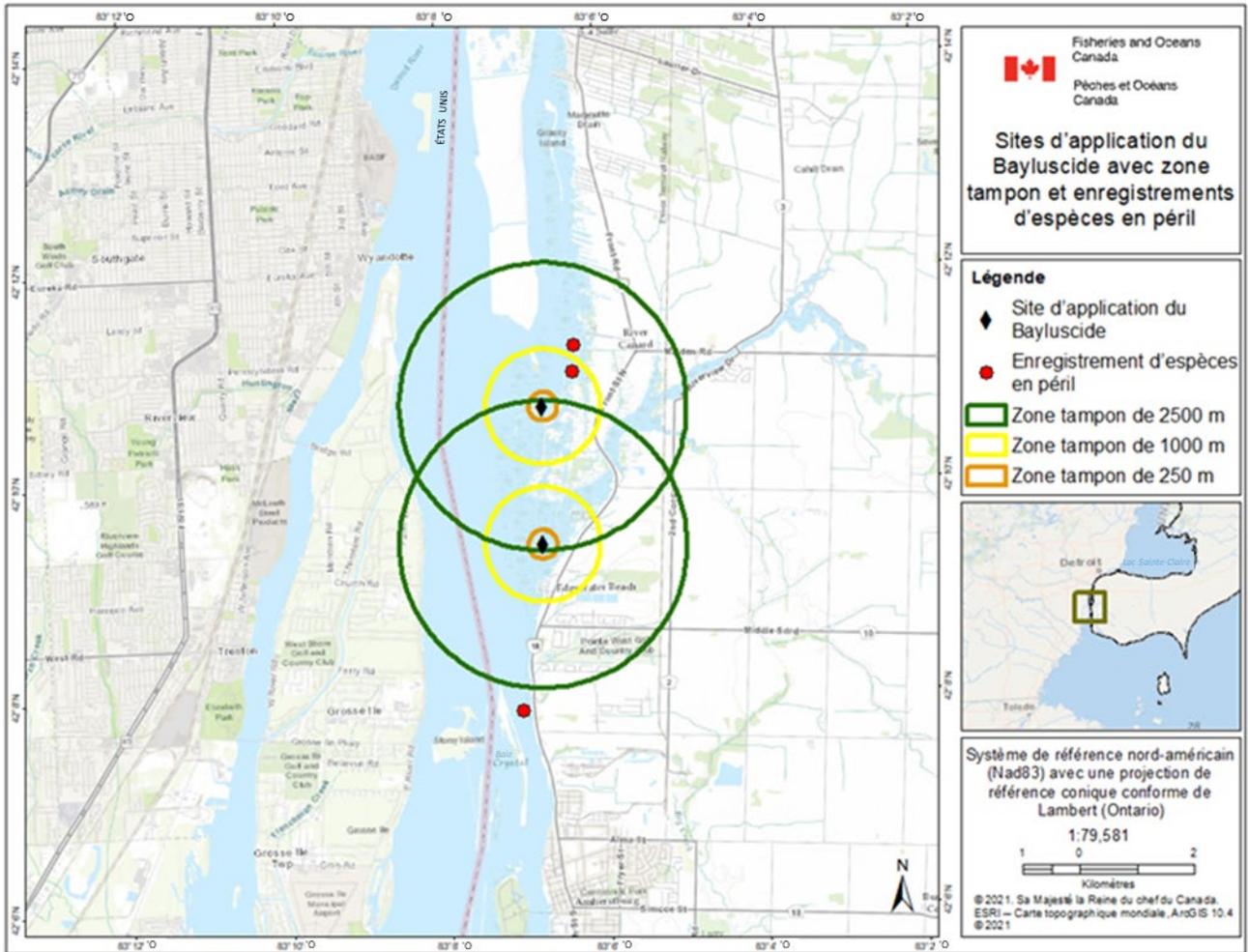


Figure 2. Critères de recherche spatiale utilisés pour calculer le nombre d'enregistrements de la présence de poissons et de moules à proximité des applications de Bayluscide. De même, on a appliqué une zone tampon aux enregistrements des espèces pour calculer le nombre d'applications de Bayluscide dans leur voisinage. Dans cet exemple, les enregistrements de la présence des espèces existent dans un rayon de 1 000 m et de 2 500 m d'un site d'application du Bayluscide.

Pour déterminer si des applications de Bg ont eu lieu dans un habitat essentiel, on a cartographié les limites géographiques des zones définies comme habitat essentiel proposé ou définitif pour les espèces de poissons et de moules dans le bassin des Grands Lacs. Pour chaque espèce, on a défini le sous-ensemble de ces zones contenant des applications de Bg, y compris le nombre de fois où le Bg a été appliqué dans un polygone d'habitat essentiel. On a aussi cartographié la présence de larves de lamproie marine et calculé la proportion de segments SIPA propres aux poissons ou aux moules se trouvant à moins de 250 m d'un enregistrement d'ammocètes de la lamproie marine. On n'a pas utilisé la présence simultanée des espèces de poissons et de moules et des larves de lamproie marine pour évaluer le risque relatif, mais elle indique le niveau de correspondance spatiale entre les larves de lamproie marine et chaque espèce de poisson et de moule en question. Les analyses spatiales ont été réalisées au moyen d'ArcGIS 10.4.

Cote sur l'échelle spatiale

La valeur spatiale, R , a été calculée comme la proportion de l'aire de répartition d'une espèce sensible aux applications du Bg en fonction de la répartition spatiale des applications de 2011 à 2017. Le calcul était le suivant :

$$R = \frac{\text{Nombre de segments SIPA pour l'espèce } i \text{ dans un rayon de 250 m du site d'application du Bg}}{\text{Nombre total de segments SIPA pour l'espèce } i}$$

Bien que les segments SIPA varient en longueur, on ne pense pas que les profils de longueur des segments SIPA soient sensiblement différents d'une espèce à l'autre, ce qui permet de conserver la relativité entre les espèces. La valeur spatiale a été incorporée parce que, si toutes les autres valeurs sont identiques, une plus grande fraction de l'aire de répartition de l'espèce contenant des applications de Bg entraînera l'exposition d'un plus grand nombre d'organismes. Dans certains cas, les règles sur les zones tampons ont conduit à l'inclusion ou à l'exclusion erronée de segments SIPA. Par exemple, dans certains cas, les segments SIPA situés à moins de 250 m des sites d'application du Bg se trouvaient dans des cours d'eau différents des enregistrements de la présence de l'espèce, généralement en raison de la présence d'affluents proches où le Bg était appliqué. Dans d'autres cas, les applications de Bg ont été omises par erreur en raison de l'affectation à des segments SIPA propres aux espèces en raison de la largeur des plus grandes rivières. Ces problèmes ont été évalués et corrigés manuellement dans ArcMap pour chaque espèce pour laquelle des applications de Bg ont été incluses dans les grandes rivières en projetant l'emplacement de l'application sur le segment SIPA adjacent et en excluant les applications de Bg dans des cours d'eau distincts. Les enregistrements au large, cependant, n'ont pas été inclus dans la répartition déterminée à l'aide des segments SIPA. De ce fait, la répartition spatiale des espèces dont la répartition au large est importante, comme l'anguille d'Amérique et l'esturgeon jaune, a été sous-estimée, ce qui a gonflé les valeurs spatiales lorsque la partie de leur aire de répartition qui est constituée d'affluents se trouve à proximité du Bg.

Cote d'intensité

La valeur de l'intensité, I , a été calculée pour quantifier la fréquence des applications de Bg dans l'aire de répartition d'une espèce entre 2011 et 2017. La cote d'intensité a été calculée en divisant l'effort moyen d'application de Bg (c'est-à-dire le nombre d'applications dans les segments SIPA de l'espèce divisé par le nombre de segments SIPA propres à l'espèce qui contiennent une application de Bg) par un seuil d'application. L'effort moyen d'application de Bg a permis de comparer les espèces qui ont été exposées à des applications peu fréquentes (une faible valeur de l'effort d'application) aux espèces exposées à des applications fréquentes (une valeur élevée de l'effort d'application). Le seuil d'application du Bg a été incorporé pour normaliser l'effort d'application dans le bassin des Grands Lacs de 2011 à 2017. Le seuil d'application était le produit du 90^e centile des applications par évaluation au cours d'une année donnée (p. ex. six applications par évaluation) qui avaient eu lieu dans un segment SIPA de 2011 à 2017 et du 90^e centile de la fréquence des évaluations du Bg dans un segment SIPA (p. ex. quatre évaluations de 2011 à 2017) de 2011 à 2017. La valeur de l'intensité pour chaque espèce a été normalisée par rapport au seuil d'application du Bg et dans les cas où l'effort moyen d'application était supérieur au seuil d'application du Bg, une valeur de 1,0 a été donnée.

Les formules utilisées pour calculer la valeur de l'intensité, I , sont présentées ci-dessous :

$$I = \begin{cases} \frac{A_B}{T_B}, A_B < T_B \\ 1, A_B \geq T_B \end{cases}$$

$$A_B = \frac{n_{Bi}}{n_{Ai}}$$

où T_B est le seuil d'application du Bg, A_B est l'effort moyen d'application de Bg, n_{Bi} est le nombre d'applications de Bg dans les segments SIPA de l'espèce i et n_{Ai} est le nombre de segments SIPA de l'espèce i qui contiennent une application de Bg.

Cote des associations avec des habitats

Pour décrire les associations avec des habitats, H , qui peuvent prédisposer des espèces à se trouver aux sites d'application du Bg, on a calculé comme suit la proportion d'enregistrements de la présence des espèces de poissons et de moules dont la conservation est préoccupante dans des habitats qui seraient définis comme substrat de type I ou de type II (par opposition au type III) :

$$H = \frac{\text{Présence de l'espèce } i \text{ dans un substrat de type I ou de type II}}{\text{Présence totale de l'espèce } i \text{ avec données sur le substrat}}$$

Les trois types d'habitat du programme de lutte contre la lamproie marine sont définis comme suit : l'habitat de type I, composé d'un substrat de particules fines, généralement dominé par le limon, mais qui peut également contenir du sable fin et des détritiques, est l'habitat de croissance de prédilection de la lamproie marine; l'habitat de type II, composé de substrats plus grossiers que le type I, notamment du sable grossier, un peu de limon et de détritiques et peu de gravier, est un habitat de croissance acceptable pour la lamproie marine; et le type III est l'habitat non utilisé pour l'enfouissement, car il est composé de substrat dur et très grossier. Pour étayer les associations avec des habitats, on a compilé tous les enregistrements de présence des espèces de poissons ($n = 4\,024$) et de moules ($n = 2\,500$) dont la conservation est préoccupante ont été détectées et des mesures de substrat ont été prises, à partir de la base de données sur la biodiversité du MPO et de la base de données sur les moules du MPO (MPO, données inédites). Pour les moules, on a utilisé les données de l'échantillonnage par quadrat et de l'échantillonnage selon un temps déterminé pour évaluer les paramètres de l'habitat. Pour chaque espèce, on a classé le substrat d'un site d'après l'arbre de décision de Smyth et Drake (2021) [Figure 3]. La variable H reflète la propension relative des applications de Bg à avoir lieu dans des sites qui abritent des espèces dont la conservation est préoccupante, en fonction des caractéristiques du substrat si les applications se produisent dans l'aire de répartition de l'espèce. L'approche pour dériver H ne prend pas en compte les aspects de la rareté des espèces, contrairement à la composante de la probabilité de présence de Smyth et Drake (2021). Les résultats relatifs à l'habitat de ce document et de Smyth et Drake (2021) ne sont donc pas directement comparables.

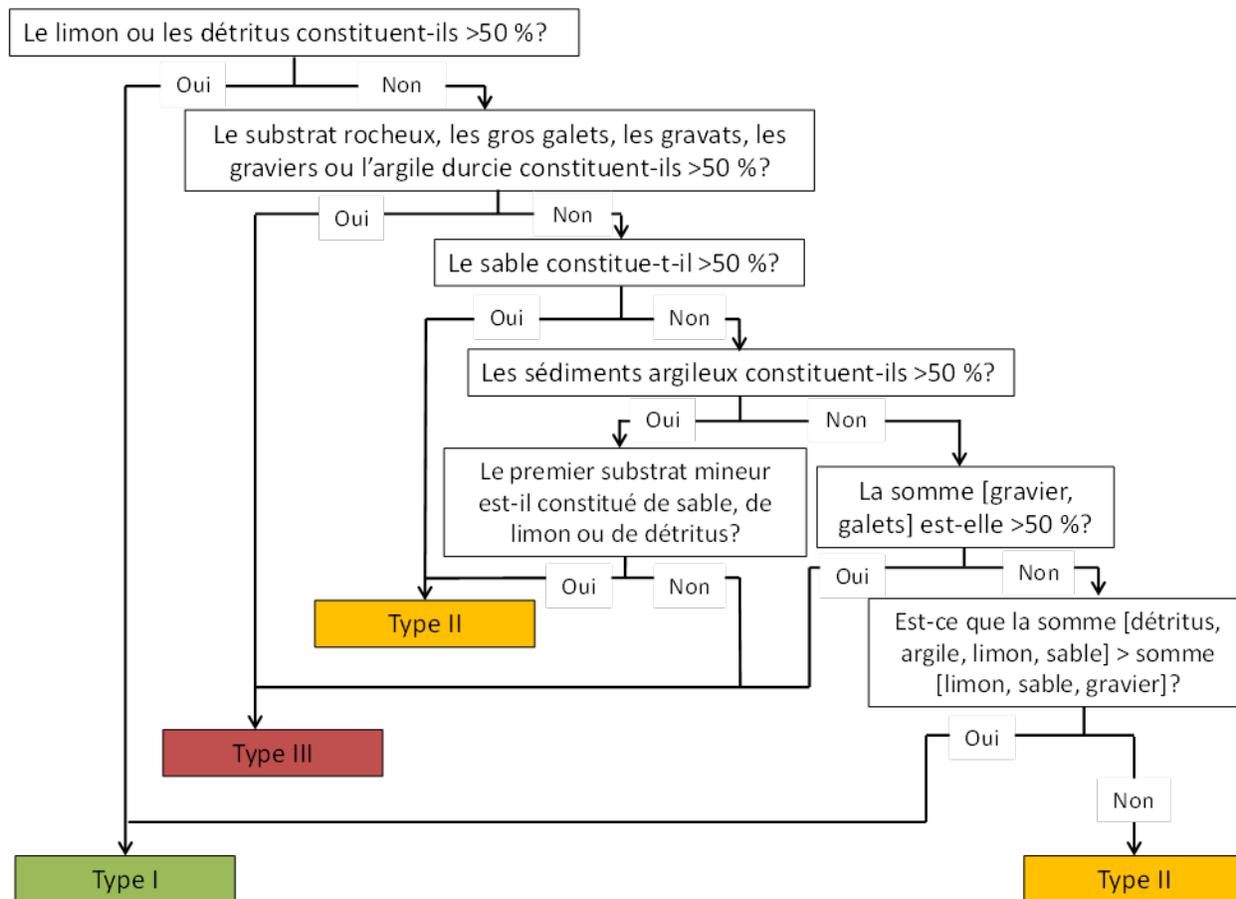


Figure 3. Arbre de décision utilisé pour attribuer des classes d'habitat à la lamproie marine (type I, type II, type III) en fonction de la composition du substrat (reproduit de Smyth et Drake 2021).

Comme on disposait de peu de données sur le substrat de la plupart des sites où des lamproies indigènes ont été capturées, on a supposé une valeur de 1,0 pour l'association avec des habitats pour *Ichthyomyzon* sp., en partant de l'hypothèse que les associations avec des habitats des lamproies indigènes correspondaient à celles de la lamproie marine.

La valeur de l'association avec des habitats de l'esturgeon jaune a été tirée des valeurs indiquées dans la documentation. La base de données sur la biodiversité du MPO est un ensemble de données complet contenant les résultats d'échantillonnages ciblés, aléatoires et de commodité pour soutenir divers objectifs de recherche dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs, mais la plupart des échantillonnages qui y figurent ne sont pas suffisants pour détecter les esturgeons jaunes ou adultes. C'est pourquoi on a recouru à l'utilisation du substrat de Daugherty *et al.* (2009) et de Gerig *et al.* (2011). Daugherty *et al.* (2009) ont fait état d'un indice de la qualité de l'habitat (IQH) des substrats dans lequel on divise la somme des valeurs de l'IQH pour les substrats dans un habitat de type I ou II (c'est-à-dire l'argile, le limon et le sable) par la somme des valeurs de l'IQH pour tous les substrats. Gerig *et al.* (2011) ont présenté la proportion d'esturgeons jaunes trouvés sur chaque type de substrat pendant deux ans. Dans cette étude, la somme des valeurs de la proportion pour le substrat dans l'habitat de type I ou II (c'est-à-dire l'argile, le limon, le sable et les macrophytes) pour chaque année a été générée. Une valeur globale de l'association avec des habitats pour l'esturgeon jaune a été générée pour cette étude en prenant la moyenne des trois valeurs de proportion générées par les deux études.

Cote de toxicité

La valeur de la toxicité, T , a été basée sur les taux de mortalité potentielle des espèces de poissons et de moules dont la conservation est préoccupante, établis dans Smyth et Drake (2021; voir le Tableau 1). Dans Smyth et Drake (2021), quatre taux de mortalité potentielle ont été calculés pour chaque espèce selon deux concentrations différentes présumées de Bayluscide et deux courbes dose-réponse différentes. Pour simplifier l'attribution des valeurs de la toxicité dans ce document, seul le scénario à pente douce et à forte concentration (0,057 mg/L; $CL_{99,9}$ de la lamproie marine sur une exposition de huit heures pour toutes les espèces autres que la lamproie) pour chaque espèce a été pris en compte (voir plus de détails dans Smyth et Drake 2021). Smyth et Drake (2021) ont attribué des valeurs de la toxicité à chaque espèce dont la conservation est préoccupante en se fondant sur des espèces de substitution par le biais de correspondances au niveau du genre ou de la famille. Pour plusieurs espèces (fondule rayé [*Fundulus notatus*], anguille d'Amérique, esturgeon jaune et brochet vermiculé [*Esox americanus vermiculatus*]), les informations sur la toxicité pour le substitut le plus proche étaient au-delà du niveau de l'ordre. Pour ces espèces, à l'exception de l'anguille d'Amérique, un substitut a été choisi en fonction de la similitude du cycle biologique ou de l'habitat. Pour l'anguille d'Amérique, le manque d'informations sur la toxicité pour un substitut approprié a justifié l'utilisation de l'espèce la plus sensible au Bayluscide, la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*). Plusieurs raisons peuvent expliquer pourquoi les substituts choisis peuvent mal refléter la sensibilité d'une espèce de poisson donnée (voir Smyth et Drake 2021). On a ainsi réalisé une analyse de sensibilité pour déterminer les changements dans RR_M qu'entraînerait le déplacement de la valeur de la toxicité attribuée vers la valeur la plus faible ou la plus élevée d'un substitut disponible. Ces limites supérieure et inférieure des cotes ont également été présentées visuellement sous forme de barres d'erreur par rapport aux valeurs de substitution présumées (voir la section Résultats de l'évaluation du risque relatif).

Tableau 1. Valeurs de la toxicité du Bayluscide pour les espèces de poissons et de moules et les substituts utilisés dans l'évaluation du risque relatif.

Espèce dont la conservation est préoccupante – Nom commun	Espèce dont la conservation est préoccupante – Nom scientifique	Espèce de substitution – Nom commun	Espèce de substitution – Nom scientifique	% Mortalité après 8 heures d'exposition à 0,057 mg/L ^A	% Mortalité après 8 heures d'exposition à 11 mg/L ^B
Anguille d'Amérique	<i>Anguilla rostrata</i>	Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	63,2	-
Fondule rayé	<i>Fundulus notatus</i>	Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	3,5	-
Chevalier noir	<i>Moxostoma duquesnei</i>	Meunier noir	<i>Catostomus commersonii</i>	13,9	-
Méné d'herbe	<i>Notropis bifrenatus</i>	Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	3,5	-
Fouille-roche gris	<i>Percina copelandi</i>	Perchaude	<i>Perca flavescens</i>	4,6	-
Bec-de-lièvre	<i>Exoglossum maxillingua</i>	Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	3,5	-
Dard de sable	<i>Ammocrypta pellucida</i>	Perchaude	<i>Perca flavescens</i>	4,6	-

Espèce dont la conservation est préoccupante – Nom commun	Espèce dont la conservation est préoccupante – Nom scientifique	Espèce de substitution – Nom commun	Espèce de substitution – Nom scientifique	% Mortalité après 8 heures d'exposition à 0,057 mg/L ^A	% Mortalité après 8 heures d'exposition à 11 mg/L ^B
Brochet vermiculé	<i>Esox americanus vermiculatus</i>	Perchaude	<i>Perca flavescens</i>	4,6	-
Sucet de lac	<i>Erimyzon sucetta</i>	Meunier noir	<i>Catostomus commersonii</i>	13,9	-
Esturgeon jaune	<i>Acipenser fulvescens</i>	Barbue de rivière	<i>Ictalurus punctatus</i>	53,2	-
Lamproie du Nord	<i>Ichthyomyzon fossor</i>	Lamproie marine	<i>Petromyzon marinus</i>	97,2	-
Chat-fou du Nord	<i>Noturus stigmosus</i>	Barbue de rivière	<i>Ictalurus punctatus</i>	53,2	-
Crapet du Nord	<i>Lepomis peltastes</i>	Crapet arlequin	<i>Lepomis macrochirus</i>	7,6	-
Petit-bec	<i>Opsopoeodus emiliae</i>	Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	3,5	-
Méné camus	<i>Notropis anogenus</i>	Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	3,5	-
Méné long	<i>Clinostomus elongatus</i>	Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	3,5	-
Dard de rivière	<i>Percina shumardi</i>	Perchaude	<i>Perca flavescens</i>	4,6	-
Chevalier de rivière	<i>Moxostoma carinatum</i>	Meunier noir	<i>Catostomus commersonii</i>	13,9	-
Méné à grandes écailles	<i>Macrhybopsis storeriana</i>	Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	3,5	-
Lamproie argentée	<i>Ichthyomyzon unicuspis</i>	Lamproie marine	<i>Petromyzon marinus</i>	97,2	-
Méné miroir	<i>Notropis photogenis</i>	Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>	3,5	-
Lépisosté tacheté	<i>Lepisosteus oculatus</i>	Perchaude	<i>Perca flavescens</i>	4,6	-
Meunier tacheté	<i>Minytrema melanops</i>	Meunier noir	<i>Catostomus commersonii</i>	13,9	-
Crapet sac-à-lait	<i>Lepomis gulosus</i>	Crapet arlequin	<i>Lepomis macrochirus</i>	7,6	-
Ligumie pointue	<i>Ligumia nasuta</i>	-	-	-	15,5

Espèce dont la conservation est préoccupante – Nom commun	Espèce dont la conservation est préoccupante – Nom scientifique	Espèce de substitution – Nom commun	Espèce de substitution – Nom scientifique	% Mortalité après 8 heures d'exposition à 0,057 mg/L ^A	% Mortalité après 8 heures d'exposition à 11 mg/L ^B
Troncille pied-de-faon	<i>Truncilla donaciformis</i>	Ptychobranche réniforme	<i>Ptychobranthus fasciolaris</i>	-	54,3
Obovarie olivâtre	<i>Obovaria olivaria</i>	-	-	-	23,3
Ptychobranche réniforme	<i>Ptychobranthus fasciolaris</i>	-	-	-	54,3
Toxolasme nain	<i>Toxolasma parvum</i>	Ptychobranche réniforme	<i>Ptychobranthus fasciolaris</i>	-	54,3
Mulette feuille d'érable	<i>Quadrula quadrula</i>	-	-	-	3,3
Épioblasme ventrue	<i>Epioblasma rangiana</i>	Ptychobranche réniforme	<i>Ptychobranthus fasciolaris</i>	-	54,3
Villeuse irisée ^c	<i>Villosa iris</i>	-	-	-	38,3
Villeuse haricot ^d	<i>Villosa fabalis</i>	Ptychobranche réniforme	<i>Ptychobranthus fasciolaris</i>	-	54,3
Obovarie ronde	<i>Obovaria subrotunda</i>	-	-	-	44,4
Pleurobème écarlate	<i>Pleurobema sintoxia</i>	-	-	-	22,4
Mulette du necture	<i>Simpsonaias ambigua</i>	Ptychobranche réniforme	<i>Ptychobranthus fasciolaris</i>	-	54,3
Épioblasme tricorne	<i>Epioblasma triquetra</i>	Ptychobranche réniforme	<i>Ptychobranthus fasciolaris</i>	-	54,3
Obliquaire à trois cornes	<i>Obliquaria reflexa</i>	Ptychobranche réniforme	<i>Ptychobranthus fasciolaris</i>	-	54,3
Lampsile fasciolée	<i>Lampsilis fasciola</i>	-	-	-	50,8

^A Valeurs tirées de Smyth et Drake (2021). La toxicité pour les espèces de lamproies indigènes reposait sur une exposition au Bg pendant neuf heures.

^B Pourcentage (%) de mortalité donné pour les espèces de moules dans Newton *et al.* (2017). Lorsque la mortalité des sous-adultes et des adultes était donnée pour une espèce, la valeur la plus élevée a été utilisée dans l'évaluation du risque.

^C Nom scientifique récemment révisé a *Cambarunio iris*, cependant, *Villosa iris* est utilisé ici par souci de cohérence avec la liste LEP.

^D Nom scientifique récemment révisé a *Paetulunio fabalis*, cependant, *Villosa fabalis* est utilisé ici par souci de cohérence avec la liste LEP.

La valeur de la toxicité pour les moules a été calculée différemment avec les taux de mortalité pour T tirés directement de Newton *et al.* (2017). Lorsque la mortalité des sous-adultes et des adultes était donnée pour une espèce, la valeur de mortalité la plus élevée a été utilisée dans l'évaluation du risque relatif. Les effets de cette autre approche de l'estimation de la mortalité sont étudiés dans Smyth et Drake (2021). Il n'est pas possible de comparer directement les valeurs de T et de RR_M entre les poissons et les moules en raison des différences dans la manière dont la toxicité a été incorporée.

On n'a pas tenté de différencier les valeurs de R , I , H , T , ou RR_M dans les espèces en fonction de facteurs tels que l'âge, le sexe ou des attributs comportementaux comme la place de chaque espèce dans la colonne d'eau.

Comportement d'évitement

L'évaluation des risques intègre quatre paramètres censés influencer le risque relatif de mortalité directe des poissons et des moules. Toutefois, l'évaluation ne tient pas compte des différences de comportement dans ou entre les espèces de poissons, qui peuvent amener certaines espèces à détecter une application de Bg et à quitter un site par la suite. Comme on sait relativement peu de choses sur le comportement d'évitement des poissons et des moules (mais voir Boogaard *et al.* 2016b et Newton *et al.* 2017), y compris les concentrations nécessaires pour déclencher une réaction, les distances parcourues par les poissons ou les moules après la détection du Bg ou les conséquences d'un déplacement (le cas échéant), l'évitement n'a pas été inclus comme variable dans l'évaluation du risque relatif. En raison de leur nature fouisseuse, les moules n'ont pas la capacité de quitter une parcelle d'habitat après avoir détecté le Bg. Cependant, elles ont la capacité de fermer leurs valves en réponse à un stimulus négatif dans la colonne d'eau. Bien que la fermeture de la valve n'ait pas été incluse directement dans l'équation de l'évaluation du risque relatif, elle était inhérente aux valeurs de la mortalité de Newton *et al.* (2017) utilisées pour la variable de toxicité.

Résultats de l'évaluation du risque relatif

Les résultats des analyses spatiales ont montré que la proportion de l'aire de répartition chevauchée par les applications de Bg était différente pour les espèces de poissons et de moules (Tableau 2). En général, le chevauchement spatial était relativement insensible à la taille de la zone tampon. Les analyses spatiales ont indiqué que des applications de Bg ont eu lieu dans des zones désignées comme habitat essentiel à un moment donné de la période d'étude, y compris l'habitat essentiel de six espèces de poissons inscrites sur la liste de la LEP et de dix espèces de moules inscrites sur la liste de la LEP (Tableau 3, Figure 4 et Figure 5). Les espèces présentes à proximité des applications de Bg étaient susceptibles de s'y trouver en même temps que la lamproie marine (Figure 4 et Figure 5), bien que cela n'ait pas toujours été le cas, ce qui indique que les applications de Bg à proximité d'espèces dont la conservation est préoccupante ne détectent pas nécessairement la lamproie marine (p. ex. fondule rayé, dard de rivière [*Percina shumardi*]; Figure 4) ou que les détections de lamproies marines à proximité d'espèces dont la conservation est préoccupante ne sont pas toujours associées aux applications de Bg comme c'est le cas lorsque l'on emploie des méthodes d'évaluation conventionnelles (p. ex. la pêche à l'électricité) de la lamproie marine (p. ex. méné long [*Clinostomus elongatus*]; Figure 4).

Tableau 2. Proportion de l'aire de répartition des poissons ou des moules (segments SIPA avec zone tampon de 250 m) contenant des applications de Bayluscide granulaire (Bg) et proportion des applications de Bg se produisant dans l'aire de répartition (également les segments SIPA avec zone tampon de 250 m) des espèces de poissons et de moules.

Espèce	Proportion de l'aire de répartition des poissons ou des moules contenant des applications de Bg	Proportion des applications de Bg dans l'aire de répartition des espèces en péril
Anguille d'Amérique	0,088	0,064
Chevalier noir	0,040	0,016
Fondule rayé	0,056	0,008
Méné d'herbe	0,014	0,002
Fouille-roche gris	0,148	0,102
Bec-de-lièvre	0,000	0,000
Dard de sable	0,017	0,005
Brochet vermiculé	0,031	0,021
Sucet de lac	0,020	0,005
Esturgeon jaune	0,261	0,043
Lamproie du Nord	0,097	0,063
Lamproie du Nord + <i>Ichthyomyzon</i> sp.	0,185	0,220
Chat-fou du Nord	0,216	0,120
Crapet du Nord	0,077	0,046
Petit-bec	0,143	0,006
Méné camus	0,024	0,030
Méné long	0,000	0,000
Dard de rivière	0,222	0,003
Chevalier de rivière	0,122	0,032
Méné à grandes écailles	0,000	0,000

Espèce	Proportion de l'aire de répartition des poissons ou des moules contenant des applications de Bg	Proportion des applications de Bg dans l'aire de répartition des espèces en péril
Lamproie argentée	0,246	0,163
Lamproie argentée + <i>Ichthyomyzon</i> sp.	0,251	0,284
Méné miroir	0,018	0,002
Lépisosté tacheté	0,048	0,003
Meunier tacheté	0,174	0,102
Crapet sac-à-lait	0,039	0,003
Ligumie pointue	0,045	0,018
Troncille pied-de-faon	0,133	0,005
Obovarie olivâtre	0,167	0,002
Toxolasme nain	0,067	0,003
Ptychobranche réniforme	0,023	0,001
Mulette feuille d'érable	0,036	0,006
Épioblasme ventrue	0,031	0,002
Villeuse irisée	0,012	0,023
Villeuse haricot	0,043	0,002
Obovarie ronde	0,077	0,002
Pleurobème écarlate	0,016	0,001
Mulette du necture	0,167	0,002
Épioblasme tricorne	0,033	0,002
Obliquaire à trois cornes	0,130	0,004
Lampsile fasciolée	0,016	0,004

Tableau 3. Nombre d'applications de Bayluscide qui ont eu lieu dans des zones abritant un habitat essentiel* de poissons ou de moules dans les eaux canadiennes du bassin des Grands Lacs.

Espèce	Statut de l'habitat essentiel*	Nombre d'applications de Bayluscide	Année(s) des applications
Fouille-roche gris	Définitif	30	2012, 2014–2017
Dard de sable	Définitif	15	2011–2012
Sucet de lac	Définitif	6	2011
Chat-fou du Nord	Définitif	5	2012–2013
Méné camus	Définitif	10	2011
Lépisosté tacheté	Définitif	5	2011
Ligumie pointue	Déjà proposé	4	2014
Ptychobranche réniforme	Définitif	5	2012
Mulette feuille d'érable	Déjà proposé	14	2012 and 2014
Épioblasme ventrue	Définitif	1	2012
Villeuse irisée	Déjà proposé	13	2012, 2014–2015, 2017
Villeuse haricot	Définitif	1	2012
Obovarie ronde	Définitif	4	2012
Pleurobème écarlate	Définitif	1	2012
Mulette du necture	Définitif	1	2012
Épioblasme tricorne	Définitif	1	2012

* L'habitat essentiel est défini comme les zones qui étaient considérées comme un habitat essentiel à un moment donné de la période d'étude. Le terme « définitif » indique que l'habitat essentiel a été désigné dans un programme de rétablissement définitif pour l'espèce.

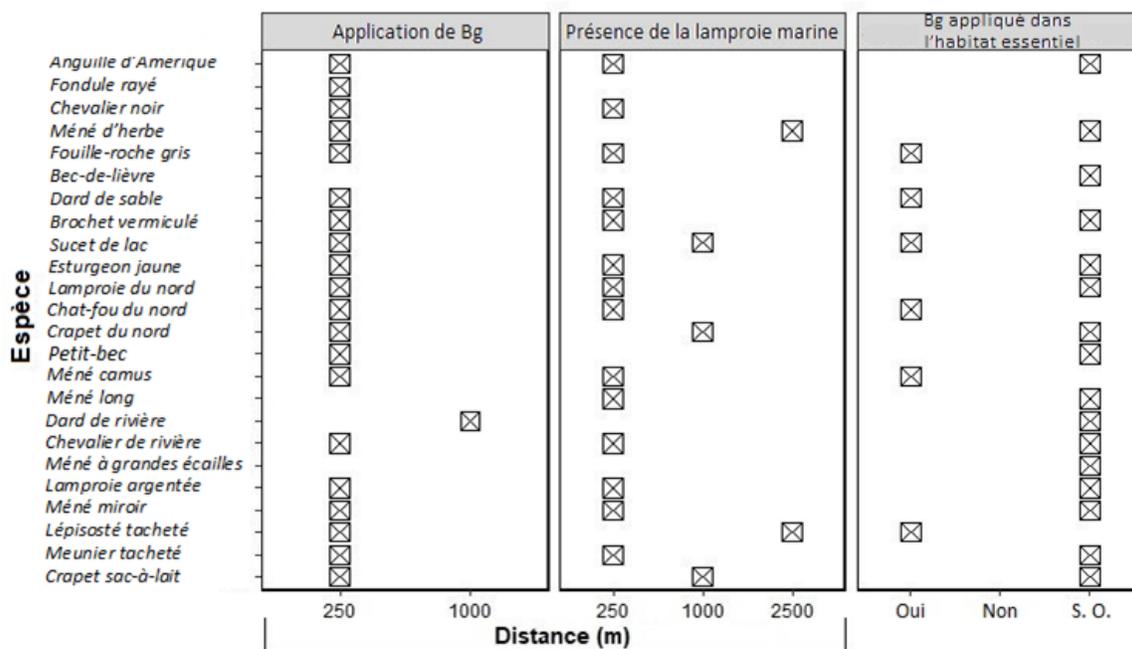


Figure 4. Proximité des enregistrements de la présence de l'espèce de poisson la plus proche des applications de Bayluscide granulaire (Bg) (panneau de gauche) et enregistrements de la présence de larves de lamproie marine (panneau du milieu) en fonction de la plus petite taille de zone tampon pertinente, et espèces pour lesquelles des applications de Bg ont eu lieu dans l'habitat essentiel (panneau de droite). La valeur « S.O. » dans le panneau de droite indique que l'habitat essentiel proposé ou définitif n'a pas été publié dans le registre public des espèces en péril pour cette espèce, tandis que « Non » indique que l'habitat essentiel existe, mais que les applications de Bg n'ont pas eu lieu dans la zone de l'habitat essentiel. Un « Oui » indique que le Bg a été appliqué dans des zones qui ont abrité un habitat essentiel à un moment donné au cours de la période d'étude.

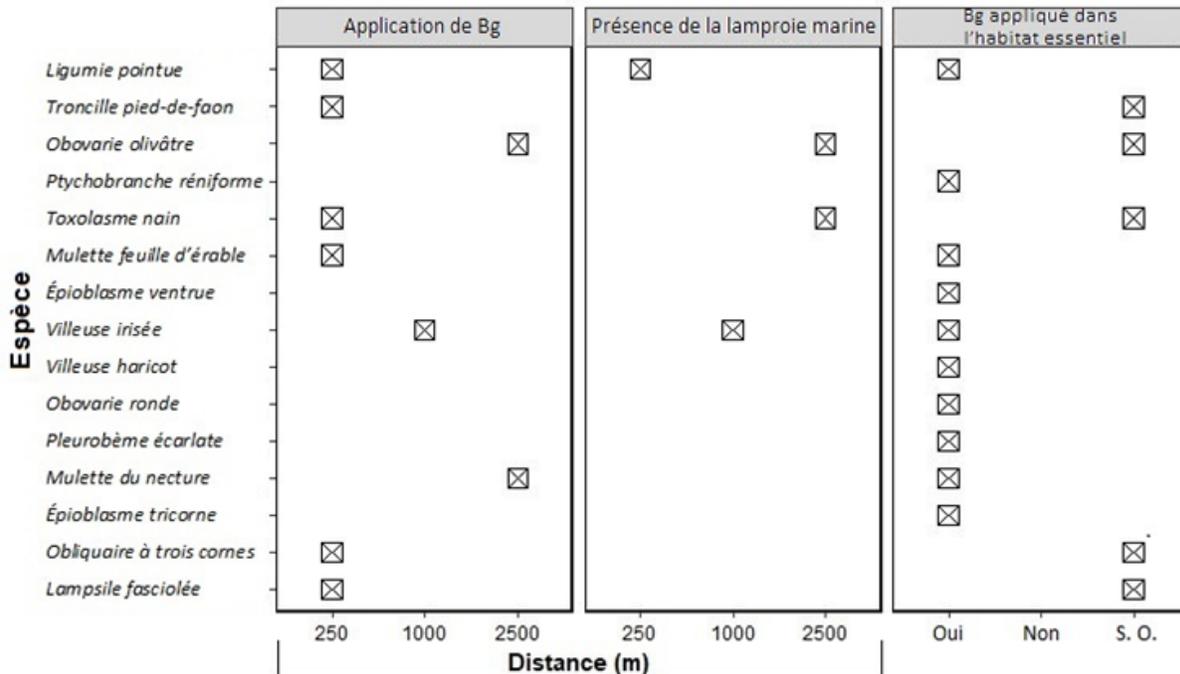


Figure 5. Proximité des enregistrements de la présence de l'espèce de moule la plus proche des applications de Bayluscide granulaire (Bg) (panneau de gauche) et enregistrements de la présence de larves de lamproie marine (panneau du milieu) en fonction de la plus petite taille de zone tampon pertinente, et espèces pour lesquelles des applications de Bg ont eu lieu dans l'habitat essentiel (panneau de droite). La valeur « S.O. » dans le panneau de droite indique que l'habitat essentiel proposé ou définitif n'a pas été publié dans le registre public des espèces en péril pour cette espèce, tandis que « Non » indique que l'habitat essentiel existe, mais que les applications de Bg n'ont pas eu lieu dans la zone de l'habitat essentiel. Un « Oui » indique que le Bg a été appliqué dans des zones qui ont abrité un habitat essentiel à un moment donné au cours de la période d'étude.

Les valeurs de R , I , H , T , et RR_M varient selon les poissons et les moules (Figures 6 à 9; voir les valeurs brutes dans les Annexes 3 et 4). Chez les poissons, les valeurs de R (chevauchement de l'aire de répartition) étaient les plus élevées pour l'esturgeon jaune (0,261), la lamproie argentée (y compris les espèces *Ichthyomyzon* sp. non identifiées [0,251]), la lamproie argentée (identification positive de l'espèce seulement [0,246]) et le fouille-roche (0,222); chez les moules, elles étaient les plus élevées pour la mulette du necture et l'obovarie olivâtre (0,167), la troncille pied-de-faon (*Truncilla donaciformis*; 0,133) et l'obliquaire à trois cornes (*Obliquaria reflexa*; 0,13). La proportion maximale de l'aire de répartition chevauchée par les applications de Bg était inférieure à 27 % pour les poissons et les moules, mais dans de nombreux cas, elle était bien moindre (Tableau 2). D'autres analyses spatiales ont déterminé la proportion de sites d'application de Bg dans l'aire de répartition des espèces dont la conservation est préoccupante. Elle était la plus importante pour la lamproie argentée (+ les espèces *Ichthyomyzon* sp. non identifiées [0,284]) et la lamproie du Nord (+ les espèces *Ichthyomyzon* sp. non identifiées [0,220]), ainsi que pour la villeuse irisée (*Cambarunio iris*; 0,023) et la ligumie pointue (*Ligumia nasuta*; 0,018), ce qui indique qu'une fraction considérable des applications de Bg peut se trouver à proximité d'une espèce dont la conservation est préoccupante (Tableau 2). Les valeurs de l'intensité, I , étaient les plus élevées pour le fouille-roche gris (1,0), la lamproie du Nord (0,843), le chat-fou du Nord (0,538) et le chevalier noir (*Moxostoma duquesnei*; 0,517), ainsi que pour la villeuse irisée (0,733) et la ligumie pointue (0,425).

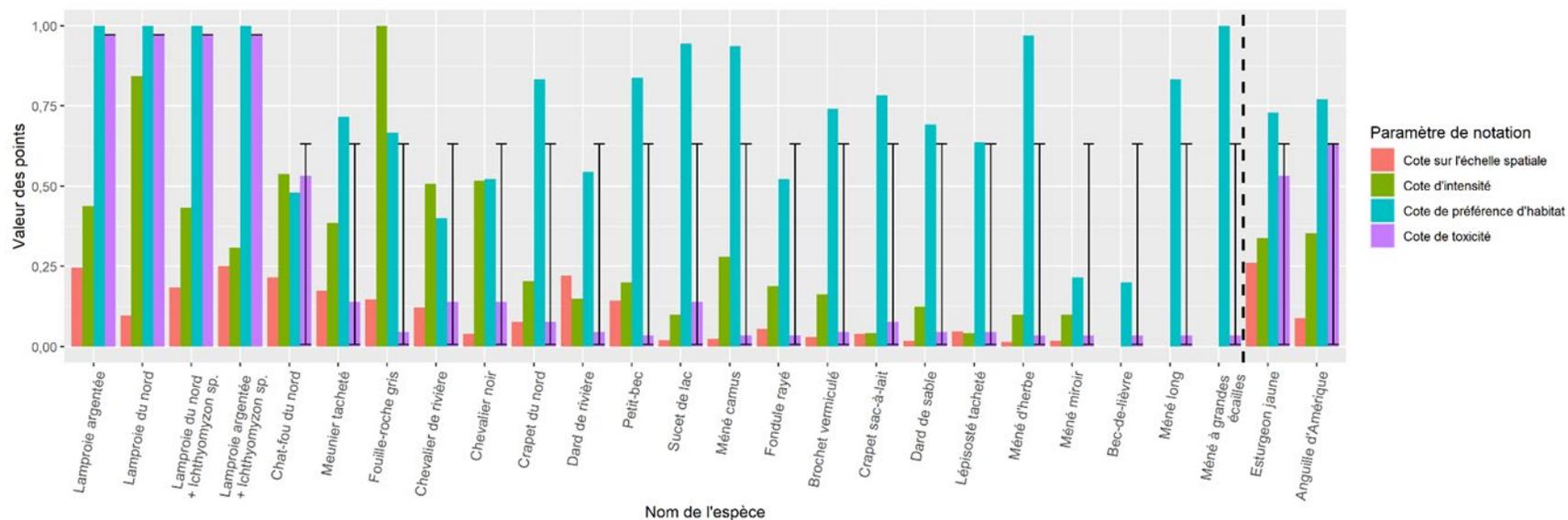


Figure 6. Paramètres d'évaluation du risque relatif (R, I, H, T) pour les espèces de poissons dont la conservation est préoccupante. L'ordre des espèces reflète le risque relatif global, RR_M , du plus élevé à gauche au plus faible à droite. Les barres d'erreur sur les espèces autres que les lamproies représentent la valeur de la toxicité la plus élevée et la plus faible, d'après tous les poissons de substitution connus autres que les lamproies. L'esturgeon jaune et l'anguille d'Amérique sont séparés par une ligne tiretée et ne sont pas présentés dans l'ordre, car leurs valeurs pour l'espace et l'intensité ne sont pas directement comparables avec celles des autres poissons.

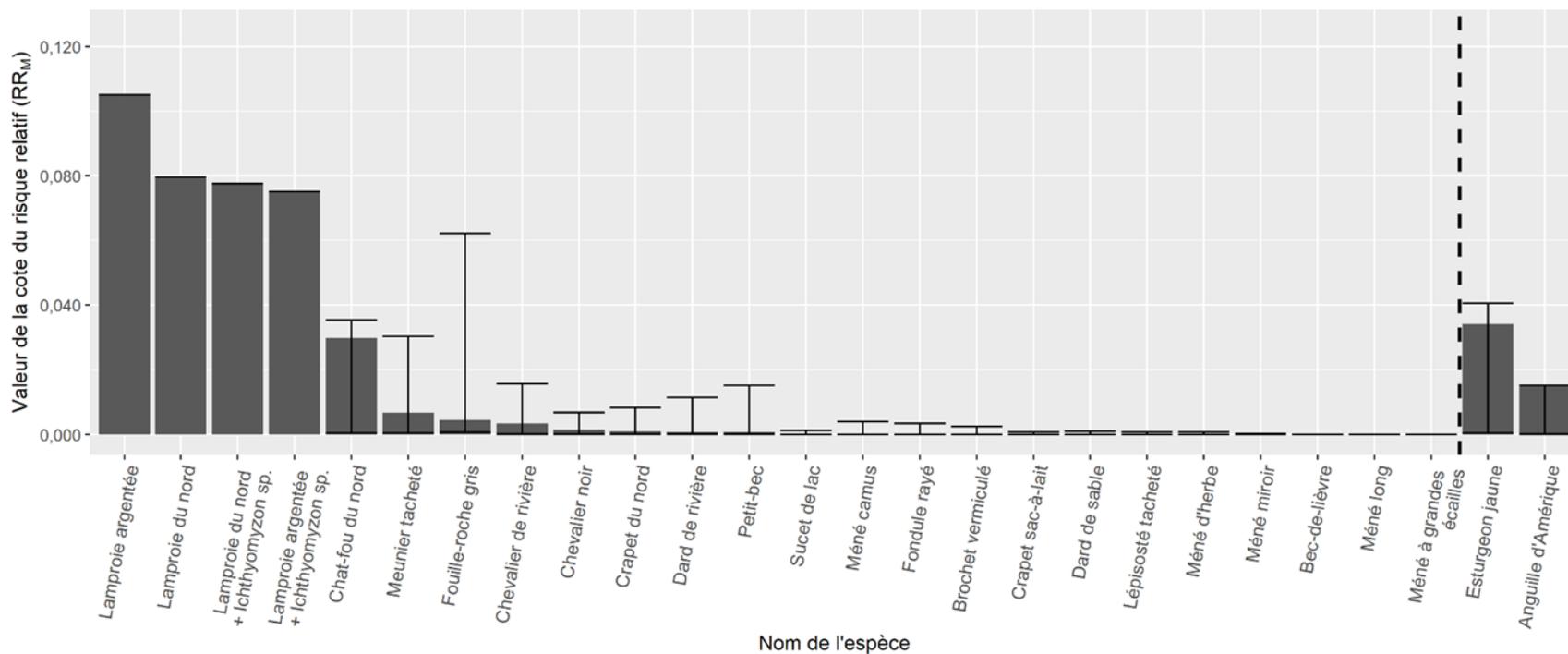


Figure 7. Risque relatif, RR_M, pour les espèces de poissons dont la conservation est préoccupante. Les barres d'erreur sur les espèces autres que les lamproies représentent le risque relatif le plus élevé et le plus faible possible en utilisant les valeurs de la toxicité des poissons de substitution autres que les lamproies les plus sensibles aux moins sensibles, respectivement. L'esturgeon jaune et l'anguille d'Amérique sont séparés par une ligne pointillée et ne sont pas présentés dans l'ordre, car leur risque relatif n'est pas directement comparable à celui des autres poissons en raison des méthodes d'évaluation. Comme il n'est pas possible de différencier les larves de la lamproie argentée et de la lamproie du Nord, l'évaluation des risques a été réalisée en utilisant uniquement les enregistrements identifiés au niveau de l'espèce ou avec les enregistrements précisant Ichthyomyzon sp. Une valeur de 1 sur l'axe des ordonnées indique que toute l'aire de répartition de l'espèce est sensible aux applications de Bayluscide granulaire (Bg), que les applications dans l'aire de répartition se produisent avec une forte intensité, que l'espèce ne se trouve que dans un habitat de type I ou de type II et que l'espèce connaîtrait une mortalité complète au point de référence de l'exposition. Une valeur de 0 représente l'absence de chevauchement des aires de répartition ou d'intensité, la présence de l'espèce uniquement dans un habitat de type III et l'absence de mortalité prévue au point de référence de l'exposition.

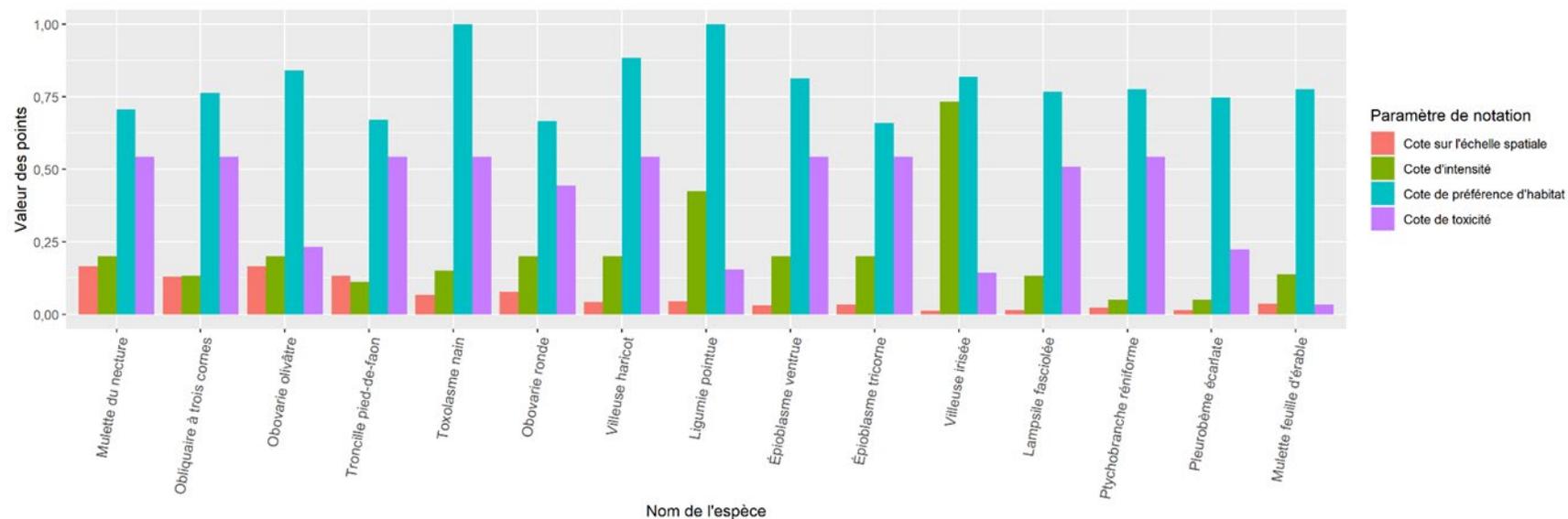


Figure 8. Paramètres d'évaluation du risque relatif (R, I, H, T) pour les espèces de moules dont la conservation est préoccupante. L'ordre des espèces reflète le classement des valeurs de l'évaluation du risque relatif, du plus élevé à gauche et au plus faible à droite.

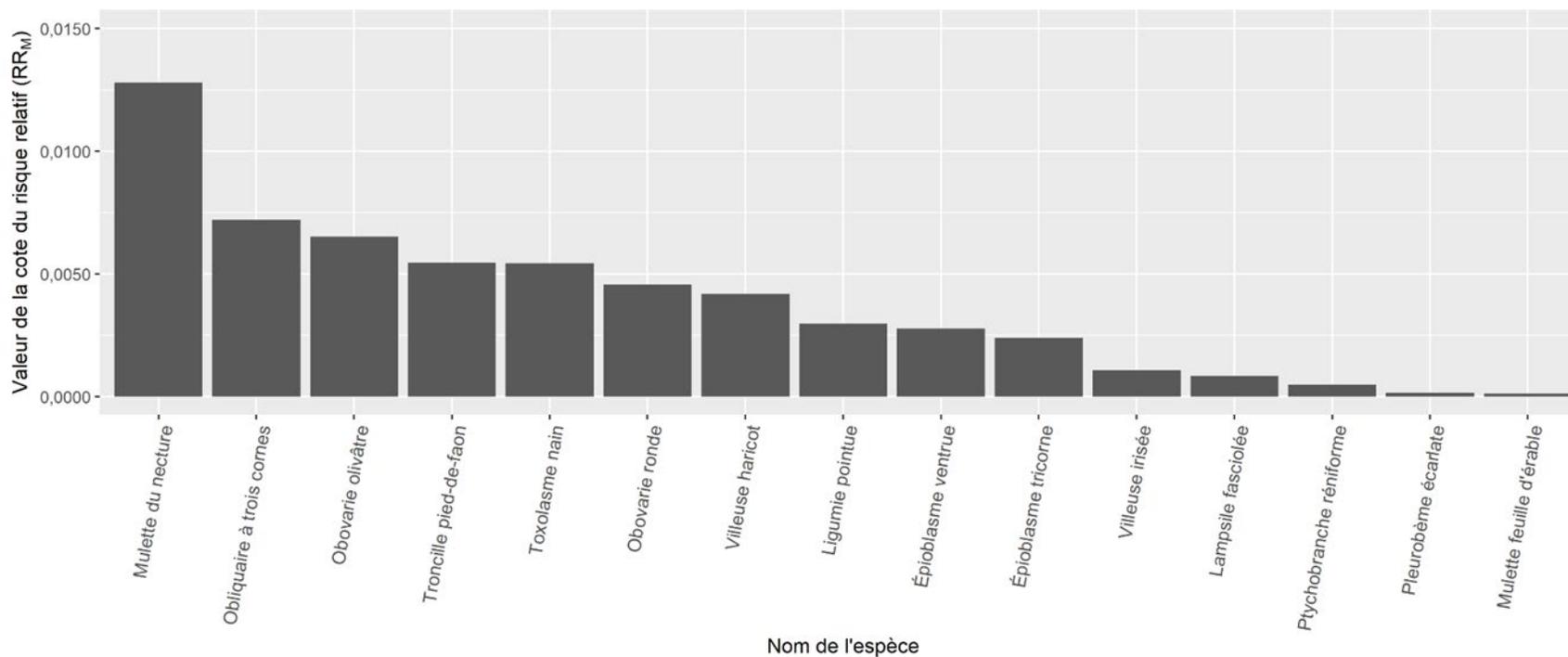


Figure 9. Risque relatif, RR_M, pour les espèces de moules dont la conservation est préoccupante. Une valeur de 1 sur l'axe des ordonnées indique que toute l'aire de répartition de l'espèce est sensible aux applications de Bayluscide granulaire (Bg), que les applications dans l'aire de répartition se produisent avec une forte intensité, que l'espèce ne se trouve que dans un habitat de type I ou de type II et que l'espèce connaîtrait une mortalité complète au point de référence de l'exposition. Une valeur de 0 représente l'absence de chevauchement des aires de répartition ou d'intensité, la présence de l'espèce uniquement dans un habitat de type III et l'absence de mortalité prévue au point de référence de l'exposition.

Les valeurs de l'association avec des habitats, H , étaient les plus élevées pour les quatre groupes d'espèces de lamproies indigènes et le méné à grandes écailles (*Macrhybopsis storeriana*) [populations des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent]; 1,0). Les valeurs de l'association avec des habitats étaient également très élevées pour le méné d'herbe (*Notropis bifrenatus*; 0,970), le sucet de lac (*Erimyzon sucetta*; 0,944) et le méné camus (*Notropis anogenus*; 0,937). Chez les moules, les valeurs de l'association avec des habitats étaient les plus élevées pour la ligumie pointue (1,0), le toxolasme nain (*Toxolasma parvum*; 1,0), la villeuse haricot (*Villosa fabalis*; 0,884) et l'obovarie olivâtre (0,840). Cela indique que pour certaines espèces, les associations avec des habitats potentiellement classés en type I ou type II peuvent être très élevées, jusqu'à 100 %. Les valeurs de la toxicité, T , étaient les plus élevées pour les lamproies indigènes (0,972), suivies de l'anguille d'Amérique (0,632), de l'esturgeon jaune (0,532) et du chat-fou du Nord (0,532), mais chaque cote reposait sur des valeurs substitutives. Les barres d'erreur fournies dans la Figure 6 représentent la valeur de la toxicité la plus élevée et la plus faible, d'après tous les poissons de substitution connus. La toxicité pour les espèces de lamproies indigènes reposait sur une exposition à des concentrations de Bayluscide de 0,057 mg/L pendant neuf heures. Bien que les valeurs pour toutes les espèces autres que les lamproies aient été fondées sur des durées d'exposition de huit heures, la différence de durée d'exposition ne devrait pas influencer beaucoup les valeurs de la toxicité relatives (voir plus de précisions dans Smyth et Drake 2021). Pour les espèces de moules, les valeurs de la mortalité les plus élevées étaient d'environ 54 % à une concentration de Bayluscide de 11 mg/L (9,3 mg/L d'ingrédient actif) sur huit heures. La valeur de la toxicité la plus élevée ($T = 0,54$) s'appliquait à de nombreuses espèces de moules (villeuse haricot, épioblasme ventrue [*Epioblasma rangiana*], toxolasme nain, ptychobranche réniforme [*Ptychobranthus fasciolaris*]) en raison des valeurs substitutives utilisées.

Le risque relatif (RR_M) affichait des valeurs non nulles pour la plupart des poissons inscrits sur la liste de la LEP et de ceux évalués par le COSEPAC comme étant en voie de disparition, menacés ou préoccupants (Figures 6 et 7). En raison des valeurs globales de RR_M , le plus grand risque relatif de mortalité directe pour les poissons concerne les quatre groupes d'espèces de lamproies indigènes, suivis de l'esturgeon jaune (0,034; noter les différences méthodologiques) et le chat-fou du Nord (0,030; Figures 6 et 7). Le classement en tête de liste des espèces de lamproies indigènes s'explique par leurs valeurs de l'utilisation de l'habitat et de la toxicité (1,000 et 0,972, respectivement), et celui du chat-fou du Nord par les valeurs élevées de l'exposition (facteurs spatiaux et d'intensité combinés) et de la toxicité. La cote de l'esturgeon jaune était élevée en raison de ses valeurs élevées pour l'espace, l'intensité et l'habitat. Cependant, comme les archives des zones lacustres extracôtières n'ont pas été intégrées, les valeurs spatiales et de l'intensité de l'esturgeon jaune sont probablement gonflées, ce qui augmente artificiellement la proportion de l'aire de répartition considérée comme sensible aux applications de Bg (des facteurs similaires existent pour l'anguille d'Amérique). Les estimations du risque relatif étaient sensibles aux valeurs substitutives présumées (Figure 7).

L'évaluation du risque relatif pour les moules a montré que le plus grand risque relatif de mortalité concernait la mulette du necture (0,0128), puis l'obliquaire à trois cornes (0,0072) et l'obovarie olivâtre (0,0065). Le risque relatif était élevé pour la mulette du necture et l'obliquaire à trois cornes en raison de leurs valeurs très élevées pour l'espace, reflétant un chevauchement important entre les applications passées de Bg et l'aire de répartition de l'espèce ainsi qu'une forte toxicité. Le classement élevé du risque relatif pour l'obovarie olivâtre provenait de la valeur élevée de l'association avec l'habitat et d'un chevauchement spatial potentiel élevé avec les applications de Bg par rapport à d'autres espèces de moules.

Dans les sections suivantes, les analyses de chaque espèce donnent davantage de précisions sur la répartition des espèces de poissons et de moules dont la conservation est préoccupante et leurs associations avec des habitats. Les résultats de l'évaluation du risque relatif sont présentés pour chaque espèce avec un résumé de la documentation sur les séquences des effets directs et indirects.

ANALYSES DES ESPÈCES DE POISSONS

ESTURGEON JAUNE

Nom scientifique : *Acipenser fulvescens*

Unité désignable (UD) : Populations des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce menacée, avril 2017

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Pas d'inscription selon la LEP, pas de statut

Situation actuelle selon le Comité de détermination du statut des espèces en péril en Ontario (CDSEPO) et année d'évaluation : Espèce en voie de disparition, novembre 2017

Répartition

L'unité désignable des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent (UD 4) se trouve dans le lac Supérieur, le lac Huron, le lac Érié, le lac Ontario, le fleuve Saint-Laurent, la rivière des Outaouais et leurs affluents (COSEPAC 2006a, Golder Associates Ltd. 2011). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.1.

Dommmages admissibles

Les populations d'esturgeon jaune de l'UD 4 sont les plus sensibles aux perturbations qui touchent la survie des jeunes adultes (89,5 à 154 cm; Vélez-Espino et Koops 2008). Dans une perspective de précaution, il a été suggéré de fixer le maximum de dommages admissibles de 1,0 à 3,7 % pour la survie des adultes, de 1,8 à 8,2 % pour la survie des juvéniles, de 5,7 à 13,2 % pour la survie des jeunes de l'année et de 7,1 à 49,3 % pour les taux de fécondité, afin d'éviter de mettre en péril la survie et le rétablissement futur de l'esturgeon jaune. Pour obtenir plus d'informations sur les dommages admissibles pour l'esturgeon jaune, voir Vélez-Espino et Koops (2008).

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

On connaît mal la toxicité du Bayluscide pour l'esturgeon jaune. La plupart des expériences de toxicité menées avec du Bayluscide ont étudié ses effets uniquement en tant qu'additif aux traitements par le TFM. Par exemple, des essais de toxicité en laboratoire effectués en 1988 ont indiqué que l'exposition de l'esturgeon jaune au TFM/1 % de Bayluscide devrait être limitée à 1,2 fois les concentrations létales minimales pendant les traitements des cours d'eau (Boogaard *et al.* 2003). Cependant, les agents du Programme de lutte contre la lamproie marine ont déterminé que la concentration réduite de lampricide entraînait une diminution de l'efficacité du traitement, ce qui a conduit au retrait du protocole pour l'application de lampricides dans les cours d'eau où vivent des populations de jeunes de l'année de l'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*) des procédures opérationnelles normalisées en 2006 (Commission des pêcheries des Grands Lacs 2015). Bien que l'on ignore la toxicité précise du Bayluscide pour l'esturgeon

jaune, certains aspects des effets liés au Bayluscide sont en cours d'étude. Boogaard et ses collaborateurs ont indiqué dans une étude (2008b) que les esturgeons jaunes (< 100 mm) affichaient un comportement d'évitement dans les quatre à huit minutes suivant l'exposition au Bayluscide granulaire à 3,2 % et que ce comportement se poursuivait pendant 60 minutes. Les résultats de cette étude étaient similaires à ceux d'une étude précédente dans laquelle des esturgeons jaunes (> 100 mm) ont montré leur capacité à éviter le Bg, démontrant que les juvéniles de toutes tailles peuvent détecter et éviter les applications de Bg (Bills *et al.* 2001).

L'application du Bg peut avoir des conséquences positives sur l'esturgeon jaune en réduisant l'abondance de la lamproie marine. Patrick *et al.* (2009) ont démontré, dans des conditions de laboratoire, que les attaques de lamproie marine pouvaient entraîner la mortalité chez les esturgeons jaunes sous-adultes et adultes, directement par anémie aiguë après une attaque ou indirectement par infection fongique secondaire. La mortalité par ces deux voies était la plus élevée chez les individus plus petits (450-650 mm). La lutte contre la lamproie marine par l'application de Bg peut bénéficier à l'esturgeon jaune sous-adulte et adulte en réduisant la prédation.

Risque relatif

Les applications du Bg dans le bassin des Grands Lacs présentent un chevauchement spatial important avec les zones occupées par l'esturgeon jaune (Figure 4 et Figure A5.2). Par exemple, 26 % de tous les segments SIPA avec une zone tampon qui se trouvent dans l'aire de répartition de l'esturgeon jaune ont fait l'objet d'au moins une application de Bg entre 2011 et 2017 (Tableau 2), soit 4 % des sites d'application du Bg. C'est ce qui a donné une valeur spatiale élevée par rapport à toutes les autres espèces de poissons ($R = 0,261$; 91^e centile). L'intensité des applications de Bg était également élevée par rapport aux autres poissons ($I = 0,338$; 70^e centile).

L'utilisation par l'esturgeon jaune (adultes et juvéniles) des types d'habitat I et II a donné une valeur presque médiane (48^e centile) pour les poissons dans cette étude. Compte tenu de l'utilisation moyenne de l'habitat dans deux études, 73 % des enregistrements de l'esturgeon jaune étaient associés aux types d'habitat I et II (voir Gerig *et al.* 2011 et Daugherty *et al.* 2009). On obtient une valeur modérée de préférence d'habitat ($H = 0,730$; 48^e centile) par rapport aux autres poissons. En raison du manque d'informations précises sur la toxicité pour l'esturgeon jaune, on a utilisé la barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*) comme substitut dans l'évaluation du risque relatif, étant donné leur affinité similaire pour l'habitat benthique (Smyth et Drake 2021), ce qui a placé la valeur de la toxicité pour l'esturgeon jaune dans le premier quartile des poissons.

La valeur du risque relatif pour l'esturgeon jaune était élevée ($RR_M = 0,034$; 91^e centile; Figure 7), principalement en raison des valeurs élevées sur l'échelle spatiale et de l'intensité (Figure 6). Toutefois, les méthodes d'évaluation actuelles ne permettent pas d'établir de comparaison directe avec d'autres poissons, étant donné les lacunes dans la couverture des données dans les zones où la présence de l'espèce est connue (p. ex. la rivière Sainte-Claire, la rivière Détroit) et l'absence de couverture des segments SIPA pour les parties des lacs situées au large. Il est possible que ces facteurs aient gonflé les valeurs spatiales et de l'intensité de l'esturgeon jaune par rapport aux autres poissons, mais ils indiquent un risque relatif non nul dans la partie fluviale de l'aire de répartition.

DARD DE SABLE

Nom scientifique : *Ammocrypta pellucida*

Unité désignable (UD) : Populations de l'Ontario

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce menacée, novembre 2009

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce menacée, juin 2003

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce en voie de disparition, novembre 2009

Répartition

Au Canada, le dard de sable est séparé en unités désignables de l'Ontario et du Québec en fonction de distinctions génétiques et biogéographiques (COSEPAC 2009). En Ontario, il est présent dans des affluents du lac Érié (baie Rondeau, baie Long Point, rivière Grand, ruisseau Big) et du lac Sainte-Claire (rivière Détroit, cours inférieur de la Tamise et cours inférieur de la rivière East Sydenham). Il a également été récemment prélevé dans le bassin du lac Ontario à West Lake (Reid et Dextrase 2014). Au Québec, le dard de sable se trouve dans le fleuve Saint-Laurent et dans ses plus grands affluents entre le lac des Deux-Montagnes et Leclercville, en aval (COSEPAC 2009). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.3.

Domages admissibles

Les populations de dard de sable sont les plus vulnérables aux perturbations qui ont un effet sur la survie des individus d'âge 0+ et sur la fécondité des reproducteurs d'âge 1+. Dans une perspective de précaution, il a été suggéré de fixer le maximum de dommages admissibles à 38 % pour le taux de survie annuel des individus d'âge 0+ et à 40 % pour le taux de fécondité des reproducteurs d'âge 1+ afin d'éviter de mettre en péril la survie et le rétablissement futur des populations canadiennes (Finch *et al.* 2011). Pour obtenir plus d'informations sur les dommages admissibles pour le dard de sable, voir Finch *et al.* (2011).

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

Les tolérances précises du dard de sable à l'exposition au Bayluscide n'ont pas été étudiées. Cependant, on a observé des mortalités chez les espèces *Etheostoma* sp. étroitement apparentées comme le raseux-de-terre noir (*E. nigrum*) et le raseux-de-terre gris (*E. olmstedii*) sur le terrain après l'application du Bayluscide. Le document du Fisheries Technical Committee (1999) a rapporté un total de 82 mortalités de raseux-de-terre gris dans trois des cinq deltas (rivières Boquet, Ausable, Saranac) traités avec du Bayer 73 (5 % granulaire) en 1991 et 1995. Deux rapports de la Commission des pêcheries des Grands Lacs (Adair et Sullivan 2013, 2015) ont également récemment fait état de mortalités non ciblées de raseux-de-terre gris (500 individus) et de raseux-de-terre noirs (55-65 individus) après l'application de Bg dans le delta de la rivière Ausable dans le lac Champlain et dans la rivière Rapid au Michigan, respectivement.

L'application de Bayluscide peut également avoir un effet sur les espèces-proie préférées du dard de sable, comme les larves de moucherons (Chironomidés) et les microcrustacés. Shiff et Garnett (1961) ont constaté que les microcrustacés étaient nettement moins nombreux dans les étangs immédiatement après des traitements avec 1 mg/L de Bayluscide, et Gilderhus (1979) a signalé un déclin de 54 % des populations de larves de moucherons sept jours après le traitement. Les populations de microcrustacés ont retrouvé leurs niveaux d'avant le traitement après 32 jours et celles des larves de moucherons ont augmenté après sept jours, mais

l'augmentation n'était pas importante. Il peut donc y avoir une pénurie temporaire des proies de prédilection.

Risque relatif

Environ 2 % de tous les segments SIPA avec une zone tampon qui se trouvent dans l'aire de répartition du dard de sable ont fait l'objet d'au moins une application de Bg entre 2011 et 2017 (Figure 4 et Figure A5.4), ce qui ne représente que 0,5 % des sites d'application du Bg. Cela a contribué à la faiblesse des valeurs spatiale ($R = 0,017$; 17^e centile parmi les poissons) et de l'intensité ($I = 0,125$; 35^e centile parmi les poissons).

Malgré les faibles valeurs de R et I , 15 applications de Bg ont été effectuées dans ce qui est actuellement l'habitat essentiel du dard de sable depuis 2011-2012 (Tableau 3 et Figure A5.5). L'analyse des enregistrements de substrat montre qu'environ 69 % ($H = 0,693$; 39^e centile parmi les poissons) de toutes les collectes de dards de sable ont eu lieu dans des habitats de type I ou II. Étant donné le manque d'informations concernant la sensibilité au Bg de cette espèce, la valeur de la toxicité dans cette étude a été fondée sur la mortalité potentielle en utilisant les données de son substitut connu le plus proche, la perchaude (*Perca flavescens*). Sur la base de la CL_{50} publiée pour la perchaude, on a utilisé une mortalité de 4,6 % à une concentration de Bayluscide de 0,057 mg/L sur huit heures dans l'évaluation du risque (Smyth et Drake 2021). Cela a placé la valeur de la toxicité pour le dard de sable dans le 35^e centile parmi les poissons.

L'évaluation du risque relatif a indiqué que le risque pour le dard de sable était faible par rapport aux autres espèces de poissons dont la conservation est préoccupante ($RR_M < 0,001$; 26^e centile pour tous les poissons; Figure 7).

ANGUILLE D'AMÉRIQUE

Nom scientifique : *Anguilla rostrata*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce menacée, mai 2012

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Pas d'inscription selon la LEP, pas de statut

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce en voie de disparition, janvier 2013

Répartition

La répartition historique de l'anguille d'Amérique au Canada comprend l'ensemble des eaux douces, des estuaires et des eaux marines côtières accessibles du milieu du Labrador au golfe du Saint-Laurent le long de la côte atlantique. L'anguille d'Amérique se trouve dans les bassins versants de la rivière des Outaouais, du Saint-Laurent et du lac Ontario. L'accès au reste des Grands Lacs (lac Érié, Huron et Supérieur) est le résultat de l'empoisonnement ou de la dispersion par les chenaux Érié et Welland (COSEPAC 2012a, Cairns *et al.* 2014). La répartition de l'anguille d'Amérique dans les habitats d'eau douce a diminué au cours du siècle dernier, peut-être de manière plus marquée en association avec la construction de grands barrages (Chaput *et al.* 2014). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.6.

Domages admissibles

Les dommages admissibles pour l'anguille d'Amérique n'ont pas été calculés en raison des limites de la modélisation de la population associées au manque de données sur l'abondance dans les sept zones géographiques (Young et Koops 2014a).

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

On ne connaît pas la toxicité du Bayluscide pour l'anguille d'Amérique. Cependant, l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*), une espèce étroitement apparentée, présentait une mortalité relativement élevée au niclosamide à des concentrations de 1 mg/L (Buchmann *et al.* 1990). Ces résultats permettent de penser que les applications de Bg pourraient provoquer une mortalité directe chez l'anguille d'Amérique. Malheureusement, les données de Buchmann *et al.* (1990) ont été recueillies d'une manière qui ne permet pas de créer une courbe dose-réponse comme celle utilisée dans Smyth et Drake (2021).

L'anguille d'Amérique adulte est un omnivore benthique qui se nourrit de poissons, de mollusques, de crustacés, de larves d'insectes, d'insectes de surface, de vers et de plantes (COSEPAC 2012a). Les espèces-proie les plus susceptibles d'être touchées par l'application de Bayluscide sont les mollusques et les vers, en particulier les vers aquatiques (*Tubifex* sp.), les turbellariés, les escargots (*Physa* sp.; Rye et King 1976), les oligochètes et les larves de moucherons (Gilderhus 1979). Un changement de proie de prédilection en réaction à une réduction de l'abondance aurait très probablement un effet négatif sur les anguilles plus petites, car les plus grandes se nourrissent principalement de poissons et d'écrevisses (COSEPAC 2012a). Il a été démontré que les écrevisses sont relativement résistantes au Bayluscide, avec des valeurs de CL_{50} supérieures à 50 mg/L (Rye et King 1976).

Risque relatif

Cette étude a montré que les applications de Bg chevauchaient la répartition connue de l'anguille d'Amérique (Tableau 2 et Figure A5.7). Par exemple, 9 % de tous les segments SIPA avec une zone tampon qui se trouvent dans l'aire de répartition de l'anguille d'Amérique ont fait l'objet d'au moins une application de Bg de 2011 à 2017, soit 0,5 % des sites d'application du Bg. Cela a donné des valeurs de l'espace et de l'intensité dans le 61^e et 74^e centile parmi les poissons, respectivement ($R = 0,088$; $I = 0,353$).

Environ 77 % de toutes les présences d'anguilles d'Amérique ont été associées à un habitat de type I ou II, ce qui donne une valeur proche de la médiane de la préférence d'habitat (57^e centile parmi les poissons). La valeur de la toxicité dans cette étude reposait sur la mortalité potentielle d'après les informations de son substitut connu le plus proche, la truite arc-en-ciel. Sur la base de la CL_{50} publiée pour la truite arc-en-ciel, on a utilisé une mortalité de 63 % à une concentration de Bayluscide de 0,057 mg/L sur huit heures dans l'évaluation du risque (voir les courbes de dose-réponse dans Smyth et Drake 2021). Cela a placé la valeur de la toxicité pour l'anguille d'Amérique dans le premier quartile des poissons.

L'évaluation des risques du Bg a indiqué un risque relatif global plus élevé que celui de nombreux autres poissons ($RR_M = 0,015$; 83^e centile; Figure 7), en grande partie en fonction des valeurs spatiale, de l'intensité et de la toxicité (Figure 6). Cependant, en raison de l'absence de couverture des segments SIPA pour les lacs et également du comportement migratoire de l'espèce, le risque global lié au Bg est gonflé par rapport aux autres espèces. Comme des méthodes d'évaluation ont été élaborées pour évaluer les applications fluviales et lacustres proches du rivage, ces facteurs peuvent avoir gonflé les valeurs spatiale et de l'intensité pour l'anguille d'Amérique et, par conséquent, il n'est pas possible de comparer directement la valeur du risque global à celle des autres espèces de poissons dans cette étude.

MÉNÉ LONG

Nom scientifique : *Clinostomus elongatus*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce en voie de disparition, novembre 2017

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce en voie de disparition, avril 2017

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce en voie de disparition, novembre 2008

Répartition

Au Canada, la répartition du méné long est principalement limitée au sud de l'Ontario. La plupart des populations se trouvent dans les affluents du lac Ontario, du ruisseau Spencer à l'ouest au ruisseau Pringle à l'est. Sa présence est également connue dans les bassins versants du lac Simcoe (réseau hydrographique de la rivière Holland), du lac Érié (ruisseau Irvine) et du lac Huron (réseau hydrographique de la rivière Saugeen, ruisseau Gully, affluent Stanley J, rivière Two Tree; COSEPAC 2007c, MPO 2019, Lebrun *et al.* 2020). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.8.

Domages admissibles

Les populations de méné long sont les plus sensibles aux perturbations qui ont une incidence sur la survie des individus immatures (de l'éclosion à l'âge 2) et sur la fécondité à l'échelle de la population (Vélez-Espino et Koops 2009). Avec un taux de croissance de la population de 1,19, les dommages admissibles touchant la survie de toutes les classes d'âge ne pourraient pas dépasser 15 % (van der Lee *et al.* 2020). Lorsque le taux de croissance de la population est inférieur à 1, il n'y a pas de dommages admissibles possibles. Pour obtenir plus d'informations sur les dommages admissibles pour le méné long, voir van der Lee *et al.* (2020).

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

On ignore la tolérance du méné long et des espèces étroitement apparentées au Bayluscide, mais des réductions temporaires des espèces-proie aquatiques peuvent se produire. Le méné long se nourrit principalement d'insectes terrestres à la dérive, en particulier de mouches adultes (diptères) [COSEPAC 2007c], et bien que la toxicité pour les mouches adultes n'ait pas encore été examinée, une réduction des populations de larves de moucherons a été signalée sept jours après l'exposition au Bayluscide (Gilderhus 1979).

Risque relatif

Les applications récentes de Bg n'ont pas chevauché l'aire de répartition du méné long. Plus précisément, il n'y a eu aucune application de Bg depuis 2011 dans la répartition du méné long couverte par des segments SIPA (Annexe 1). Une analyse des enregistrements du substrat utilisés par le méné long provenant de la base de données sur la biodiversité du MPO a révélé qu'environ 83 % des enregistrements se trouvaient dans des habitats de type I ou II. On obtient une valeur de la préférence d'habitat dans le 65^e centile parmi les poissons. Étant donné qu'aucune information sur la toxicité pour cette espèce n'est disponible, la valeur de la toxicité dans cette étude reposait sur la mortalité potentielle d'après les informations de son substitut connu le plus proche, le tête-de-boule (*Pimephales promelas*). En fonction de la CL₅₀ publiée pour le tête-de-boule, on a utilisé une mortalité de 3,5 % à une concentration de Bayluscide de 0,057 mg/L sur huit heures dans l'évaluation du risque (Smyth et Drake 2021). Cela a donné la

valeur de la toxicité la plus faible pour le méné long et sept autres espèces de poissons pour lesquelles on a utilisé le tête-de-boule comme substitut.

Le risque relatif global ($RR_M = 0$) pour le méné long était le plus faible, à égalité, parmi les poissons (Figure 7), en raison du manque d'exposition aux applications de Bg depuis 2011.

SUCET DE LAC

Nom scientifique : *Erimyzon sucetta*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce en voie de disparition, novembre 2008

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce en voie de disparition, juin 2011

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce menacée, juin 2009

Répartition

Au Canada, le sucet de lac est limité au sud-ouest de l'Ontario. On le trouve dans plusieurs zones humides des bassins versants du lac Huron, du lac Sainte-Claire et du lac Érié, ainsi que dans les affluents du lac Érié, du lac Sainte-Claire et de la rivière Niagara. Dans le lac Érié, il a été prélevé dans le parc national de la Pointe Pelée, la baie Rondeau, la baie Long Point et plusieurs affluents du ruisseau Big (Staton *et al.* 2010). Malgré les efforts d'échantillonnage, aucun spécimen n'a été capturé dans le ruisseau Jeanette, un affluent de la rivière Thames, depuis 1965 (COSEPAC 2008b). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est indiquée (Figure A5.9).

Domages admissibles

Les populations de sucet de lac sont les plus sensibles aux perturbations qui touchent la survie des individus immatures (de l'éclosion à l'âge 2) et sont plus sensibles aux changements dans la survie et la fécondité des nouveaux adultes que des adultes plus âgés (Young et Koops 2011b). Dans une perspective de précaution, il a été suggéré, pour éviter de mettre en péril la survie et le rétablissement futur des populations canadiennes, de fixer le maximum de dommages admissibles à 33 % pour la survie des juvéniles (dommages simultanés aux âges 0 et 1), à 54 % pour la survie des adultes (âges 2 à 8) et à 49 % pour la fécondité de tous les âges. Pour obtenir plus d'informations sur les dommages admissibles pour le sucet de lac, voir Young et Koops (2011b).

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

Jusqu'à présent, aucune étude n'a été réalisée pour documenter les effets du Bayluscide sur le sucet de lac. Cependant, Marking et Hogan (1967) ont présenté la toxicité du Bayluscide pour 18 espèces de poissons d'eau douce. L'espèce la plus étroitement apparentée au sucet de lac était le meunier noir (*Catostomus commersonii*), qui présentait une mortalité en cas d'exposition au Bayluscide d'une valeur de CL_{50} de 0,084 ppm après 24 heures d'exposition (pH de 7,5).

Le sucet de lac se nourrit de plancton, de petits crustacés et mollusques, d'insectes aquatiques, d'algues filamenteuses et d'autres matières végétales (COSEPAC 2008b). Comme le Bayluscide a été développé à l'origine comme un molluscicide, les mollusques sont extrêmement sensibles lorsqu'ils sont exposés (CL_{50} après 24 heures < 0,4 mg/L; Rye et King 1976). Shiff et Garnett (1961) ont également signalé une légère réduction globale de la microflore dans un étang traité avec 1 mg/L de Bayluscide, mais les populations sont revenues

à la normale après 32 jours. En raison des facteurs ci-dessus, si le Bayluscide est utilisé à proximité des populations de sucet de lac, un changement temporaire de proie de prédilection peut se produire. Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour comprendre les tolérances précises du sucet de lac à l'exposition au Bayluscide.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs ont chevauché les emplacements occupés par le sucet de lac dans le passé (Tableau 2, Figure 4 et Figure A5.10). Par exemple, environ 2 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition du sucet de lac chevauchaient un site d'application du Bg de 2011 à 2017 (Tableau 2), soit moins de 1 % des sites d'application du Bg. C'est ce qui a donné une valeur spatiale faible par rapport aux autres poissons ($R = 0,020$; 26^e centile). Le sucet de lac avait également une valeur de l'intensité faible par rapport aux autres poissons de cette étude (22^e centile).

Environ 94 % de tous les enregistrements de sucets de lac se trouvaient dans des zones classées comme habitat de type I ou II, ce qui place la valeur de la préférence d'habitat ($H = 0,944$) dans le premier quartile des poissons. En outre, six applications de Bg ont eu lieu dans ce qui est actuellement l'habitat essentiel du sucet de lac en 2011 (Tableau 3 et Figure A5.11).

Étant donné qu'aucune information sur la toxicité pour cette espèce n'est disponible, la valeur de la toxicité dans cette étude reposait sur la mortalité potentielle d'un substitut (le meunier noir). Sur la base de la CL_{50} publiée pour le meunier noir, on a utilisé une mortalité de 14 % à une concentration de Bayluscide de 0,057 mg/L sur huit heures dans l'évaluation du risque (Smyth et Drake 2021), qui a donné une valeur de la toxicité ($T = 0,139$) dans le 65^e centile chez les poissons.

L'évaluation du risque relatif a révélé que le risque relatif est modéré pour le sucet de lac par rapport aux autres poissons de cette étude ($RR_M < 0,001$; 48^e centile de tous les poissons; Figure 7). La valeur du risque global a été déterminée par les valeurs plus élevées dans les composantes « préférence d'habitat » et « toxicité » de l'évaluation du risque (Figure 6).

BROCHET VERMICULÉ

Nom scientifique : *Esox americanus vermiculatus*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce préoccupante, novembre 2014

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce préoccupante, mai 2006

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce préoccupante, mai 2015

Répartition

Au Canada, le brochet vermiculé est présent dans le sud-ouest du Québec et le sud de l'Ontario. En Ontario, sa présence est connue dans les zones humides et les affluents du Saint-Laurent, du lac Ontario, du lac Érié, du lac Huron, du lac Sainte-Claire et dans le bassin versant de la rivière Severn (lac Kahshe, rivière Kahshe Sud, lac Grass). Le brochet vermiculé a été capturé dans le cours inférieur de la rivière Niagara pour la première fois en 2014 (COSEPAC 2014a). Au Québec, il a été observé dans trois tronçons du Saint-Laurent et de ses affluents, dans les lacs Saint-François, Coteau-du-lac et Saint-Louis (Beauchamp *et al.* 2012). La répartition dans le bassin des Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est indiquée sur la Figure A5.12.

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

On ne connaît pas bien l'effet du Bayluscide sur le brochet vermiculé et les espèces *Esox* étroitement apparentées. Il peut cependant y avoir une pénurie temporaire des proies de prédilection. Le brochet vermiculé se nourrit principalement de poissons et, dans une moindre mesure, d'insectes aquatiques et de crustacés (Beauchamp *et al.* 2012). Shiff et Garnett (1961) ont signalé une réduction à court terme de l'abondance des microcrustacés, comme les cladocères et les ostracodes, après un traitement avec 1 mg/L de Bayluscide. Les écrevisses semblent relativement résistantes au Bayluscide (Rye et King 1976). Une réduction des poissons-proie, à savoir ceux qui sont sensibles aux effets du Bayer 73, peut également se produire (voir la toxicité du Bayer 73 pour les poissons dans Marking et Hogan [1967]).

Risque relatif

Dans le passé, les applications du Bg dans le bassin des Grands Lacs ont chevauché les emplacements occupés par le brochet vermiculé (Tableau 2 et Figure A5.13). Par exemple, 3 % de tous les segments SIPA avec une zone tampon qui se trouvent dans l'aire de répartition du brochet vermiculé ont fait l'objet d'au moins une application de Bg entre 2011 et 2017 (Tableau 2), soit 2 % des sites d'application du Bg. C'est ce qui a donné une valeur spatiale modérément faible par rapport aux autres poissons ($R = 0,031$; 35^e centile). L'intensité des applications était modérée par rapport aux autres poissons de cette étude ($I = 0,163$; 43^e centile).

D'après l'analyse des enregistrements de substrat, environ 74 % de tous les brochets vermiculés ont été collectés dans un habitat de type I ou II. En conséquence, la valeur de cette variable ($H = 0,742$; 52^e centile) est proche de la médiane des poissons pour le brochet vermiculé. Étant donné qu'aucune information sur la toxicité pour cette espèce n'est disponible, la valeur de la toxicité dans cette étude reposait sur la mortalité potentielle d'après les données sur la perchaude. Sur la base de la CL_{50} publiée pour la perchaude, on a présumé une mortalité de 4,6 % à une concentration de Bayluscide de 0,057 mg/L sur huit heures (Smyth et Drake 2021), qui a donné une valeur faible de la toxicité ($T = 0,046$; 35^e centile).

L'évaluation du risque a révélé que le risque relatif global pour le brochet vermiculé était faible par rapport à d'autres espèces de poissons ($RR_M < 0,001$; 35^e centile pour les poissons; Figure 7), en grande partie en raison des valeurs spatiale et de l'intensité plus faibles.

BEC-DE-LIÈVRE

Nom scientifique : *Exoglossum maxillingua*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce préoccupante, novembre 2013

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce préoccupante, août 2019

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce menacée, mai 2014

Répartition

Au Canada, le bec-de-lièvre est présent dans le sud-est de l'Ontario, dans les bassins versants du Saint-Laurent et de la rivière des Outaouais. Son aire de répartition s'étend de la rivière Saint-Denis au Québec à l'est, jusqu'à Ivy Lea, en Ontario, à l'ouest, et du cours inférieur de la rivière des Outaouais, en amont, jusqu'à la rivière du Diable, au nord (COSEPAC 2013a).

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

La tolérance à l'exposition au Bayluscide du bec-de-lièvre et des espèces étroitement apparentées n'a pas été formellement étudiée, mais l'application de granulés de Bayluscide peut entraîner la mortalité d'importantes espèces-proie, notamment les chironomidés, les larves de trichoptères et les oligochètes. Par exemple, Gilderhus (1979) a fait état d'une diminution de 54 % de la population de chironomidés (larves de moucheron) et de 80 % des oligochètes sept jours après le traitement et une élimination de la population de phryganes 13 jours après le traitement du lac Boardman avec du Bayer 73 (formule granulaire à 5 %). Une réduction et un changement temporaires des proies de prédilection sont donc possibles.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications passées du Bg dans les Grands Lacs ne chevauchaient pas la répartition du bec-de-lièvre dans le passé ($R = 0,00$). Une analyse de l'utilisation du substrat pour cette espèce a révélé que seulement 20 % des enregistrements se trouvaient dans les types d'habitat I ou II ($H = 0,200$), ce qui était parmi les valeurs d'habitat les plus faibles pour les poissons.

Étant donné qu'aucune information sur la toxicité pour cette espèce n'est disponible, la valeur de la toxicité dans cette étude reposait sur la mortalité potentielle d'après les informations de son substitut connu le plus proche, le tête-de-boule. Sur la base de la CL_{50} publiée pour le tête-de-boule, on a présumé une mortalité de 3,5 % à une concentration de Bayluscide de 0,057 mg/L sur huit heures dans l'évaluation du risque (Smyth et Drake 2021). On a ainsi obtenu la valeur de la toxicité la plus faible pour une espèce de poisson, à égalité avec sept autres espèces en raison du choix de l'espèce de substitution.

Le risque global pour le bec-de-lièvre ($RR_M = 0$) était très faible par rapport aux autres poissons (Figure 7), à égalité pour le risque le plus faible parmi les poissons en raison de l'absence présumée d'exposition au Bg depuis 2011.

FONDULE RAYÉ

Nom scientifique : *Fundulus notatus*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce préoccupante, mai 2012

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce préoccupante, juin 2003

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce préoccupante, mai 2012

Répartition

Au Canada, la répartition du fondule rayé est principalement limitée à environ 500 km² du bassin versant de la rivière Sydenham et de ses affluents proches. Il a été recueilli dans les ruisseaux Bear, Black, East Otter, Fox, Little Bear et Maxwell, les rivières Sydenham et North Sydenham, le ruisseau West Otter, le canal de drainage Whitebread, le ruisseau Plumb et le canal de drainage Nicole (COSEPAC 2012b; MPO, données inédites). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.14.

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

Les effets du Bayluscide sur le fondule rayé n'ont pas été étudiés dans la documentation scientifique. Cependant, on a observé une mortalité substantielle (~ 20 296 individus) du fondule barré (*Fundulus diaphanus*), un poisson très proche, après l'application de Bayer 73 (formule granulaire à 5 %) dans cinq deltas (rivières Boquet, Ausable, Little Ausable, Salmon et Saranac) en 1991 et 1995 (Fisheries Technical Committee 1999). De plus, l'absence de son espèce-proie de prédilection semble avoir des effets négatifs sur le fondule rayé (Gillette 2007). Le fondule rayé est un insectivore de surface qui se nourrit principalement d'invertébrés terrestres entrant dans les cours d'eau depuis la zone riveraine (COSEPAC 2012b). Gillette (2007) a montré que bien que le fondule rayé ait changé de nourriture lorsqu'il n'avait pas accès aux insectes terrestres, sa graisse corporelle a diminué. Par conséquent, une réduction des insectes terrestres ou de leur forme larvaire aquatique (p. ex. les larves de moucheron, les phryganes) après le traitement au Bayluscide et le passage temporaire à d'autres proies peuvent avoir des effets négatifs sur la viabilité de l'espèce.

Risque relatif

Dans le passé, les applications du Bg dans le bassin des Grands Lacs ont chevauché les emplacements occupés par le fondule rayé (Tableau 2 et Figure A5.15). Environ 6 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition du fondule rayé ont fait l'objet d'applications de Bg de 2011 à 2017, soit moins de 1 % des sites d'application du Bg. On obtient une valeur spatiale proche de la médiane par rapport aux autres poissons ($R = 0,056$; 52^e centile). L'intensité des applications était modérée par rapport aux autres poissons de cette étude ($I = 0,188$; 48^e centile).

Environ 52 % de tous les enregistrements de fondules rayés se trouvaient dans des habitats de type I ou II ($H = 0,522$; 22^e centile). Étant donné qu'aucune information sur la toxicité pour cette espèce n'est disponible, la valeur de la toxicité dans cette étude reposait sur la mortalité potentielle d'après les informations du substitut, le tête-de-boule. Sur la base de la CL_{50} publiée pour le tête-de-boule, on a présumé une mortalité de 3,5 % à une concentration de Bayluscide de 0,057 mg/L sur huit heures dans l'évaluation du risque ($T = 0,035$; Smyth et Drake 2021), ce qui donne la valeur de la toxicité la plus faible pour les poissons (à égalité avec sept autres espèces en raison du choix de l'espèce de substitution).

Le risque global pour le fondule rayé était modérément faible ($RR_M = < 0,001$) par rapport aux autres poissons (Figure 7) en raison de valeurs plus faibles de l'utilisation de l'habitat et de la toxicité, le plaçant dans le 39^e centile pour les poissons.

LAMPROIE DU NORD

Nom scientifique : *Ichthyomyzon fossor*

Unité désignable (UD) : Population des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce préoccupante, avril 2007

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce préoccupante, mars 2009

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce préoccupante, novembre 2008

Répartition

Au Canada, la lamproie du Nord est présente en Ontario, au Québec et au Manitoba et comprend deux unités désignables : la population des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent et la population de la rivière Saskatchewan et du fleuve Nelson. Elle a été trouvée dans les affluents des lacs Supérieur, Huron, Érié, Ontario et Nipissing, ainsi que dans les rivières Winnipeg et des Outaouais et le Saint-Laurent (COSEPAC 2007b). La répartition dans le bassin des Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.16.

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

Scholefield et Seelye (1992) ont étudié la toxicité du Bayer 73 (formule de poudre mouillable à 70 % d'ingrédients actifs) pour trois genres de larves de lamproies (*Ichthyomyzon*, *Lethenteron* [anciennement *Lampetra*] et *Petromyzon*) dans le lac Huron. Ils ont constaté que les valeurs de la $CL_{99,9}$ étaient nettement plus élevées pour les *Ichthyomyzon* sp. (lamproie du Nord, lamproie argentée; 70 µg/L) que pour la lamproie marine (52 µg/L), mais qu'il n'y avait pas de différence significative pour les valeurs de la CL_{50} entre la lamproie marine et les *Ichthyomyzon* sp. (36 µg/L et 31 µg/L, respectivement). Par conséquent, on pense que le traitement au Bayer 73 (poudre mouillable) provoque des taux de mortalité similaires chez la lamproie marine et la lamproie du Nord (Scholefield et Seelye 1992). En outre, les évaluations des larves de lamproie marine réalisées à l'aide de Bayluscide granulaire à 3,2 % ont donné lieu à la prise accidentelle de 3 717 *Ichthyomyzon* sp. à 2 720 sites entre 1989 et 2006 (Neave *et al.* 2007).

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg ont chevauché les sites occupés par la lamproie du Nord dans le passé (Tableau 2 et Figure A5.17). Par exemple, environ 10 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition de la lamproie du Nord chevauchaient un site d'application du Bg de 2011 à 2017. Cette valeur passe à 19 % des segments SIPA et à 22 % des sites d'application du Bg lorsqu'on inclut les enregistrements d'espèces *Ichthyomyzon* sp. non identifiées, ce qui donne une valeur spatiale élevée par rapport aux autres poissons ($R = 0,185$; 83^e centile). L'intensité des applications a indiqué une valeur élevée par rapport aux autres poissons dans cette étude ($I = 0,432$; 83^e centile).

Le manque de données sur le substrat n'a pas permis d'analyser l'utilisation de l'habitat dans cette étude, mais on sait que les larves d'*Ichthyomyzon* sp. occupent des habitats très similaires à ceux des larves de lamproie marine, étant donné leur comportement d'enfouissement similaire dans les sédiments meubles. C'est pourquoi on a attribué aux individus appartenant au genre *Ichthyomyzon* la valeur la plus élevée pour la composante de l'utilisation de l'habitat dans l'évaluation du risque. Sur la base de la CL_{50} publiée pour la lamproie du Nord, on a présumé une mortalité de 97 % à une concentration de Bayluscide de 0,057 mg/L sur huit heures (Smyth et Drake 2021), ce qui donne la valeur de la toxicité la plus élevée, à égalité avec la lamproie argentée, parmi les poissons.

Le risque global pour la lamproie du Nord (y compris les espèces *Ichthyomyzon* sp. non identifiées) était élevé par rapport aux autres poissons ($RR_M = 0,078$; 2^e valeur la plus élevée pour les poissons; Figure 7) en raison des valeurs élevées dans chacun des quatre composantes de l'évaluation du risque.

LAMPROIE ARGENTÉE

Nom scientifique : *Ichthyomyzon unicuspis*

Unité désignable (UD) : Population des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce préoccupante, mai 2011

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce préoccupante, août 2019

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce préoccupante, novembre 2011

Répartition

Au Canada, la lamproie argentée est séparée en deux unités désignables : la population des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent et la population de la rivière Saskatchewan et du fleuve Nelson. Des spécimens ont été trouvés dans le bassin hydrographique du fleuve Nelson au Manitoba, dans les Grands Lacs et leurs affluents, ainsi que dans le haut Saint-Laurent et ses affluents (COSEPAC 2011b). De nouvelles données de collecte ont été trouvées dans la rivière Seeber, dans le cours supérieur de la rivière Hayes, ce qui étend la répartition de la lamproie argentée dans le nord du Manitoba (Tyson et Watkinson 2013). La répartition dans le bassin des Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.18.

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

Scholefield et Seelye (1992) ont étudié la toxicité du Bayer 73 (formule de poudre mouillable à 70 % d'ingrédients actifs) pour trois genres de larves de lamproies (*Ichthyomyzon*, *Lethenteron* [anciennement *Lampetra*] et *Petromyzon*) dans le lac Huron. Ils ont constaté que les valeurs de la $CL_{99,9}$ étaient nettement plus élevées pour les espèces *Ichthyomyzon* sp. (lamproie du Nord, lamproie argentée; 70 µg/L) que pour la lamproie marine (52 µg/L), mais qu'il n'y avait pas de différence significative pour les valeurs de la CL_{50} entre la lamproie marine et les espèces *Ichthyomyzon* sp. (36 µg/L et 31 µg/L, respectivement). Par conséquent, on pense que le traitement au Bayer 73 (poudre mouillable) provoque des taux de mortalité similaires chez la lamproie marine et la lamproie argentée (Scholefield et Seelye 1992). En outre, les évaluations des larves de lamproie marine réalisées à l'aide de Bayluscide granulaire à 3,2 % ont donné lieu à la prise accidentelle de 3 717 *Ichthyomyzon* sp. à 2 720 sites entre 1989 et 2006 (Neave *et al.* 2007).

Parmi les poissons hôtes connus de la lamproie argentée en phase parasitaire, les effets du Bayluscide ont été examinés sur l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), la barbotte brune (*Ameiurus nebulosus*), la carpe commune (*Cyprinus carpio*), le carassin doré (*Carassius auratus*), le touladi, l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*), le meunier noir et la perchaude. Les espèces les plus sensibles au Bayluscide après 96 heures d'exposition sont l'omble de fontaine (CL_{50} de 0,061; Marking et Hogan 1967), le touladi (CL_{50} de 0,0494; Bills et Marking 1976), la barbotte brune (CL_{50} de 0,056; Marking et Hogan 1967) et l'achigan à petite bouche (CL_{50} de 0,060; Marking et Hogan 1967). Une réduction des espèces-proie disponibles après l'application du Bayluscide peut avoir des effets négatifs sur les populations canadiennes de lamproie argentée.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs ont chevauché les emplacements occupés par la lamproie argentée dans le passé (Tableau 2 et Figure A5.19). Par exemple, environ 25 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition de la lamproie du Nord chevauchaient un site d'application du Bg de 2011 à 2017, soit 28 % de tous les sites d'application du Bg. Cette valeur n'augmente pas de manière significative lorsqu'on inclut les enregistrements d'espèces *Ichthyomyzon* sp. non identifiées pour la répartition de

l'espèce, ce qui donne la 2^e valeur spatiale la plus élevée pour les poissons ($R = 0,185$). L'intensité des applications pour la lamproie argentée (y compris les espèces *Ichthyomyzon* sp. non identifiées) était élevée par rapport aux autres poissons de cette étude ($I = 0,308$; 65^e centile; Annexe 1).

Le manque de données sur le substrat associées aux données de collecte n'a pas permis d'analyser l'utilisation de l'habitat dans cette étude, mais les larves d'*Ichthyomyzon* sp. occupent des habitats très similaires à ceux des larves de lamproie marine, étant donné leur comportement d'enfouissement similaire dans les sédiments meubles. C'est pourquoi les individus appartenant au genre *Ichthyomyzon* ont reçu la valeur la plus élevée pour la composante de l'utilisation de l'habitat de l'évaluation du risque relatif ($H = 1,0$). En fonction de la CL_{50} publiée pour la lamproie argentée, on a utilisé une mortalité de 97 % à une concentration de Bayluscide de 0,057 mg/L sur huit heures ($T = 0,972$), ce qui donne la valeur de la toxicité la plus élevée, à égalité avec la lamproie du Nord, parmi les poissons.

Le risque global pour la lamproie argentée (y compris les espèces *Ichthyomyzon* sp. non identifiées) était élevé par rapport à toutes les autres espèces de poissons ($RR_M = 0,075$; Figure 7). Le risque global pour la lamproie argentée, à l'exclusion des espèces *Ichthyomyzon* sp. non identifiées, était le plus élevé pour tous les poissons de cette étude ($RR_M = 0,105$). Le risque global élevé était dû à des valeurs élevées pour chacune des quatre composantes de l'équation d'évaluation du risque (Figure 6).

LÉPISOSTÉ TACHETÉ

Nom scientifique : *Lepisosteus oculatus*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce en voie de disparition, novembre 2015

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce en voie de disparition, août 2019

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce en voie de disparition, juin 2016

Répartition

L'aire de répartition actuelle du lépisosté tacheté au Canada comprend les zones humides côtières et leurs affluents du lac Érié (parc national de la Pointe-Pelée, baie Rondeau, baie Long Point), ainsi que le lac East et le port de Hamilton dans le bassin versant du lac Ontario (Staton *et al.* 2012). La répartition dans le bassin des Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.20.

Dommmages admissibles

Les populations de lépisosté tacheté sont les plus sensibles aux perturbations qui touchent la survie annuelle aux premiers stades biologiques, ainsi que la survie et la fertilité des jeunes adultes. Dans une perspective de précaution, il a été suggéré, pour éviter de mettre en péril la survie et le rétablissement futur des populations canadiennes, de fixer le maximum de dommages admissibles à 15 % pour la survie des juvéniles, à 19 % pour la survie jusqu'à l'âge 0, à 21 % pour la fertilité des jeunes adultes et à 49 % pour la survie des jeunes adultes (Young et Koops 2010a). Pour obtenir plus d'informations sur les dommages admissibles pour le lépisosté tacheté, voir Young et Koops (2010a).

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

Aucune étude n'a évalué la toxicité du Bayluscide sur le lépisosté tacheté ou d'autres espèces *Lepisosteus* spp. étroitement apparentées. Le lépisosté tacheté est principalement un prédateur piscivore privilégiant l'embuscade et, en Ontario, se nourrit en grande partie de perchaude et de ménés (Cyprinidés) (Scott et Crossman 1973). Marking et Hogan (1967) ont signalé que la perchaude était sensible au Bayer 73 avec une CL_{50} de 0,081 ppm après 96 heures d'exposition (pH de 7,5). Bills et Marking (1976) ont indiqué une valeur de la CL_{50} légèrement inférieure, à 0,0639 mg/L, après 96 heures d'exposition à une formule de poudre mouillable à 70 % de Bayer 73. Les applications de Bg peuvent donc être associées au déclin de la proie préférée du lépisosté tacheté.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications de Bg dans le bassin des Grands Lacs chevauchaient des emplacements occupés par le lépisosté tacheté (Figure A5.21). Environ 5 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition du lépisosté tacheté chevauchaient des sites d'application du Bg (Tableau 2), soit moins de 1 % de toutes les applications de Bg, ce qui a donné une valeur spatiale proche de la médiane par rapport aux autres poissons ($R = 0,048$; 48^e centile). L'intensité des applications était faible par rapport aux autres poissons ($I = 0,042$; 13^e centile). Malgré la faible intensité, cinq applications de Bg ont eu lieu en 2011 dans ce qui est actuellement l'habitat essentiel du lépisosté tacheté (Tableau 3 et Figure A5.22). Environ 64 % de tous les enregistrements de lépisostés tachetés se trouvaient dans des habitats de type I ou II ($H = 0,637$; 30^e centile parmi les poissons).

La valeur de la toxicité utilisée dans cette étude reposait sur celle de l'espèce substitutive, la perchaude, en raison d'une utilisation de l'habitat similaire à celle du lépisosté tacheté. Sur la base de la CL_{50} publiée pour la perchaude, on a utilisé une mortalité de 4,6 % à une concentration de Bayluscide de 0,057 mg/L sur huit heures dans l'évaluation du risque (Smyth et Drake 2021), qui a donné une valeur faible de la toxicité ($T = 0,046$; 35^e centile).

Le risque global pour le lépisosté tacheté était faible par rapport aux autres poissons ($RR_M < 0,001$; Figure 7; 22^e centile), en grande partie en raison des valeurs plus faibles sur l'échelle spatiale et de l'intensité.

CRAPET SAC-À-LAIT

Nom scientifique : *Lepomis gulosus*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce en voie de disparition, mai 2015

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce préoccupante, juin 2003

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce en voie de disparition, janvier 2016

Répartition

Au Canada, la répartition actuelle et historique du crapet sac-à-lait se limite à trois localités, toutes situées dans le bassin versant du lac Érié, notamment le parc provincial de la baie Rondeau, le parc national de la Pointe-Pelée (y compris le marais Hillman) et la baie Long Point (qui comprend le marais du ruisseau Big, la réserve nationale de faune de Long Point, Turkey Point, le marais Crown, Bluff Bar et l'intérieur de la baie Long Point). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.23.

Dommmages admissibles

C'est au stade adulte que les populations de crapet sac-à-lait sont les plus sensibles aux perturbations. Les dommages à cette partie du cycle biologique doivent être réduits le plus possible afin d'éviter de mettre en péril la survie et le rétablissement futur des populations canadiennes. Dans une perspective de précaution, en supposant un taux de croissance de la population de 1,15, une mortalité annuelle chronique supérieure à 24,7 % au stade adulte ou à 13,2 % dans toutes les classes d'âge entraînera probablement un déclin de la population (van der Lee et Koops dans 2020a). Pour obtenir plus d'informations sur les dommages admissibles pour le crapet sac-à-lait, voir van der Lee et Koops (2020a).

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

On n'a pas étudié les effets du Bayluscide sur le crapet sac-à-lait. Cependant, Marking et Hogan (1967) ont fait état d'une mortalité chez le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*), étroitement apparenté, après une exposition au Bayer 73 (CL₅₀ de 0,094 ppm après 96 heures à 12 °C), la toxicité augmentant à des températures plus élevées (CL₅₀ de 0,068 à 17 °C). Des expériences en laboratoire ont également examiné les effets de la formule de poudre mouillable à 70 % du Bayer 73, et ont montré que le crapet arlequin était relativement résistant, avec une CL₅₀ de 0,152 mg/L (Bills et Marking 1976). On a également observé une mortalité du crapet arlequin sur le terrain après l'application de la formule granulaire à 5 % (Fisheries Technical Committee 1999).

Le crapet sac-à-lait se nourrit de crustacés, d'insectes aquatiques, d'écrevisses, de mollusques et d'autres poissons (COSEPAC 2015a). Comme le Bayluscide a été développé à l'origine comme un molluscicide, les mollusques sont extrêmement sensibles lorsqu'ils sont exposés (CL₅₀ après 24 heures < 0,4 mg/L; Rye et King 1976). En conséquence, un déplacement temporaire de la proie préférée peut se produire. Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour comprendre la tolérance précise du crapet sac-à-lait à l'exposition au Bayluscide.

Risque relatif

Les applications du Bg dans le bassin des Grands Lacs présentent un chevauchement minimal avec les zones occupées par le crapet sac-à-lait (Figure A5.24). Par exemple, 4 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition du crapet sac-à-lait chevauchaient des sites d'application du Bg de 2011 à 2017, soit moins de 1 % de toutes les applications de Bg. Cela a contribué à la faiblesse des valeurs spatiale ($R = 0,039$; 39^e centile) et de l'intensité ($I = 0,042$; 13^e centile) par rapport aux autres poissons de l'analyse.

Environ 78 % de tous les enregistrements de crapets sac-à-lait se trouvaient dans des habitats de type I ou II, ce qui donne une valeur de l'habitat modérément élevée par rapport aux autres poissons ($H = 0,783$; 61^e centile). En fonction de la CL₅₀ publiée pour le crapet arlequin, on a présumé une mortalité de 7,6 % à une concentration de Bayluscide de 0,057 mg/L sur huit heures, ce qui donne une valeur modérée de la toxicité ($T = 0,076$; 57^e centile).

Le risque global pour le crapet sac-à-lait était modérément faible ($RR_M < 0,001$; Figure 7) en raison d'une exposition et d'une intensité faibles, plaçant l'espèce dans le 30^e centile pour les poissons.

CRAPET DU NORD

Nom scientifique : *Lepomis peltastes*

Unité désignable (UD) : Population des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce préoccupante, avril 2016

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce préoccupante, août 2019

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce préoccupante, décembre 2016

Répartition

Au Canada, il existe deux UD : la population de la rivière Saskatchewan et du fleuve Nelson et la population des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent. La population du fleuve Nelson se trouve dans le nord-ouest de l'Ontario, et celle des Grands Lacs dans le sud de l'Ontario et le sud-ouest du Québec. Dans le sud de l'Ontario, le crapet du Nord est présent dans les affluents du lac Huron, du lac Érié, du lac Sainte-Claire et du lac Ontario, y compris dans les bassins versants des rivières Détroit, Thames, Sydenham, Ausable, Saugeen, Grand, Maitland, Trent, Moira et des Outaouais et du fleuve Saint-Laurent (COSEPAC 2016a). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.25.

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

On n'a pas étudié les effets du Bayluscide sur le crapet du Nord. Cependant, Marking et Hogan (1967) ont fait état d'une mortalité chez le crapet arlequin, étroitement apparenté, après une exposition au Bayer 73 (CL₅₀ de 0,094 ppm après 96 heures à 12 °C), la toxicité augmentant à des températures plus élevées (CL₅₀ de 0,068 à 17 °C). Des expériences en laboratoire ont également examiné les effets de la formule de poudre mouillable à 70 % du Bayer 73, et ont montré que le crapet arlequin était relativement résistant, avec une CL₅₀ de 0,152 mg/L (Bills et Marking 1976). On a également observé une mortalité du crapet arlequin sur le terrain après l'application de la formule granulaire à 5 % (Fisheries Technical Committee 1999).

Le crapet du Nord se nourrit principalement d'insectes, mais aussi d'autres invertébrés et parfois de petits poissons (Scott et Crossman 1973). L'exposition au Bayluscide a entraîné une réduction de l'abondance des insectes aquatiques et de certains crustacés. Par exemple, Shiff et Garnett (1961) ont signalé une réduction à court terme de l'abondance des microcrustacés, comme les cladocères et les ostracodes, après un traitement avec 1 mg/L de Bayluscide. En outre, une réduction des populations de larves de moucheron a été signalée sept jours après l'exposition au Bayluscide (Gilderhus 1979). En conséquence, des déplacements temporaires des proies peuvent se produire.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs ont chevauché les emplacements occupés par le crapet du Nord dans le passé (Figure A5.26). Par exemple, environ 8 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition du crapet du Nord chevauchaient un site d'application du Bg de 2011 à 2017 (Tableau 2), soit 5 % de toutes les applications du Bg, ce qui a donné des valeurs modérées sur l'échelle spatiale ($R = 0,077$; 57^e centile) et de l'intensité ($I = 0,205$; 57^e centile) par rapport aux autres poissons.

Environ 83 % de tous les enregistrements de crapets du Nord se trouvaient dans des habitats de type I ou II, ce qui donne une valeur élevée de l'habitat pour l'espèce ($H = 0,834$;

70^e centile). En fonction de la CL₅₀ publiée pour le crapet arlequin, on a utilisé une mortalité de 7,6 % à une concentration de Bayluscide de 0,057 mg/L sur huit heures, car la valeur de la toxicité ($T = 0,076$; 57^e centile) était modérée par rapport aux autres poissons.

Le risque global pour le crapet du Nord était modéré ($RR_M = 0,001$; Figure 7), plaçant l'espèce dans le 61^e centile pour les poissons.

MÉNÉ À GRANDES ÉCAILLES

Nom scientifique : *Macrhybopsis storeriana*

Unité désignable (UD) : Population des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : En voie de disparition, mai 2012

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce en voie de disparition, août 2019

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce menacée, mai 2012

Répartition

Au Canada, le méné à grandes écailles est séparé en deux UD : les populations des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent et les populations de la rivière Saskatchewan et du fleuve Nelson (COSEPAC 2012e). Dans le bassin des Grands Lacs, il est limité au lac Érié, au lac Sainte-Claire et à la partie sud du lac Huron. Il a également été récemment trouvé dans le cours inférieur de la rivière Thames, la première détection fluviale dans les eaux de l'Ontario. Au Manitoba, on le trouve dans le sud du lac Winnipeg et dans les bassins versants des rivières Assiniboine et Rouge (COSEPAC 2012e).

Dommmages admissibles

Les populations croissantes de méné à grandes écailles sont les plus sensibles aux perturbations qui touchent la fécondité ou la survie des jeunes de l'année (Young et Koops 2013a). Cependant, les populations stables ou en déclin sont les plus sensibles aux changements dans la survie des adultes. Lorsque la trajectoire d'une population est stable, les dommages transitoires (prélèvement unique autorisé, effectué au maximum tous les sept ans) ne devraient pas dépasser une réduction de 15 % de l'abondance des adultes, de 23,5 % de l'abondance des jeunes de l'année ou de 8,5 % de l'abondance totale pour éviter de mettre en péril la survie et le rétablissement futur des populations canadiennes. Pour obtenir plus d'informations sur les dommages admissibles pour le méné à grandes écailles, voir Young et Koops (2013a).

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

Aucune tolérance précise du méné à grandes écailles au Bayluscide n'a été signalée, mais une mortalité non ciblée a été observée chez des espèces *Notropis* sp. étroitement apparentées. Environ 9 385 ménés pâles (*N. volucellus*), 2 168 queues à tache noire (*N. hudsonius*) et 185 ménés émeraude (*N. atherinoides*) sont morts après un traitement appliqué dans cinq deltas (rivières Boquet, Ausable, Little Ausable, Salmon et Saranac) dans le lac Champlain au Bayer 73 (formule granulaire à 5 %) en 1991 et 1995 (Fisheries Technical Committee 1999).

Les espèces-proie du méné à grandes écailles les plus menacées de mortalité après un traitement au Bayluscide sont les mollusques, les petits crustacés et certaines larves d'insectes aquatiques comme les larves de moucheron (Shiff et Garnett 1961, Rye et King 1976,

Gilderhus 1979). Cependant, les nymphes d'éphémères semblent relativement résistantes à des concentrations de Bayluscide jusqu'à 0,4 mg/L (Bills *et al.* 1985).

Risque relatif

Cette étude a montré que les récentes applications de Bg ne chevauchaient pas l'aire de répartition du méné à grandes écailles. Plus précisément, aucune application de Bg n'a eu lieu depuis 2011 dans la répartition des segments SIPA pour le méné à grandes écailles (Annexe 1); cependant, environ 100 % des enregistrements se trouvaient dans des habitats de type I ou II. De ce fait, le méné à grandes écailles a obtenu la plus haute valeur de la préférence d'habitat pour les poissons, à égalité avec la lamproie argentée et la lamproie du Nord.

Étant donné que les informations sur la toxicité pour l'espèce ne sont pas disponibles, la valeur de la toxicité dans cette étude reposait sur la mortalité potentielle d'après les informations de son substitut connu le plus proche, le tête-de-boule. En fonction de la CL₅₀ publiée pour le tête-de-boule, on a utilisé une mortalité de 3,5 % à une concentration de Bayluscide de 0,057 mg/L sur huit heures, qui a donné la valeur la plus faible de la toxicité, à égalité avec sept autres espèces en raison du choix de l'espèce de substitution.

Le risque global pour le méné à grandes écailles était faible ($RR_M = 0$; Figure 7), parmi les plus faibles pour les poissons, en raison de l'absence d'exposition au cours de la période d'étude.

MEUNIER TACHETÉ

Nom scientifique : *Minytrema melanops*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce préoccupante, novembre 2014

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, Espèce préoccupante, juin 2003

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce préoccupante, mai 2015

Répartition

Au Canada, le meunier tacheté est présent dans les lacs Sainte-Claire et Érié, y compris dans les rivières Détroit, Sydenham et Thames. Il a également été capturé dans plusieurs affluents du lac Sainte-Claire, notamment dans les ruisseaux Maxwell, Bear et Little Bear et dans le canal de drainage Whitebread (COSEPAC 2014b). Les prises dans le lac Érié sont limitées aux bassins central et ouest, depuis l'embouchure de la rivière Détroit jusqu'à la baie Rondeau (Edwards et Staton 2009, COSEPAC 2014b). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.27.

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

Aucune étude n'a évalué la toxicité du Bayluscide sur le meunier tacheté. Cependant, Marking et Hogan (1967) ont fait état de la toxicité pour une espèce étroitement apparentée, le meunier noir, qui a connu une mortalité après une exposition au Bayluscide, avec une CL₅₀ de 0,084 ppm après 24 h d'exposition (pH de 7,5). Marking et Bills (1985) ont également constaté que lorsque le Bayer 73 est associé à d'autres contaminants, notamment des pesticides organiques, des métaux, des polluants industriels ou municipaux (p. ex. DDT, Endrin, malathion, carbaryl, toxaphène, Delnav, cadmium, cuivre, zinc, ammoniac, nitrite, cyanure et chlore), les effets de la toxicité étaient additifs pour une durée d'exposition de 96 heures. Par conséquent, l'application du Bayluscide dans les zones présentant un risque de pollution peut

augmenter le risque de mortalité. La mortalité d'environ 500 meuniers noirs a été signalée après l'application du Bayluscide dans la rivière Rapid en 2012 (Adair et Sullivan 2013).

On connaît mal les effets indirects des applications de Bayluscide sur le meunier tacheté. Le meunier tacheté se nourrit de diverses proies, comme les diatomées, le zooplancton, les chironomidés et les mollusques (COSEPAC 2005). Les chironomidés et les mollusques sont particulièrement sensibles à l'exposition au Bayluscide et leur abondance peut être réduite après le traitement (Rye et King 1976, Gilderhus 1979), ce qui peut avoir des effets sur le réseau trophique du meunier tacheté.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs ont chevauché les emplacements occupés par le meunier tacheté dans le passé (Figure A5.28). Par exemple, environ 17 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition du meunier tacheté chevauchaient un site d'application du Bg de 2011 à 2017, soit à peu près 10 % de toutes les applications du Bg (Tableau 2), ce qui a contribué à des valeurs élevées sur l'échelle spatiale ($R = 0,174$; 78^e centile) et de l'intensité ($I = 0,386$; 78^e centile).

Environ 72 % de tous les enregistrements de meuniers tachetés se trouvaient dans des habitats de type I ou II, ce qui donne une valeur élevée de l'habitat pour l'espèce par rapport aux autres poissons ($H = 0,717$; 78^e centile). Étant donné qu'on ignore la toxicité pour cette espèce, la valeur de la toxicité dans cette étude reposait sur la mortalité potentielle du meunier noir. Sur la base de la CL_{50} publiée pour le meunier noir, on a utilisé une mortalité de 14 % à une concentration de Bayluscide de 0,057 mg/L sur huit heures dans l'évaluation du risque ($T = 0,139$; 65^e centile), qui était modérément élevée par rapport aux autres poissons.

Le risque global pour le meunier tacheté était modérément élevé ($RR_M = 0,0067$; Figure 7), plaçant l'espèce dans le 78^e centile pour les poissons. Ce résultat est dû à des valeurs spatiale, de l'intensité et de la toxicité modérément élevées.

CHEVALIER DE RIVIÈRE

Nom scientifique : *Moxostoma carinatum*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce préoccupante, novembre 2015

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce préoccupante, décembre 2007

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce préoccupante, juin 2016

Répartition

Au Canada, le chevalier de rivière est présent dans le sud et l'est de l'Ontario et dans le sud et le sud-ouest du Québec. En Ontario, on le trouve dans le cours inférieur de la rivière Thames, les rivières Grand, Trent, Mississippi, Madawaska, des Outaouais et la baie de Quinte. Au Québec, il occupe les réseaux hydrographiques des rivières Coulonge, Gatineau, Noire et Richelieu. On le croit disparu de la rivière Ausable en Ontario et des rivières Châteauguay et Yamaska au Québec (COSEPAC 2006b). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.29.

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

Aucune étude n'a évalué la toxicité du Bayluscide sur le chevalier de rivière, mais Marking et Hogan (1967) ont fait état de la toxicité pour une espèce étroitement apparentée, le meunier noir, avec une CL_{50} de 0,084 ppm après 24 h d'exposition (pH de 7,5). Marking et Bills (1985) ont constaté que lorsque le Bayer 73 est associé à d'autres contaminants, notamment des pesticides organiques, des métaux, des polluants industriels ou municipaux (p. ex. DDT, Endrin, malathion, carbaryl, toxaphène, Delnav, cadmium, cuivre, zinc, ammoniac, nitrite, cyanure et chlore), les effets de la toxicité étaient additifs pour une durée d'exposition de 96 heures. Par conséquent, l'application du Bayluscide dans les zones présentant un risque de pollution peut augmenter le risque de mortalité. La mortalité d'environ 500 meuniers noirs a également été signalée après l'application du Bayluscide dans la rivière Rapid en 2012 (Adair et Sullivan 2013).

L'application du Bayluscide peut entraîner des changements dans le réseau trophique local. Le chevalier de rivière se nourrit principalement d'invertébrés benthiques, notamment de mollusques, de larves d'insectes et d'écrevisses (COSEPAC 2006b). Les mollusques et les larves d'insectes, y compris les phryganes et les chironomidés, sont particulièrement sensibles à l'exposition au Bayluscide et leur abondance peut être réduite après le traitement (Rye et King 1976, Gilderhus 1979), ce qui peut contribuer au déclin des catostomidés se nourrissant de mollusques.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs ont chevauché les emplacements occupés par le chevalier de rivière dans le passé (Figure A5.30). Par exemple, environ 12 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition du chevalier de rivière chevauchaient un site d'application du Bg de 2011 à 2017 (Tableau 2), soit à peu près 3 % de toutes les applications de Bg. Cela a contribué à des valeurs plus élevées sur l'échelle spatiale ($R = 0,122$; 65^e centile) et de l'intensité ($I = 0,508$; 87^e centile) par rapport aux autres poissons (Figure 6).

D'après l'analyse des enregistrements de substrat, 40 % de tous les enregistrements de chevaliers de rivière ont été recueillis dans des habitats de type I ou II, ce qui donne une valeur de l'habitat faible pour l'espèce par rapport aux autres poissons ($H = 0,40$; 9^e centile). Étant donné que les informations sur la toxicité pour l'espèce ne sont pas disponibles, la toxicité reposait sur la mortalité potentielle pour son substitut connu le plus proche, le meunier noir. En fonction de la CL_{50} publiée pour le meunier noir (mortalité de 14 % à une concentration de Bayluscide de 0,057 mg/L sur huit heures), la toxicité était modérément élevée par rapport aux autres poissons ($T = 0,139$; 65^e centile).

Le risque global pour le chevalier de rivière était élevé par rapport aux autres poissons ($RR_M = 0,0035$; 70^e centile; Figure 7), en raison des valeurs élevées de la toxicité, sur l'échelle spatiale et de l'intensité.

CHEVALIER NOIR

Nom scientifique : *Moxostoma duquesnei*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce menacée, mai 2015

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce menacée, août 2019

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce menacée, janvier 2016

Répartition

Au Canada, le chevalier noir est présent dans le sud de l'Ontario, dans les affluents du lac Huron et du lac Érié, y compris dans les rivières Grand, Ausable, Saugeen, Thames et Bayfield. La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.31.

Domages admissibles

Les populations de chevalier noir sont les plus sensibles aux perturbations qui touchent la survie des individus immatures (de l'éclosion à l'âge 4) et des jeunes adultes (âges 2 à 8) [Young et Koops 2014b]. Les dommages à ces parties du cycle biologique doivent être réduits le plus possible afin d'éviter de mettre en péril la survie et le rétablissement futur des populations canadiennes (Young et Koops 2014b). Dans une perspective de précaution, le maximum de dommages admissibles devrait être fixé à moins de 19 %, 14 % et 13 %, respectivement, pour les taux de survie des jeunes de l'année, des juvéniles et des jeunes adultes (Vélez-Espino et Koops 2009). Pour obtenir plus d'informations sur les dommages admissibles pour le chevalier noir, voir Vélez-Espino et Koops (2009).

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

Aucune étude n'a évalué la toxicité du Bayluscide sur le chevalier noir, mais Marking et Hogan (1967) ont fait état de la toxicité pour une espèce étroitement apparentée, le meunier noir, avec une CL_{50} de 0,084 ppm après 24 h d'exposition (pH de 7,5). Marking et Bills (1985) ont également constaté que lorsque le Bayer 73 est associé à d'autres contaminants, notamment des pesticides organiques, des métaux, des polluants industriels ou municipaux (p. ex. DDT, Endrin, malathion, carbaryl, toxaphène, Delnav, cadmium, cuivre, zinc, ammoniac, nitrite, cyanure et chlore), les effets de la toxicité étaient additifs pour une durée d'exposition de 96 heures. Par conséquent, l'application du Bayluscide dans les zones présentant un risque de pollution peut augmenter le risque de mortalité. La mortalité d'environ 500 meuniers noirs a été signalée après l'application du Bayluscide dans la rivière Rapid en 2012 (Adair et Sullivan 2013).

Le chevalier noir est principalement planctonophage lorsqu'il mesure moins de 65 mm de long et benthivore lorsqu'il mesure plus de 65 mm de long (COSEPAC 2015b). Il se nourrit d'invertébrés benthiques, notamment de crustacés et d'insectes, ainsi que de macrophytes (Coker *et al.* 2001). Les changements dans la dynamique du réseau trophique résultant de l'application du Bayluscide peuvent avoir des répercussions sur l'espèce. Les larves d'insectes sont particulièrement sensibles à l'exposition au Bayluscide et leur abondance peut être réduite après le traitement (Rye et King 1976, Gilderhus 1979), ce qui peut avoir un effet sur les populations de chevalier noir.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs ont chevauché les emplacements occupés par le chevalier noir dans le passé (Tableau 2 et Figure A5.32). Par exemple, environ 4 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition du chevalier noir chevauchaient des sites d'application du Bg de 2011 à 2017, soit moins de 2 % de toutes les applications de Bg. Cela a contribué à une valeur spatiale modérée ($R = 0,040$; 43^e centile; Figure 6) et une valeur élevée de l'intensité ($I = 0,517$; 91^e centile).

Environ 52 % de tous les enregistrements de chevaliers noirs se trouvaient dans des habitats de type I ou II, ce qui donne une valeur faible de l'habitat ($H = 0,522$; 17^e centile). Étant

donné que les informations sur la toxicité pour l'espèce ne sont pas disponibles, la toxicité reposait sur la mortalité potentielle chez le meunier noir. En fonction de la CL_{50} publiée pour le meunier noir, on a utilisé une mortalité de 14 % à une concentration de Bayluscide de 0,057 mg/L sur huit heures, indiquant une toxicité modérée ($T = 0,139$; 65^e centile) par rapport aux autres poissons.

Le risque global pour le chevalier noir était modérément élevé par rapport à toutes les autres espèces de poissons ($RR_M = 0,0015$; Figure 7; 65^e centile), résultant des valeurs élevées de la toxicité et de l'intensité.

MÉNÉ CAMUS

Nom scientifique : *Notropis anogenus*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce menacée, mai 2013

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce menacée, août 2019

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce menacée, juin 2013

Répartition

Au Canada, le méné camus est présent dans six zones disjointes en Ontario : le sud du bassin versant du lac Huron, le lac Sainte-Claire et ses affluents, le lac Érié, l'est du lac Ontario et le Saint-Laurent. Dans le lac Érié, il était historiquement présent dans le parc national de la Pointe-Pelée et dans la baie Rondeau, mais il se peut qu'il ne soit plus présent que dans la baie Long Point et à l'embouchure de la rivière Canard (COSEPAC 2013b). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.33.

Dommmages admissibles

Les populations de méné camus sont les plus sensibles aux perturbations qui touchent la survie dans les deux premières années de vie, ainsi que la fécondité des géniteurs de premier frai. Dans une perspective de précaution, il a été suggéré de fixer le maximum de dommages admissibles à 14 % pour la survie des âges 1 ou 2 ou à 15 % pour le taux de fécondité des géniteurs de premier frai afin d'éviter de mettre en péril la survie et le rétablissement futur des populations canadiennes (Venturelli *et al.* 2010b). Pour obtenir plus d'informations sur les dommages admissibles pour le méné camus, voir Venturelli *et al.* (2010b).

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

La toxicité du Bayluscide pour le méné camus n'a pas été examinée, mais plusieurs études ont été menées sur une espèce étroitement apparentée, le tête-de-boule. Marking et Hogan (1967) ont indiqué une mortalité chez le tête-de-boule après une exposition au Bayer 73 (CL_{50} de 0,106 ppm; pH de 7,5). Marking et Bills (1985) ont également fait état d'une concentration létale chez le tête-de-boule (CL_{50} de 0,11 mg/L) lors d'une exposition au Bayer 73, mais ont constaté que lorsqu'il était associé à 13 autres contaminants, dont des pesticides, des métaux lourds et des polluants industriels (DDT, Endrine, malathion, carbaryl, toxaphène, Delnav, cadmium, cuivre, zinc, ammoniac, nitrite, cyanure et chlore), la toxicité était additive en cas d'exposition pendant 96 heures. Il convient donc de tenir compte du potentiel de toxicité accrue lorsque le Bayluscide est combiné avec d'autres produits chimiques, en particulier des polluants, pendant

l'application dans des zones où se trouvent des espèces en péril étroitement apparentées, notamment le méné camus.

Étant donné que le méné camus se nourrit de plantes, d'algues, de petites sangsues, de cladocères (*Chydorus sphaericus* et *Bosmina longirostris*) et de trichoptères (COSEPAC 2013b), il est possible que des effets négatifs indirects sur le réseau trophique local aient un effet sur l'espèce. Les sangsues ($CL_{50} < 0,05$ mg/L sur 24 h) et les phryganes semblent très sensibles aux effets du Bayluscide (Gilderhus 1979, Dawson 2003), qui peuvent se traduire par une réduction de l'abondance et un déplacement temporaire des espèces-proie.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs ont chevauché les emplacements occupés par le méné camus dans le passé (Tableau 2 et Figure A5.34). Par exemple, environ 2 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition du méné camus chevauchaient des sites d'application du Bg de 2011 à 2017 (Tableau 2), soit 3 % de toutes les applications de Bg au cours de cette période, ce qui a entraîné une faible valeur spatiale ($R = 0,024$; 30^e centile) par rapport aux autres poissons (Figure 6). La valeur de l'intensité pour l'espèce était modérément élevée par rapport aux autres poissons ($I = 0,280$; 61^e centile). Notamment, 10 applications de Bg ont été effectuées dans ce qui est actuellement l'habitat essentiel du méné camus en 2011 (Tableau 3 et Figure A5.35).

Environ 94 % de tous les enregistrements de ménés camus se trouvaient dans des habitats de type I ou II ($H = 0,937$; 78^e centile). Comme on ne dispose pas d'informations précises sur la toxicité pour cette espèce, la toxicité reposait sur la CL_{50} publiée pour le tête-de-boule (mortalité de 3,5 % à une concentration de Bayluscide de 0,057 mg/L sur huit heures), ce qui donne la valeur de la toxicité la plus faible parmi les poissons.

Le risque global pour le méné camus était modéré par rapport aux autres espèces de poissons dans cette étude ($RR_M < 0,001$; 43^e centile; Figure 7).

MÉNÉ D'HERBE

Nom scientifique : *Notropis bifrenatus*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce préoccupante, mai 2013

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce préoccupante, 2003

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce préoccupante, juin 2013

Répartition

Au Canada, le méné d'herbe se trouve dans les affluents de l'est du lac Ontario et du Saint-Laurent, y compris la rivière Rideau. Au Québec, on le trouve dans les affluents du Saint-Laurent, du lac Saint-Pierre et du lac Memphrémagog (COSEPAC 2013c). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.36.

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

La tolérance du méné d'herbe au Bayluscide n'a pas encore été examinée, mais plusieurs études ont été menées sur une espèce étroitement apparentée, le tête-de-boule. Marking et Hogan (1967) ont signalé une mortalité chez le tête-de-boule en cas d'exposition au Bayer 73 (CL_{50} de 0,106 ppm; pH de 7,5). Marking et Bills (1985) ont également fait état d'une

concentration létale chez le tête-de-boule (CL₅₀ de 0,11 mg/L) lors d'une exposition au Bayer 73, mais ont constaté que lorsqu'il était associé à 13 autres contaminants, dont des pesticides, des métaux lourds et des polluants industriels (DDT, Endrine, malathion, carbaryl, toxaphène, Delnav, cadmium, cuivre, zinc, ammoniac, nitrite, cyanure et chlore), la toxicité était additive en cas d'exposition pendant 96 heures. Il convient donc de tenir compte du potentiel de toxicité accrue lorsque le Bayluscide est combiné avec d'autres produits chimiques, en particulier des polluants, pendant l'application dans des zones où se trouvent des espèces en péril étroitement apparentées, notamment le méné d'herbe.

L'application du Bayluscide peut entraîner des changements dans le réseau trophique local. Les insectes aquatiques tels que les phryganes semblent très sensibles aux effets du Bayluscide (Gilderhus 1979, Dawson 2003), ce qui peut entraîner une réduction de l'abondance des espèces-proie. Étant donné que le méné d'herbe se nourrit de microcrustacés, d'insectes aquatiques, de débris et de plantes (COSEPAC 2013c), des effets négatifs indirects sont possibles. Des études supplémentaires sont nécessaires pour examiner les effets indirects potentiels du Bayluscide sur le méné d'herbe.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs ont chevauché les emplacements occupés par le méné d'herbe dans le passé (Tableau 2 et Figure A5.37). Par exemple, 1 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition du méné d'herbe chevauchaient un site d'application du Bg de 2011 à 2017, soit moins de 1 % de toutes les applications de Bg. Cela a contribué à la faiblesse des valeurs spatiale ($R = 0,014$; 13^e centile) et de l'intensité ($I = 0,100$; 22^e centile) par rapport aux autres poissons.

Environ 97 % de tous les enregistrements de ménés d'herbe se trouvaient dans des habitats de type I ou II, ce qui donne une valeur élevée de l'habitat par rapport aux autres poissons ($H = 0,970$; 87^e centile). Comme on ne dispose pas d'informations sur la toxicité pour cette espèce, la valeur de la toxicité dans cette étude reposait sur la CL₅₀ publiée pour le tête-de-boule (mortalité de 3,5 % à une concentration de Bayluscide de 0,057 mg/L sur huit heures), ce qui donne la valeur de la toxicité la plus faible parmi les poissons.

Le risque global pour le méné d'herbe était faible par rapport aux autres espèces de poissons (Figure 7; $RR_M < 0,001$; 17^e centile), en grande partie en raison de la faible exposition et de la toxicité pour l'espèce de substitution (Figure 6).

MÉNÉ MIROIR

Nom scientifique : *Notropis photogenis*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce menacée, mai 2011

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce menacée, août 2019

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce menacée, juin 2011

Répartition

Au Canada, le méné miroir est présent dans les affluents du lac Ontario, du lac Érié et du lac Sainte-Claire, y compris dans les rivières Grand et Thames, les ruisseaux Sixteen Mile et Bronte et la rivière Saugeen (COSEPAC 2011d; MPO, données inédites). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.38.

Dommmages admissibles

Il existe deux hypothèses concurrentes sur la dynamique des populations de méné miroir. Selon l'hypothèse de courte durée de vie, la croissance de la population est plus sensible aux perturbations qui touchent la survie des jeunes de l'année, la fécondité des géniteurs de premier frai et la proportion d'individus qui frayent à l'âge 1 (Young et Koops 2013b). Une telle population est largement insensible aux changements dans la survie ou la fécondité des individus d'âge 2 ou 3. Selon l'hypothèse de longue durée de vie, la croissance de la population est plus sensible aux changements dans la survie des individus immatures (Young et Koops 2013b). Pour obtenir plus d'informations sur les dommages admissibles pour le méné miroir, voir Young et Koops (2013b).

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

La tolérance du méné miroir au Bayluscide n'a pas encore été examinée, mais plusieurs études ont été menées sur une espèce étroitement apparentée, le tête-de-boule. Marking et Hogan (1967) ont indiqué une mortalité chez l'espèce après une exposition au Bayer 73 (CL₅₀ de 0,106 ppm; pH de 7,5). Marking et Bills (1985) ont également fait état d'une concentration létale chez le tête-de-boule (CL₅₀ de 0,11 mg/L) lors d'une exposition au Bayer 73, mais ont constaté que lorsqu'il était associé à 13 autres contaminants, dont des pesticides, des métaux lourds et des polluants industriels (DDT, Endrine, malathion, carbaryl, toxaphène, Delnav, cadmium, cuivre, zinc, ammoniac, nitrite, cyanure et chlore), la toxicité était additive en cas d'exposition pendant 96 heures. Il convient donc de tenir compte du potentiel de toxicité accrue lorsque le Bayluscide est combiné avec d'autres produits chimiques, en particulier des polluants, pendant l'application dans des zones où se trouvent des espèces en péril étroitement apparentées, notamment le méné miroir.

Le méné miroir se nourrit d'insectes aquatiques, de vers, de crustacés, d'hydrachnidés et d'algues (COSEPAC 2011d). Les insectes aquatiques tels que les phryganes semblent très sensibles aux effets du Bayluscide (Gilderhus 1979, Dawson 2003), ce qui peut entraîner une réduction de l'abondance et un déplacement temporaire des espèces-proie. Des études supplémentaires sont nécessaires pour examiner les effets indirects potentiels du Bayluscide sur le méné miroir.

Risque relatif

Cette étude a montré que les applications du Bg dans les Grands Lacs présentaient un chevauchement minimal avec les emplacements occupés par le méné miroir (Tableau 2 et Figure A5.39). Par exemple, seuls 2 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition du méné miroir chevauchaient un site d'application du Bg de 2011 à 2017, soit moins de 1 % de toutes les applications de Bg, ce qui a contribué à des valeurs élevées sur l'échelle spatiale ($R = 0,018$; 22^e centile) et de l'intensité ($I = 0,100$; 22^e centile).

Environ 22 % de tous les enregistrements de ménés miroirs se trouvaient dans des habitats de type I ou II, ce qui donne une valeur faible de l'habitat par rapport aux autres poissons ($H = 0,215$; 4^e centile). Comme on ne dispose pas d'informations sur la toxicité pour cette espèce, la valeur de la toxicité dans cette étude reposait sur la CL₅₀ publiée pour le tête-de-boule (mortalité de 3,5 % à une concentration de Bayluscide de 0,057 mg/L sur huit heures), ce qui donne la valeur de la toxicité la plus faible parmi les poissons, à égalité avec sept autres en raison du choix de l'espèce de substitution.

Le risque global pour le méné miroir était faible ($RR_M < 0,001$; 13^e centile; Figure 7) en raison des valeurs faibles de l'exposition passée, de la toxicité et de l'habitat.

CHAT-FOU DU NORD

Nom scientifique : *Noturus stigmosus*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : En voie de disparition, mai 2012

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce en voie de disparition, janvier 2005

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : En voie de disparition, mai 2012

Répartition

Au Canada, le chat-fou du Nord est limité à quatre endroits : le lac Sainte-Claire, la rivière Détroit, la rivière Sainte-Claire et la rivière Thames. On le croit disparu de la rivière Sydenham (Holm et Mandrak 1998). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.40.

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

Dans une étude utilisant le chat-fou brun (*Noturus gyrinus*), un substitut du chat-fou du Nord, Boogaard *et al.* (2016b) ont indiqué que le chat-fou brun présente un comportement d'évitement lorsqu'il est exposé au Bayluscide granulaire à 3,2 %. La mortalité du chat-fou brun dans les colonnes traitées au Bg était élevée (67 %), car l'espèce était confinée et ne pouvait pas s'éloigner du produit chimique, ce qui permet de penser qu'une mortalité importante est possible sur le terrain si la zone d'application est trop grande pour permettre aux poissons de s'échapper (Boogaard *et al.* 2016b). En outre, une étude de Marking et Hogan (1967) a montré que le Bayer 73 est toxique pour des espèces *Ameiurus* sp. étroitement apparentées. Une mortalité de 50 % (CL₅₀) a été observée chez la barbotte brune et la barbotte noire (*Ameiurus melas*) exposées à des concentrations de 0,071 ppm et 0,104 ppm (pH de 7,5), respectivement. La mortalité chez les espèces *Ameiurus* sp. a également été observée sur le terrain après l'application du Bayluscide. Le Programme de lutte contre la lamproie marine a indiqué un total de 209 mortalités non ciblées d'*Ameiurus* sp. après traitement au Bayluscide de 1998 à 2014 (M. Steeves, CCLM, données inédites).

Le régime alimentaire du chat-fou du Nord est constitué en grande partie de macroinvertébrés aquatiques, notamment d'éphéméroptères, de trichoptères et de chironomidés (COSEPAC 2012c). Les éphéméroptères semblent relativement résistants à l'exposition au Bayluscide (Gilderhus 1979, Bills *et al.* 1985). Cependant, les phryganes et les chironomidés ont tendance à être plus sensibles (Gilderhus 1979). Gilderhus (1979) a fait état d'une diminution de 54 % de la population de chironomidés sept jours après le traitement, et d'une élimination complète de la population de phryganes 13 jours après le traitement au Bayer 73 (formule granulaire à 5 %). Des effets indirects locaux sur le chat-fou du Nord sont donc possibles, causés par les modifications de la structure du réseau trophique après l'application du Bayluscide. Des études supplémentaires sont nécessaires pour examiner les effets indirects potentiels du Bayluscide sur le chat-fou du Nord.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs ont chevauché les emplacements occupés par le chat-fou du Nord dans le passé (Figure A5.41). Par exemple, environ 22 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition du chat-fou du Nord chevauchaient un site d'application du Bg de 2011 à 2017, soit 12 % de toutes les applications du Bg, ce qui a contribué à des valeurs plus élevées sur l'échelle spatiale ($R = 0,216$;

87^e centile) et de l'intensité ($I = 0,538$; 96^e centile) par rapport aux autres poissons. Au total, cinq applications de Bg ont eu lieu dans ce qui est actuellement l'habitat essentiel du chat-fou du Nord, depuis 2012-2013 (Tableau 3, Figure A5.42 et Figure A5.43).

Environ 48 % de tous les enregistrements de chats-fous du Nord se trouvaient dans des habitats de type I ou II, ce qui donne une valeur faible de l'habitat par rapport aux autres poissons ($H = 0,480$; 13^e centile).

Comme on ne dispose pas d'informations précises sur la toxicité pour le chat-fou du Nord, on a utilisé la barbue de rivière comme substitut dans l'évaluation du risque relatif. En fonction de la CL_{50} publiée pour la barbue de rivière, on a utilisé une mortalité de 53 % à une concentration de Bayluscide de 0,057 mg/L sur huit heures dans l'évaluation du risque, plaçant la valeur de la toxicité pour le chat-fou du Nord dans le premier quartile des poissons ($T = 0,532$).

Le risque global pour le chat-fou du Nord était très élevé par rapport à d'autres espèces de poissons dont la conservation est préoccupante ($RR_M = 0,0298$; 87^e centile; Figure 7), en raison des valeurs élevées sur l'échelle spatiale, de l'intensité et de la toxicité (Figure 6).

PETIT-BEC

Nom scientifique : *Opsopoeodus emiliae*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce menacée, mai 2012

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce menacée, août 2019

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce menacée, mai 2012

Répartition

Au Canada, le petit-bec est limité au sud-ouest de l'Ontario, dans la rivière Détroit et son affluent (rivière Canard), ainsi qu'au lac Sainte-Claire et ses affluents (rivière Sydenham, ruisseaux Bear et East Otter, chenail Ecarte, ruisseaux Little Bear et Maxwell et canal de drainage Whitebread). On le croit disparu de la rivière Thames et du canal de drainage McDougall (COSEPAC 2012d). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.44.

Domages admissibles

Les populations de petit-bec sont les plus sensibles aux perturbations qui touchent la survie des individus immatures ou la fertilité des géniteurs de premier frai. Lorsque la trajectoire d'une population est stable, les dommages transitoires (prélèvement unique autorisé, effectué au maximum tous les quatre ans) ne devraient pas dépasser une réduction de 5,5 % de l'abondance des jeunes de l'année, de 28,5 % de l'abondance des adultes ou de 4,5 % de l'abondance totale, afin d'éviter de mettre en péril la survie et le rétablissement futur des populations canadiennes (Young et Koops 2012). Pour obtenir plus d'informations sur les dommages admissibles pour le petit-bec, voir Young et Koops (2012).

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

La tolérance du petit-bec à l'exposition au Bayluscide n'a pas encore été examinée, mais plusieurs études ont été menées sur une espèce étroitement apparentée, le tête-de-boule. La CL_{50} était de 0,106 ppm à un pH de 7,5 pour le tête-de-boule lorsqu'il a été exposé au Bayer 73 (CL_{50} de 0,106 ppm; pH de 7,5; Marking et Hogan 1967), mais la toxicité du Bayer 73 est additive lorsqu'il est associé à d'autres contaminants, notamment les pesticides, les métaux

lourds et les polluants industriels (p. ex. DDT, Endrine, malathion, carbaryl, toxaphène, Delnav, cadmium, cuivre, zinc, ammoniac, nitrite, cyanure et chlore; Marking et Bills 1985). Il convient donc de tenir compte du potentiel de toxicité accrue lorsque le Bayluscide est combiné avec d'autres produits chimiques, en particulier des polluants, pendant l'application dans des zones où se trouvent des espèces en péril étroitement apparentées, notamment le petit-bec.

Le petit-bec se nourrit de larves de chironomidés, d'algues filamenteuses, de petits crustacés, de larves de poissons et d'œufs de poissons (COSEPAC 2012d). Les espèces-proie de prédilection sensibles aux effets du Bayluscide sont les larves de chironomidés et les microcrustacés (Shiff et Garnett 1961, Gilderhus 1979). La diminution de leur abondance pourrait entraîner une pénurie temporaire des proies préférées et un passage à d'autres espèces-proie. Des études supplémentaires sont nécessaires pour examiner les effets indirects potentiels du Bayluscide sur le petit-bec.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs les emplacements occupés par le petit-bec dans le passé (Tableau 2 et Figure A5.45). Par exemple, environ 14 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition du petit-bec chevauchaient un site d'application du Bg de 2011 à 2017, soit moins de 1 % de toutes les applications (Tableau 2), mais a donné une valeur spatiale élevée ($R = 0,143$; 70^e centile) par rapport aux autres poissons. L'intensité des applications était modérée pour le petit-bec ($I = 0,200$; 52^e centile).

Environ 84 % de tous les enregistrements de petits-becs se trouvent dans des habitats de type I ou II, ce qui donne une valeur élevée de préférence d'habitat pour l'espèce par rapport aux autres poissons ($H = 0,838$; 74^e centile).

Aucune information précise sur la toxicité pour l'espèce n'est disponible. La valeur de la toxicité dans cette étude reposait donc sur la CL_{50} publiée pour le tête-de-boule (mortalité de 3,5 % à une concentration de Bayluscide de 0,057 mg/L sur huit heures), ce qui donne la valeur de la toxicité la plus faible parmi les poissons, à égalité avec sept autres en raison du choix de l'espèce de substitution.

Le risque global pour le petit-bec était modéré ($RR_M < 0,001$; 52^e centile; Figure 7).

FOUILLE-ROCHE GRIS

Nom scientifique : *Percina copelandi*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce préoccupante (populations du Saint-Laurent), novembre 2016; espèce en voie de disparition (populations du lac Ontario), novembre 2016; espèce en voie de disparition (populations du lac Érié), novembre 2016.

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce préoccupante, populations du Saint-Laurent; Annexe 1, espèce en voie de disparition, UD du lac Érié; Annexe 1, espèce en voie de disparition, UD du lac Ontario; août 2019

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce préoccupante, mai 2017

Répartition

Le fouille-roche gris est présent en Ontario et au Québec. En Ontario, il a été prélevé sur les rives et dans les affluents du corridor Huron-Érié (lac Sainte-Claire, rivière Sainte-Claire, rivière Détroit), sur les rives du lac Érié et dans les affluents du lac Ontario (rivière Trent, rivière Moira, rivière Salmon, rivière Skootamatta et rivière Black) [MPO 2013b]. Au Québec, les populations occupent les affluents du haut Saint-Laurent et de la rivière des Outaouais. La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.46.

Dommmages admissibles

Les populations de fouille-roche gris sont les plus sensibles aux perturbations qui touchent la survie dans les trois premières années de vie, ainsi que la fécondité des géniteurs de premier et deuxième frai. Dans une perspective de précaution, il a été suggéré de fixer le maximum de dommages admissibles à 6 % pour les individus âgés d'un et deux ans ou à 10 % pour les individus âgés de trois ans, afin d'éviter de mettre en péril la survie et le rétablissement futur des populations canadiennes. Pour obtenir plus d'informations sur les dommages admissibles pour le fouille-roche gris, voir Venturelli *et al.* (2010a).

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

La tolérance du fouille-roche gris au Bayluscide n'a pas été étudiée, mais une mortalité non ciblée a été observée chez une espèce étroitement apparentée, le fouille-roche zébré (*Percina caprodes*), après l'application de Bayer 73 (formule granulaire à 5 %) dans les deltas du lac Champlain en 1991 et 1995 (Fisheries Technical Committee 1999). De plus, le CCLM du MPO a rapporté un total de 14 mortalités de fouille-roche zébré entre 1998 et 2012 (M. Steeves, CCLM, données inédites). Des réductions de l'abondance des proies préférées, comme les chironomidés et les ostracodes, ont également été observées après l'application de Bayluscide (Shiff et Garnett 1961, Gilderhus 1979), ce qui peut entraîner des changements temporaires dans les espèces-proie. D'autres études sont nécessaires pour examiner les tolérances précises du fouille-roche gris à l'exposition au Bayluscide.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs ont chevauché les emplacements occupés par le fouille-roche gris dans le passé (Tableau 2 et Figure A5.47). Par exemple, environ 15 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition du fouille-roche gris chevauchaient un site d'application du Bg de 2011 à 2017, soit 10 % de toutes les applications du Bg, ce qui a donné une valeur spatiale élevée par rapport aux autres poissons ($R = 0,148$; 74^e centile) et la valeur la plus élevée de l'intensité parmi toutes les espèces de cette étude ($I = 1,00$). En outre, 30 applications de Bg ont eu lieu dans ce qui est actuellement l'habitat essentiel du fouille-roche gris, de 2012 à 2017 (Tableau 3 et Figure A5.48).

Environ 67 % de tous les enregistrements de fouille-roche gris ont eu lieu dans des habitats de type I ou II, ce qui se traduit par une faible valeur de l'habitat (35^e centile parmi les poissons).

La toxicité dans cette étude reposait sur la mortalité potentielle d'après les informations de son substitut connu le plus proche, la perchaude. Sur la base de la CL_{50} publiée pour la perchaude, on a utilisé une mortalité de 4,6 % à une concentration de Bayluscide de 0,057 mg/L sur huit heures dans l'évaluation du risque, qui a donné une valeur faible de la toxicité ($T = 0,046$; 35^e centile) pour le fouille-roche gris par rapport aux autres poissons.

Le risque global pour le fouille-roche gris était élevé par rapport aux autres espèces de poissons ($RR_M = 0,0046$; 74^e centile; Figure 7), en raison de valeurs élevées sur l'échelle spatiale et de l'intensité (Figure 6).

DARD DE RIVIÈRE

Nom scientifique : *Percina shumardi*

Unité désignable (UD) : Populations des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce en voie de disparition, avril 2016

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Pas d'inscription selon la LEP, pas de statut

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce en voie de disparition, décembre 2016

Répartition

Au Canada, le dard de rivière se trouve dans en Saskatchewan, au Manitoba et en Ontario. En Saskatchewan, il existe un enregistrement pour la rivière Saskatchewan (COSEPAC 2016b). Au Manitoba et dans le nord-ouest de l'Ontario, on trouve le dard de rivière dans la rivière Assiniboine, le fleuve Nelson et les rivières English, Rainy, Red et Winnipeg (Pratt *et al.* 2015). Dans le nord de l'Ontario, il est présent dans les bassins versants des rivières Attawapiskat, Albany, Severn et Winisk qui se jettent dans la baie d'Hudson (Pratt *et al.* 2015). Dans le sud de l'Ontario, il n'est connu que dans le bassin versant du lac Sainte-Claire, y compris les rivières Sydenham et Thames. La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.49.

Domages admissibles

Les populations de dard de rivière sont sensibles aux perturbations touchant les taux de survie des jeunes de l'année et la fertilité (van der Lee et Koops 2020b). Il faut éviter de nuire à ces aspects du cycle biologique. Des réductions de la survie des jeunes de l'année ou de la fécondité supérieures à 31-34 % peuvent entraîner un déclin de la population, en supposant un taux de croissance de 1,32 (van der Lee et Koops 2020b). De même, la population peut diminuer si la mortalité dépasse 24,5 % pour toutes les classes d'âge. Pour obtenir plus d'informations sur les dommages admissibles pour le dard de rivière, voir van der Lee et Koops (2020b).

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

La tolérance du dard de rivière au Bayluscide n'a pas été déclarée, mais une mortalité non ciblée a été observée chez une espèce étroitement apparentée, le fouille-roche zébré (*Percina caprodes*), après l'application de Bayer 73 (formule granulaire à 5 %) dans les deltas du lac Champlain en 1991 et 1995 (Fisheries Technical Committee 1999). De plus, le CCLM du MPO a rapporté un total de 14 mortalités de fouille-roche zébré entre 1998 et 2012 (M. Steeves, CCLM, données inédites). Les effets indirects sur les proies pourraient avoir des effets négatifs sur le dard de rivière en réduisant la disponibilité de la nourriture. Dans une étude de Pratt *et al.* (2016), les proies dominantes du dard de rivière au Manitoba et dans le nord-ouest de l'Ontario étaient les diptères, les trichoptères, les éphéméroptères et le zooplancton. Des réductions de l'abondance des proies préférées, comme les chironomidés, ont été observées après l'application de Bayluscide (Shiff et Garnett 1961, Gilderhus 1979), ce qui peut entraîner des changements temporaires dans les espèces-proie. D'autres études sont nécessaires pour examiner les tolérances précises du dard de rivière à l'exposition au Bayluscide.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs ont chevauché les emplacements occupés par le dard de rivière dans le passé (Tableau 2 et Figure A5.50). Par exemple, environ 22 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition du dard de rivière chevauchaient un site d'application du Bg, soit moins de 1 % de toutes les applications.

Cela a contribué à une valeur spatiale élevée ($R = 0,222$; 91^e centile parmi les poissons) et à une valeur faible de l'intensité ($I = 0,150$; 39^e centile parmi les poissons).

Environ 55 % de tous les enregistrements du dard de rivière ont été documentés dans des habitats de type I ou II, ce qui donne une valeur faible de la préférence d'habitat pour l'espèce par rapport aux autres poissons ($H = 0,545$; 26^e centile).

Comme on ne dispose pas d'informations sur la sensibilité de l'espèce au Bayluscide, la toxicité dans cette étude reposait sur la CL_{50} publiée pour la perchaude (mortalité de 4,6 % à une concentration de Bayluscide de 0,057 mg/L sur huit heures), ce qui donne une faible valeur de la toxicité ($T = 0,046$; 35^e centile).

Le risque global pour le dard de rivière était modéré par rapport à toutes les autres espèces de poissons ($RR_M < 0,001$; 57^e centile; Figure 7), car la valeur spatiale plus élevée était partiellement compensée par des valeurs plus faibles de l'utilisation de l'habitat et de la toxicité.

ANALYSES DES ESPÈCES DE MOULES

ÉPIOBLASME VENTRUE

Nom scientifique : *Epioblasma rangiana*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce en voie de disparition, avril 2010

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce en voie de disparition, juin 2003

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce en voie de disparition, juin 2010

Répartition

Historiquement, l'épioblasme ventrue était présente dans le lac Érié, le lac Sainte-Claire et les rivières Détroit, Thames, Ausable et Sydenham, mais elle est maintenant limitée au bras est de la rivière Sydenham et à la rivière Ausable. Un seul individu vivant a été trouvé dans le delta de la rivière Sainte-Claire en 1999, mais aucun n'a été collecté dans cette zone depuis (COSEPAC 2010a). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.51.

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

Aucune étude n'a examiné la tolérance de l'épioblasme ventrue ou de ses poissons hôtes potentiels à l'exposition au Bayluscide. Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour étudier les effets directs et indirects potentiels de l'application du Bayluscide sur l'espèce. Étant donné que les informations sur la toxicité pour l'espèce ne sont pas disponibles, la valeur de la toxicité dans cette étude reposait sur la mortalité potentielle d'après les informations de son substitut connu le plus proche, le ptychobranche réniforme. Sur la base de la CL_{50} publiée par Newton *et al.* (2017) pour le ptychobranche réniforme sous-adulte, on a utilisé une mortalité de 54 % à une concentration de Bayluscide de 9,3 mg/L sur huit heures dans l'évaluation du risque.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs ont chevauché les emplacements occupés par l'épioblasme ventrue dans le passé (Figure A5.51). Par exemple, environ 3 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition de l'épioblasme ventrue chevauchaient un site d'application du Bg de 2011 à 2017 (Tableau 2), soit moins de 1 % de toutes les applications. Il s'agit d'un faible niveau de chevauchement spatial par rapport à toutes les autres espèces de moules ($R = 0,031$; 29^e centile). La mesure de l'intensité de ces applications aux endroits où elles ont eu lieu a révélé que la valeur dans cette catégorie de l'évaluation du risque était médiane pour l'espèce par rapport aux autres moules ($I = 0,200$; 50^e centile).

L'analyse des enregistrements de substrat a permis de constater qu'environ 81 % de tous les enregistrements de l'épioblasme ventrue se trouvaient dans des habitats de type I ou II, ce qui a donné une valeur modérément élevée de la préférence d'habitat pour l'espèce par rapport aux autres moules ($H = 0,814$; 64^e centile). En outre, on a constaté qu'une application de Bg a eu lieu dans ce qui est actuellement l'habitat essentiel de l'épioblasme ventrue en 2012 (Tableau 3 et Figure A5.52). La composante de la toxicité de l'équation du risque relatif a été notée en utilisant le ptychobranche réniforme comme espèce de substitution. On obtient ainsi une valeur élevée de la toxicité pour l'épioblasme ventrue par rapport aux autres moules ($T = 0,543$; 50^e centile).

L'évaluation du risque a donné une cote globale modérée pour l'épioblasme ventrue par rapport aux autres espèces de moules ($RR_M = 0,003$; Figure 9). La valeur du risque global a placé l'épioblasme ventrue dans le 43^e centile pour les moules, en partie parce que la valeur relativement élevée de la préférence d'habitat est compensée par le niveau modérément faible d'exposition aux applications passées de Bg (Figure 8).

ÉPIOBLASME TRICORNE

Nom scientifique : *Epioblasma triquetra*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce en voie de disparition, novembre 2011

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce en voie de disparition, juin 2003

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce en voie de disparition, novembre 2011

Répartition

Historiquement, l'épioblasme tricorne était présente dans le lac Érié, le lac Sainte-Claire et dans les rivières Ausable, Grand, Niagara, Sydenham, Détroit et Thames. Actuellement, elle est limitée aux différents sites de la rivière Sydenham (bras est) et de la rivière Ausable (COSEPAC 2011c). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.53.

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

Aucune étude n'a examiné la tolérance de l'épioblasme tricorne ou de ses poissons hôtes potentiels à l'exposition au Bayluscide. Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour étudier les effets directs et indirects potentiels de l'application du Bayluscide dans l'aire de répartition de l'espèce. Étant donné que les informations sur la toxicité pour l'espèce ne sont

pas disponibles, la valeur de la toxicité dans cette étude reposait sur la mortalité potentielle d'après les informations de son substitut connu le plus proche, le ptychobranche réniforme. Sur la base de la CL_{50} publiée par Newton *et al.* (2017) pour le ptychobranche réniforme sous-adulte, on a utilisé une mortalité de 54 % à une concentration de Bayluscide de 9,3 mg/L sur huit heures dans l'évaluation du risque.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs ont chevauché les emplacements occupés par l'épioblasme tricolore dans le passé (Figure A5.53). Par exemple, environ 3 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition de l'épioblasme tricolore chevauchaient un site d'application du Bg (Tableau 2), soit moins de 1 % de toutes les applications. Il s'agit d'un faible niveau de chevauchement spatial par rapport à toutes les autres espèces de moules ($R = 0,033$; 36^e centile). La mesure de l'intensité de ces applications aux endroits où elles ont eu lieu a révélé que la valeur dans cette catégorie de l'évaluation du risque était médiane pour l'espèce par rapport aux autres moules de cette étude ($I = 0,200$; 50^e centile).

L'analyse des enregistrements de substrat a permis de constater qu'environ 66 % de tous les enregistrements de l'épioblasme tricolore se trouvaient dans des habitats de type I ou II, ce qui a donné la plus faible valeur de la préférence d'habitat pour toutes les espèces de moules ($H = 0,659$). En outre, une application de Bg a eu lieu dans ce qui est actuellement l'habitat essentiel de l'épioblasme tricolore en 2012 (Tableau 3 et Figure A5.54). La composante de la toxicité de l'équation du risque relatif a été notée en utilisant le ptychobranche réniforme comme espèce de substitution, ce qui a produit une valeur élevée de la toxicité pour l'épioblasme tricolore par rapport aux autres moules ($T = 0,543$; 50^e centile).

L'évaluation du risque lié à l'utilisation du Bg dans la région des Grands Lacs a montré que la valeur globale pour l'épioblasme tricolore était modérément faible par rapport aux autres espèces de moules ($RR_M = 0,002$; Figure 9). La valeur du risque global a placé l'épioblasme tricolore dans le 36^e centile pour les moules, en partie parce que sa valeur élevée de la toxicité est compensée par les faibles valeurs de l'utilisation de l'espace et de l'habitat.

LAMPSILE FASCIOLÉE

Nom scientifique : *Lampsilis fasciola*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce préoccupante, avril 2010

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce préoccupante, mars 2013

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce menacée, juin 2010

Répartition

Au Canada, la lampsile fasciolée est actuellement limitée au delta de la rivière Sainte-Claire, au cours supérieur de la rivière Grand et aux rivières Maitland, Thames, Sydenham et Ausable. Elle semble disparue de l'ouest du lac Érié, de la rivière Détroit et du lac Sainte-Claire (à l'exclusion du delta de la rivière Sainte-Claire) (MPO 2010). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.55.

Domages admissibles

Les populations de lampsile fasciolée sont les plus sensibles aux perturbations de la survie annuelle des adultes, ainsi que de la survie des glochidies et des juvéniles au cours de la

première année. Le maximum de dommages admissibles devrait être limité à 14 %, 9 %, 6 % et 14 % pour la survie annuelle des glochidies, des juvéniles, des adultes et de la fécondité, respectivement, pour éviter de mettre en péril la survie et le rétablissement futur des populations canadiennes (Young et Koops 2010b). Pour obtenir plus d'informations sur les dommages admissibles pour la lampsile fasciolée, voir Young et Koops (2010b).

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

Newton *et al.* (2017) ont constaté que l'exposition au Bg, aux concentrations appliquées sur le terrain (9,3 mg/L), avait des effets pendant longtemps sur la mortalité des sous-adultes. La mortalité a été observée dans 51 % de la population après 70 minutes d'exposition (TL₅₀) et des réactions sublétales (définies comme des valves bâillantes, la production de mucus ou l'extension du pied à l'extérieur de la coquille) après 107 minutes (CE₅₀).

Chez les espèces de poissons hôtes connues de la lampsile fasciolée, la toxicité du Bayluscide a été signalée pour l'achigan à grande bouche (*M. salmoides*) et l'achigan à petite bouche. Marking et Hogan (1967) ont indiqué une CL₅₀ de 0,062 ppm pour l'achigan à grande bouche et de 0,060 ppm pour l'achigan à petite bouche après 96 heures d'exposition au Bayer 73. Au total, 18 achigans à grande bouche et 24 achigans à petite bouche ont également été trouvés morts après l'application du Bayer 73 (formule granulaire à 5 %) dans cinq deltas de rivières en 1991 et 1995 (Fisheries Technical Committee 1999). Une réduction de l'abondance des espèces de poissons hôtes est donc possible après l'application de Bayluscide.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs ont chevauché les emplacements occupés par la lampsile fasciolée dans le passé (Tableau 2 et Figure A5.55). Par exemple, environ 2 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition de la lampsile fasciolée chevauchaient un site d'application du Bg de 2011 à 2017 (Tableau 2), soit moins de 1 % de toutes les applications. Il s'agit d'un faible niveau de chevauchement spatial par rapport à toutes les autres espèces de moules ($R = 0,016$; 14^e centile). La mesure de l'intensité de ces applications aux endroits où elles ont eu lieu a révélé que la valeur dans cette catégorie de l'évaluation du risque était faible pour l'espèce par rapport aux autres moules ($I = 0,133$; 21^e centile).

L'analyse des enregistrements de substrat a permis de constater qu'environ 77 % de tous les enregistrements de la lampsile fasciolée se trouvaient dans des habitats de type I ou II, ce qui a donné une valeur modérée de la préférence d'habitat pour l'espèce par rapport aux autres moules ($H = 0,768$; 43^e centile). Sur la base des indications données dans Newton *et al.* (2017), on a utilisé une mortalité de 51 % comme valeur de la toxicité, ce qui a produit une valeur modérée de la toxicité pour la lampsile fasciolée par rapport aux autres espèces de moules ($T = 0,508$; 43^e centile).

L'évaluation du risque a donné une valeur faible du risque relatif global pour la lampsile fasciolée par rapport aux autres espèces de moules ($RR_M = 0,001$; Figure 9). La valeur du risque global place la lampsile fasciolée dans le 21^e centile pour les moules, essentiellement en raison de son faible historique d'exposition à l'application de Bg, comme l'indique l'analyse géospatiale (Figure 8).

LIGUMIE POINTUE

Nom scientifique : *Ligumia nasuta*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce préoccupante, avril 2017

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce préoccupante, août 2019

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce préoccupante, novembre 2017

Répartition

La présence de la ligumie pointue est connue dans le lac Ontario, le lac Érié, le lac Sainte-Claire et la rivière Détroit. Toutefois, on pense qu'elle a disparu d'environ 93 % de son ancienne aire de répartition au Canada en raison des effets de la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) (COSEPAC 2007a). Sa répartition actuelle comprend les lacs Érié, Ontario et Sainte-Claire et leurs diverses voies interlacustres ainsi que les zones humides côtières. La ligumie pointue a été observée dans un certain nombre de lacs intérieurs de l'est de l'Ontario (MPO, données inédites). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée sur la Figure A5.56.

Dommmages admissibles

Les dommages admissibles pour la ligumie pointue n'ont pas été estimés en raison d'un manque de données sur les taux de croissance de la population et les projections connexes. Cependant, Young et Koops (2011a) ont prédit les taux vitaux qui sont probablement les plus sensibles aux dommages. Ils ont constaté que la croissance de la population de ligumie pointue est plus sensible à la survie des adultes et quelque peu sensible à la survie des juvéniles. Il faut donc réduire les dommages causés à ces caractéristiques du cycle biologique afin d'éviter de mettre en péril la survie et le rétablissement futur des populations canadiennes. Pour obtenir plus d'informations sur les dommages admissibles pour la ligumie pointue, voir Young et Koops (2011a).

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

Dans une étude, Newton *et al.* (2017) ont constaté que l'exposition au Bayluscide granulaire à 3,2 %, aux concentrations appliquées sur le terrain (9,3 mg/L), avait des effets pendant longtemps sur la mortalité et les réponses sublétales (définies comme des valves bâillantes, la production de mucus ou l'extension du pied à l'extérieur de la coquille). Sur les 58 moules exposées, la mortalité a été observée chez 15,5 % de la population et des réponses sublétales chez 50 % de la population après 320 minutes d'exposition (Newton *et al.* 2017). Cependant, la majorité des moules (60 %) ont pu se rétablir après 21 jours malgré ces réactions (Newton *et al.* 2017). On a utilisé l'estimation de la mortalité par Newton *et al.* (2017) pour étayer la valeur de la toxicité dans l'évaluation du risque de cette étude.

Parmi les poissons hôtes connus de la ligumie pointue, des études ont examiné les effets du Bayluscide sur la perchaude, chez qui le Bayer 73 semble provoquer la mortalité, avec une CL₅₀ de 0,082 ppm après 24 h d'exposition (pH de 7,5; Marking et Hogan 1967). Le CCLM a également fait état de la mortalité de 12 perchaudes après l'application du Bayluscide de 1998 à 2013 (M. Steeves, CCLM, données inédites). Une réduction des espèces de poissons hôtes peut avoir des effets néfastes sur la population canadienne de ligumie pointue.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs ont chevauché les emplacements occupés par la ligumie pointue dans le passé (Tableau 2 et Figure A5.57). Par exemple, environ 5 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition de la ligumie pointue chevauchaient un site d'application du Bg de 2011 à 2017 (Tableau 2), soit moins de 2 % de toutes les applications. Il s'agit d'un niveau de chevauchement spatial proche de la médiane par rapport à toutes les autres espèces de moules ($R = 0,045$; 57^e centile). La mesure de l'intensité de ces applications aux endroits où elles ont eu lieu a révélé que la valeur dans cette catégorie de l'évaluation du risque était élevée pour l'espèce par rapport aux autres moules ($I = 0,425$; 93^e centile)

D'après les informations publiées sur l'utilisation de l'habitat par la ligumie pointue, l'espèce préfère le sable fin et les substrats boueux (COSEPAC 2017). En outre, quatre applications de Bg ont eu lieu dans ce qui avait déjà été désigné comme l'habitat essentiel (proposé) de la ligumie pointue en 2014 (Tableau 3 et Figure A5.58). L'analyse des enregistrements de substrat a permis de constater que 100 % des enregistrements de la ligumie pointue se trouvaient dans des habitats de type I ou II, ce qui a donné la valeur la plus élevée de la préférence d'habitat pour toutes les espèces de moules ($H = 1$; à égalité avec le toxolasme nain). Pour évaluer la toxicité du Bg, on a utilisé une mortalité de 16 %, d'après Newton *et al.* (2017), pour l'espèce. On obtient ainsi une valeur faible de la toxicité pour la ligumie pointue par rapport à toutes les autres espèces de moules ($T = 0,155$; 14^e centile).

L'évaluation du risque lié à l'utilisation du Bg dans la région des Grands Lacs a montré que la valeur globale pour la ligumie pointue était modérée par rapport aux autres espèces de moules ($RR_M = 0,003$; Figure 9). La valeur du risque global place la ligumie pointue dans le 50^e centile pour les moules, en partie en raison de la valeur relativement faible de la toxicité par rapport aux autres espèces de moules (Figure 8).

OBLIQUAIRE À TROIS CORNES

Nom scientifique : *Obliquaria reflexa*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce menacée, mai 2013

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce menacée, août 2019

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce menacée, juin 2013

Répartition

Au Canada, l'obliquaire à trois cornes était historiquement présent dans le lac Sainte-Claire, l'ouest du lac Érié et les rivières Grand, Thames, Sydenham et Détroit (COSEPAC 2013d). Actuellement, il est limité aux rivières Sydenham, Grand et Thames (MPO 2014a). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.59.

Domages admissibles

Les dommages admissibles n'ont pas été estimés en raison d'informations insuffisantes sur le cycle biologique de l'obliquaire à trois cornes. Cependant, si l'on utilise une version mise à jour du modèle de classification de Young et Koops (2011a), l'obliquaire à trois cornes semble appartenir à un groupe à « faible sensibilité », où la croissance de la population est tout aussi sensible aux changements dans la survie des adultes, la survie des juvéniles et de la durée de vie (MPO 2014a). Il faut donc réduire les dommages causés à ces caractéristiques du cycle biologique afin d'éviter de mettre en péril la survie et le rétablissement futur des populations

canadiennes. Pour plus d'informations sur les dommages admissibles pour l'obliquaire à trois cornes, voir MPO (2014a).

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

Il y a eu très peu d'études sur la toxicité du Bayluscide pour l'obliquaire à trois cornes. Waller *et al.* (1993) ont exposé des obliquaires à trois cornes (de 30 à 50 mm) au Bayluscide pendant huit heures à 17 °C et ont indiqué une CL_{50} de 0,051 mg/L. Une mortalité retardée a également été observée huit heures après l'exposition et a entraîné une CL_{50} plus basse de 0,0445 mg/L. Étant donné le manque d'informations sur la mortalité pour une exposition au Bayluscide pendant huit heures à 9,3 mg/L, la valeur de la toxicité pour l'espèce reposait sur la mortalité d'un substitut, le ptychobranche réniforme, publiée dans Newton *et al.* (2017).

Les effets indirects sur cette espèce de moule comprennent les effets sur les poissons hôtes. Aucun test de toxicité n'a été effectué sur les espèces de poissons hôtes, mais une mortalité du naseux des rapides (*Rhinichthys cataractae*) (~ 81 individus) a été observée après l'application de Bayer 73 (formule granulaire à 5 %) dans les rivières Boquet et Salmon dans le lac Champlain (Fisheries Technical Committee 1999).

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs les emplacements occupés par l'obliquaire à trois cornes dans le passé (Tableau 2 et Figure A5.59). Par exemple, environ 13 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition de l'obliquaire à trois cornes chevauchaient un site d'application du Bg de 2011 à 2017 (Tableau 2), soit moins de 1 % de toutes les applications. Il s'agit d'une valeur spatiale élevée par rapport à toutes les autres espèces de moules ($R = 0,130$; 79^e centile). La mesure de l'intensité de ces applications aux endroits où elles ont eu lieu a révélé que la valeur dans cette catégorie de l'évaluation du risque était faible pour l'espèce par rapport aux autres moules de cette étude ($I = 0,133$; 21^e centile).

L'analyse des enregistrements de substrat a permis de constater qu'environ 76 % de tous les obliquaires à trois cornes se trouvaient dans des habitats de type I ou II, ce qui a donné une valeur modérément faible de la préférence d'habitat pour l'espèce par rapport aux autres moules ($H = 0,763$; 36^e centile). La composante de la toxicité de l'équation du risque relatif a été notée en utilisant le ptychobranche réniforme comme espèce de substitution, ce qui a produit une valeur élevée de la toxicité pour l'obliquaire à trois cornes par rapport aux autres moules ($T = 0,543$; 50^e centile).

L'évaluation du risque a donné une valeur élevée du risque relatif global pour l'obliquaire à trois cornes par rapport aux autres espèces de moules ($RR_M = 0,007$; Figure 9). La valeur du risque global place l'obliquaire à trois cornes dans le 93^e centile pour les moules, essentiellement en raison de l'exposition relativement élevée aux applications passées de Bg (Figure 8).

OBOVARIE OLIVÂTRE

Nom scientifique : *Obovaria olivaria*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : En voie de disparition, mai 2011

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce en voie de disparition, août 2019

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce en voie de disparition, juin 2011

Répartition

Au Canada, l'obovarie olivâtre occupe le bassin versant des Grands Lacs et du Saint-Laurent. Actuellement, elle est présente dans la rivière Mississagi (lac Huron), la rivière des Outaouais et ses affluents (rivières Blanche et Coulonge) et le Saint-Laurent et ses affluents (rivières Batiscan, St. François, L'Assomption) [MPO 2013a]. On la croit disparue de la rivière Détroit et de la rivière Niagara en raison de la perte des poissons hôtes et de la présence de moules dreissenidées (COSEPAC 2011a). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.60.

Domages admissibles

La croissance de la population d'obovarie olivâtre est la plus sensible aux perturbations qui touchent les juvéniles ou les adultes. En outre, si l'abondance des poissons hôtes (esturgeon jaune) est limitée, la viabilité de l'obovarie olivâtre devient sensible au taux de fixation des glochidies (Young et Koops 2013c). Il faut donc réduire les dommages causés à ces caractéristiques du cycle biologique et ceux qui limitent la disponibilité des hôtes pour la fixation des glochidies afin d'éviter de mettre en péril la survie et le rétablissement futur des populations canadiennes. Pour obtenir plus d'informations sur les dommages admissibles pour l'obovarie olivâtre, voir Young et Koops (2013c).

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

Dans une étude, Newton *et al.* (2017) ont constaté que l'exposition au Bayluscide granulaire à 3,2 %, aux concentrations appliquées sur le terrain (9,3 mg/L), avait des effets pendant longtemps sur la mortalité et les réponses sublétales (définies comme des valves bâillantes, la production de mucus ou l'extension du pied à l'extérieur de la coquille) chez l'obovarie olivâtre sous-adulte. Neuf heures d'exposition ont entraîné un taux de mortalité d'environ 23 % chez les adultes et sous-adultes. Malgré des taux de mortalité similaires, les réactions de mortalité diffèrent selon les stades biologiques. Chez les sous-adultes, la mortalité commence après 45 minutes, alors que chez les adultes, elle n'est observée qu'après 360 minutes. Les réponses sublétales étaient également beaucoup plus tardives chez les adultes (CE₅₀ de 423 minutes contre 153 minutes) et le rétablissement était moins probable.

Les effets indirects de l'exposition au Bayluscide comprennent les effets sur les poissons hôtes. Le poisson hôte de l'obovarie olivâtre au Canada serait l'esturgeon jaune (COSEPAC 2011a). Bien que les études n'aient pas porté sur les limites de concentration létale pour l'espèce, il semble qu'elle ait la capacité de détecter et d'éviter les applications de Bg (Boogaard *et al.* 2008b). Le déplacement de cette espèce hôte hors des zones où la présence de l'obovarie olivâtre est connue peut entraîner une réduction du recrutement de l'obovarie et un éventuel échec du recrutement.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs ont chevauché les emplacements occupés par l'obovarie olivâtre dans le passé (Tableau 2 et Figure A5.61). Par exemple, environ 17 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition de l'obovarie olivâtre chevauchaient un site d'application du Bg de 2011 à 2017 (Tableau 2), soit moins de 1 % de toutes les applications. Il s'agit de la valeur spatiale la plus élevée (à égalité avec la

mulette du necture) par rapport à toutes les autres espèces de moules ($R = 0,167$). Cette valeur spatiale élevée reflète la répartition limitée de l'espèce en Ontario, mais elle peut aussi être gonflée en raison de données incomplètes sur la répartition pour la rivière des Outaouais. La mesure de l'intensité de ces applications aux endroits où elles ont eu lieu dans l'aire de répartition a révélé que la valeur dans cette catégorie de l'évaluation du risque était médiane pour l'espèce par rapport aux autres moules de cette étude ($I = 0,200$; 50^e centile).

D'après les informations publiées sur l'utilisation de l'habitat par l'obovarie olivâtre, l'espèce utilise des substrats de sable ou de sable limoneux (COSEPAC 2011a). L'analyse des enregistrements de substrat a permis de constater qu'environ 84 % de tous les enregistrements de l'obovarie olivâtre se trouvaient dans des habitats de type I ou II, ce qui a donné une valeur élevée de la préférence d'habitat pour l'espèce par rapport aux autres moules ($H = 0,840$; 79^e centile). Pour évaluer la toxicité du Bg, on a utilisé une mortalité de 23 %, basée sur Newton *et al.* (2017), pour l'espèce, ce qui a donné une valeur faible de la toxicité pour l'obovarie olivâtre par rapport à toutes les autres espèces de moules ($T = 0,233$; 29^e centile).

L'évaluation du risque lié à l'utilisation du Bg dans la région des Grands Lacs a révélé que la valeur du risque relatif global pour l'obovarie olivâtre était élevée par rapport à toutes les autres espèces de moules ($RR_M = 0,007$; 86^e centile; Figure 9). Cette cote élevée est due en grande partie à la forte exposition à des applications antérieures de Bg.

OBOVARIE RONDE

Nom scientifique : *Obovaria subrotunda*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce en voie de disparition, mai 2013

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce en voie de disparition, janvier 2005

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce en voie de disparition, juin 2013

Répartition

Au Canada, l'obovarie ronde était historiquement présente dans le lac Érié, le lac Sainte-Claire et les rivières Welland, Grand, Thames, Sydenham et Détroit (COSEPAC 2003). Elle est désormais limitée au delta de la rivière Sainte-Claire et au bras est de la rivière Sydenham (MPO 2013c). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.62.

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

Newton *et al.* (2017) ont observé un taux de mortalité de 44 % chez l'obovarie ronde adulte exposée au Bayluscide granulaire à 3,2 % aux concentrations appliquées sur le terrain (9,3 mg/L). La mortalité a été observée dans 50 % de la population après 105 minutes d'exposition (TL_{50}) et des réactions sublétales (définies comme des valves bâillantes, la production de mucus ou l'extension du pied à l'extérieur de la coquille) après 279 minutes (CE_{50}). Parmi les individus qui ont présenté des réactions sous-létales, aucun n'a pu se rétablir. Ces informations ont été utilisées pour évaluer la toxicité du Bayluscide pour l'espèce dans notre évaluation du risque.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs ont chevauché les emplacements occupés par l'obovarie ronde dans le passé (Tableau 2 et Figure A5.62). Par exemple, environ 8 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition de l'obovarie ronde chevauchaient un site d'application du Bg de 2011 à 2017 (Tableau 2), soit moins de 1 % de toutes les applications. Il s'agit d'une valeur spatiale modérément élevée par rapport à toutes les autres espèces de moules ($R = 0,077$; 71^e centile). L'intensité de ces applications était modérée par rapport aux autres moules de cette étude ($I = 0,200$; 50^e centile).

L'analyse des enregistrements de substrat a permis de constater qu'environ 67 % de toutes les obovaries rondes se trouvaient dans des habitats de type I ou II, ce qui a donné une valeur très faible de la préférence d'habitat par rapport à toutes les espèces de moules ($H = 0,667$; 7^e centile). En outre, on a constaté que quatre applications de Bg ont eu lieu dans ce qui est actuellement l'habitat essentiel de l'obovarie ronde en 2012 (Tableau 3 et Figure A5.63). Pour évaluer la toxicité du Bg, on a utilisé une mortalité de 44 %, d'après Newton *et al.* (2017), pour l'espèce. On obtient ainsi une valeur faible de la toxicité pour l'obovarie ronde par rapport à toutes les autres espèces de moules ($T = 0,444$; 36^e centile).

L'évaluation du risque a donné une valeur modérément élevée du risque relatif global pour l'obovarie ronde par rapport aux autres espèces de moules ($RR_M = 0,005$; Figure 9). La valeur du risque global place l'obovarie ronde dans le 64^e centile pour les moules, ce qui s'explique en partie par sa forte exposition aux applications passées de Bg (Figure 8).

PLEUROBÈME ÉCARLATE

Nom scientifique : *Pleurobema sintoxia*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce en voie de disparition, mai 2004

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce en voie de disparition, juillet 2005

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce en voie de disparition, décembre 2014

Répartition

Historiquement, la pleurobème écarlate était présente dans les rivières Niagara, Déetroit, Grand, Thames et Sydenham, ainsi que dans les lacs Érié et Sainte-Claire. Sa répartition actuelle se limite au lac Érié dans la baie Rondeau, au delta de la rivière Sainte-Claire et aux rivières Grand, Thames et Sydenham (MPO 2018; MPO, données inédites). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.64.

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

Dans une étude, Newton *et al.* (2017) ont indiqué que l'exposition au Bayluscide granulaire à 3,2 %, aux concentrations appliquées sur le terrain (9,3 mg/L), a entraîné un taux de mortalité de 22,4 % chez la pleurobème écarlate adulte après huit heures d'exposition. Ils ont également constaté des effets de longue durée statistiquement significatifs sur les réactions sublétales (définies comme des valves bâillantes, la production de mucus ou l'extension du pied à l'extérieur de la coquille) après 279 minutes chez les adultes. La durée médiane d'exposition au Bayluscide nécessaire pour observer une réaction sublétale chez 25 % (CE_{25}) des pleurobèmes écarlates était de 314 minutes. Sur les 60 individus exposées, 5 ont présenté des réactions

sublétales et 3 se sont rétablis après 21 jours. La mortalité déclarée dans cette étude a été utilisée pour évaluer la toxicité du Bayluscide dans cette évaluation du risque.

Parmi les espèces de poissons hôtes connues, la toxicité du Bayluscide a été signalée chez le crapet arlequin. Marking et Hogan (1967) ont fait état d'une mortalité chez la pleurobème écarlate après une exposition au Bayer 73 (CL₅₀ de 0,094 ppm après 96 heures à 12 °C), la toxicité augmentant à des températures plus élevées (CL₅₀ de 0,068 à 17 °C). Des expériences en laboratoire ont également examiné les effets de la formule de poudre mouillable à 70 % du Bayer 73, et ont montré que le crapet arlequin était relativement résistant, avec une CL₅₀ de 0,152 mg/L (Bills et Marking 1976). On a également observé une mortalité du crapet arlequin sur le terrain après l'application de la formule granulaire à 5 % (Fisheries Technical Committee 1999). Une réduction des poissons hôtes peut avoir un effet négatif sur le potentiel de recrutement des populations canadiennes de pleurobème écarlate.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs ont chevauché les emplacements occupés par la pleurobème écarlate dans le passé (Tableau 2 et Figure A5.64). Par exemple, environ 2 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition de la pleurobème écarlate chevauchaient un site d'application du Bg de 2011 à 2017 (Tableau 2), soit moins de 1 % de toutes les applications. Il s'agit d'un faible niveau de chevauchement spatial par rapport à toutes les autres espèces de moules ($R = 0,016$; 7^e centile). L'intensité de ces applications, lorsqu'elles ont eu lieu dans l'aire de répartition, était faible par rapport aux autres moules de cette étude. Cela a donné la valeur la plus faible pour toutes les espèces de moules dans cette catégorie de cote ($I = 0,050$; à égalité avec le ptychobranche réniforme).

L'analyse des enregistrements de substrat a permis de constater qu'environ 75 % de toutes les pleurobèmes écarlates se trouvaient dans des habitats de type I ou II, ce qui a donné une valeur faible de la préférence d'habitat par rapport à toutes les espèces de moules ($H = 0,748$; 29^e centile). En outre, on a constaté qu'une application de Bg a eu lieu dans ce qui est actuellement l'habitat essentiel de la pleurobème écarlate en 2012 (Tableau 3 et Figure A5.65). Pour évaluer la toxicité du Bg, on a utilisé une mortalité de 22 %, d'après Newton *et al.* (2017), pour l'espèce. On obtient ainsi une valeur faible de la toxicité pour la pleurobème écarlate par rapport à toutes les autres espèces de moules ($T = 0,224$; 21^e centile).

L'évaluation du risque a montré que la valeur du risque relatif global pour la pleurobème écarlate était la deuxième plus faible par rapport à toutes les autres espèces de moules ($RR_M < 0,001$; 7^e centile; Figure 9), ce qui s'explique par les valeurs faibles de toutes les composantes de l'évaluation.

PTYCHOBANCHE RÉNIFORME

Nom scientifique : *Ptychobranchus fasciolaris*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce en voie de disparition, mai 2013

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce en voie de disparition, janvier 2005

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce en voie de disparition, juin 2013

Répartition

La répartition historique du ptychobranche réniforme au Canada était le lac Sainte-Claire, le lac Érié, ainsi que les rivières Ausable, Détroit, Grand, Niagara, Sydenham, Thames et Welland. Il

est désormais limité aux rivières Ausable, Sydenham et Thames (ruisseau Medway) et au delta de la rivière Sainte-Claire (MPO 2013c). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.66.

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

Le ptychobranche réniforme est particulièrement sensible à l'exposition au Bayluscide granulaire à 3,2 % aux concentrations appliquées sur le terrain (9,3 mg/L; Newton *et al.* 2017). Sur les huit espèces de moules examinées, c'est chez le ptychobranche réniforme sous-adulte que le taux de mortalité était le plus élevé (54 %). La mortalité a été observée dans 50 % de la population après 53 minutes d'exposition (TL_{50}) et des réactions sublétales (définies comme des valves bâillantes, la production de mucus ou l'extension du pied à l'extérieur de la coquille) après 252 minutes (CE_{50}). Parmi les individus qui ont réagi, seuls 25 % se sont rétablis. Il n'existe aucune information sur les tolérances des poissons hôtes à l'exposition au Bayluscide. La mortalité chez les sous-adultes indiquée dans Newton *et al.* (2017) a été utilisée pour évaluer la toxicité dans l'évaluation du risque relatif pour le ptychobranche réniforme.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs ont chevauché les emplacements occupés par le ptychobranche réniforme dans le passé (Tableau 2 et Figure A5.66). Par exemple, environ 2 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition du ptychobranche réniforme chevauchaient un site d'application du Bg de 2011 à 2017 (Tableau 2), soit moins de 1 % de toutes les applications. Il s'agit d'un faible niveau de chevauchement spatial par rapport à toutes les autres espèces de moules ($R = 0,023$; 21^e centile). L'intensité de ces applications était faible par rapport aux autres moules de cette étude. Cela a donné la valeur la plus faible pour toutes les espèces de moules dans cette catégorie ($I = 0,050$; à égalité avec la pleurobème écarlate).

L'analyse des enregistrements de substrat a permis de constater qu'environ 78 % de tous les ptychobranches réniformes se trouvaient dans des habitats de type I ou II, ce qui a donné une valeur modérée de la préférence d'habitat par rapport à toutes les espèces de moules ($H = 0,776$; 50^e centile). En outre, cinq applications de Bg ont eu lieu dans ce qui est actuellement l'habitat essentiel du ptychobranche réniforme en 2012 (Tableau 3 et Figure A5.67). Pour évaluer la toxicité du Bg, on a utilisé une mortalité de 54 %, d'après Newton *et al.* (2017), pour l'espèce. On obtient ainsi une valeur élevée de la toxicité pour l'obovarie ronde par rapport à toutes les autres espèces de moules ($T = 0,543$; 50^e centile).

L'évaluation du risque a donné une valeur faible du risque relatif global pour le ptychobranche réniforme par rapport aux autres espèces de moules ($RR_M = 0,001$; Figure 9). La valeur du risque global place le ptychobranche réniforme dans le 14^e centile pour les moules, en raison des valeurs faibles des composantes spatiale et de l'intensité de l'évaluation du risque.

MULETTE FEUILLE D'ÉRABLE

Nom scientifique : *Quadrula quadrula*

Unité désignable (UD) : Population des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce préoccupante, novembre 2016

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce préoccupante, août 2019

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce préoccupante, mai 2017

Répartition

Au Canada, les populations de mulette feuille d'érable sont séparées en deux unités désignables (UD) : la population de la rivière Saskatchewan et du fleuve Nelson (UD du Manitoba) et la population des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent (UD de l'Ontario). Au Manitoba, elle a été prélevée dans les rivières Assiniboine, Berens, Bloodvein, Bradbury, Brokenhead, La Salle, Maskwa, Pigeon, Rat, Red, Roseau et Wanipagow, ainsi que dans le ruisseau Cooks. En Ontario, la répartition est limitée aux affluents du lac Sainte-Claire (rivières Sydenham et Thames et certains de leurs affluents, rivière Ruscom), du lac Huron (rivières Ausable et Bayfield, ruisseaux Cow et Perch), du lac Érié (rivières Grand et Welland et certains de leurs affluents et lac Henry sur l'île Pelée) ainsi qu'aux zones humides côtières et aux affluents du lac Ontario (Cootes Paradise, port Jordan, ruisseaux Fifteen et Sixteen Mile) [MPO 2011; MPO, données inédites]. Un seul individu a également été trouvé dans le delta de la rivière Sainte-Claire et dans la rivière Bayfield (MPO 2011). On pense que la mulette feuille d'érable a disparu des Grands Lacs proprement dits et de leurs voies interlacustres (MPO 2011). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.68.

Dommmages admissibles

Les dommages admissibles pour la mulette feuille d'érable n'ont pas été estimés en raison d'un manque de données sur les taux de croissance de la population et les projections connexes. Cependant, Young et Koops (2011a) ont prédit les taux vitaux qui sont probablement les plus sensibles aux dommages. Ils ont constaté que la croissance de la population de mulette feuille d'érable est plus sensible à la survie des adultes et quelque peu sensible à la survie des juvéniles. Il faut donc réduire les dommages causés à ces caractéristiques du cycle biologique afin d'éviter de mettre en péril la survie et le rétablissement futur des populations canadiennes. Pour obtenir plus d'informations sur les dommages admissibles pour la mulette feuille d'érable, voir Young et Koops (2011a).

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

Dans une étude de la toxicité, Newton *et al.* (2017) n'ont fait état d'aucun effet important de la durée d'exposition sur la mortalité ou les réactions sublétales (définies comme des valves bâillantes, la production de mucus ou l'extension du pied à l'extérieur de la coquille) chez la mulette feuille d'érable. La mortalité n'a été observée que chez 3 % de la population et le rétablissement était de 100 % chez les quelques individus qui ont présenté des réactions sublétales. L'application de Bayluscide granulaire à 3,2 % aux concentrations appliquées sur le terrain (9,3 mg/L) semble donc avoir peu d'effet sur la mulette feuille d'érable. On a utilisé le niveau de mortalité observé dans Newton *et al.* (2017) pour évaluer la toxicité pour l'espèce dans l'évaluation du risque relatif.

La tolérance à l'exposition au Bayluscide a également été examinée chez l'espèce de poisson hôte, la barbue de rivière. Marking et Hogan (1967) ont indiqué une mortalité du poisson due au Bayluscide, avec une CL₅₀ de 0,082 ppm (pH de 7,5; 17 °C) après 96 heures d'exposition. Cependant, Bills et Marking (1976) ont fait état d'une CL₅₀ plus basse, de 0,0370 mg/L (pH de 7,5; 12 °C) après 96 heures d'exposition à la formule de poudre mouillable à 70 % du Bayer 73.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs ont chevauché les emplacements occupés par la mulette feuille d'érable dans le passé (Tableau 2 et Figure

A5.68). Par exemple, environ 4 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition de la mulette feuille d'érable chevauchaient un site d'application du Bg de 2011 à 2017 (Tableau 2), soit moins de 1 % de toutes les applications. Il s'agit d'un niveau modéré de chevauchement spatial par rapport à toutes les autres espèces de moules ($R = 0,036$; 43^e centile). L'intensité de ces applications était faible par rapport aux autres moules, d'où une valeur modérément faible ($I = 0,138$; 36^e centile).

L'analyse des enregistrements de substrat a permis de constater qu'environ 78 % de toutes les mulettes feuille d'érable se trouvaient dans des habitats de type I ou II, ce qui a donné une valeur modérée de la préférence d'habitat pour l'espèce par rapport aux autres moules ($H = 0,777$; 57^e centile). En outre, on a constaté que 14 applications de Bg ont eu lieu dans ce qui avait déjà été désigné comme l'habitat essentiel (proposé) de la mulette feuille d'érable de 2012 à 2014 (Tableau 3, Figure A5.69 et Figure A5.70). Pour évaluer la toxicité du Bg, on a utilisé une mortalité de 3 %, d'après Newton *et al.* (2017), pour l'espèce. On obtient ainsi la valeur la plus faible de la toxicité parmi toutes les espèces de moules ($T = 0,033$).

L'évaluation du risque a montré que la valeur du risque relatif global pour la mulette feuille d'érable était la plus faible par rapport à toutes les autres espèces de moules ($RR_M < 0,001$; Figure 9), ce qui est largement dû au fait que le Bg est moins toxique pour cette espèce que pour les autres espèces de moules en péril.

MULETTE DU NECTURE

Nom scientifique : *Simpsonaias ambigua*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : En voie de disparition, mai 2011

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce en voie de disparition, juin 2003

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce en voie de disparition, juin 2011

Répartition

Au Canada, la mulette du necture était historiquement présente dans les rivières Détroit, Thames et Sydenham, mais elle est maintenant limitée au bras est de la rivière Sydenham (MPO 2018). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.71.

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

On ignore la toxicité du Bayluscide pour la mulette du necture et son hôte, le necture tacheté. Cependant, la toxicité du TFM combiné au niclosamide (ingrédient actif du Bayluscide) sur les nectures tachetés juvéniles et adultes a été examinée. Les nectures tachetés adultes semblent résistants au TFM : mélange de niclosamide à 1 % à des concentrations 1,5 fois supérieures à la concentration létale minimale requise pour tuer la lamproie marine (Boogaard *et al.* 2003), et les juvéniles semblent plus exposés au risque de mortalité liée au traitement à des concentrations aussi faibles que 0,6 fois la concentration nécessaire pour tuer la lamproie marine (Boogaard *et al.* 2008a). Étant donné le manque d'informations sur la mortalité pour une exposition au Bayluscide pendant huit heures à 9,3 mg/L, la toxicité pour l'espèce reposait sur la mortalité d'un substitut, le ptychobranche réniforme. On a donc utilisé une mortalité de 54 % dans l'évaluation du risque pour la mulette du necture.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs ont fortement chevauché les emplacements occupés par la moule du necture dans le passé (Tableau 2 et Figure A5.71). Par exemple, environ 17 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition de la moule du necture chevauchaient un site d'application du Bg de 2011 à 2017 (Tableau 2), soit moins de 1 % de toutes les applications. Il s'agissait du plus haut niveau de chevauchement spatial avec les applications du Bg par rapport à toutes les autres espèces de moules (à égalité avec l'obovarie olivâtre; $R = 0,167$). L'intensité des applications était modérée par rapport aux autres moules de cette étude. La composante de l'intensité dans l'évaluation du risque pour la moule du necture est ainsi la valeur médiane ($I = 0,200$; 50^e centile).

L'analyse des enregistrements de substrat a permis de constater que 71 % de toutes les moules du necture se trouvaient dans des habitats de type I ou II, ce qui a donné une valeur faible de la préférence d'habitat par rapport à toutes les espèces de moules ($H = 0,706$; 21^e centile). En outre, on a constaté qu'une application de Bg a eu lieu dans ce qui est actuellement l'habitat essentiel de la moule du necture en 2012 (Tableau 3 et Figure A5.72). La composante de la toxicité de l'équation du risque relatif a été notée en utilisant le ptychobranche réniforme comme espèce de substitution, ce qui a produit une valeur élevée de la toxicité pour la moule du necture par rapport aux autres moules ($T = 0,543$; 50^e centile).

L'évaluation du risque a montré que la valeur du risque relatif global pour la moule du necture est la plus élevée par rapport à toutes les autres espèces de moules ($RR_M = 0,013$; Figure 9), ce qui est largement dû à ses valeurs très élevées spatiale et de la toxicité (Figure 8).

TOXOLASME NAIN

Nom scientifique : *Toxolasma parvum*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce en voie de disparition, mai 2013

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce en voie de disparition, août 2019

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce menacée, juin 2013

Répartition

Historiquement, le toxolasme nain a été enregistré dans les rivières Détroit, Sydenham, Thames et Grand. Sa répartition actuelle se limite à trois affluents du lac Sainte-Claire (les rivières Sydenham [bras est], Belle et Ruscom), au ruisseau Baptiste (affluent de la rivière Thames), à la rivière Grand, à la rivière Welland, au ruisseau Oswego, au port Jordan, à l'île Pelée et au port de Hamilton (Cootes Paradise, baie Carroll, les ruisseaux Grindstone et Spencer, l'étang Sunfish) (MPO 2014c; MPO, données inédites). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.73.

Domages admissibles

Les dommages admissibles n'ont pas été estimés en raison d'informations insuffisantes sur le cycle biologique du toxolasme nain. Cependant, si l'on utilise une version mise à jour du modèle de classification de Young et Koops (2011a), le toxolasme nain semble appartenir à un groupe à « faible sensibilité », où la croissance de la population est tout aussi sensible aux changements dans la survie des adultes, la survie des juvéniles et de la durée de vie (MPO 2014c). Il faut donc réduire les dommages causés à ces caractéristiques du cycle biologique afin d'éviter de mettre en péril la survie et le rétablissement futur des populations canadiennes.

Pour plus d'informations sur les dommages admissibles pour le toxolasme nain, voir MPO (2014c).

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

Aucune étude n'a examiné la tolérance du toxolasme nain à l'exposition au Bayluscide. Bien que les effets directs de l'exposition au Bayluscide sur la mortalité n'aient pas été testés, des essais de toxicité ont été réalisés sur l'un de ses poissons hôtes, le crapet arlequin. Les effets sur les espèces hôtes sont une voie importante par laquelle on a pu observer les effets indirects causés par le Bayluscide chez les moules. Marking et Hogan (1967) ont fait état d'une mortalité chez le toxolasme nain après une exposition au Bayer 73 (CL₅₀ de 0,094 ppm après 96 heures à 12 °C), la toxicité augmentant à des températures plus élevées (CL₅₀ de 0,068 ppm à 17 °C). Des expériences en laboratoire ont également examiné les effets de la formule de poudre mouillable à 70 % du Bayer 73, et ont montré que le crapet arlequin était relativement résistant, avec une CL₅₀ de 0,152 mg/L (Bills et Marking 1976). On a également observé une mortalité du crapet arlequin sur le terrain après l'application de la formule granulaire à 5 % (Fisheries Technical Committee 1999). Une réduction des poissons hôtes peut avoir un effet négatif sur le potentiel de recrutement des populations canadiennes de toxolasme nain.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs ont chevauché les emplacements occupés par le toxolasme nain dans le passé (Tableau 2 et Figure A5.74). Par exemple, environ 7 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition du toxolasme nain chevauchaient un site d'application du Bg de 2011 à 2017 (Tableau 2), soit moins de 1 % de toutes les applications. Il s'agit d'une valeur spatiale modérément élevée par rapport à toutes les autres espèces de moules ($R = 0,067$; 64^e centile). L'intensité de ces applications était modérée par rapport aux autres poissons de cette étude ($I = 0,150$; 43^e centile).

L'analyse des enregistrements de substrat a permis de constater que 100 % des enregistrements du toxolasme nain se trouvaient dans des habitats de type I ou II, ce qui a donné la valeur la plus élevée de la préférence d'habitat pour toutes les espèces de moules ($H = 1$; à égalité avec la ligumie pointue). La composante de la toxicité de l'équation du risque relatif a été notée en utilisant le ptychobranche réniforme comme espèce de substitution, ce qui a produit une valeur modérée de la toxicité pour le toxolasme nain par rapport aux autres moules ($T = 0,543$; 50^e centile).

L'évaluation du risque a donné une valeur élevée du risque relatif global pour le toxolasme nain par rapport à toutes les autres espèces de moules ($RR_M = 0,005$; Figure 9). La valeur du risque global place le toxolasme nain dans le 71^e centile pour les moules, en raison de l'exposition modérément élevée aux applications de Bg ainsi qu'à la valeur élevée de la toxicité.

TRONCILLE PIED-DE-FAON

Nom scientifique : *Truncilla donaciformis*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce en voie de disparition, avril 2008

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce en voie de disparition, août 2019

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce en voie de disparition, juin 2009

Répartition

Historiquement, la présence de la troncille pied-de-faon était connue dans les lacs Huron, Sainte-Claire, Érié et certains de leurs affluents, ainsi que dans les rivières Détroit et Niagara (COSEPAC 2008a). Actuellement, sa répartition est limitée aux rivières Grand, Thames et Sydenham. Un seul individu a également été trouvé dans le bassin versant de la rivière Saugeen et dans le delta de la rivière Sainte-Claire (MPO 2011). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.75.

Dommmages admissibles

Les dommages admissibles pour la troncille pied-de-faon n'ont pas été estimés en raison d'un manque de données sur les taux de croissance de la population et les projections connexes. Cependant, Young et Koops (2011a) ont prédit les taux vitaux qui sont probablement les plus sensibles aux dommages. Ils ont constaté que la croissance de la population de troncille pied-de-faon est plus sensible à l'âge à la maturité, à la fécondité et à la survie des glochidies. Il faut donc réduire les dommages causés à ces caractéristiques du cycle biologique afin d'éviter de mettre en péril la survie et le rétablissement futur des populations canadiennes. Pour obtenir plus d'informations sur les dommages admissibles pour la troncille pied-de-faon, voir Young et Koops (2011a).

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

Aucune étude n'a examiné la tolérance de la troncille pied-de-faon à l'exposition au Bayluscide; les informations sur la mortalité reposaient donc sur son substitut, le ptychobranche réniforme. Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour déterminer si l'application de Bayluscide dans les zones où la présence de la troncille pied-de-faon est connue a des effets néfastes sur l'espèce ou sur ses poissons hôtes.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs ont chevauché les emplacements occupés par la troncille pied-de-faon dans le passé (Tableau 2 et Figure A5.75). Par exemple, environ 13 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition de la troncille pied-de-faon chevauchaient un site d'application du Bg de 2011 à 2017 (Tableau 2), soit moins de 1 % de toutes les applications. Il s'agit d'une valeur spatiale élevée par rapport à toutes les autres espèces de moules ($R = 0,133$; 86^e centile). L'intensité des applications était faible par rapport aux autres moules de cette étude ($I = 0,113$; 14^e centile; Figure 8).

L'analyse des enregistrements de substrat a permis de constater qu'environ 67 % de tous les enregistrements de la troncille pied-de-faon se trouvaient dans des habitats de type I ou II, ce qui a donné une valeur faible de la préférence d'habitat par rapport à toutes les espèces de moules ($H = 0,669$; 14^e centile). La composante de la toxicité de l'équation du risque relatif a été notée en utilisant le ptychobranche réniforme comme espèce de substitution, ce qui a produit une valeur élevée de la toxicité pour la troncille pied-de-faon ($T = 0,543$; 50^e centile).

L'évaluation du risque a donné une valeur élevée du risque relatif global pour la troncille pied-de-faon par rapport à toutes les autres espèces de moules ($RR_M = 0,005$; Figure 9). La valeur du risque global place la troncille pied-de-faon dans le 79^e centile pour les moules, essentiellement en raison d'une forte exposition aux applications passées de Bg.

VILLEUSE HARICOT

Nom scientifique : *Villosa fabalis*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce en voie de disparition, avril 2010

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce en voie de disparition, juin 2003

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce en voie de disparition, juin 2010

Répartition

Au Canada, la présence de la villeuse haricot était connue dans le bassin ouest du lac Érié, la rivière Détroit et les rivières Sydenham et Thames dans le bassin de drainage du lac Sainte-Claire. Toutefois, elle est désormais limitée au cours moyen de la rivière Sydenham et à un petit tronçon de la rivière Thames (COSEPAC 2010b). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.76.

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

Aucune étude n'a examiné la tolérance de la villeuse haricot à l'exposition au Bayluscide; les informations sur la mortalité pour l'évaluation du risque reposaient donc sur son substitut, le ptychobranche réniforme (mortalité de 54 %, voir Newton *et al.* 2017). Bien que les effets directs de l'exposition au Bayluscide sur la mortalité n'aient pas été testés, des essais de toxicité ont été réalisés sur certains des poissons hôtes de cette moule. Par exemple, la toxicité du Bayluscide a été signalée chez l'achigan à grande bouche, un hôte connu de la villeuse haricot. Marking et Hogan (1967) ont indiqué une CL_{50} de 0,062 ppm après 96 heures d'exposition au Bayer 73 pour cette espèce hôte. Au total, 18 achigans à grande bouche ont également été trouvés morts dans trois deltas du lac Champlain (rivières Boquet, Ausable et Salmon) après l'application du Bayer 73 (formule granulaire à 5 %) en 1991 et 1995 (Fisheries Technical Committee 1999). Une réduction des poissons hôtes disponibles peut entraîner une diminution du nombre de glochidies survivant jusqu'à la métamorphose en juvéniles et, par conséquent, un moindre recrutement dans la population.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs ont chevauché les emplacements occupés par la villeuse haricot dans le passé (Figure A5.76). Par exemple, environ 4 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition de la villeuse haricot chevauchaient un site d'application du Bg de 2011 à 2017 (Tableau 2), soit moins de 1 % de toutes les applications. Il s'agit d'un niveau modéré de chevauchement spatial par rapport à toutes les autres espèces de moules de cette étude ($R = 0,043$; 50^e centile). La mesure de l'intensité de ces applications aux endroits où elles ont eu lieu a révélé que la valeur dans cette catégorie de l'évaluation du risque était médiane pour l'espèce par rapport aux autres moules de cette étude ($I = 0,200$; 50^e centile; Figure 8).

L'analyse des enregistrements de substrat a permis de constater qu'environ 88 % des enregistrements de villeuse haricot se trouvaient dans des habitats de type I ou II, ce qui a donné une valeur élevée de la préférence d'habitat par rapport à toutes les espèces de moules ($H = 0,884$; 86^e centile). En outre, une application de Bg a eu lieu dans ce qui est actuellement l'habitat essentiel de la villeuse haricot en 2012 (Tableau 3 et Figure A5.77). La composante de la toxicité de l'équation du risque relatif a été évaluée en utilisant le ptychobranche réniforme

comme espèce de substitution, ce qui a produit une valeur élevée de la toxicité ($T = 0,543$; 50^e centile).

L'évaluation du risque a donné une valeur modérée du risque relatif global pour la villeuse haricot par rapport aux autres espèces de moules ($RR_M = 0,004$; Figure 9). La valeur du risque global place la villeuse haricot dans le 57^e centile pour les moules, essentiellement en raison des valeurs médianes des composantes spatiale et de l'intensité de l'évaluation du risque.

VILLEUSE IRISÉE

Nom scientifique : *Villosa iris*

Situation actuelle selon le COSEPAC et année de désignation : Espèce préoccupante, novembre 2015

Annexe, situation et année de désignation en vertu de la LEP : Annexe 1, espèce préoccupante, août 2019

Situation actuelle selon le CDSEPO et année d'évaluation : Espèce préoccupante, juin 2016

Répartition

Au Canada, la villeuse irisée n'est présente qu'en Ontario, où elle se trouve dans le delta de la rivière Sainte-Claire et dans les rivières Saugeen, Maitland, Bayfield, Ausable, Sydenham, Thames, Grand, Trent, Salmon et Moira, ainsi que dans certains de leurs affluents (MPO 2011; MPO, données inédites). On la croit disparue du lac Érié (baie Long Point, baie de Rondeau) et des rivières Niagara, Détroit et Sainte-Claire (MPO 2011). La répartition dans les Grands Lacs pour les enregistrements depuis 1998 est illustrée à la Figure A5.78.

Dommmages admissibles

Les dommages admissibles pour la villeuse irisée n'ont pas été estimés en raison d'un manque de données sur les taux de croissance de la population et les projections connexes. Cependant, Young et Koops (2011a) ont prédit les taux vitaux qui sont probablement les plus sensibles aux dommages. Dans cette étude, la croissance de la population de villeuse irisée était la plus sensible à la survie des adultes et quelque peu sensible à la survie des jeunes. Il faut donc réduire les dommages causés à ces caractéristiques du cycle biologique afin d'éviter de mettre en péril la survie et le rétablissement futur des populations canadiennes. Pour obtenir plus d'informations sur les dommages admissibles pour la villeuse irisée, voir Young et Koops (2011a).

Risque associé au Bayluscide granulaire

Contexte

Dans une étude, Boogaard *et al.* (2015) ont fait état d'un taux de mortalité d'environ 14 % pour les villeuses irisées adultes et 38 % pour les sous-adultes après huit heures d'exposition au Bg aux concentrations appliquées sur le terrain (9,3 mg/L). Les réactions sublétales (définies comme des valves bâillantes, la production de mucus ou l'extension du pied à l'extérieur de la coquille) étaient également beaucoup plus tardives chez les adultes, par rapport aux sous-adultes (CE_{50} de 271 minutes contre 132 minutes) et les adultes avaient plus de chances de se rétablir après avoir présenté ces réactions (78 % contre 41 %). Ces données permettent de penser que les sous-adultes sont plus sensibles aux effets du Bayluscide que les adultes. Les effets indirects de l'exposition au Bayluscide comprennent les effets potentiels sur les poissons hôtes des moules. Parmi les espèces de poissons hôtes connues de la villeuse irisée, la toxicité du Bayluscide a été signalée chez l'achigan à grande bouche et la perchaude.

Marking et Hogan (1967) ont indiqué une CL_{50} de 0,062 ppm pour l'achigan à grande bouche et de 0,081 ppm pour la perchaude après 96 heures d'exposition au Bayer 73 (pH de 7,5). Une mortalité sur le terrain a également été observée chez ces deux espèces après l'application du Bayluscide (Fisheries Technical Committee 1999, M. Steeves, CCLM, données inédites). Une réduction des poissons hôtes disponibles peut limiter le recrutement dans la population de moules.

Risque relatif

Cette étude a révélé que les applications du Bg dans les Grands Lacs ont peu chevauché les emplacements occupés par la villeuse irisée dans le passé (Tableau 2 et Figure A5.79). Par exemple, environ 1 % de tous les segments SIPA situés dans l'aire de répartition de la villeuse irisée chevauchaient un site d'application du Bg de 2011 à 2017 (Tableau 2), soit 2 % de toutes les applications. Il s'agit du plus faible niveau de chevauchement spatial par rapport à toutes les autres espèces de moules ($R = 0,012$). L'intensité des applications était parmi les plus élevées pour les moules ($I = 0,733$; Figure 8).

L'analyse des enregistrements de substrat a permis de constater qu'environ 82 % de tous les enregistrements de villeuse irisée se trouvaient dans des habitats de type I ou II, ce qui a donné une valeur élevée de la préférence d'habitat pour l'espèce par rapport aux autres moules ($H = 0,818$; 71^e centile). En outre, on a constaté que 13 applications de Bg ont eu lieu dans ce qui avait déjà été désigné comme l'habitat essentiel (proposé) de la villeuse irisée de 2012 à 2017 (Tableau 3 et Figure A5.80). On a utilisé la valeur publiée la plus élevée de la mortalité pour la villeuse irisée (0,143) pour évaluer la toxicité, ce qui a donné une valeur faible pour la villeuse irisée par rapport à toutes les autres espèces de moules (7^e centile).

L'évaluation du risque a donné une valeur faible du risque relatif global pour la villeuse irisée par rapport aux autres espèces de moules ($RR_M = 0,001$; Figure 9). La valeur du risque global place la villeuse irisée dans le 29^e centile pour les moules, essentiellement en raison de son faible historique d'exposition à l'application de Bg, ainsi qu'à la mortalité inférieure déclarée par rapport aux autres moules dans l'évaluation du risque.

ATTÉNUATION ET MESURES DE RECHANGE

Les estimations de la mortalité induite par le Bayluscide (Smyth et Drake 2021) indiquent que même si le résultat le plus probable d'un cycle d'application de Bg est une mortalité nulle ou relativement faible des poissons et des moules dont la conservation est préoccupante, dans certains cas (c'est-à-dire 5 % du temps), une mortalité beaucoup plus élevée peut se produire, de l'ordre de quelques poissons à quelques dizaines de poissons en péril tués ainsi que potentiellement des centaines de lamproies argentées, de lamproies du Nord et de moules d'eau douce. Sur la base d'un scénario de la pire éventualité dans lequel le Bayluscide est appliqué chaque année et il n'y a pas de rétablissement après ses effets, l'effet sur 50 à 100 ans d'une application répétée de Bayluscide pourrait réduire l'abondance jusqu'à 100 % par rapport au niveau de référence pour certaines espèces (chat-fou du Nord, espèce *Ichthyomyzon*) ou jusqu'à 90 % pour d'autres (dard de sable) si les populations sont petites, mais il serait moins grave si les populations sont importantes. Smyth et Drake (2021) ont également indiqué que la modification de la taille et du nombre de sites d'application peut influencer la probabilité d'événements de mortalité extrême, mais n'aura que peu d'effet sur le résultat moyen d'un cycle d'application. Bien que Smyth et Drake (2021) n'aient évalué la mortalité que pour un sous-ensemble d'affluents (rivières Détroit, Sainte-Claire, Thames, Sydenham), les résultats de l'évaluation du risque relatif dans ce document montrent que les conditions d'exposition et de mortalité existent dans tout le bassin des Grands Lacs et ne sont pas limitées aux quatre rivières focales. Par conséquent, des mesures d'atténuation et des

solutions de recharge peuvent être justifiées pour réduire la probabilité de mortalité directe induite par le Bayluscide, pour les espèces dont la conservation est préoccupante. En outre, comme on dispose de très peu d'informations sur les autres séquences des effets (c'est-à-dire les séquences indirectes impliquant des effets sur le réseau trophique; les mécanismes non physiologiques tels que l'évitement), l'atténuation de ces séquences peut également être justifiée.

Le niveau d'atténuation du risque est une décision de gestion qui nécessite d'évaluer les avantages et les conséquences des mesures d'atténuation et des solutions de recharge. Les avantages comprennent le potentiel de réduction de la mortalité et d'autres changements induits par le Bayluscide pour les espèces dont la conservation est préoccupante, et les conséquences incluent le potentiel de réduction de l'efficacité de l'évaluation et du contrôle de la lamproie marine, ce qui, dans certains cas, peut entraîner une augmentation de la prédation par la lamproie marine sur des espèces comme l'esturgeon jaune.

L'atténuation consiste généralement à définir un niveau de protection souhaité, à évaluer la probabilité de réussite d'une mesure d'atténuation donnée et à contrôler son efficacité si elle est mise en œuvre. On applique couramment des hiérarchies d'atténuation pour réduire les effets des activités humaines sur la biodiversité et les espèces dont la conservation est préoccupante (MPO 2015, Tallis *et al.* 2015, Squires et Garcia 2018). Les hiérarchies d'atténuation recommandent généralement d'éviter l'écosystème en question comme première mesure de conservation. L'évitement est recommandé, car il protège parfaitement les composantes de l'écosystème en question, et élimine donc l'incertitude entourant la réaction de l'écosystème. Lorsque l'évitement n'est pas possible, on peut envisager des mesures d'atténuation et des solutions de recharge, suivies de mesures de compensation si les mesures d'atténuation ne peuvent être appliquées.

Nous présentons ci-après un examen qualitatif des mesures d'atténuation et de recharge possibles (Tableau 4), qui met l'accent sur les avantages potentiels et les principales incertitudes et considérations concernant les espèces dont la conservation est préoccupante. Dans certains cas, des mesures d'atténuation ont été évaluées dans Smyth et Drake (2021). Dans d'autres, le Tableau 4 présente des mesures qui n'ont pas été évaluées quantitativement et qui nécessitent des recherches supplémentaires. Si des mesures d'atténuation sont prises sur le terrain, il est recommandé de procéder à des tests et à des évaluations rigoureux pour s'assurer que la mise en œuvre produit les avantages souhaités.

Tableau 4. Mesures d'atténuation de l'application de Bayluscide granulaire (Bg) et solutions de rechange dans le bassin des Grands Lacs, en insistant sur les avantages et les éléments à prendre en compte pour les espèces dont la conservation est préoccupante.

Mesure	Avantage pour les espèces dont la conservation est préoccupante	Considérations
Évitement des bassins versants contenant des espèces dont la conservation est préoccupante	L'évitement supprime tous les effets négatifs directs et indirects, physiologiques et non physiologiques qui entraînent une réduction de la viabilité des poissons et des moules dont la conservation est préoccupante.	<ul style="list-style-type: none"> L'évitement peut conduire à une efficacité réduite de l'évaluation et du contrôle de la lamproie marine, ce qui peut avoir des effets négatifs pour les espèces qui subissent la prédation ou les blessures de la lamproie marine (p. ex. l'esturgeon jaune). On comprend mal le compromis entre l'évitement et les effets positifs et négatifs de l'application du Bg chez les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante (p. ex. l'évitement peut profiter à la plupart des espèces dont la conservation est préoccupante tout en ayant un effet négatif sur celles qui sont vulnérables à la prédation de la lamproie marine comme l'esturgeon jaune). Ces questions peuvent être de moindre importance dans les bassins versants qui ne comptent pas d'espèces susceptibles d'être la proie de la lamproie marine.
Réduire les concentrations réalisées de Bg dans l'environnement aquatique	Potentiel de réduction de la mortalité et d'autres séquences d'effets directs et indirects (y compris les effets sublétaux) pour les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante.	<ul style="list-style-type: none"> On ignore la concentration maximale à laquelle la toxicité est négligeable pour les espèces non ciblées compte tenu des multiples séquences d'effets directs et indirects plausibles. Nécessite de gros investissements et un effort de recherche important pour évaluer l'efficacité sur les espèces non ciblées. Il existe une incertitude quant au devenir du Bg dans l'environnement aquatique aux taux d'application actuels, qu'il faudrait résoudre pour démontrer une réduction importante de la concentration réalisée. On comprend mal le compromis entre la réduction des concentrations réalisées et les effets positifs et négatifs chez les poissons et les moules, en particulier pour les espèces victimes de la prédation de la lamproie marine, comme l'esturgeon jaune.
Réduire la fréquence d'application de Bg dans une aire particulière	Potentiel de réduction de la mortalité et d'autres séquences d'effets directs et indirects (y compris les effets sublétaux) pour les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante.	<ul style="list-style-type: none"> La relation entre la fréquence d'application et les effets sur la population est non linéaire et dépend fortement des abondances supposées de la population (voir Smyth et Drake [2021]), que l'on comprend mal pour la plupart des espèces dont la conservation est préoccupante. On comprend mal le compromis entre la réduction de la fréquence d'application et les effets positifs et négatifs chez les poissons et les moules, en particulier pour les espèces victimes de la prédation de la lamproie marine, comme l'esturgeon jaune.
Réduire la taille ou le nombre de sites d'application de Bg	Potentiel de réduction de la mortalité, en particulier des épisodes de mortalité rares et à forte abondance (Smyth et Drake 2021). Potentiel de réduction d'autres séquences des effets directs et indirects (y compris les effets sublétaux) pour les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante.	<ul style="list-style-type: none"> N'élimine pas le risque de mortalité des poissons et des moules dont la conservation est préoccupante. La relation entre la taille ou le nombre de sites d'application et la mortalité est non linéaire (Smyth et Drake 2021). On comprend mal le compromis entre la réduction de la taille/du nombre de sites d'application de Bg et les effets positifs et négatifs chez les poissons et les moules, en particulier pour les espèces victimes de la prédation de la lamproie marine, comme l'esturgeon jaune.

Mesure	Avantage pour les espèces dont la conservation est préoccupante	Considérations
Déplacer l'emplacement des sites d'application vers des zones situées en dehors ou en aval de l'habitat essentiel	Potentiel de réduction des séquences des effets directs et indirects chez les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante, en particulier lorsque les applications sont situées en aval de l'habitat occupé.	<ul style="list-style-type: none"> On connaît mal la répartition des poissons et des moules dont la conservation est préoccupante; on suppose que les limites de l'aire de répartition sont connues avec précision. Peut ne pas réduire les effets indirects (nécessite une meilleure compréhension des liens avec le réseau trophique).
Récupération/exclusion des moules ou des poissons dont la conservation est préoccupante avant l'application de Bg	Diminue le nombre de poissons et de moules dont la conservation est préoccupante dans la zone d'application. Potentiel de réduction des séquences des effets directs et indirects.	<ul style="list-style-type: none"> L'échantillonnage et la récupération par prélèvements sont souvent incomplets en raison de la sélectivité des engins; les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante sont susceptibles de rester sur le site d'application et d'être exposés au Bg. Les moules d'eau profonde sont extrêmement difficiles à échantillonner et à déplacer. La capture et le déplacement des poissons et des moules peuvent entraîner la mortalité ou des dommages (p. ex. des conséquences pour la croissance ou la survie). Les espèces mobiles peuvent retourner dans la zone d'application avant le traitement au Bg.
Compenser les effets sur les espèces non ciblées, par la restauration de l'habitat ou par d'autres moyens réalisables	Une mesure de compensation telle que la restauration de l'habitat peut accroître la disponibilité ou la qualité de l'habitat, augmentant ainsi la viabilité des poissons ou des moules non ciblés.	<ul style="list-style-type: none"> L'efficacité de la compensation pour les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante est très incertaine. On peut améliorer la certitude en mettant en œuvre des mesures de compensation au préalable et en validant l'efficacité. Les espèces en question peuvent ne pas être limitées par leur habitat, de sorte que les compensations liées à l'habitat peuvent ne pas leur être bénéfiques. Il se peut qu'il n'existe pas de mesures de compensation réalisables pour les espèces en question. Les manipulations physiques de l'habitat peuvent être insuffisantes pour produire un avantage net pour les espèces si l'application de Bg a le potentiel d'éradiquer les poissons ou les moules du réseau hydrographique.
Application de Bg après le 1 ^{er} août ou de façon saisonnière en dehors des périodes de reproduction pour une espèce donnée	Évite les dommages aux stades biologiques sensibles (p. ex. le frai, les jeunes de l'année) pour de nombreuses espèces de poissons et de moules.	<ul style="list-style-type: none"> N'élimine pas le risque de mortalité des poissons et des moules dont la conservation est préoccupante. Actuellement, on ne sait pas comment le moment de l'application entraîne la mortalité ou d'autres effets sur les poissons et les moules. On ne sait pas si l'ajustement saisonnier de l'application impose d'autres compromis ou des conséquences inattendues.

CONCLUSIONS ET SOURCES D'INCERTITUDE

Le présent document de recherche et le document de modélisation qui l'accompagne (Smyth et Drake 2021) ont évalué le risque écologique des applications de Bg pour les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante dans les eaux canadiennes du bassin des Grands Lacs. Smyth et Drake (2021) ont défini le risque absolu de l'application de Bg dans quatre réseaux hydrographiques du sud de l'Ontario, et ce document a défini le risque relatif dans les eaux canadiennes du bassin des Grands Lacs.

Ces deux documents de recherche ont permis de mieux comprendre l'effet des applications du Bg sur les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante dans le bassin des Grands Lacs. Les principales conclusions indiquent que : 1) il existe un gradient de risque relatif entre les espèces en fonction des sites d'application du Bg, des caractéristiques de l'habitat et de la toxicité; 2) bien que des applications de Bg aient eu lieu dans l'aire de répartition de 36 espèces de poissons et de moules dont la conservation est préoccupante (y compris dans des zones actuellement ou précédemment désignées comme habitat essentiel de six poissons et 10 moules) dans la région des Grands Lacs de 2011 à 2017, l'exposition au Bg concerne moins de 30 % de l'aire de répartition d'une espèce et moins de 30 % des sites d'application du Bg; 3) dans la plupart des cas, les applications de Bg ne devraient pas entraîner de mortalité directe, mais des événements de mortalité élevée sont possibles dans certaines conditions, en particulier pour les lamproies et les moules d'eau douce indigènes; et 4) les mesures d'atténuation telles que les modifications de la taille et du nombre des sites d'application sont étayées par des modèles afin de réduire la probabilité d'événements de mortalité extrême.

Dans la plupart des cas, les résultats de Smyth et Drake (2021) correspondent à ceux de la présente étude. Par exemple, l'évaluation du risque relatif a démontré que chez les poissons, le risque relatif était le plus élevé pour les lamproies indigènes (*Ichthyomyzon* spp.). Cette conclusion est conforme à celle de Smyth et Drake (2021), qui ont indiqué que des applications de Bg peuvent provoquer des taux de mortalité très élevés (parmi les plus élevés de toutes les espèces considérées) chez les lamproies indigènes dans certaines conditions. En excluant les lamproies indigènes, le risque relatif pour les poissons inscrits sur la liste de la LEP était le plus élevé pour le chat-fou du Nord. Ce résultat est conforme aux conclusions de Smyth et Drake (2021), dont les analyses ont démontré que les applications de Bg peuvent avoir des effets importants sur les populations de chat-fou du Nord selon la fréquence des applications et la zone de l'habitat essentiel occupé. De même, pour les espèces de moules d'eau douce, la présente étude et celle de Smyth et Drake (2021) ont donné des résultats cohérents pour le classement du risque global pour la troncille pied-de-faon, la mulette feuille d'érable et la villeuse irisée, et la mortalité absolue estimée pour ces espèces dans les rivières focales du sud de l'Ontario. Les faibles estimations absolues de la mortalité pour la mulette feuille d'érable et la villeuse irisée dans la rivière Sydenham (Smyth et Drake 2021) sont conformes au classement de risque plus bas qu'elles obtiennent par rapport aux autres espèces de moules dans la présente étude. De même, la mortalité absolue (95^e centile) de la troncille pied-de-faon dans la rivière Thames s'est classée au 3^e rang le plus élevé parmi les moules, ce qui, là encore, correspond au 4^e rang le plus élevé parmi les moules dans cette étude.

On a relevé certaines incohérences entre les classements du risque présentés ici et les estimations de la mortalité indiquées dans Smyth et Drake (2021). Elles pourraient être liées à la méthodologie. Smyth et Drake (2021) ont estimé la mortalité dans quatre réseaux hydrographiques d'intérêt, la probabilité de présence étant basée sur la probabilité qu'une espèce se trouve dans un habitat de type I ou II. Alors que, dans la présente évaluation du risque, l'utilisation de l'habitat a été définie comme le pourcentage de présence dans les habitats des types I et II dans la région des Grands Lacs. En outre, les estimations de la

mortalité absolue prenaient en compte les densités de l'espèce, alors que cette étude n'a pas inclus l'abondance dans le calcul du risque global. En fin de compte, la valeur du risque relatif global n'équivaut pas à un événement de mortalité absolue résultant d'une application de Bg (selon les estimations de Smyth et Drake 2021) et ne tient pas compte de la microrépartition ou de la densité d'une espèce. Les incohérences incluent le risque global élevé de l'esturgeon jaune ici, alors que Smyth et Drake (2021) ont estimé une mortalité nulle dans tous les scénarios modélisés pour l'espèce dans les rivières Détroit et Sainte-Claire. Plusieurs facteurs ont probablement joué un rôle dans cette divergence, notamment la faible densité de la population et la suppression des enregistrements des zones hauturières de l'évaluation de ce risque. Dans certains cas, les incohérences ne se sont pas limitées aux poissons, car les estimations de la mortalité absolue des moules dans Smyth et Drake (2021) contredisaient le classement du risque relatif dans le présent document. Par exemple, Smyth et Drake (2021) ont estimé une mortalité nulle (95^e centile) pour la muette du necture et l'obliquaire à trois cornes, mais ces deux espèces se sont classées au premier rang dans l'évaluation du risque relatif. L'écart peut s'expliquer par la manière dont le risque a été évalué dans les deux documents. Le risque relatif était fonction de l'interaction entre le lieu et la fréquence d'application du Bg, la répartition de l'espèce, les associations avec des habitats qui prédisposent l'espèce à l'exposition et la toxicité du composé, mais n'intégrait pas la densité de l'espèce comme variable d'évaluation. La densité de l'espèce était incorporée dans le document de Smyth et Drake (2021) et la mortalité nulle estimée dans ce document était due à des densités extrêmement faibles de l'espèce (c.-à-d. très peu d'individus trouvés lors des relevés où la densité pouvait être calculée) et à d'autres facteurs propres au réseau hydrographique. Dans l'ensemble, ces résultats permettent de penser qu'il est très peu probable de rencontrer l'espèce pendant l'application de Bg, mais que la mortalité peut être substantielle si cela se produit dans une parcelle d'habitat occupée.

Bien que ce document de recherche et l'étude de Smyth et Drake (2021) indiquent un risque écologique non nul pour de nombreuses espèces dont la conservation est préoccupante, les valeurs du risque relatif non transformées ne s'approchent pas de 1,0. Cela suggère que même pour celles qui présentent le risque relatif le plus élevé, les espèces ont une capacité de refuge grâce à des aires de répartition qui ne sont pas complètement chevauchées par les applications de Bg, occupent des habitats qui ne sont pas uniquement le centre visé par les applications de Bg ou ont au moins une certaine capacité d'atténuer la toxicité du composé. Des travaux supplémentaires sont nécessaires pour relier le risque relatif et la mortalité absolue pour chaque espèce.

Malgré l'amélioration des connaissances sur les effets potentiels du Bg, plusieurs incertitudes ont influencé la portée du risque relatif (ce document) et la mortalité directe des poissons et des moules (Smyth et Drake 2021). Elles sont liées aux limitations des données concernant les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante, aux incertitudes entourant la toxicité du Bg et la pertinence des espèces de substitution, aux incertitudes concernant la manière dont les espèces non ciblées interagissent avec les applications de Bg (p. ex. l'évitement et ses conséquences) et à l'efficacité des mesures d'atténuation potentielles si elles sont appliquées. Elles sont détaillées ci-après.

Tout d'abord, les données incomplètes sur la répartition ont posé des problèmes pour évaluer le risque relatif de certaines espèces dont la conservation est préoccupante. Les limites des données étaient particulièrement importantes pour les moules des rivières Sainte-Claire et Détroit, le manque d'échantillonnage ces dernières décennies ayant créé une incertitude quant à l'existence de populations dans ces réseaux hydrographiques. Les données de terrain de 2019 ont révélé que des espèces de moules en péril occupent la rivière Détroit, mais ces données n'étaient pas disponibles pour l'analyse (Allred *et al.* 2020). En outre, les lacunes dans

la répartition de l'esturgeon jaune dans certaines parties des rivières Sainte-Claire et Détroit où leur présence est connue ont posé des problèmes lors de l'évaluation du risque relatif.

Ensuite, d'après les modèles de Smyth et Drake (2021), les conséquences à long terme de la mortalité induite par le Bayluscide sur la population dépendent fortement des effectifs présumés des populations de poissons et de moules non ciblés. Cependant, on ignore l'abondance des populations pour la plupart des espèces dont la conservation est préoccupante. Afin d'illustrer les conséquences de la mortalité induite par le Bayluscide sur 50 ou 100 ans pour différents effectifs présumés des populations, Smyth et Drake (2021) ont utilisé une approche d'extrapolation fondée sur des densités de l'espèce par parcelle et des hypothèses sur la proportion de l'aire de répartition délimitée qui était occupée. Smyth et Drake (2021) ont décrit la difficulté d'estimer la densité par parcelle. L'acquisition de connaissances sur l'abondance réelle des populations permettrait d'affiner considérablement les conséquences sur les populations à 50 et 100 ans et de réviser la formulation du risque relatif présentée dans ce document.

En troisième lieu, bien que le Bg soit appliqué à un taux constant pour atteindre une concentration maximale de 11 mg/L (9,3 mg/L de niclosamide actif) dans les 5 cm inférieurs de la colonne d'eau (Adair et Sullivan 2004), la variabilité des conditions environnementales (comme le débit des rivières ou la complexité de l'habitat) entraîne probablement une variabilité de la concentration du composé dans l'environnement. Il est nécessaire d'affiner les estimations des concentrations du Bg dans l'eau, y compris l'effet du débit, de la profondeur, de la distance par rapport au site d'application et d'autres variables de la qualité de l'eau (p. ex. la température, le pH, la conductivité) afin d'améliorer la vraisemblance de la mortalité. De plus, comme les associations avec les habitats des types I et II prédisposent les espèces de poissons et de moules à une exposition directe au Bg, tout écart entre la manière dont les programmes de terrain identifient le substrat (ou déterminent si le substrat est homogène dans toute une application) aura une grande incidence sur les notes d'évaluation du risque. En outre, presque toutes les informations sur la toxicité figurant dans ce document sont fondées sur des valeurs substitutives par correspondance taxonomique. Pour de nombreuses espèces, l'espèce de substitution la plus proche utilisée pour déterminer la toxicité du Bg n'appartient pas au même genre (voir le Tableau 1) et il y a probablement des différences de tolérance propres. L'enjeu devient encore plus important pour des espèces comme l'esturgeon jaune et le lépisosté tacheté, pour lesquelles les informations sur la toxicité pour l'espèce de substitution provenaient respectivement de différentes sous-classes et infraclasses. Enfin, le risque relatif reposait sur les profils spatiaux et temporels des applications passées du Bg. De nouveaux modes d'application à l'avenir modifieraient le risque relatif et pourraient nécessiter une révision des valeurs spatiales et de l'intensité utilisées dans la présente évaluation du risque (les valeurs relatives à l'habitat et à la toxicité resteraient inchangées). La dynamique future de la lamproie marine dans le bassin des Grands Lacs étant inconnue, les changements dans les écosystèmes nécessitant une évaluation de la lamproie marine ne sont pas connus avec certitude.

En général, on connaît mal les mécanismes non physiologiques (p. ex. l'évitement du Bg et ses conséquences) et ils n'ont pas été intégrés dans l'évaluation du risque relatif. Des données probantes ont montré que certaines espèces substitutives peuvent détecter et éviter le Bg en remontant dans la colonne d'eau durant des essais en laboratoire (Boogaard *et al.* 2016b), mais il n'est pas certain que les espèces en péril présenteraient des réactions similaires. Il n'est pas non plus évident de savoir en quoi ces réactions différeraient (le cas échéant) sur le terrain ou quelles seraient les conséquences de l'évitement pendant la durée et sur l'étendue spatiale d'un cycle d'application. Bien que l'évitement puisse réduire la voie de mortalité directe, le déplacement des espèces dans un habitat sous-optimal peut nuire à leur croissance ou à leur

survie. Les petits poissons pourraient simplement être incapables d'éviter de grandes zones d'application si leur capacité de nage est mauvaise. Les moules n'ont pas la capacité d'éviter le Bg en se déplaçant, mais elles peuvent fermer leur valve comme mécanisme d'évitement, réduisant ainsi le filtrage et les processus qui en résultent (comme l'alimentation ou l'excrétion). On ne connaît pas les conséquences des comportements d'évitement, car elles sont liées à des effets potentiels sur la croissance et la survie des poissons et des moules.

Les connaissances sur les liens dans le réseau trophique sont incomplètes pour la plupart des espèces dont la conservation est préoccupante, ce qui rend extrêmement difficile l'évaluation de l'importance des voies indirectes par rapport à la mortalité directe. Pour certaines espèces, les voies indirectes peuvent provoquer des réactions de la population, comme pour les espèces ayant une dépendance obligatoire (p. ex. les poissons hôtes de petite taille pour les moules d'eau douce). Il est important de noter que les effets du réseau trophique pourraient faciliter des conséquences bénéfiques pour les espèces en péril, comme le relâchement de la pression de la prédation sur les petits poissons résultant de la réduction de l'abondance des prédateurs autres que les lamproies ou la protection directe contre la prédation et les blessures causées par la lamproie (p. ex. l'esturgeon jaune). Tous les facteurs susmentionnés (meilleure connaissance de l'abondance de la population, concentrations de Bg semblables à celles que l'on trouve dans l'environnement, toxicité par espèce, probabilité de l'évitement entre les organismes sessiles et non sessiles et ses conséquences, effets physiologiques et non physiologiques indirects sur le réseau trophique, et efficacité des mesures d'atténuation potentielles) offrent d'importantes voies de recherche pour l'avenir.

Enfin, ce document présente plusieurs mesures d'atténuation, allant de l'évitement à la compensation, qui peuvent réduire le potentiel de mortalité induite par le Bayluscide sur les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante. Si ces mesures d'atténuation sont appliquées, il est recommandé de les accompagner d'essais rigoureux sur le terrain afin de réaliser les avantages escomptés et de réduire les résultats non souhaités. Plus généralement, des recherches analytiques supplémentaires pourraient s'imposer pour comprendre comment les mesures d'atténuation proposées peuvent réduire l'efficacité de l'évaluation de la lamproie marine, notamment comment maximiser les avantages pour les espèces dont la conservation est préoccupante tout en réduisant les conséquences involontaires pour l'évaluation et le contrôle de la lamproie marine.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient le programme sur les espèces en péril et le programme de lutte contre la lamproie marine du MPO pour le partage des données et les discussions constantes qui ont considérablement amélioré la portée et la clarté de la texte. Nous remercions également Margaret Docker, Ph.D., dont la révision formelle de ce document a permis de l'améliorer considérablement. Karl Lamothe, Ph.D., a fourni le script R pour les Figures 4 et 5 et Julia Colm a fourni une révision approfondie. Les participants à ce processus du SCCS ont formulé des commentaires et des révisions constructifs qui ont également amélioré la portée et la clarté et ont contribué à l'intégrité de la recherche publiée par le Secrétariat canadien de consultation scientifique.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Adair, R.A., and Sullivan, P. 2013. Sea Lamprey control in the Great Lakes 2012. Great Lakes Fishery Commission, Annual Report, May 29 – 30, 2012, Ann Arbor, MI. 94 p.
- Adair, R.A., and Sullivan, P. 2015. Sea Lamprey control in the Great Lakes 2014. Great Lakes Fishery Commission, Annual Report, May 29 – 30, 2012, Ann Arbor, MI. 111 p.
- Adair, R.A., and Sullivan, P. 2004. Standard Operating Procedures for Application of Lampricides in the Great Lakes Fishery Commission Integrated Management of Sea Lamprey (*Petromyzon marinus*) Control Program. U.S. Fish and Wildlife Service and Fisheries and Oceans Canada Report SLC 04-001.10: x +49 p.
- Allred, S.S., Woolnough, D.A., Morris, T.J, and Zanatta, D.T. 2020. Status update for native mussels in the Detroit River. *In* Proceedings of the 2019 Canadian Freshwater Mollusc Research Meeting: December 3-4, 2019, Burlington, Ontario. *Edited by* T.J. Morris, K.A. McNichols-O'Rourke, and S.M. Reid. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3352: viii + 34 p.
- Neave, F.B., Bravener, G.A., and Mandrak, N.E. 2007. [Conservation status report for Silver Lamprey \(*Ichthyomyzon unicuspis*\)](#). Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/043. vi + 52 p.
- Austin, B. 1999. The effects of pollution on fish health. J. Appl. Microbiol. Symp. Suppl. 85: 234S–242S.
- Beauchamp, J., Boyko, A., Dunn, S., Hardy, D., Jarvis, P.L., et Staton, S.K. 2012. [Plan de gestion du brochet vermiculé \(*Esox americanus vermiculatus*\) au Canada](#). Série de Plans de gestion de la *Loi sur les espèces en peril*. Pêches et Océans Canada, Ottawa, ON. vii + 52 p.
- Bills, T.D., Boogaard, M.A., and Gaikowski, M.P. 2001. Avoidance behavior of juvenile lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*) exposed to the Bayluscide 3.2% Granular Sea Lamprey Larvicide, Bayluscide 70% WP, TFM, and a TFM/1% Bayluscide 70% WP mixture. Completion report submitted to the Executive Secretary of the Great Lakes Fishery Commission. 20 p.
- Bills, T.D., and Marking, L.L. 1976. Toxicity of 3-trifluoromethyl-4-nitrophenol (TFM), 2',5-dichloro-4'- nitrosalicylanilide (Bayer 73), and a 98:2 mixture to fingerlings of seven fish species and to eggs and fry of Coho Salmon. U.S. Fish and Wildlife Service, Investigations in Fish Control 69: 24 p.
- Bills, T.D., Marking, L.L., and Rach, J.J. 1985. Toxicity of the lampricides 3-trifluoromethyl-4-nitrophenol (TFM) and 2',5-dichloro-4'-nitrosalicylanilide (Bayer 73) to eggs and nymphs of the mayfly (*Hexagenia* sp.). Great Lakes Fishery Commission Technical Report 47: 13-23. 11 p.
- Boogaard, M.A., Bills, T.D., and Johnson, D.A. 2003. Acute toxicity of TFM and a TFM/Niclosamide mixture to selected species of fish, including Lake Sturgeon (*Acipenser fulvescens*) and Mudpuppies (*Necturus maculosus*), in laboratory and field exposures. J. Great Lakes Res. 29(Suppl. 1): 529–541.
- Boogaard, M.A., Adams, J.V., Hubert, T.D., and Schloesser, N.A. 2016a. Evaluation of emergence times of larval Sea Lampreys (*Petromyzon marinus*) exposed to Bayluscide 3.2% granular sea lamprey larvicide under varying water temperatures. U.S. Geological Survey, La Crosse, WI. 11 p.

-
- Boogaard, M.A., Erickson, R.A., and Hubert, T.D. 2016b. Evaluation of avoidance behavior of Tadpole Madtoms (*Noturus gyrinus*) as a surrogate for the endangered Northern Madtom (*Noturus stigmosus*) in response to granular Bayluscide®. U.S. Geological Survey Open-File Report 2016–1130: 6 p.
- Boogaard, M.A., Gaikowski, M.P., Rivera, J.E., and Hubert, T.D. 2008a. Relative toxicity of the lampricide TFM and a TFM:1% niclosamide mixture to adult and juvenile mudpuppies (*Necturus maculosus*) in comparison to Sea Lampreys (*Petromyzon marinus*). Great Lakes Fishery Commission, Ann Arbor, MI. 22 p.
- Boogaard, M.A., Rivera, J.E., and Gaikowski, M.P. 2008b. Avoidance behavior of juvenile Lake Sturgeon (*Acipenser fulvescens*) exposed to Bayluscide 3.2% granular Sea Lamprey larvicide. U.S. Geological Survey, La Crosse, WI. 16 p.
- Bringolf, R.B., Heltsley, R.M., Newton, T.J., Eads, C.B., Fraley, S.J., Shea, D., and Cope, W.G. 2010. Environmental occurrence and reproductive effects of the pharmaceutical fluoxetine in native freshwater mussels. *Environ. Toxicol. Chem.* 29(6): 1311–1318.
- Brungs, W.A., Carlson, R.W., Horning II, W.B., McCormick, J.H., Spehar, R.L., and Yount, J.D. 1978. Effects of pollution on freshwater fish. *J Water Pollut. Control Fed.* 50(6): 1582–1637.
- Buchmann K., Székely C., and Bjerregaard P. 1990. Treatment of pseudodactylogyrus infestations of *Anguilla anguilla* 1. Trials with niclosamide, toltrazuril, phenolsulfonphthalein and rafoxanide. *Bull. Eur. Assoc. Fish Pathol.* 10(1): 14–17.
- Cairns, D.K., Chaput, G., Poirier, L.A., Avery, T.S., Castonguay, M., Mathers, A., Casselman, J.M., Bradford, R.G., Pratt, T., Verrault, G., Clarke, K., Veinott, G., and Bernatchez, L. 2014. [Recovery Potential Assessment for the American Eel \(*Anguilla rostrata*\) for eastern Canada: life history, distribution, reported landings, status indicators, and demographic parameters.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/134. xiv + 157 p.
- Chaput, G., Cairns, D.K., Bastien-Daigle, S., Leblanc, C., Robichaud, L., Turple, J., and Girard, C. 2014. [Recovery Potential Assessment for the American Eel \(*Anguilla rostrata*\) for eastern Canada: mitigation options.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/133. v + 30 p.
- Coker, G.A., Portt, C.B., and Minns, C.K. 2001. [Morphological and ecological characteristics of Canadian freshwater fishes.](#) Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2554: iv + 89 p.
- COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada). 2003. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'obovarie ronde \(*Obovaria subrotunda*\) au Canada.](#) Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, ON. vii + 36 p.
- COSEPAC. 2005. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le meunier tacheté \(*Minytrema melanops*\) au Canada - Mise à jour.](#) Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, ON. vi + 19 p.
- COSEPAC 2006a. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'esturgeon jaune \(*Acipenser fulvescens*\) au Canada - Mise à jour.](#) Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, ON. xi + 124 p.
- COSEPAC. 2006b. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le Chevalier de rivière \(*Moxostoma carinatum*\) au Canada – Mise à jour.](#) Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, ON. vii + 36 p.
- COSEPAC 2007a. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la ligumie pointue \(*Ligumia nasatu*\) au Canada.](#) Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, ON. vii + 40 p.
-

-
- COSEPAC. 2007b. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la lamproie du Nord \(*Ichthyomyzon fossor*\) \(populations des Grands Lacs – du haut Saint-Laurent et population de la Saskatchewan – Nelson\) au Canada – Mise à jour](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, ON. vi + 34 p.
- COSEPAC 2007c. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le mene long \(*Clinostomus elongatus*\) au Canada – Mise à jour](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, ON. vii + 68 p.
- COSEPAC. 2008a. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la troncille pied-de-faon \(*Truncilla donaciformis*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada.
- COSEPAC. 2008b. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le sucet de lac \(*Erimyzon sucetta*\) au Canada – Mise à jour](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. vi + 30 p.
- COSEPAC. 2009. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le dard de sable \(*Ammocrypta pellucida*\), populations de l'Ontario et populations du Québec, au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. vi + 52 p.
- COSEPAC. 2010a. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'épioblasme ventrue \(*Epioblasma torulosa rangiana*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. xi + 46 p.
- COSEPAC. 2010b. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la villeuse haricot \(*Villosa fabalis*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. xi + 45 p.
- COSEPAC. 2011a. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'obovarie olivâtre \(*Obovaria olivaria*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. xi + 52 p.
- COSEPAC. 2011b. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la lamproie argentée, populations des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent et populations des rivières Saskatchewan et Nelson \(*Ichthyomyzon unicuspis*\) au Canada](#). Comité sur le statut des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. xiii + 62 p.
- COSEPAC. 2011. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'épioblasme tricorne \(*Epioblasma triquetra*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. xi + 56 p.
- COSEPAC. 2011d. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le méné miroir \(*Notropis photogenis*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. xi + 52 p.
- COSEPAC. 2012a. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'anguille d'Amérique \(*Anguilla rostrata*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. xiii + 127 p.
- COSEPAC. 2012b. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le fondule rayé \(*Fundulus notatus*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. x + 30 p.
- COSEPAC. 2012c. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le chat-fou du Nord \(*Noturus stigmosus*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. xi + 43 p.
-

-
- COSEPAC. 2012d. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le petit-bec \(*Opsopoeodus emiliae*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. x + 32 p.
- COSEPAC. 2012e. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le méné à grandes écailles \(*Macrhybopsis storeriana*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. xiv + 39 p.
- COSEPAC. 2013a. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le bec-de-lièvre \(*Exoglossum maxillingua*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. xi + 38 p.
- COSEPAC. 2013b. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le Méné camus \(*Notropis anogenus*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. x + 35 p.
- COSEPAC. 2013c. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le Méné d'herbe \(*Notropis bifrenatus*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. xi + 36 p.
- COSEPAC. 2013d. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'obliquaire à trois cornes \(*Obliquaria reflexa*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. x + 62 p.
- COSEPAC. 2014a. [Sommaire du statut de l'espèce du COSEPAC sur le brochet vermiculé \(*Esox americanus vermiculatus*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. xxi p.
- COSEPAC. 2014a. [Sommaire du statut de l'espèce du COSEPAC sur Meunier tacheté \(*Minytrema melanops*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. xvii p.
- COSEPAC. 2015a. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le crapet sac-à-lait \(*Lepomis gulosus*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. x + 51 p.
- COSEPAC. 2015b. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le chevalier noir \(*Moxostoma duquesnei*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. xii + 56 p.
- COSEPAC. 2016a. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le crapet du Nord \(*Lepomis peltastes*\), populations de la rivière Saskatchewan et du fleuve Nelson et la populations des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent, au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. xvi + 53 p.
- COSEPAC. 2016b. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le dard de rivière \(*Percina shumardi*\), populations des rivières Saskatchewan et Nelson, populations du sud de la baie d'Hudson et de la baie James et populations des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent, au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. xix + 56 p.
- COSEPAC. 2017. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la ligumie pointue \(*Ligumia nasuta*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. vii + 46 p.
- Daugherty, D.J., Sutton, T.M., and Elliott, R.F. 2009. Suitability modeling of lake sturgeon habitat in five northern Lake Michigan tributaries: implications for population rehabilitation. *Restor. Ecol.* 17(2): 245–257.
-

-
- Dawson, V.K. 2003. Environmental fate and effects of the lampricide Bayluscide: a review. *J. Great Lakes Res.* 29(Suppl.1): 475–492.
- Edwards, A.L., and Staton, S.K. 2009. [Management plan for the Blackstripe Topminnow, Pugnose Minnow, Spotted Sucker and Warmouth in Canada](#). *Species at Risk Act Management Plan Series*. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa, ON. viii + 43 p.
- Eshenroder, R. L. 2014. The role of the Champlain Canal and Erie Canal as putative corridors for colonization of Lake Champlain and Lake Ontario by sea lampreys. *Trans. Am. Fish. Soc.* 143(3): 634–649.
- Finch, M., Vélez-Espino, L.A., Doka, S.E., Power, M. et Koops, M.A. 2011. [Modélisation du potentiel de rétablissement du dard de sable \(*Ammocrypta pellucida*\) au Canada](#). *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.* 2011/020. vi + 34 p.
- Fisheries Technical Committee. 1999. A comprehensive evaluation of an eight year program of sea lamprey control in Lake Champlain. *Lake Champlain Fish and Wildlife Management Cooperative*, Essex Junction, VT. 209 p.
- Gerig, B. S., A. Moerke, R. Greil, and Koproski, S. 2011. Movement patterns and habitat characteristics of Lake Sturgeon in the St. Marys River, Michigan, 2007-2008. *J. Great Lakes Res.* 37(Suppl.2): 54–60.
- Gilderhus, P.A. 1979. Effects of granular 2',5-dichloro-4'-nitrosalicylanilide (Bayer 73) on benthic macroinvertebrates in a lake environment. *Great Lakes Fishery Commission Technical Report* 34: 5 p.
- Gillette, D.P. 2007. Trophic spatial ecology of invertivorous stream fishes. Thesis (Ph.D.) University of Oklahoma, Norman, OK. 108 p.
- Golder Associates Ltd. 2011. Recovery Strategy for Lake Sturgeon (*Acipenser fulvescens*) - Northwestern Ontario, Great Lakes-Upper St. Lawrence River and Southern Hudson Bay-James Bay populations in Ontario. *Ontario Recovery Strategy Series*. Prepared for the Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough, ON. vii + 77 p.
- Great Lakes Fishery Commission. 1956. Annual Report of the Great Lakes Fishery Commission for 1956. *Great Lakes Fishery Commission*, Ann Arbor, MI. 36 p.
- Great Lakes Fishery Commission 2015. Procedures for protecting populations of state -listed endangered and threatened species during lampricide treatments. *Great Lakes Fishery Commission*, Ann Arbor, MI. 5 p.
- Hazelton, P.D., Du, B., Haddad, S.P., Fritts, A.K., Chambliss, C.K., Brooks, B.W., and Bringolf, R.B. 2014. Chronic fluoxetine exposure alters movement and burrowing in adult freshwater mussels. *Aquat Toxicol.* 151: 27–35.
- Holm, E., et Mandrak, N.E. 1998. [Rapport de situation du COSEPAC sur le chat-fou du Nord \(*Noturus stigmosus*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. 17 p.
- Holmstrup, M., Bindesbøl, A-M., Oostingh, G.J., Duschl, A., Scheil, V., Köhler, H-R., Loureiro, S., Soares, A.M.V.M., Ferreira, A.L.G., Kienle, C., Gerhardt, A., Laskowski, R., Kramarz, P.E., Bayley, M., Svendsen, C., and Spurgeon, D.J. 2010. Interactions between effects of environmental chemicals and natural stressors: A review. *Sci. Total Environ.* 408(18): 3746–3762.
- Hubert, T.D. 2003. Environmental fate and effects of the lampricide TFM: a review. *J. Great Lakes Res.* 29 (Suppl. 1): 456–474.
-

-
- Jones, J.C., and J.D. Reynolds. 1997. Effects of pollution on reproductive behaviour of fishes. *Rev. Fish Biol. Fish.* 7: 463–491.
- Larval Assessment Task Force. 2012. Larval assessment sampling protocol for non-wadable waters of the Great Lakes and its tributaries. Great Lakes Fishery Commission Internal Report, Ann Arbor, MI. 22 p.
- Lebrun, D.E., Bouvier, L.D., Choy, M., Andrews, D.W., and Drake, D.A.R. 2020. Information in support of a Recovery Potential Assessment of Redside Dace (*Clinostomus elongatus*) in Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2019/033. vi + 43 p.
- Marking, L.L., and Bills, T.D. 1985. Effects of contaminants on toxicity of the lampricides TFM and Bayer 73 to three species of fish. *J. Great Lakes Res.* 11(2): 171–178.
- Marking, L.L., and Hogan, J.W. 1967. Toxicity of Bayer 73 to fish. *Investigations in Fish Control 19*, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. 13 p.
- McKim, J.M., Christensen, G.M., Tucker, J.H., Benoit, D.A., and Lewis, M.J. 1974. Effects of pollution on freshwater fish. *J. Water Pollut. Control Fed.* 46(6): 1711–1768.
- Metcalfe-Smith, J.L., McGoldrick, D.J., Zanatta, D.T., and L.C. Grapentine. 2007. Development of a monitoring program for tracking the recovery of endangered freshwater mussels in the Sydenham River, Ontario. Environment Canada, WSTD Contribution No. 07-510. 63 p.
- Metcalfe-Smith, J.L., Maio, J.D., Staton, S.K., and G.L. Mackie. 2000. Effect of sampling effort on the efficiency of the timed search method for sampling freshwater mussel communities. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 19(4): 725–732.
- Newton, T.J., Boogaard, M.A., Gray, B.R., Hubert, T.D., and Schloesser, N.A., 2017. Lethal and sub-lethal responses of native freshwater mussels exposed to granular Bayluscide (R), a sea lamprey larvicide. *J. Great Lakes Res.* 43(2): 370–378.
- MPO. 2010. [Évaluation du potentiel de rétablissement de la lamproie fasciolée \(*Lampsilis fasciola*\) au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2010/045.
- MPO. 2011. [Évaluation du potentiel de rétablissement de la ligumie pointue \(*Ligumia nasuta*\), de la tronçille pied-de-faon \(*Truncilla donaciformis*\), de la mulette feuille d'érable \(*Quadrula quadrula*\) et de la villeuse irisée \(*Villosa iris*\) au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2010/073.
- MPO. 2013a. [Évaluation du potentiel de rétablissement de l'obovarie olivâtre \(*Obovaria olivaria*\) au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2013/041.
- MPO. 2013b. [Programme de rétablissement du fouille-roche gris \(*Percina copelandi*\) au Canada](#). Série des programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril. Pêches et Océans Canada, Ottawa, ON. viii + 84 p.
- MPO 2013c. [Stratégie de rétablissement de l'obovarie ronde \(*Obovaria subrotunda*, Rafinesque 1820\) et du ptychobranche réniforme \(*Ptychobranchus fasciolaris*, Rafinesque 1820\) au Canada](#). Série des stratégies de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril. Pêches et Océans Canada, Ottawa, ON. 47 p.
- MPO. 2014a. [Évaluation du potentiel de rétablissement de l'obliquaire à trois cornes \(*Obliquaria reflexa*\) au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2014/014.
- MPO. 2014b. [Lignes directrices sur l'évaluation des menaces, des risques écologiques et des répercussions écologiques pour les espèces en péril](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2014/013. (Erratum : juin 2016)
-

-
- MPO. 2014. [Évaluation du potentiel de rétablissement du toxolasme nain \(*Toxolasma parvum*\) au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2013/069.
- MPO. 2015. [Examen des mesures d'atténuation et de surveillance dans le cadre des activités de levés sismiques dans l'habitat d'espèces de cétacés en péril et à proximité de celui-ci](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2015/005.
- MPO. 2018. [Programme de rétablissement pour l'épioblasme ventrue, l'épioblasme tricorne, le pleurobème écarlate, la mulette du necture et la villeuse haricot au Canada \[version proposée\]](#). Série de programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril. Pêches et Océans Canada, Ottawa, ON. ix + 102 p.
- MPO. 2019. [Évaluation du potentiel de rétablissement du méné long \(*Clinostomus elongatus*\) au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/012.
- ck, H.K., Sutton, T.M., and Swink, W.D. 2009. Lethality of Sea Lamprey parasitism on Lake Sturgeon. *Trans. Am. Fish. Soc.* 138(5): 1065–1075.
- Pratt, T.C., Gardner, W.M., Watkinson, D.A., and Bouvier, L.D. 2015. [An update of River Darter \(*Percina shumardi*\) distribution, relative abundance, life history traits, diet and habitat in Canadian waters](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/011. v + 19 p.
- Pratt, T. C., Gardner, W. M., Watkinson, D. A., and Bouvier, L. D. 2016. Ecology of the River Darter in Canadian waters: Distribution, relative abundance, life-history traits, diet, and habitat characteristics. *Diversity* 8(4): 1–16.
- Reid, S.M., and Dextrase, A. 2014. First record of *Ammocrypta pellucida* (Agassiz, 1863) (Actinopterygii: Perciformes) from the Lake Ontario drainage basin. *Check List* 10(5): 1201–1203.
- Rye, R.P.J., and King, E.L.J. 1976. Acute toxic effects of two lampricides to twenty-one freshwater invertebrates. *Trans. Am. Fish. Soc.* 105(2): 322–326.
- Scholefield, R.J., and Seelye, J.G. 1992. Toxicity of 2',5-dichloro-4'-nitrosalicylanilide (Bayer 73) to three genera of larval lampreys. Great Lakes Fishery Commission Technical report 57: 6 p.
- Scott, W.B., and Crossman, E.J. 1973. *Freshwater Fishes of Canada*. Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 184, Ottawa, ON. 966 p.
- Shiff, C.J., and Garnett, B. 1961. The short-term effects of three molluscicides on the microflora and microfauna of small, biologically stable ponds in southern Rhodesia. *Bull. World Health Organ.* 25(4–5): 543–547.
- Slade J.W., Adams, J.V., Cuddy, D.W., Neave, F.B., Sullivan, W.P., Young, R.J., Fodale, M.F., and Jones, M.L. 2003. Techniques and methods for estimating abundance of larval and metamorphosed sea lampreys in Great Lakes tributaries, 1995-2001. *J. Great Lakes Res.* 29(Suppl.1): 130–136.
- Smith, B.R., and Tibbles, J.J. 1980. Sea Lamprey (*Petromyzon marinus*) in Lakes Huron, Michigan, and Superior: history of invasion and control, 1936-1978. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37(11): 1780–1801.
- Smith, B.R., Tibbles, J.J., and Johnson, B.G.H. 1974. Control of the Sea Lamprey (*Petromyzon marinus*) in Lake Superior, 1953-70. Great Lakes Fishery Commission Technical Report 26: 60 p.
-

-
- Smyth, E.R.B., et Drake, D.A.R. 2021. [Estimation de la mortalité des poissons et des moules dont la conservation est préoccupante résultant des applications de Bayluscide dans quatre rivières du corridor Huron-Érié](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/035. xi + 202 p.
- Sprague, J.B. 1971. Measurement of pollutant toxicity to Fish - III sublethal effects and “safe” concentrations. *Water Res.* 5(6): 245–266.
- Squires, D., and Garcia, S. 2018. The least-cost biodiversity impact mitigation hierarchy with a focus on marine fisheries and bycatch issues. *Cons. Biol.* 32(5): 989–997.
- Stanfield, L. and R. Kuyvenhoven. 2005. Protocol for applications used in the Aquatic Landscape Inventory Software application for delineating, characterizing and classifying valley segments within the Great Lakes basin. Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry Report, July 27, 2005. 22 p.
- Staton, S.K., K.L. Vlasman et A.L. Edwards. 2010. [Programme de rétablissement du sucet de lac \(*Erimyzon sucetta*\) au Canada](#). Série des programmes de rétablissement publiés en vertu de la Loi sur les espèces en péril. Pêches et Océans Canada, Ottawa, ON. vii + 52 p.
- Staton, S.K., A.L. Boyko, S.E. Dunn, et M. Burrige. 2012. [Programme de rétablissement du lépisosté tacheté \(*Lepisosteus oculatus*\) au Canada](#). Série des programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril. Pêches et Océans Canada, Ottawa, ON. ix + 67 p.
- Tallis, H., Kennedy, M.C., Ruckelshaus, M., Goldstein, J., and Kiesecker, J.M. 2015. Mitigation for one & all: an integrated framework for mitigation of development impacts on biodiversity and ecosystem services. *Environ. Impact Assess. Rev.* 55: 21–34.
- Tyson, J.D., and Watkinson, D.A. 2013. Historical distribution records and new records confirm and extend the distribution of the Silver Lamprey, *Ichthyomyzon unicuspis*, in the Hayes River, Hudson Bay watershed, Manitoba. *Can. Field Nat.* 127(3): 262–265.
- van der Lee, A.S. et Koops, M.A. 2020a. [Modélisation du potentiel de rétablissement du crapet sac à lait \(*Lepomis gulosus*\) au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/047. iv + 31 p.
- van der Lee, A.S., et Koops, M.A.. 2020b. [Modélisation du potentiel de rétablissement du dard de rivière \(*Percina shumardi*\) au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/064. iv + 31 p.
- van de Lee, A.S., Poesch, M.S., Drake, D.A.R., et Koops, M.A. 2020. [Modélisation du potentiel de rétablissement du méné long \(*Clinostomus elongatus*\) au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/034. v + 44 p
- Vinaud, C.V., and Lino Junior, R.S. 2017. Mode of Action of the main Anti-Parasitic Drugs. *Rev. Patol. Trop.* 46: 121–133.
- Vélez-Espino, L.A., and Koops, M.A. 2008. [Recovery potential assessment for Lake Sturgeon \(*Acipenser fulvescens*\) in Canadian designatable units](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2008/007.
- Vélez-Espino, L.A., and Koops, M.A. 2009. Quantifying allowable harm in species at risk: Application to the Laurentina Black Redhorse (*Moxostoma duquensnei*). *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 19(6): 676–688.
-

-
- Venturelli, P.A., Vélez-Espino, L.A. et Koops, M.A. 2010a. [Modélisation du potentiel de rétablissement du fouille-roche gris \(*Percina copelandi*\) au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2010/096. v + 34 p.
- Venturelli, P.A., Vélez-Espino, L.A., and Koops, M.A. 2010b. [Recovery potential modelling of Pugnose Shiner \(*Notropis anogenus*\) in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/007. iv + 22 p.
- Waller, D.L., Rach, J.J., Cope, W.G., Marking, L.L., Fisher, S.W., and Dabrowska, H. 1993. Toxicity of candidate molluscicides to zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) and selected nontarget organisms. *J. Great Lakes Res.* 19(4): 695–702.
- Weise, J.G., and Rugen, P.C. 1987. Evaluation methods and population studies of larval phase sea lamprey. *In* Workshop to Evaluate Sea Lamprey Populations “WESLP” Section A. Edited by B.G.H. Johnson. Great Lakes Fish. Comm. Spec. Publ. 87-2. pp. iii–76.
- Widdows, J. and Page, D. 1993. Effects of tributyltin and dibutyltin on the physiological energetics of the mussel, *Mytilus edulis*. *Mar. Env. Res.* 35(3): 233–249.
- Xiong, T., Zhao, Q.P., Xu, X.J., Liu, R., Jiang, M.S., and Dong, H.F. 2016. Morphological and enzymatical observations in *Oncomelania hupensis* after molluscicide treatment: implication for future molluscicide development. *Parasitol. Res.* 115: 4139–4152.
- Young, J.A.M., and Koops, M.A. 2010a. [Recovery potential modelling of Spotted Gar \(*Lepisosteus oculatus*\) in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/078. iv + 19 p.
- Young, J.A.M., and Koops, M.A. 2010b. [Recovery potential modelling of Wavy-rayed Lampmussel \(*Lampsilis fasciola*\) in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/073. iv + 20 p.
- Young, J.A.M., and Koops, M.A. 2011a. [Recovery Potential Modelling of Eastern Pondmussel \(*Ligumia nasuta*\), Fawnsfoot \(*Truncilla donaciformis*\), Mapleleaf \(*Quadrula quadrula*\), and Rainbow \(*Villosa iris*\) in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/119. iv + 10 p.
- Young, J.A.M., and Koops, M.A. 2011b. [Recovery potential modelling of Lake Chubsucker \(*Erimyzon sucetta*\) in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/049. iv + 20 p.
- Young, J.A.M., and Koops, M.A. 2012. [Recovery potential modelling of Pugnose Minnow \(*Opsopoeodus emiliae*\) in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/136. ii + 19 p.
- Young, J.A.M., and Koops, M.A. 2013a. [Recovery potential modelling of Silver Chub \(*Macrhybopsis storeriana*\) in Ontario](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/015. v + 22 p.
- Young, J.A.M., and Koops, M.A. 2013b. [Recovery Potential Modelling of Silver Shiner \(*Notropis photogenis*\) in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/131. iv + 29 p.
- Young, J.A.M., and Koops, M.A. 2013c. [Recovery potential modelling of Hickorynut \(*Obovaria olivaria*\) in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/022. iv + 13 p.
- Young, J.A.M., and Koops, M.A. 2014a. [Recovery Potential Assessment for the American Eel \(*Anguilla rostrata*\) for eastern Canada: recovery potential assessment population modelling](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/131. vi + 65 p.
- Young, J.A.M., and Koops, M.A. 2014b. [Population Modelling of Black Redhorse \(*Moxostoma duquesni*\) in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/020. iv + 14 p.
-

Zhang, S.M., Buddenberg, S.K., Adema, C.M., Sullivan, J.T., and Loker, E.S. 2015. Altered gene expression in the schistosome-transmitting snail *Biomphalaria glabrata* following exposure to niclosamide, the active ingredient in the widely used molluscicide Bayluscide. *Plos Negl. Trop. Dis.* 9: 1–21.

ANNEXE 1. NOMBRE D'APPLICATIONS DE BAYLUSCIDE GRANULAIRE (BG) QUI ONT EU LIEU DEPUIS 2011 À PROXIMITÉ D'ENREGISTREMENTS D'ESPÈCES DONT LA CONSERVATION EST PRÉOCCUPANTE EN ONTARIO. LES ENREGISTREMENTS DES POISSONS ET DES MOULES DÉBUTENT EN 1998.

Espèce	Nombre d'applications de Bg dans :				Nombre de sites d'espèces en péril dans :		
	un rayon de 250 m d'un enregistrement d'une espèce en péril	un rayon de 1 000 m d'un enregistrement d'une espèce en péril	un rayon de 2 500 m d'un enregistrement d'une espèce en péril	l'aire de répartition d'une espèce en péril (250 m de segments SIPA avec zone tampon)	un rayon de 250 m d'une application de Bg	un rayon de 1 000 m d'une application de Bg	un rayon de 2 500 m d'une application de Bg
Anguille d'Amérique	17	95	128	120	16	58	100
Chevalier noir	13	26	35	31	6	6	9
Fondule rayé	2	6	6	15	6	17	27
Méné d'herbe	1	2	4	4	1	5	7
Fouille-roche gris	29	100	196	193	12	35	48
Bec-de-lièvre	0	0	0	0	0	0	0
Dard de sable	5	5	6	10	235	248	399
Brochet vermiculé	6	20	29	39	5	17	180
Sucet de lac	1	6	9	10	1	33	157
Esturgeon jaune	4	29	65	81	5	19	47
Lamproie du Nord	14	52	99	118	4	5	8

Espèce	Nombre d'applications de Bg dans :				Nombre de sites d'espèces en péril dans :		
	un rayon de 250 m d'un enregistrement d'une espèce en péril	un rayon de 1 000 m d'un enregistrement d'une espèce en péril	un rayon de 2 500 m d'un enregistrement d'une espèce en péril	l'aire de répartition d'une espèce en péril (250 m de segments SIPA avec zone tampon)	un rayon de 250 m d'une application de Bg	un rayon de 1 000 m d'une application de Bg	un rayon de 2 500 m d'une application de Bg
Lamproie du Nord + <i>Ichthyomyzon</i> sp.	253	408	463	415	117	128	148
Chat-fou du Nord	42	148	215	226	45	90	167
Crapet du Nord	11	57	97	86	23	50	72
Petit-bec	1	1	3	12	1	1	3
Méné camus	5	21	61	56	6	34	199
Méné long	0	0	0	0	0	0	0
Dard de rivière	0	1	1	6	0	6	6
Chevalier de rivière	8	52	96	61	6	22	28
Méné à grandes écailles	0	0	0	0	0	0	0
Lamproie argentée	37	202	413	307	16	77	182
Lamproie argentée + <i>Ichthyomyzon</i> sp.	264	504	634	536	129	200	322
Méné miroir	1	4	4	4	1	1	1

Espèce	Nombre d'applications de Bg dans :				Nombre de sites d'espèces en péril dans :		
	un rayon de 250 m d'un enregistrement d'une espèce en péril	un rayon de 1 000 m d'un enregistrement d'une espèce en péril	un rayon de 2 500 m d'un enregistrement d'une espèce en péril	l'aire de répartition d'une espèce en péril (250 m de segments SIPA avec zone tampon)	un rayon de 250 m d'une application de Bg	un rayon de 1 000 m d'une application de Bg	un rayon de 2 500 m d'une application de Bg
Lépisosté tacheté	2	8	9	5	1	5	14
Meunier tacheté	43	116	181	193	55	102	161
Crapet sac-à-lait	5	9	9	5	1	20	78
Ligumie pointue	10	23	31	34	4	6	6
Troncille pied-de-faon	1	4	4	9	4	4	6
Obovarie olivâtre	0	0	5	4	0	0	3
Ptychobranche réniforme	0	0	0	1	0	0	0
Toxolasme nain	4	4	4	6	2	3	5
Mulette feuille d'érable	13	14	14	11	8	12	38
Épioblasme ventrue	0	0	0	4	0	0	0
Villeuse irisée	0	5	56	44	0	3	8
Villeuse haricot	0	0	0	4	0	0	0
Obovarie ronde	0	0	0	4	0	0	0

Espèce	Nombre d'applications de Bg dans :				Nombre de sites d'espèces en péril dans :		
	un rayon de 250 m d'un enregistrement d'une espèce en péril	un rayon de 1 000 m d'un enregistrement d'une espèce en péril	un rayon de 2 500 m d'un enregistrement d'une espèce en péril	l'aire de répartition d'une espèce en péril (250 m de segments SIPA avec zone tampon)	un rayon de 250 m d'une application de Bg	un rayon de 1 000 m d'une application de Bg	un rayon de 2 500 m d'une application de Bg
Pleurobème écarlate	0	0	0	1	0	0	0
Mulette du necture	0	0	1	4	0	0	1
Épioblasme tricorne	0	0	0	4	0	0	0
Obliquaire à trois cornes	1	4	4	8	4	4	6
Lampsile fasciolée	1	4	4	8	1	1	1

ANNEXE 2. ENREGISTREMENTS DE LARVES DE LAMPROIE MARINE À PROXIMITÉ DES ENREGISTREMENTS D'ESPÈCES DONT LA CONSERVATION EST PRÉOCCUPANTE EN ONTARIO. LES ENREGISTREMENTS DES POISSONS ET DES MOULES DÉBUTENT EN 1998.

Espèce	Nombre d'enregistrements d'ammocètes de lamproie marine dans :			
	un rayon de 250 m d'un enregistrement d'une espèce en péril	un rayon de 1 000 m d'un enregistrement d'une espèce en péril	un rayon de 2 500 m d'un enregistrement d'une espèce en péril	l'aire de répartition d'une espèce en péril (250 m de segments SIPA avec zone tampon)
Anguille d'Amérique	22	50	65	58
Chevalier noir	4	7	7	7
Fondule rayé	0	0	0	3
Méné d'herbe	0	0	6	0
Fouille-roche gris	8	43	68	64
Dard de sable	7	7	8	8
Brochet vermiculé	1	3	3	7
Sucet de lac	0	2	2	3
Esturgeon jaune	7	18	52	46
Lamproie du Nord	14	29	57	65
Lamproie du Nord + <i>Ichthyomyzon</i> sp.	178	226	286	252
Lamproie argentée	44	109	219	138
Lamproie argentée + <i>Ichthyomyzon</i> sp.	192	278	382	303
Chat-fou du Nord	17	53	79	59
Crapet du Nord	0	20	35	31
Petit-bec	0	0	0	3
Méné camus	1	7	28	25
Méné long	4	20	55	30
Dard de rivière	0	0	0	0

Espèce	Nombre d'enregistrements d'ammocètes de lamproie marine dans :			
	un rayon de 250 m d'un enregistrement d'une espèce en péril	un rayon de 1 000 m d'un enregistrement d'une espèce en péril	un rayon de 2 500 m d'un enregistrement d'une espèce en péril	l'aire de répartition d'une espèce en péril (250 m de segments SIPA avec zone tampon)
Chevalier de rivière	2	16	37	25
Méné miroir	3	4	16	15
Lépisosté tacheté	0	0	2	0
Meunier tacheté	12	29	51	54
Crapet sac-à-lait	0	2	2	0
Ligumie pointue	7	12	20	16
Troncille pied-de-faon	0	0	0	0
Obovarie olivâtre	0	0	1	1
Toxolasme nain	0	0	1	0
Ptychobranche réniforme	0	0	0	0
Mulette feuille d'érable	0	0	0	0
Épioblasme ventrue	0	0	0	0
Villeuse irisée	0	17	24	20
Villeuse haricot	0	0	0	0
Obovarie ronde	0	0	0	0
Pleurobème écarlate	0	0	0	0
Mulette du necture	0	0	0	0
Épioblasme tricorne	0	0	0	0
Obliquaire à trois cornes	0	0	0	0
Lampsile fasciolée	0	0	0	0

**ANNEXE 3. RÉSULTATS DE L'ÉVALUATION DU RISQUE RELATIF POSÉ POUR LES ESPÈCES DE POISSONS
DONT LA CONSERVATION EST PRÉOCCUPANTE PAR LES APPLICATIONS DE BAYLUSCIDE.**

Espèce		Cote sur l'échelle spatiale (R)	Cote d'intensité (I)	Cote de préférence d'habitat (H)	Cote de toxicité (T)	Cote globale (RRm)
Nom commun	Nom scientifique					
Anguille d'Amérique	<i>Anguilla rostrata</i>	0,088	0,353	0,771	0,632	0,0152
Chevalier noir	<i>Moxostoma duquesnei</i>	0,040	0,517	0,522	0,139	0,0015
Fondule rayé	<i>Fundulus notatus</i>	0,056	0,188	0,522	0,035	0,0002
Méné d'herbe	<i>Notropis bifrenatus</i>	0,014	0,100	0,970	0,035	0,0000
Fouille-roche gris	<i>Percina copelandi</i>	0,148	1,000	0,667	0,046	0,0046
Bec-de-lièvre	<i>Exoglossum maxillingua</i>	0,000	0,000	0,200	0,035	0,0000
Dard de sable	<i>Ammocrypta pellucida</i>	0,017	0,125	0,693	0,046	0,0001
Brochet vermiculé	<i>Esox americanus vermiculatus</i>	0,031	0,163	0,742	0,046	0,0002
Sucet de lac	<i>Erimyzon sucetta</i>	0,020	0,100	0,944	0,139	0,0003
Esturgeon jaune	<i>Acipenser fulvescens</i>	0,261	0,338	0,730	0,532	0,0342
Chat-fou du Nord	<i>Noturus stigmosus</i>	0,216	0,538	0,480	0,532	0,0298
Crapet du Nord	<i>Lepomis peltastes</i>	0,077	0,205	0,834	0,076	0,0010
Petit-bec	<i>Opsopoeodus emiliae</i>	0,143	0,200	0,838	0,035	0,0008
Méné camus	<i>Notropis anogenus</i>	0,024	0,280	0,937	0,035	0,0002
Méné long	<i>Clinostomus elongatus</i>	0,000	0,000	0,833	0,035	0,0000
Dard de rivière	<i>Percina shumardi</i>	0,222	0,150	0,545	0,046	0,0008
Chevalier de rivière	<i>Moxostoma carinatum</i>	0,122	0,508	0,400	0,139	0,0035
Méné à grandes écailles	<i>Macrhybopsis storeriana</i>	0,000	0,000	1,000	0,035	0,0000
Méné miroir	<i>Notropis photogenis</i>	0,018	0,100	0,215	0,035	0,0000
Lépisosté tacheté	<i>Lepisosteus oculatus</i>	0,048	0,042	0,637	0,046	0,0001
Meunier tacheté	<i>Minytrema melanops</i>	0,174	0,386	0,717	0,139	0,0067
Crapet sac-à-lait	<i>Lepomis gulosus</i>	0,039	0,042	0,783	0,076	0,0001
Lamproie du Nord	<i>Ichthyomyzon fossor</i>	0,097	0,843	1,000	0,972	0,0797
Lamproie du Nord + <i>Ichthyomyzon</i> sp.	<i>Ichthyomyzon fossor</i> + <i>Ichthyomyzon</i> sp.	0,185	0,432	1,000	0,972	0,0776
Lamproie argentée	<i>Ichthyomyzon unicuspis</i>	0,246	0,439	1,000	0,972	0,1051
Lamproie argentée + <i>Ichthyomyzon</i> sp.	<i>Ichthyomyzon unicuspis</i> + <i>Ichthyomyzon</i> sp.	0,251	0,308	1,000	0,972	0,0751

ANNEXE 4. RÉSULTATS DE L'ÉVALUATION DU RISQUE POSÉ POUR LES ESPÈCES DE POISSONS DONT LA CONSERVATION EST PRÉOCCUPANTE PAR LES APPLICATIONS DE BAYLUSCIDE.

Espèce		Cote sur l'échelle spatiale (R)	Cote d'intensité (I)	Cote de préférence d'habitat (H)	Cote de toxicité (T)	Cote globale (RRm)
Nom commun	Nom scientifique					
Ligumie pointue	<i>Ligumia nasuta</i>	0,045	0,425	1,000	0,155	0,0030
Troncille pied-de-faon	<i>Truncilla donaciformis</i>	0,133	0,113	0,669	0,543	0,0055
Obovarie olivâtre	<i>Obovaria olivaria</i>	0,167	0,200	0,840	0,233	0,0065
Toxolasme nain	<i>Toxolasma parvum</i>	0,067	0,150	1,000	0,543	0,0054
Ptychobranche réniforme	<i>Ptychobranchus fasciolaris</i>	0,023	0,050	0,776	0,543	0,0005
Mulette feuille d'érable	<i>Quadrula quadrula</i>	0,036	0,138	0,777	0,033	0,0001
Épioblasme ventrue	<i>Epioblasma rangiana</i>	0,031	0,200	0,814	0,543	0,0028
Villeuse irisée	<i>Villosa iris</i>	0,012	0,733	0,818	0,143	0,0011
Villeuse haricot	<i>Villosa fabalis</i>	0,043	0,200	0,884	0,543	0,0042
Obovarie ronde	<i>Obovaria subrotunda</i>	0,077	0,200	0,667	0,444	0,0046
Pleurobème écarlate	<i>Pleurobema sintoxia</i>	0,016	0,050	0,748	0,224	0,0001
Mulette du necture	<i>Simpsonaias ambigua</i>	0,167	0,200	0,706	0,543	0,0128
Épioblasme tricorne	<i>Epioblasma triquetra</i>	0,033	0,200	0,659	0,543	0,0024
Obliquaire à trois cornes	<i>Obliquaria reflexa</i>	0,130	0,133	0,763	0,543	0,0072
Lampsile fasciolée	<i>Lampsilis fasciola</i>	0,016	0,133	0,768	0,508	0,0008

ANNEXE 5. RÉPARTITION DES ESPÈCES DONT LA CONSERVATION EST PRÉOCCUPANTE PAR RAPPORT AUX ENREGISTREMENTS DE LARVES DE LAMPROIE MARINE ET AUX SITES D'APPLICATION DU BAYLUSCIDE.

Les cartes de la répartition des espèces de poissons et de moules en péril et des larves de lamproie marine sont présentées dans les cas où les deux espèces coexistent, c'est-à-dire lorsqu'un enregistrement de lamproie marine se trouve à moins de 250 m d'un segment du système d'inventaire du paysage aquatique (SIPA) ou à moins de 2 500 m d'un enregistrement d'une espèce en péril; les cartes des applications de Bayluscide granulaire (Bg) dans l'aire de répartition des espèces de poissons ou de moules sont présentées lorsque les applications ont lieu dans un rayon de 250 m d'un segment SIPA d'une espèce en péril ou dans un rayon de 2 500 m d'un enregistrement d'une espèce en péril; et les cartes des applications de Bg dans l'habitat essentiel des espèces de poissons ou de moules sont présentées lorsqu'une application de Bg a eu lieu dans des zones délimitées comme habitat essentiel telles que publiées sur le registre de la LEP dans les documents de rétablissement définitifs ou proposés.

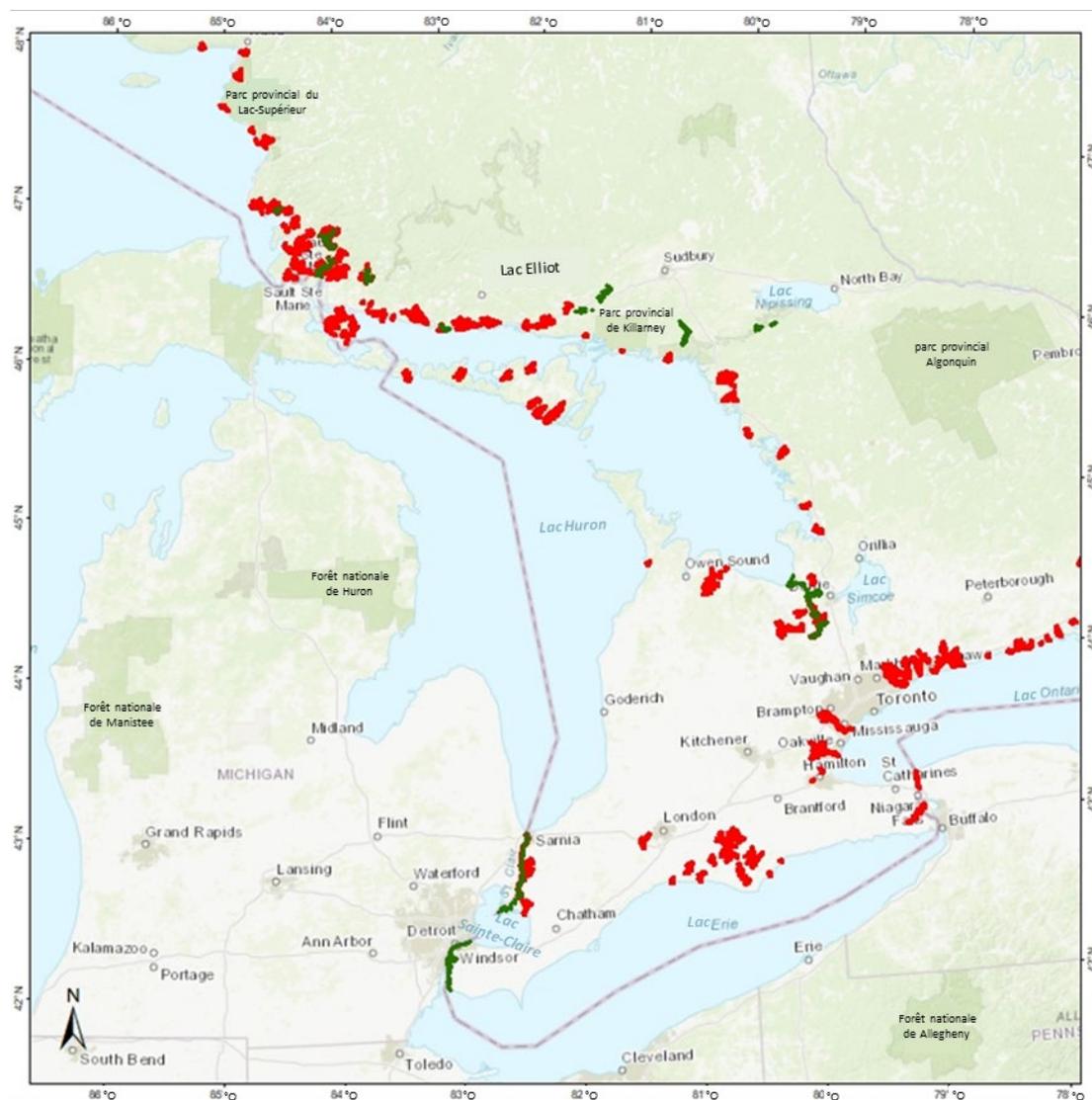


Figure A5.1. Répartition spatiale de l'esturgeon jaune (1998 -à 2017; zone ombrée en vert) et des larves de lamproie marine (2011 à 2017; zone ombrée en rouge) dans la région des Grands Lacs de l'Ontario.

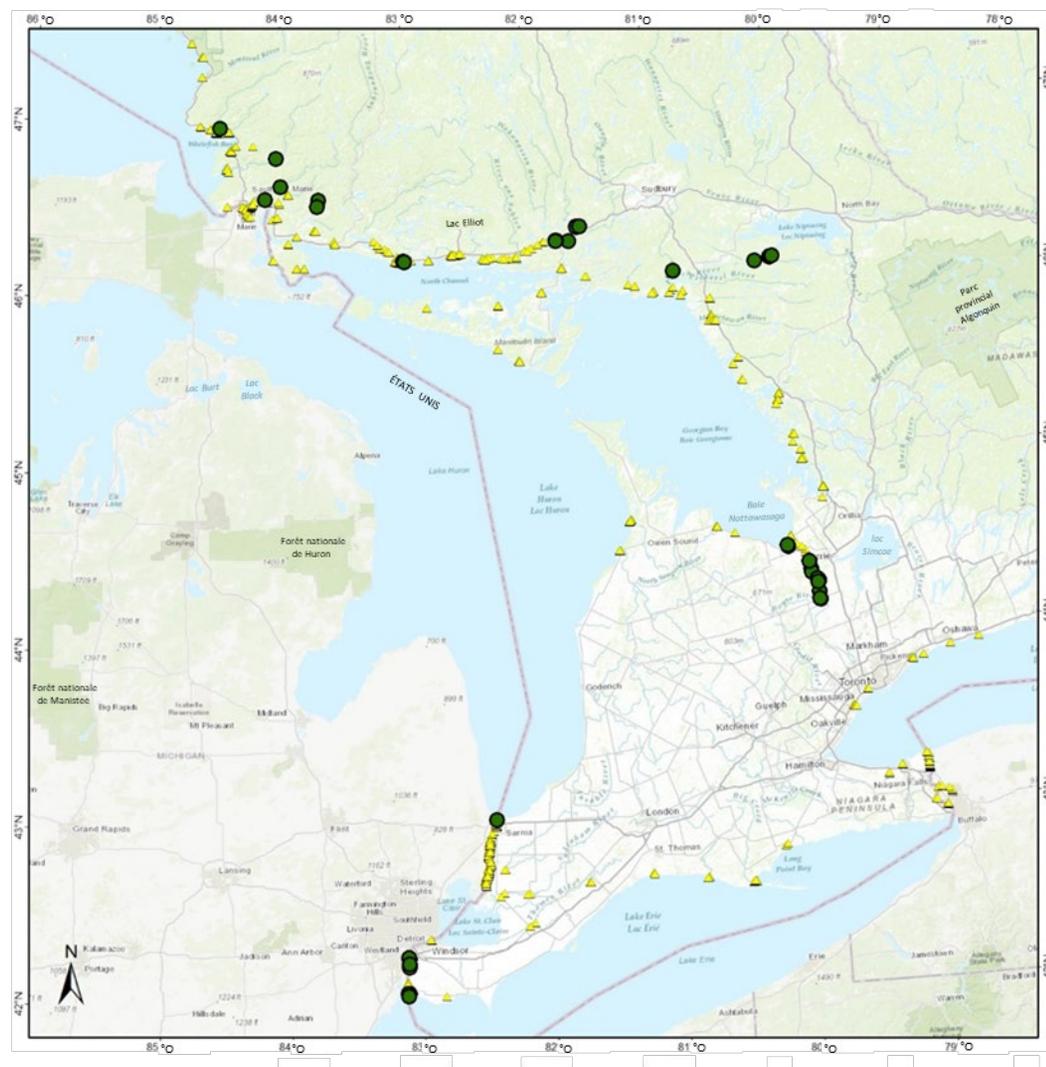


Figure A5.2. Répartition spatiale des enregistrements de l'esturgeon jaune (1998 à 2017; cercles verts) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

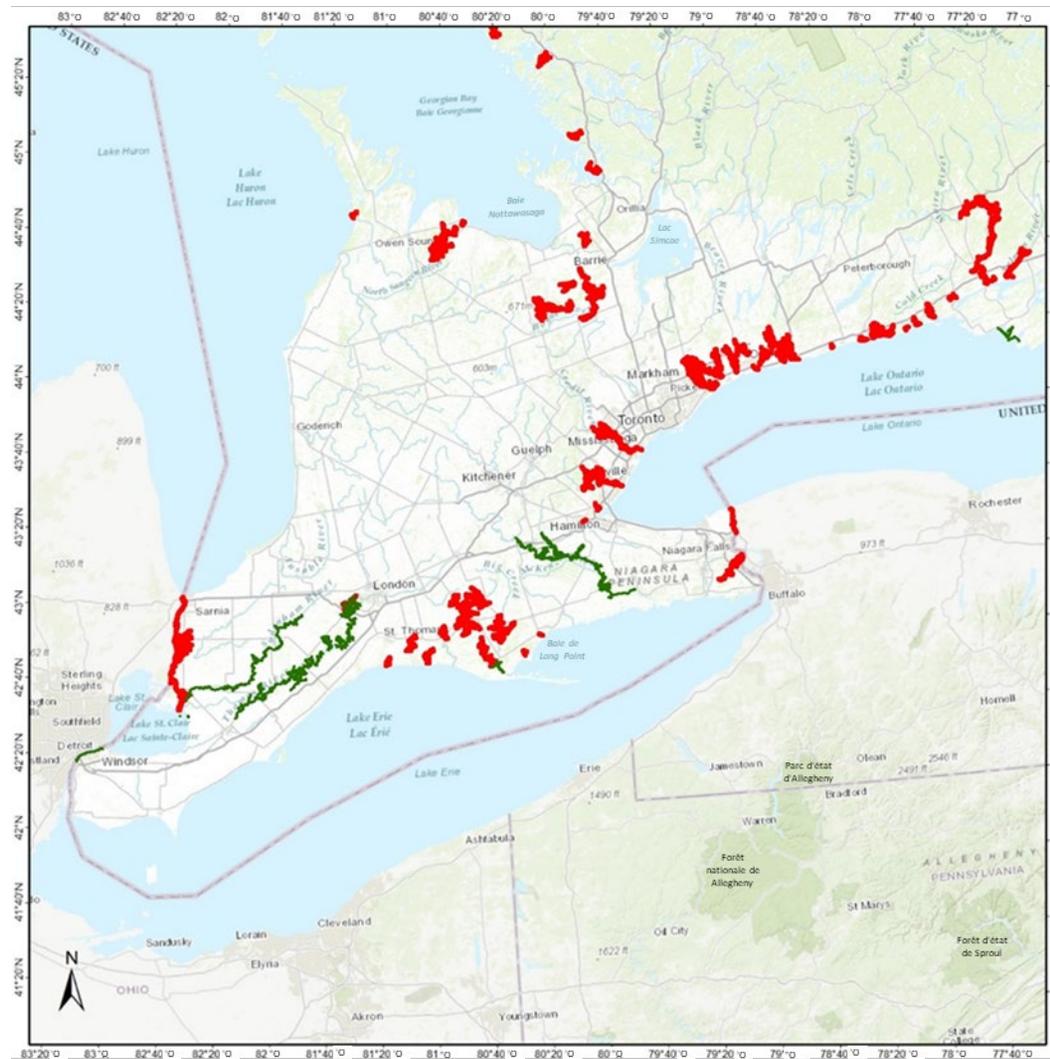


Figure A5.3. Répartition spatiale du dard de sable (1998 à 2017; lignes vertes) et des larves de lamproie marine (2011 à 2017; lignes rouges) dans la région des Grands Lacs de l'Ontario.

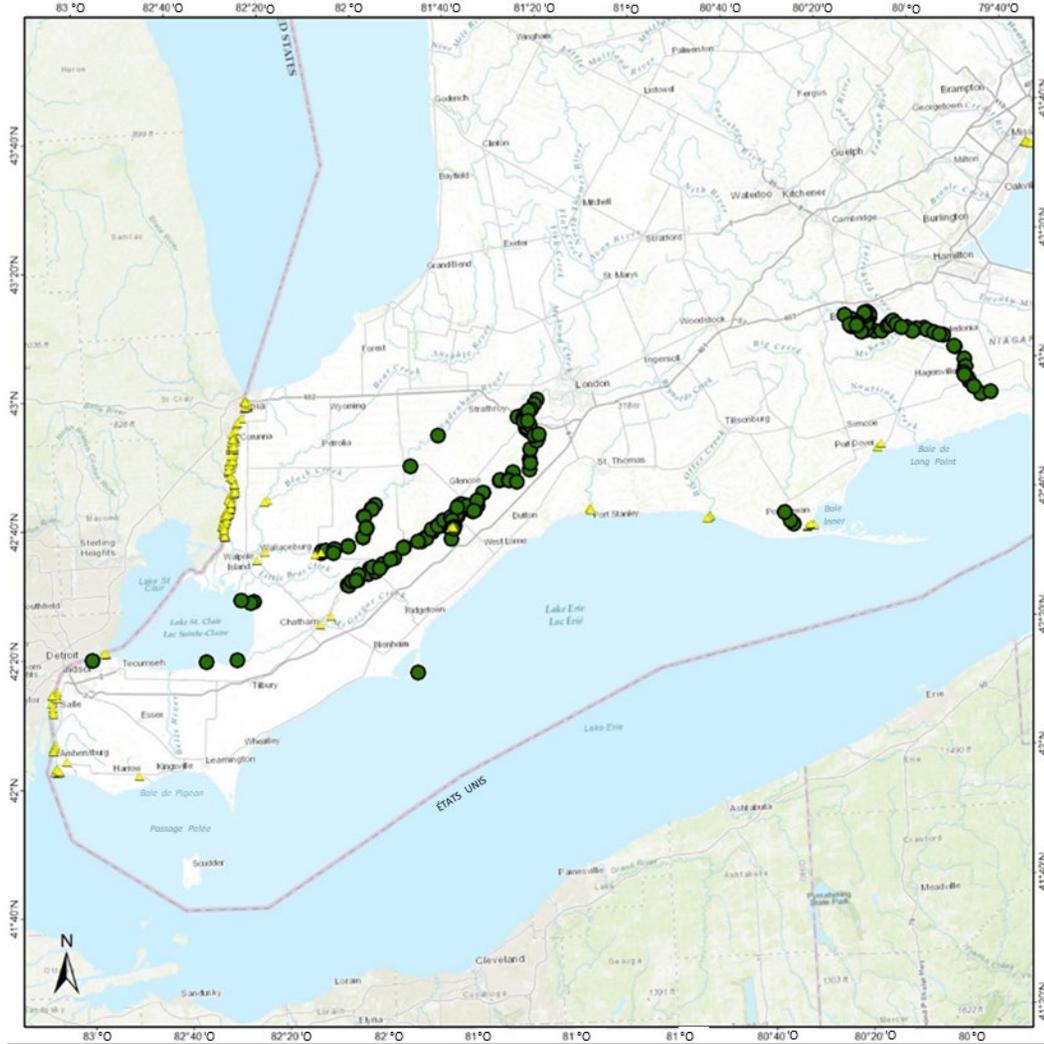


Figure A5.4. Répartition spatiale des enregistrements du dard de sable (1998 à 2017; cercles verts) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

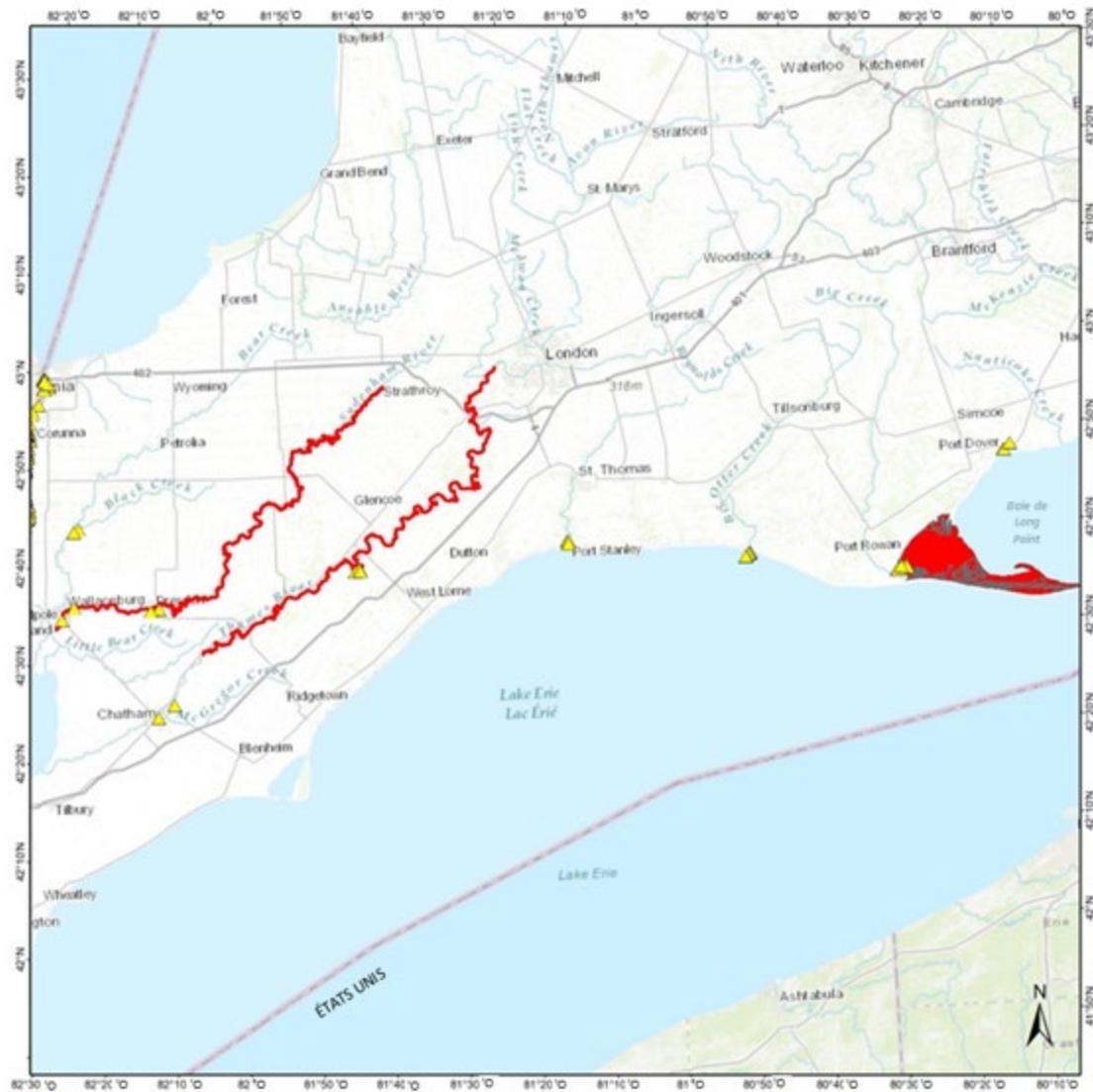


Figure A5.5. Répartition spatiale de l'habitat essentiel du dard de sable (lignes rouges et zone ombrée) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

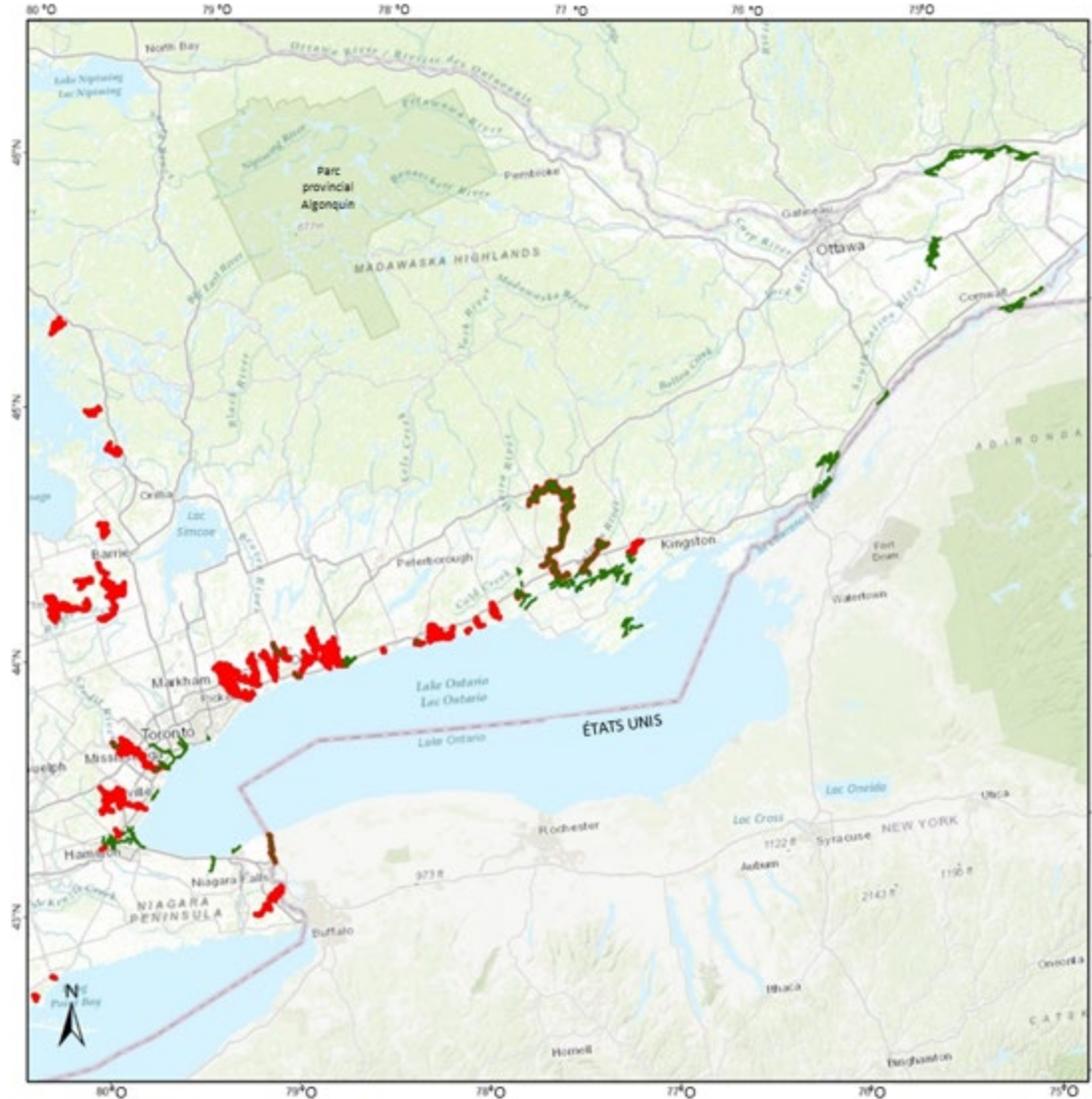


Figure A5.6. Répartition spatiale de l'anguille d'Amérique (1998 à 2017; zone ombrée en vert) et des larves de lamproie marine (2011 à 2017; zone ombrée en rouge) dans la région des Grands Lacs de l'Ontario.

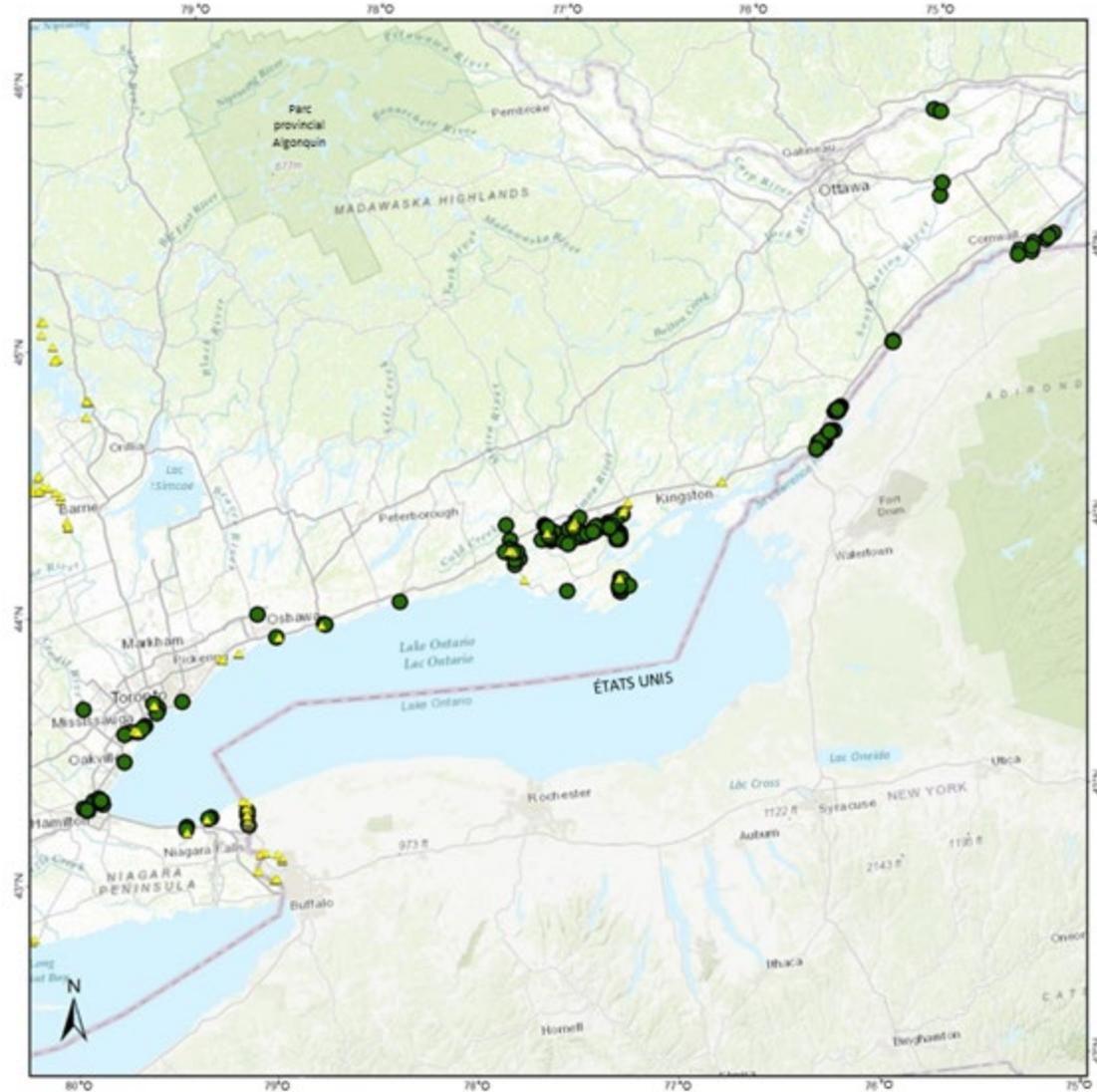


Figure A5.7. Répartition spatiale des enregistrements de l'anguille d'Amérique (1998 à 2017; cercles verts) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

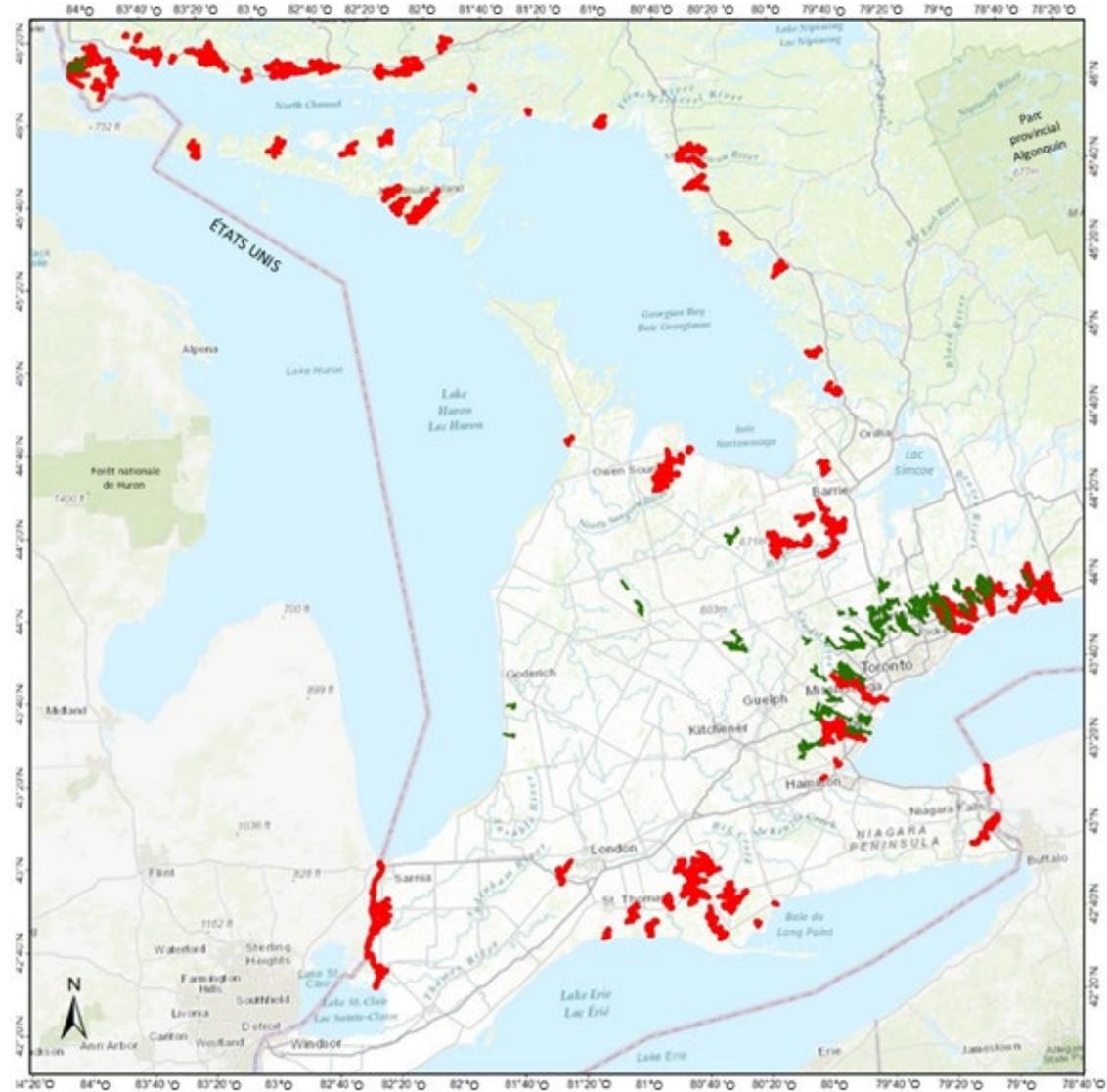


Figure A5.8. Répartition spatiale du méné long (1998 à 2017; zone ombrée en vert) et des larves de lamproie marine (2011 à 2017; zone ombrée en rouge) dans la région des Grands Lacs de l'Ontario.

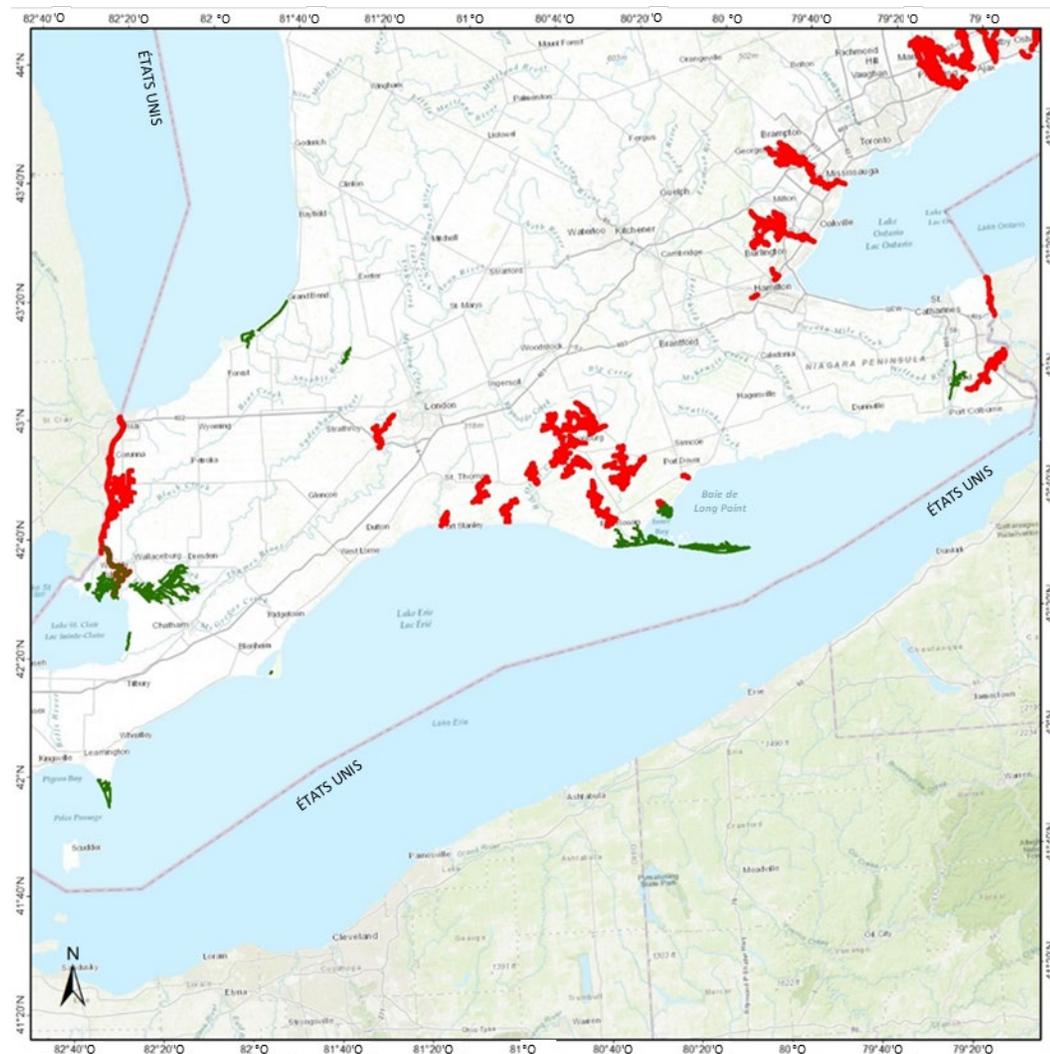


Figure A5.9. Répartition spatiale du sucet de lac (1998 à 2017; zone ombrée en vert) et des larves de lamproie marine (2011 à 2017; zone ombrée en rouge) dans la région des Grands Lacs de l'Ontario.

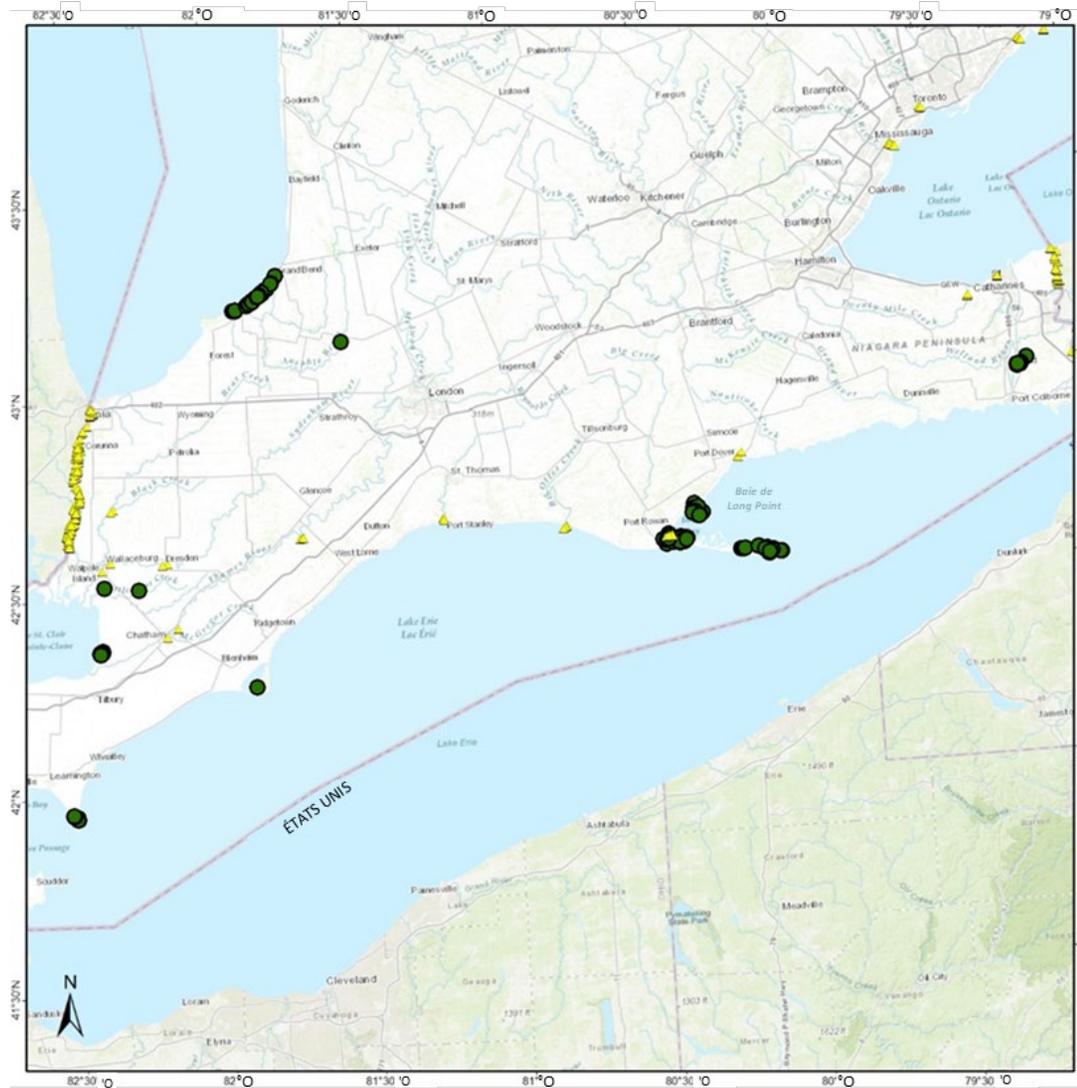


Figure A5.10. Répartition spatiale des enregistrements du sucet de lac (1998 à 2017; cercles verts) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

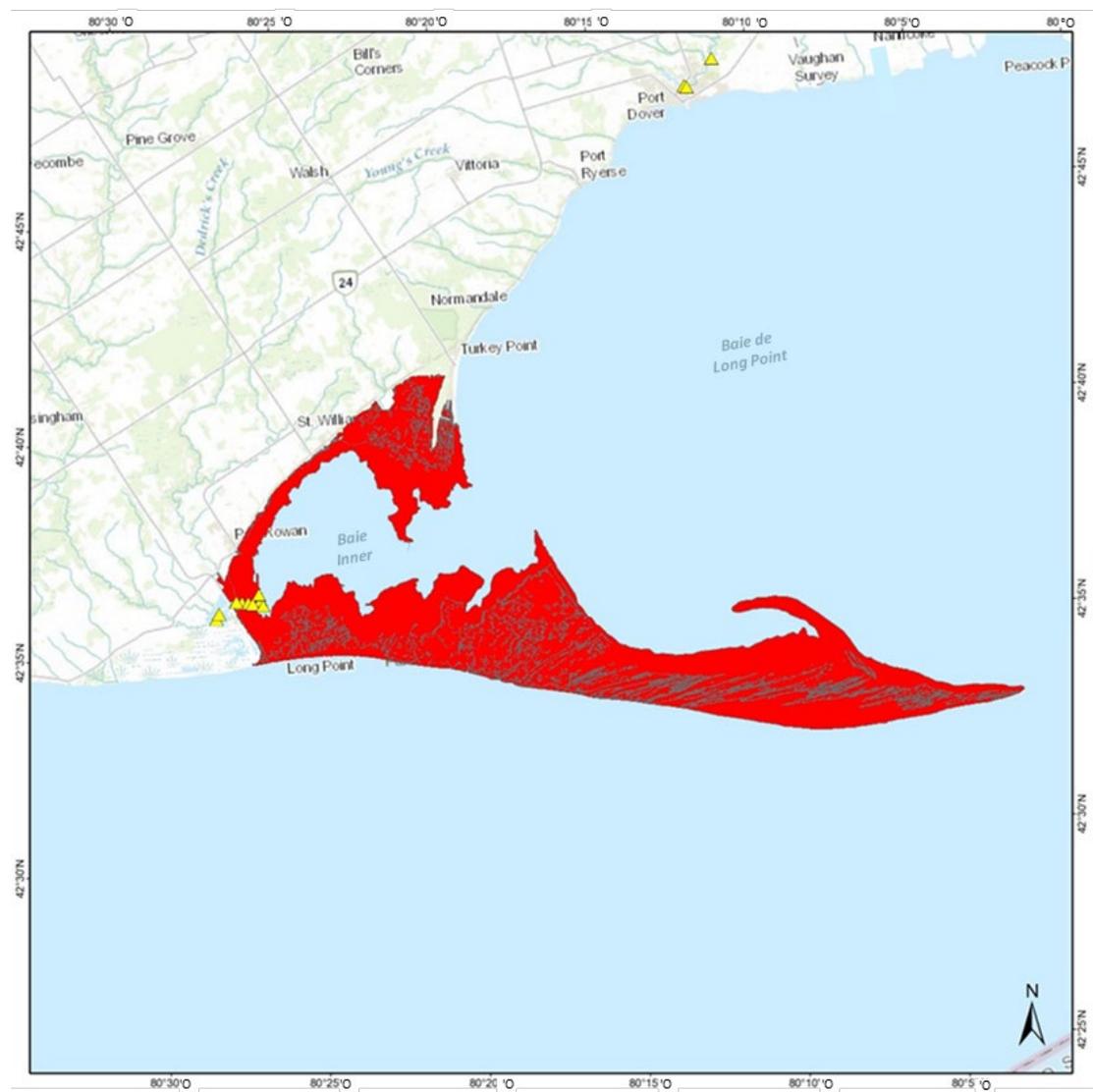


Figure A5.11. Répartition spatiale de l'habitat essentiel du sucet de lac (zone ombrée en rouge) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

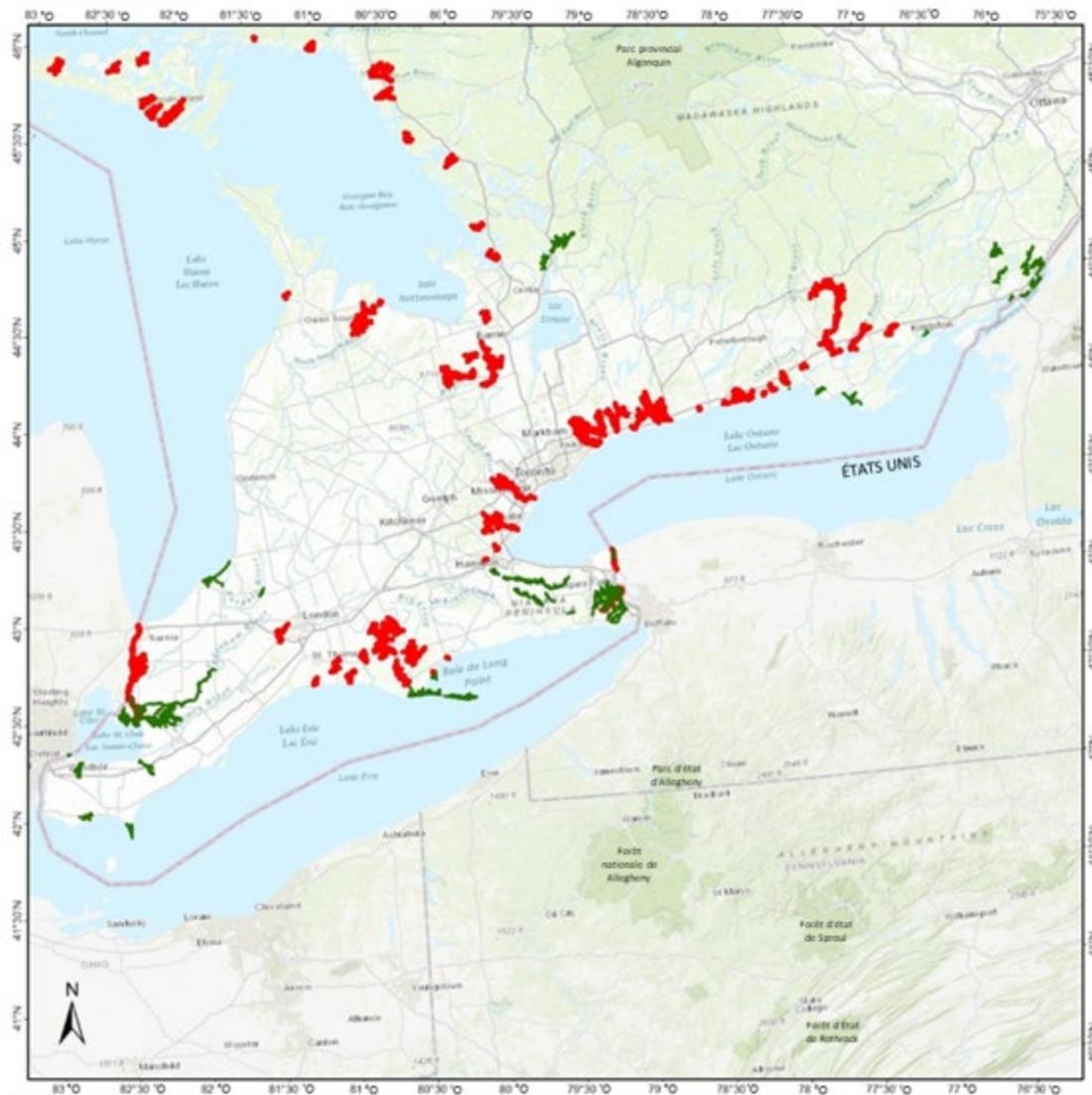


Figure A5.12. Répartition spatiale du brochet vermiculé (1998 à 2017; zone ombrée en vert) et des larves de lamproie marine (2011 à 2017; zone ombrée en rouge) dans la région des Grands Lacs de l'Ontario.

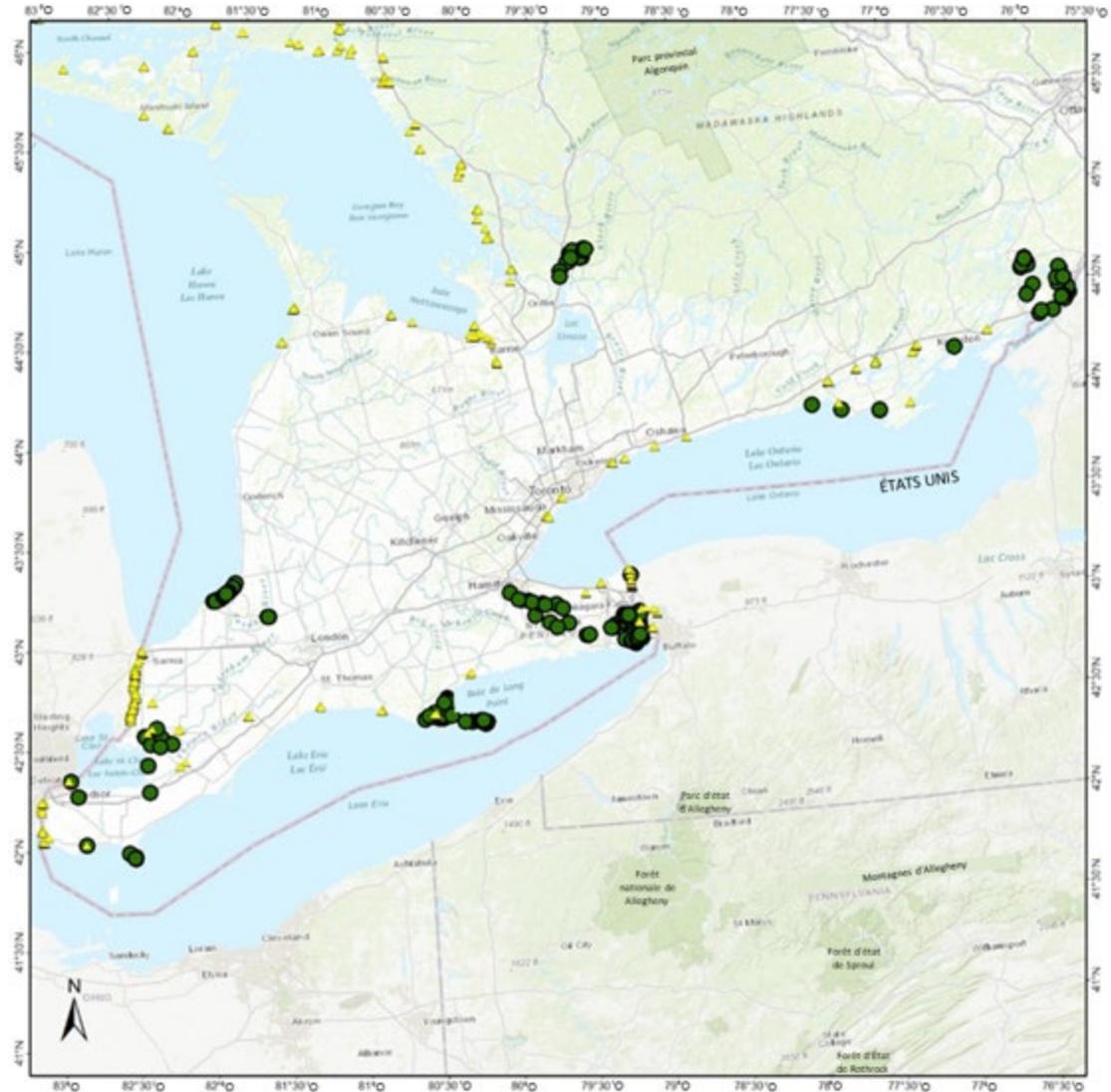


Figure A5.13. Répartition spatiale des enregistrements du brochet vermiculé (1998 à 2017; cercles verts) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

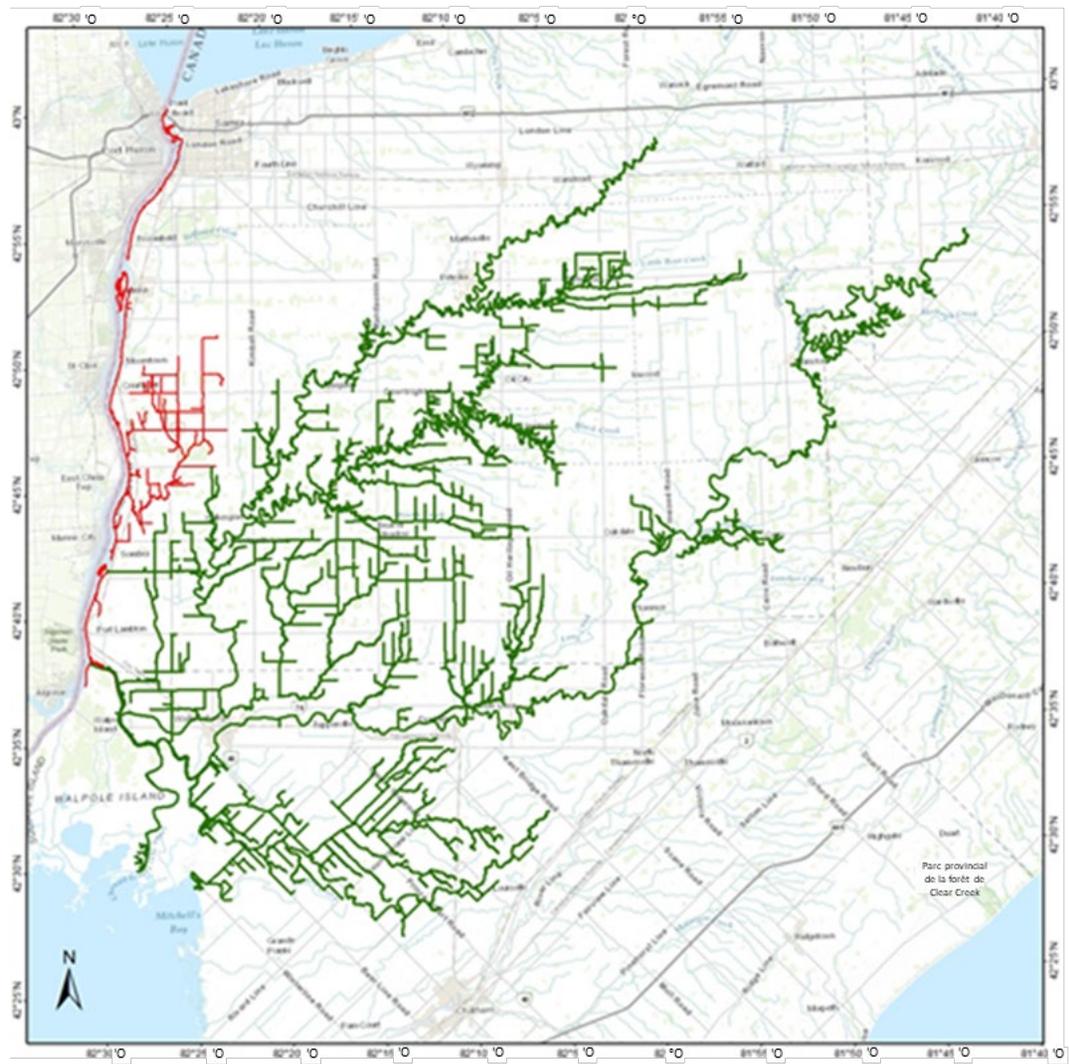


Figure A5.14. Répartition spatiale du fondule rayé (1998 à 2017; lignes vertes) et des larves de lamproie marine (2011 à 2017; lignes rouges) dans la région des Grands Lacs de l'Ontario.

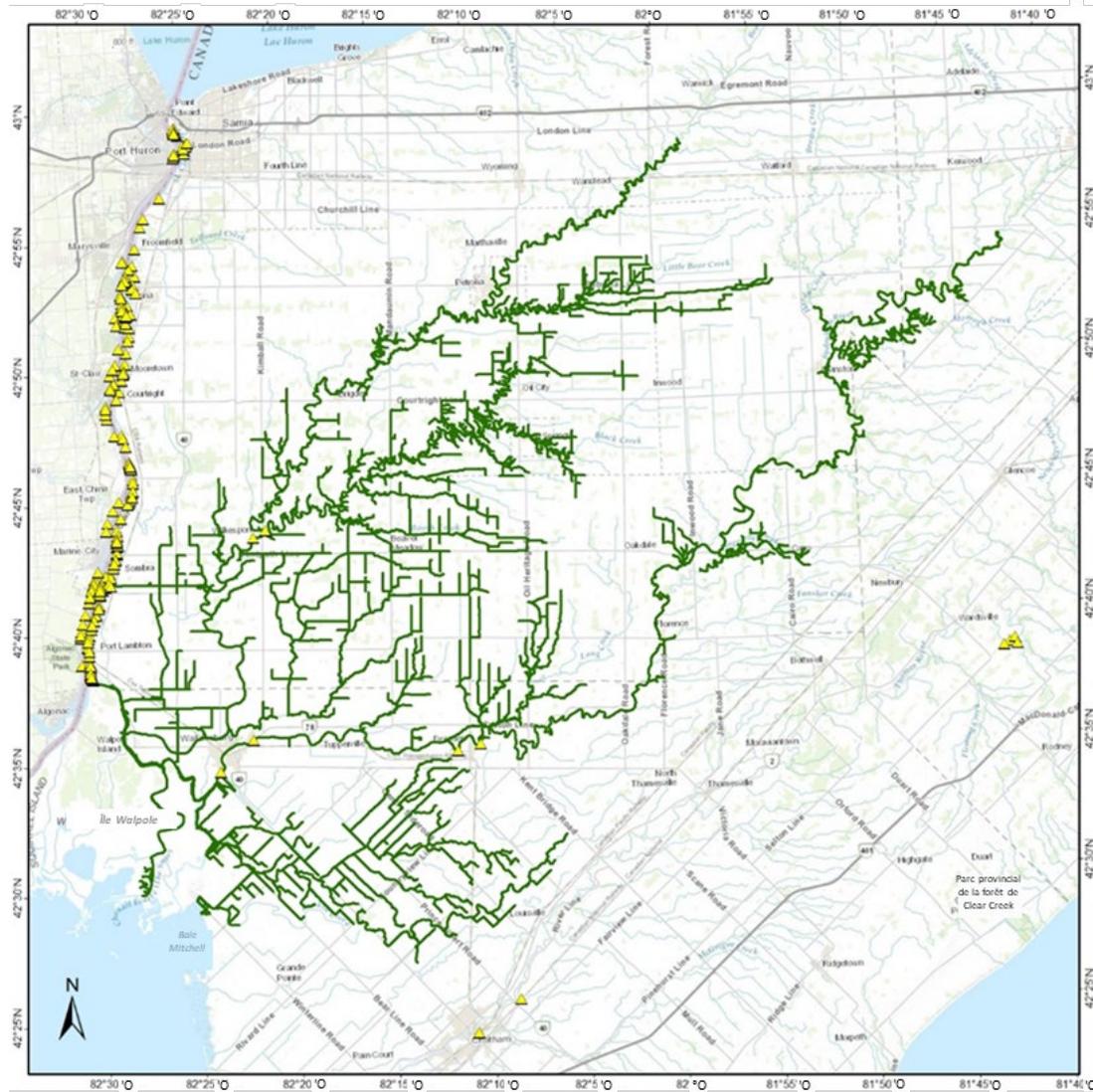


Figure A5.15. Répartition spatiale du fondule rayé (1998 à 2017; lignes vertes) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) dans la région des Grands Lacs en Ontario.

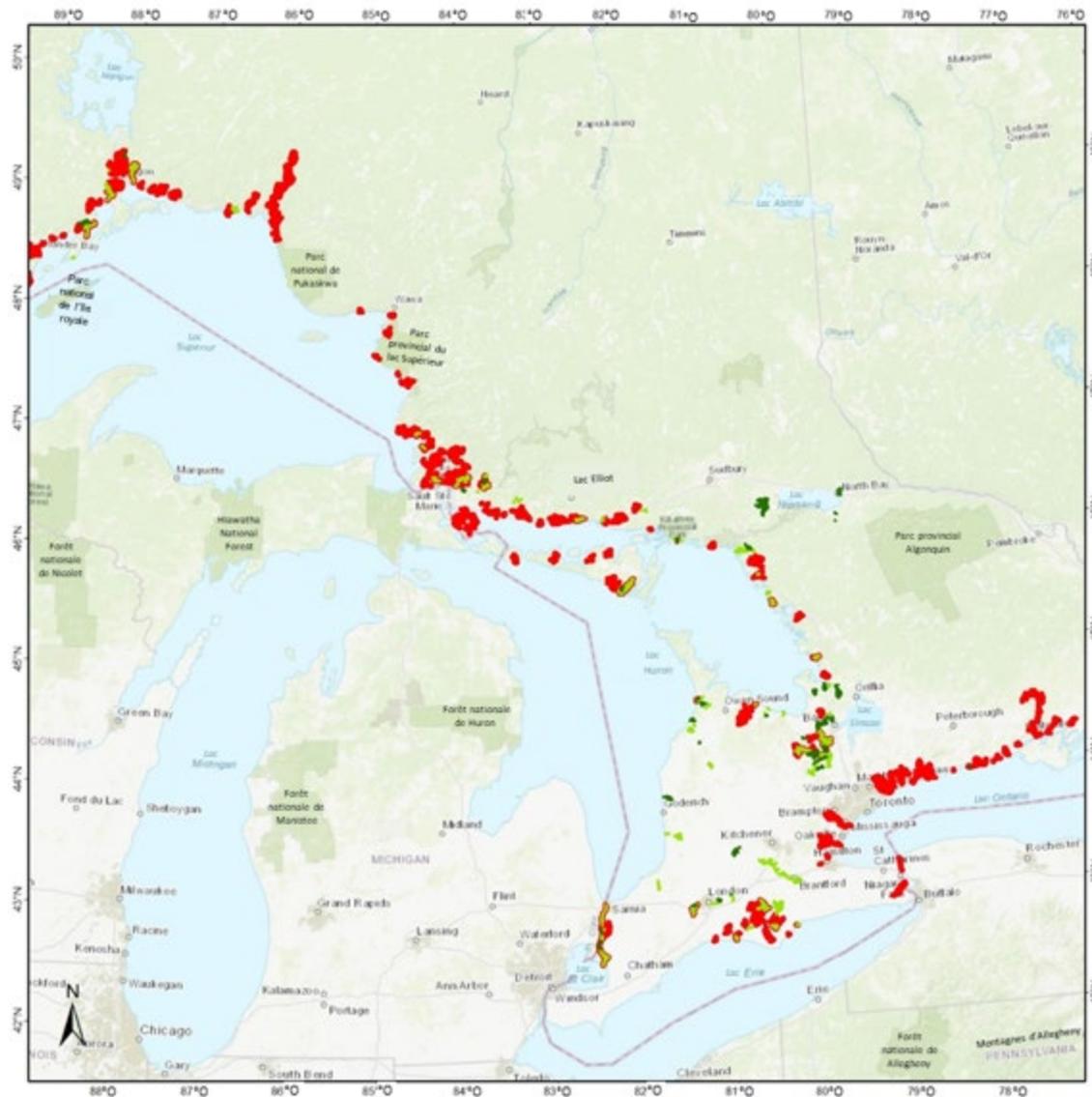


Figure A5.16. Répartition spatiale de la lamproie du Nord (1998 à 2017; zone ombrée en vert), *Ichthyomyon* sp. (zone ombrée en vert clair) et des larves de lamproie marine (2011 à 2017 ; zone ombrée en rouge) dans la région des Grands Lacs de l'Ontario.

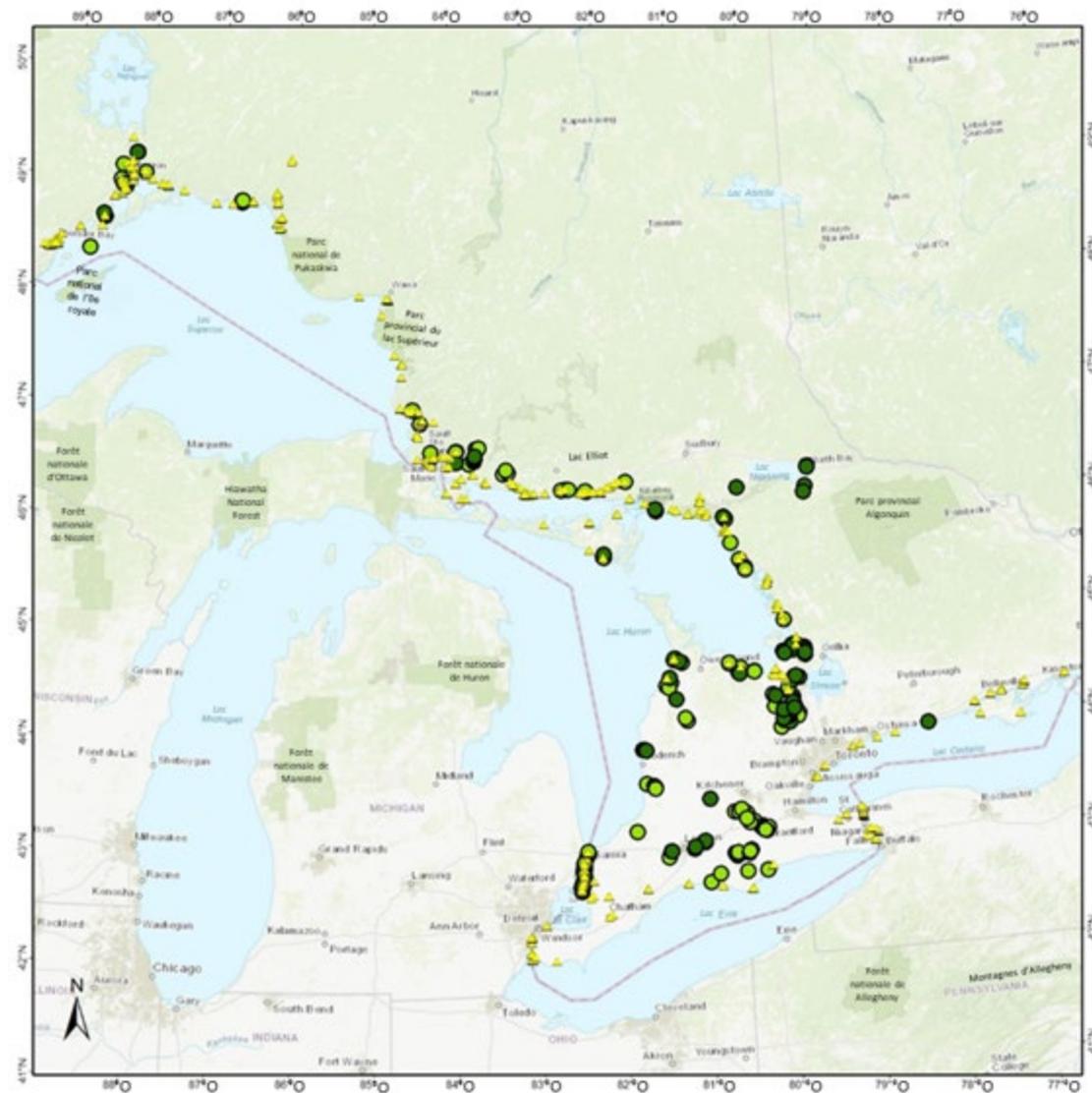


Figure A5.17. Répartition spatiale des enregistrements de la lamproie du Nord (1998 à 2017; cercles verts) et des enregistrements des espèces Ichthyomyzon sp. (1998 à 2017; cercles verts clair) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

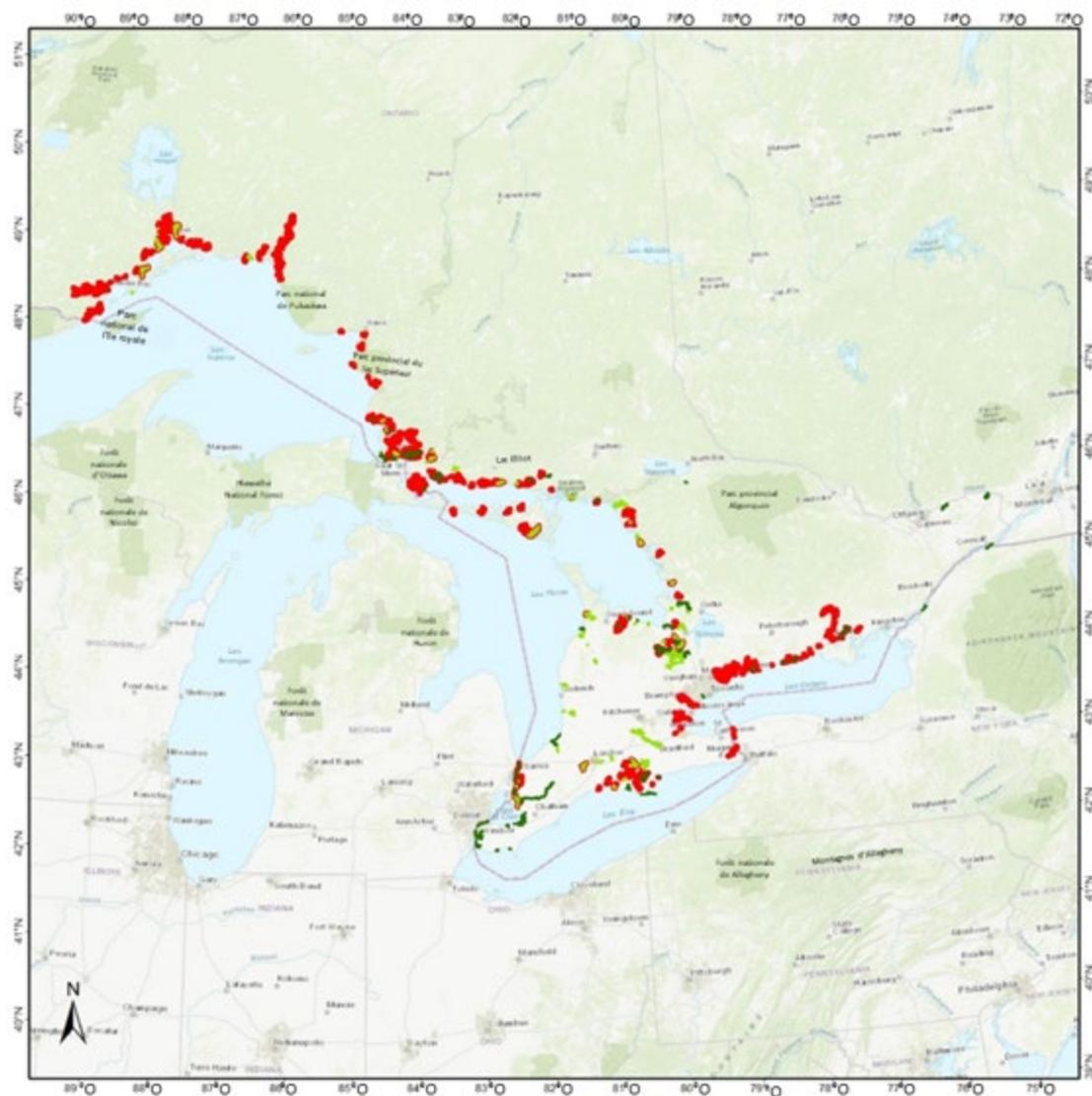


Figure A5.18. Répartition spatiale de la lamproie argentée (1998 à 2017; zone ombrée en vert), des espèces *Ichthyomyzon* sp. (1998 à 2017; zone ombrée en vert clair) et des larves de lamproie marine (2011 à 2017; zone ombrée en rouge) dans la région des Grands Lacs de l'Ontario.

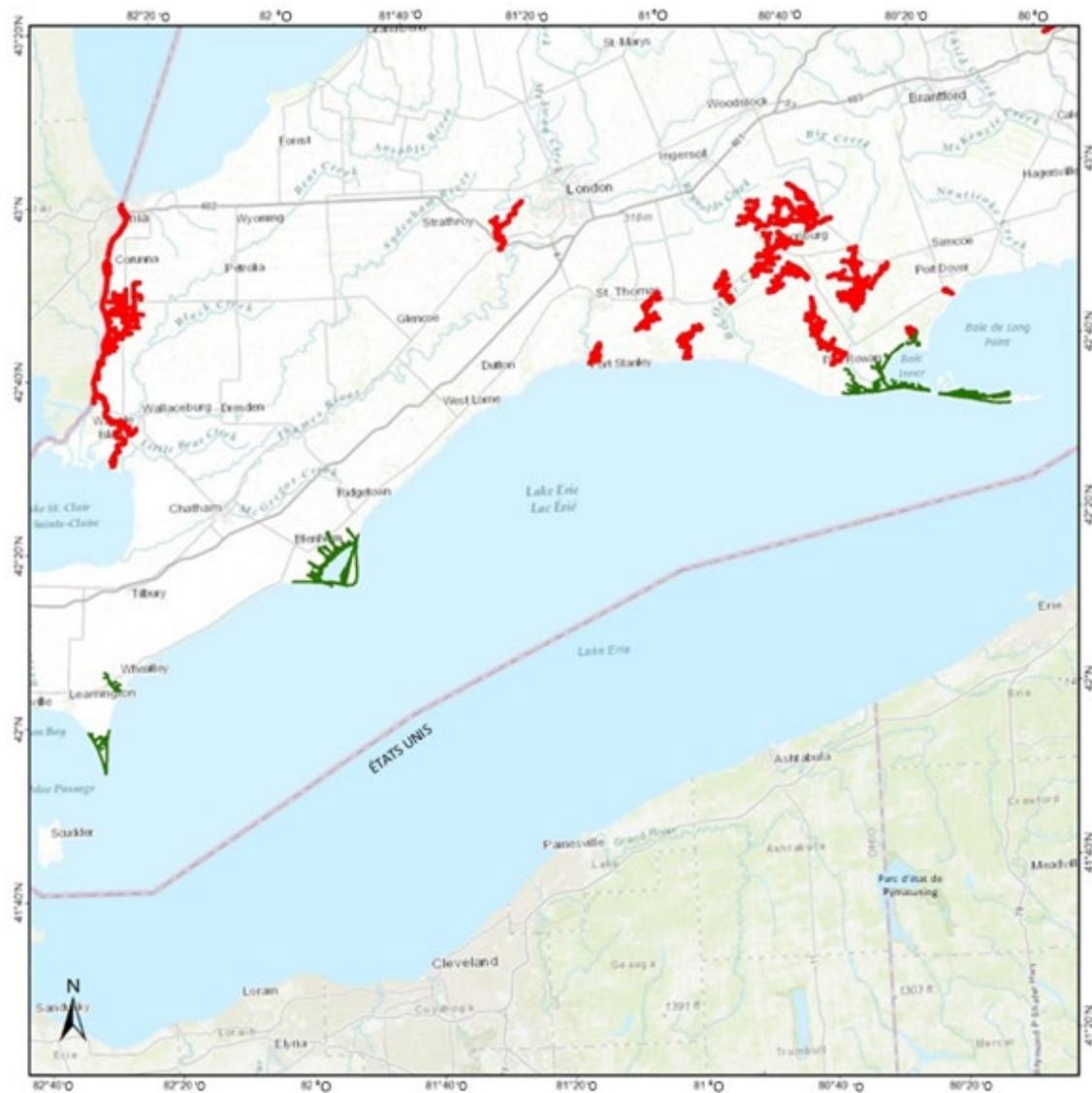


Figure A5.20. Répartition spatiale du lépisosté tacheté (1998 à 2017; zone ombrée en vert) et des larves de lamproie marine (2011 à 2017; zone ombrée en rouge) dans la région des Grands Lacs de l'Ontario.

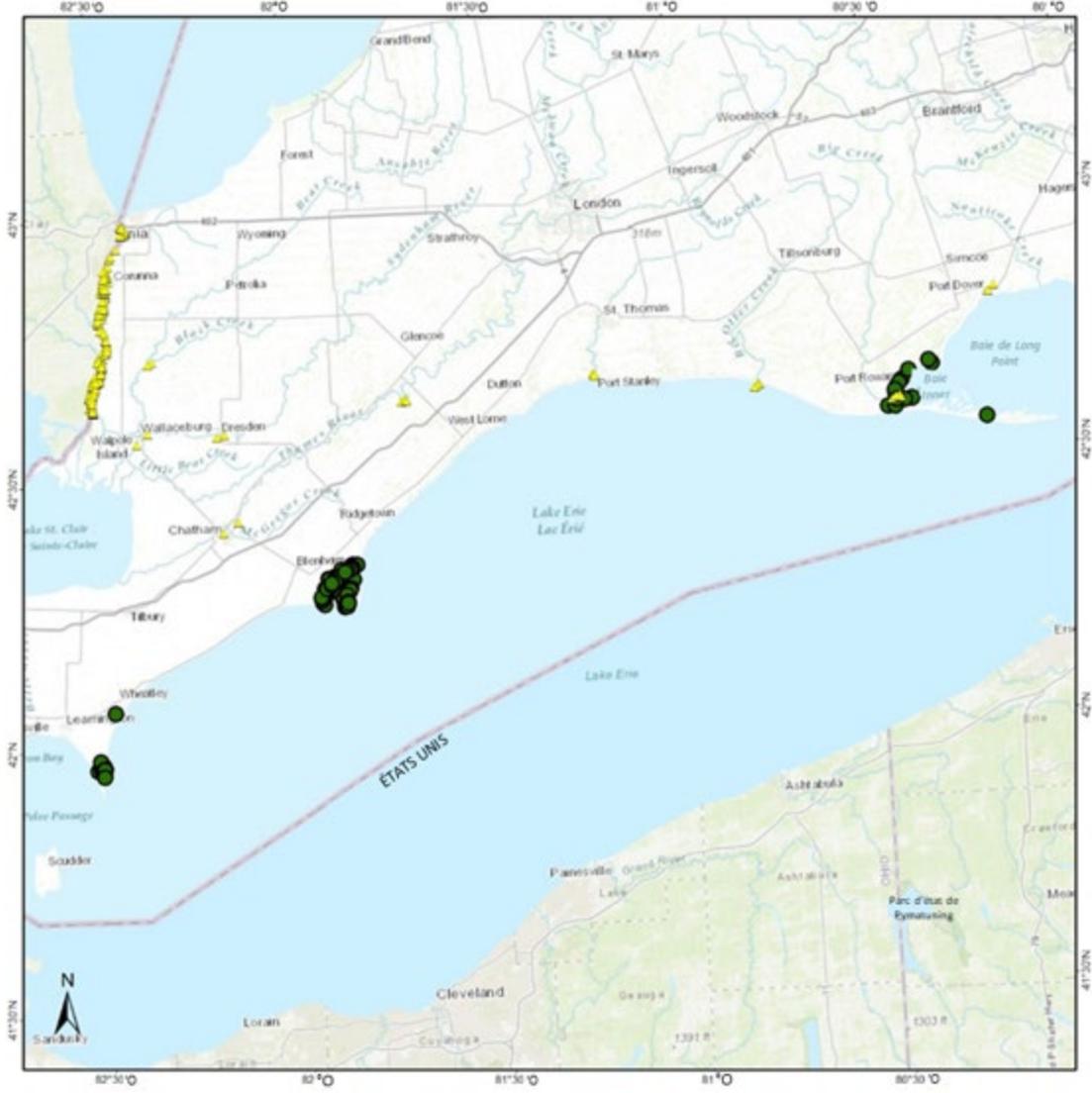


Figure A5.21. Répartition spatiale des enregistrements du lépisosté tacheté (1998 à 2017; cercles verts) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

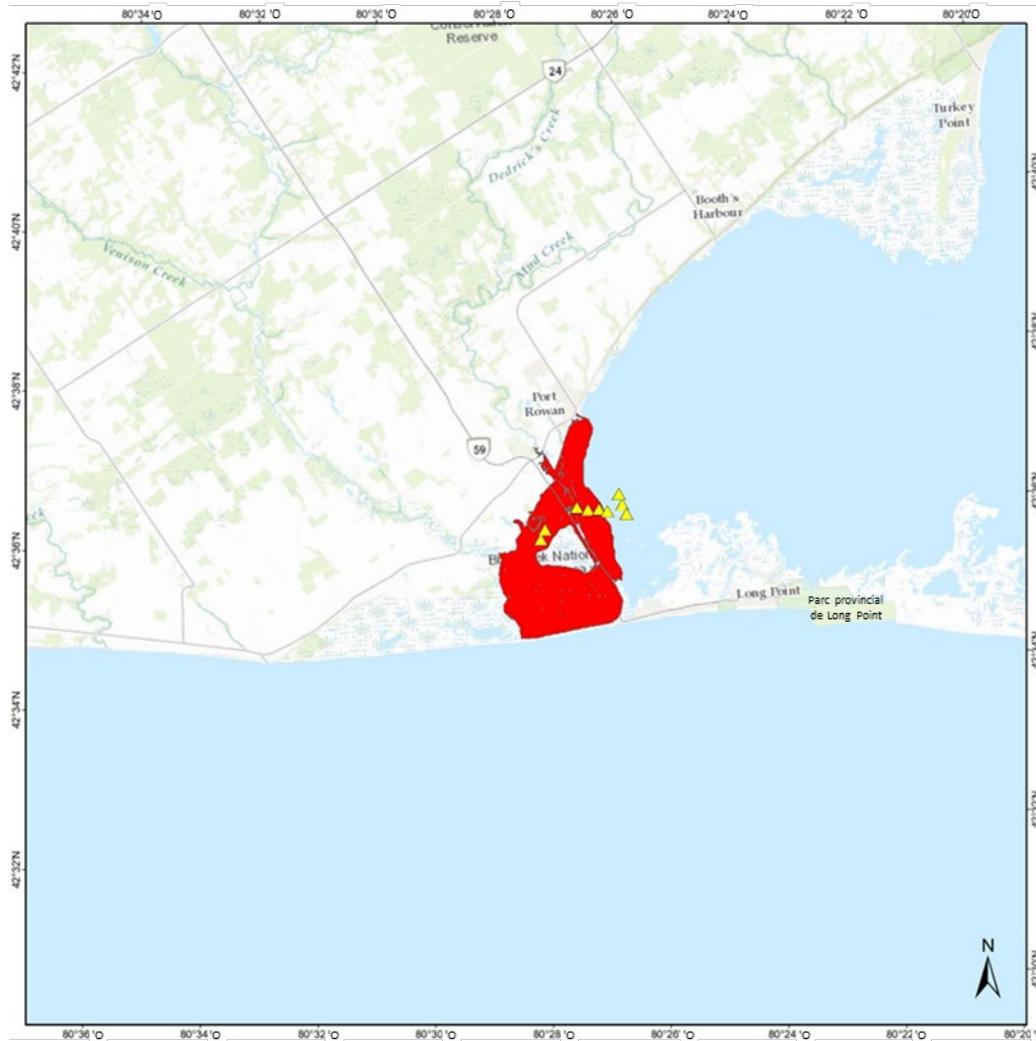


Figure A5.22. Répartition spatiale de l'habitat essentiel du lépidosté tacheté (zone ombrée en rouge) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

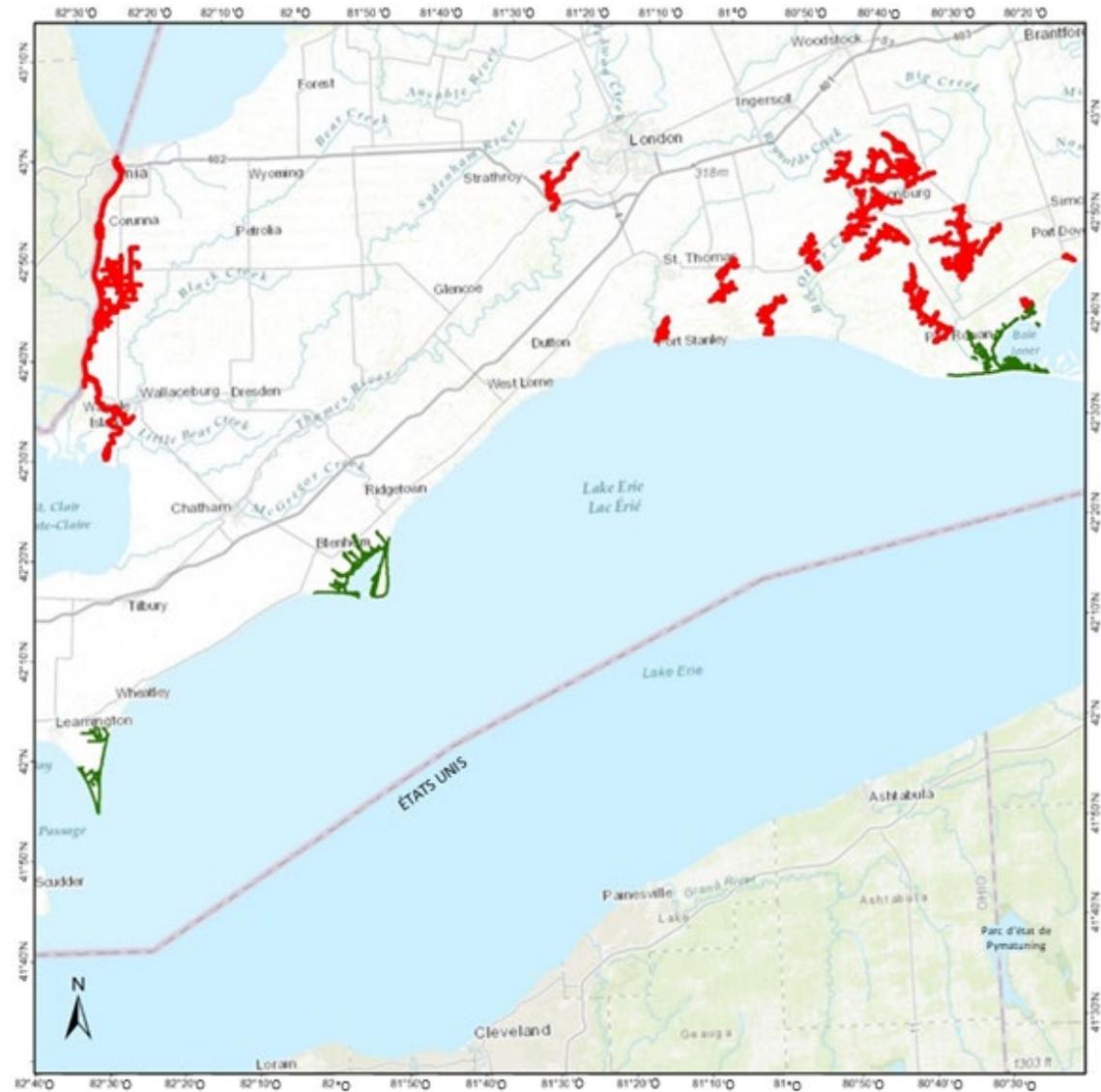


Figure A5.23. Répartition spatiale du crapet sac-à-lait (1998 à 2017; zone ombrée en vert) et des larves de lamproie marine (2011 à 2017; zone ombrée en rouge) dans la région des Grands Lacs de l'Ontario.



Figure A5.24. Répartition spatiale des enregistrements du crapet sac-à-lait (1998 à 2017; cercles verts) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

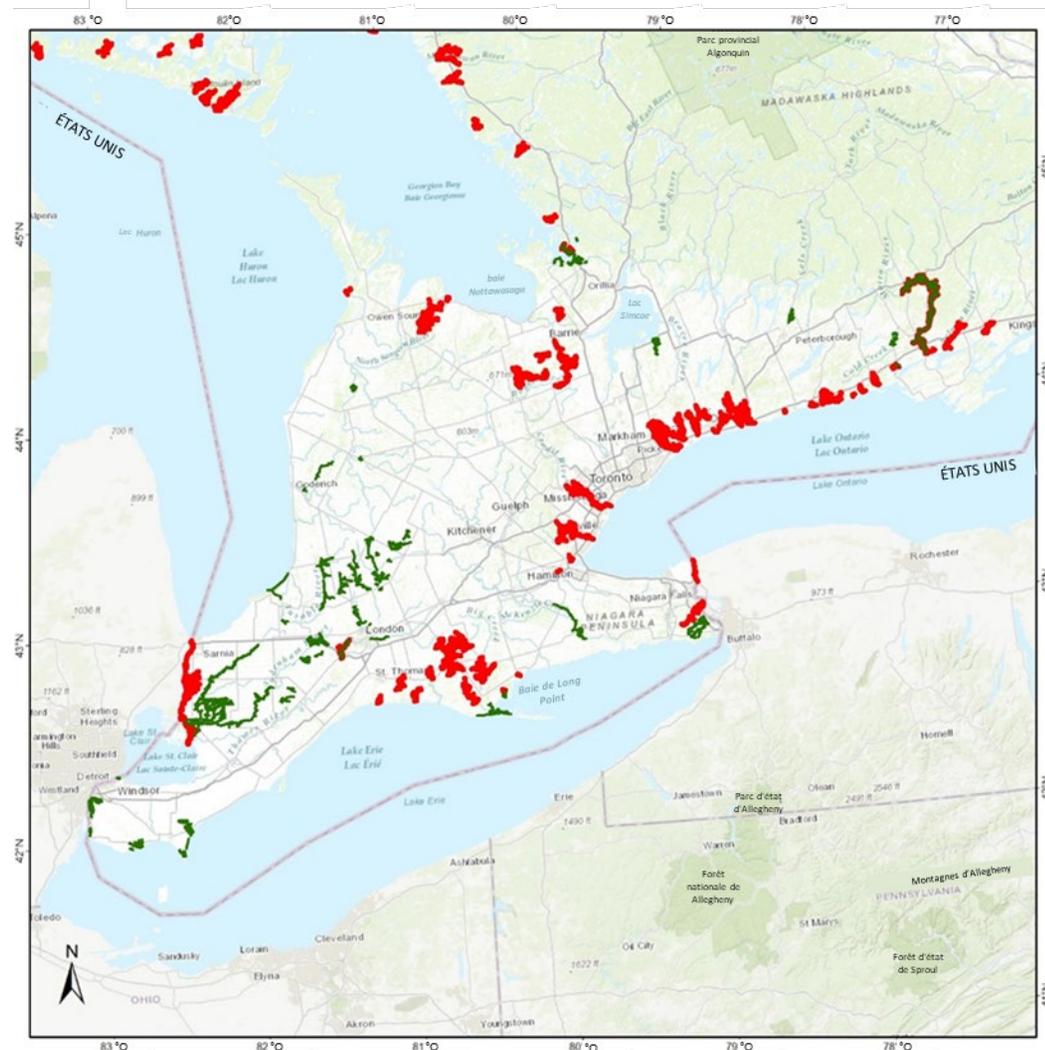


Figure A5.25. Répartition spatiale du crapet du Nord (1998 à 2017; zone ombrée en vert) et des larves de lamproie marine (2011 à 2017; zone ombrée en rouge) dans la région des Grands Lacs de l'Ontario.

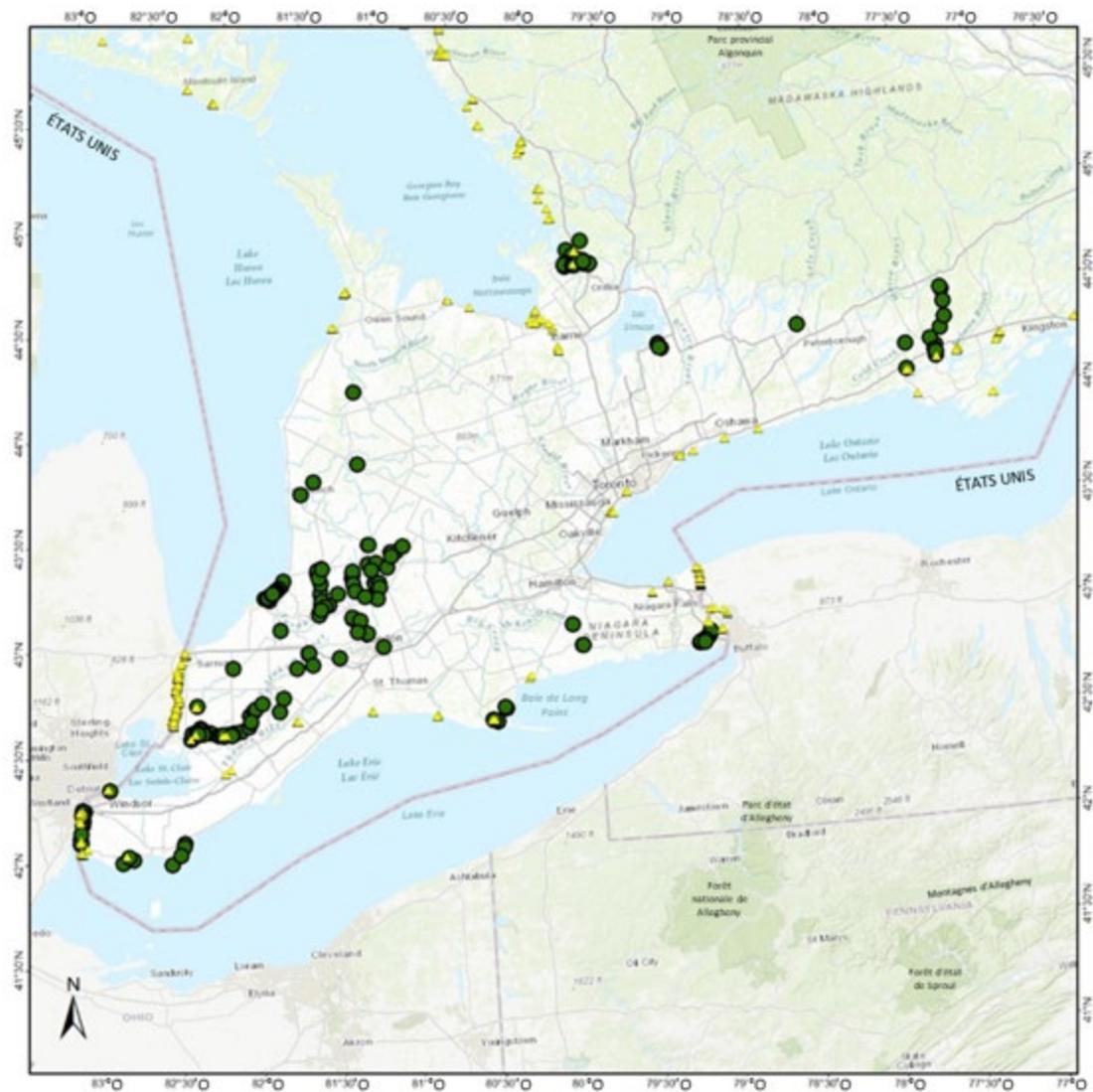


Figure A5.26. Répartition spatiale des enregistrements du crapet du Nord (1998 à 2017; cercles verts) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

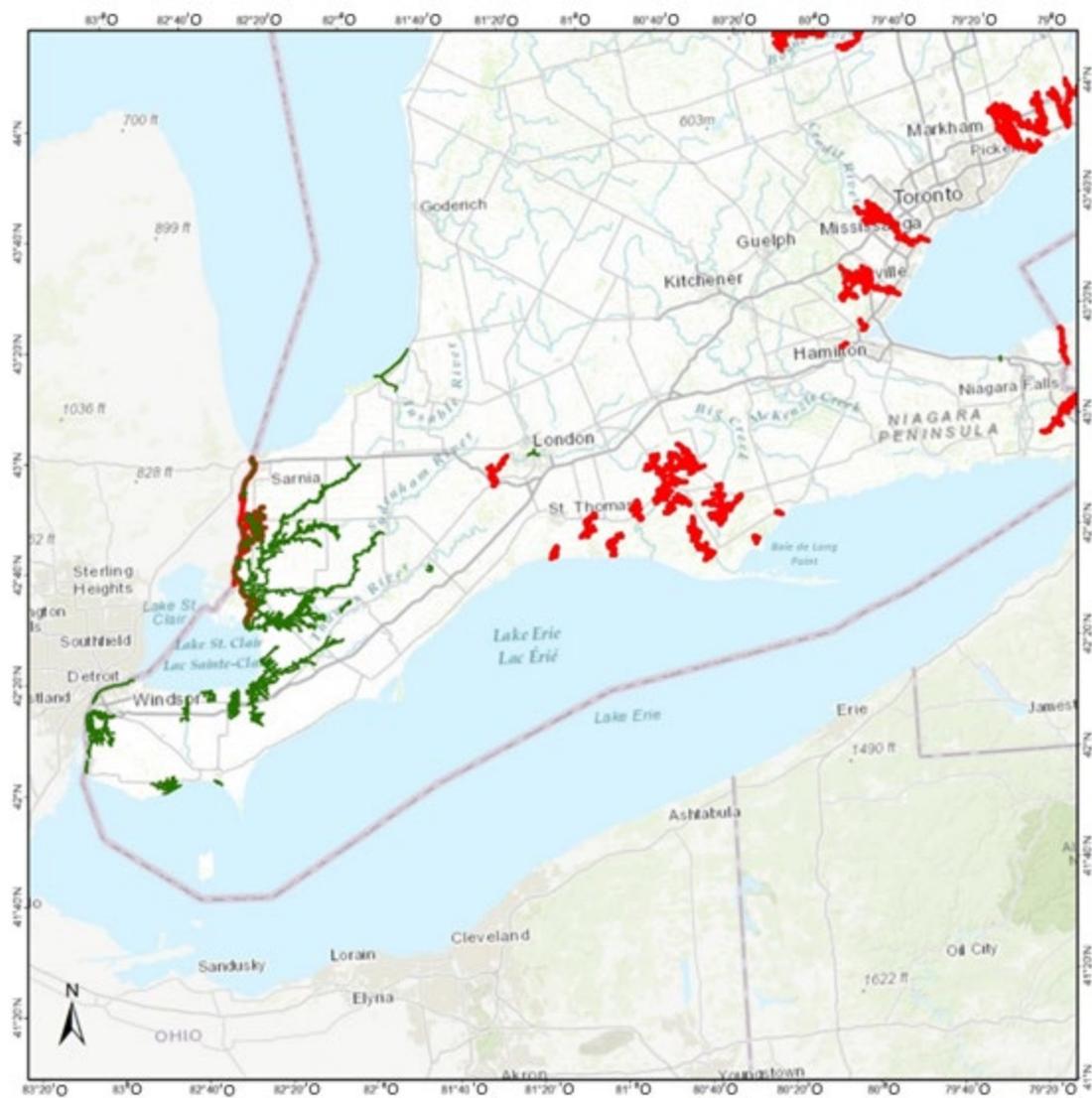


Figure A5.27. Répartition spatiale du meunier tacheté (1998 à 2017; zone ombrée en vert) et des larves de lamproie marine (2011 à 2017; zone ombrée en rouge) dans la région des Grands Lacs de l'Ontario.

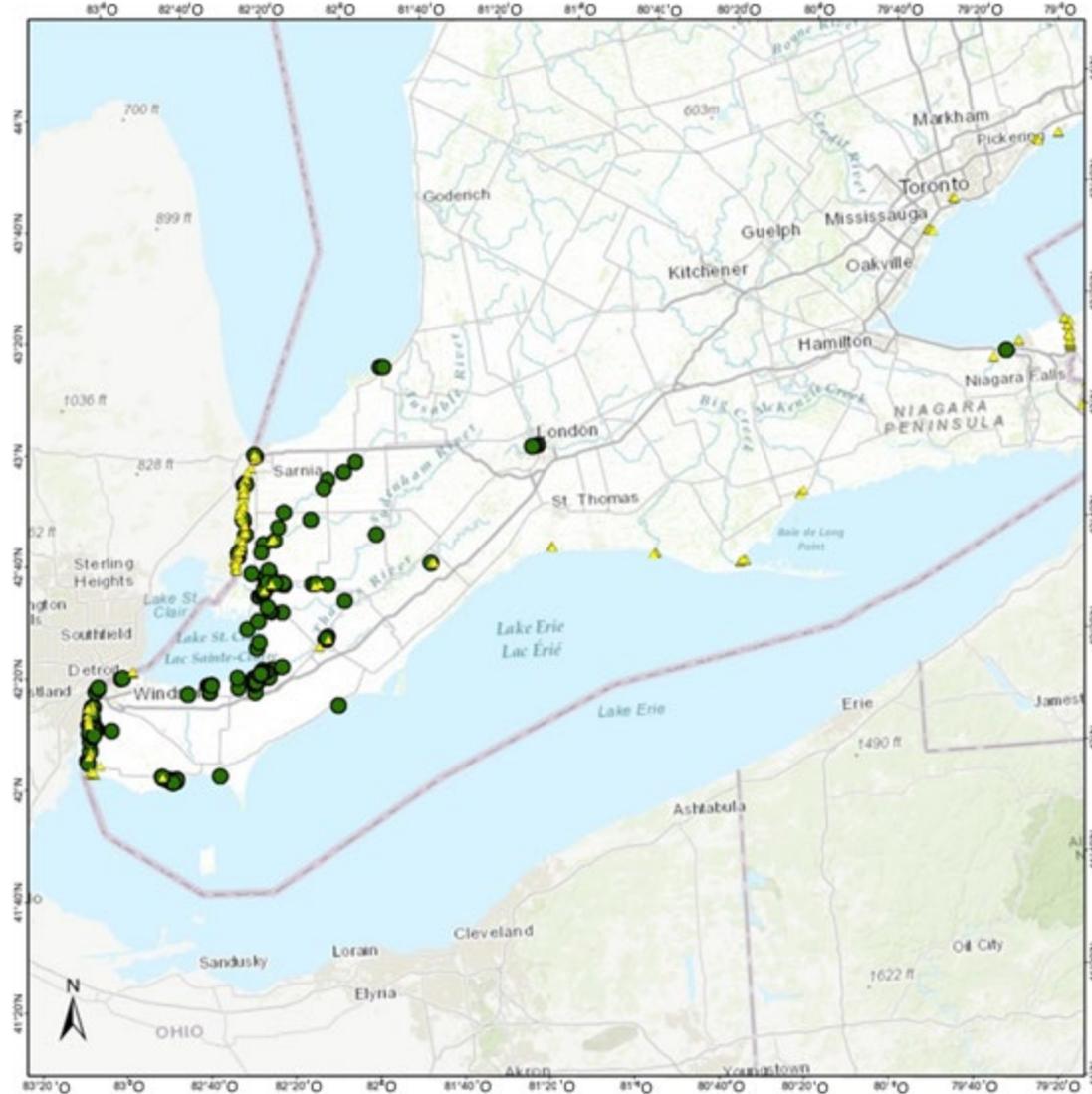


Figure A5.28. Répartition spatiale des enregistrements du meunier tacheté (1998 à 2017; cercles verts) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

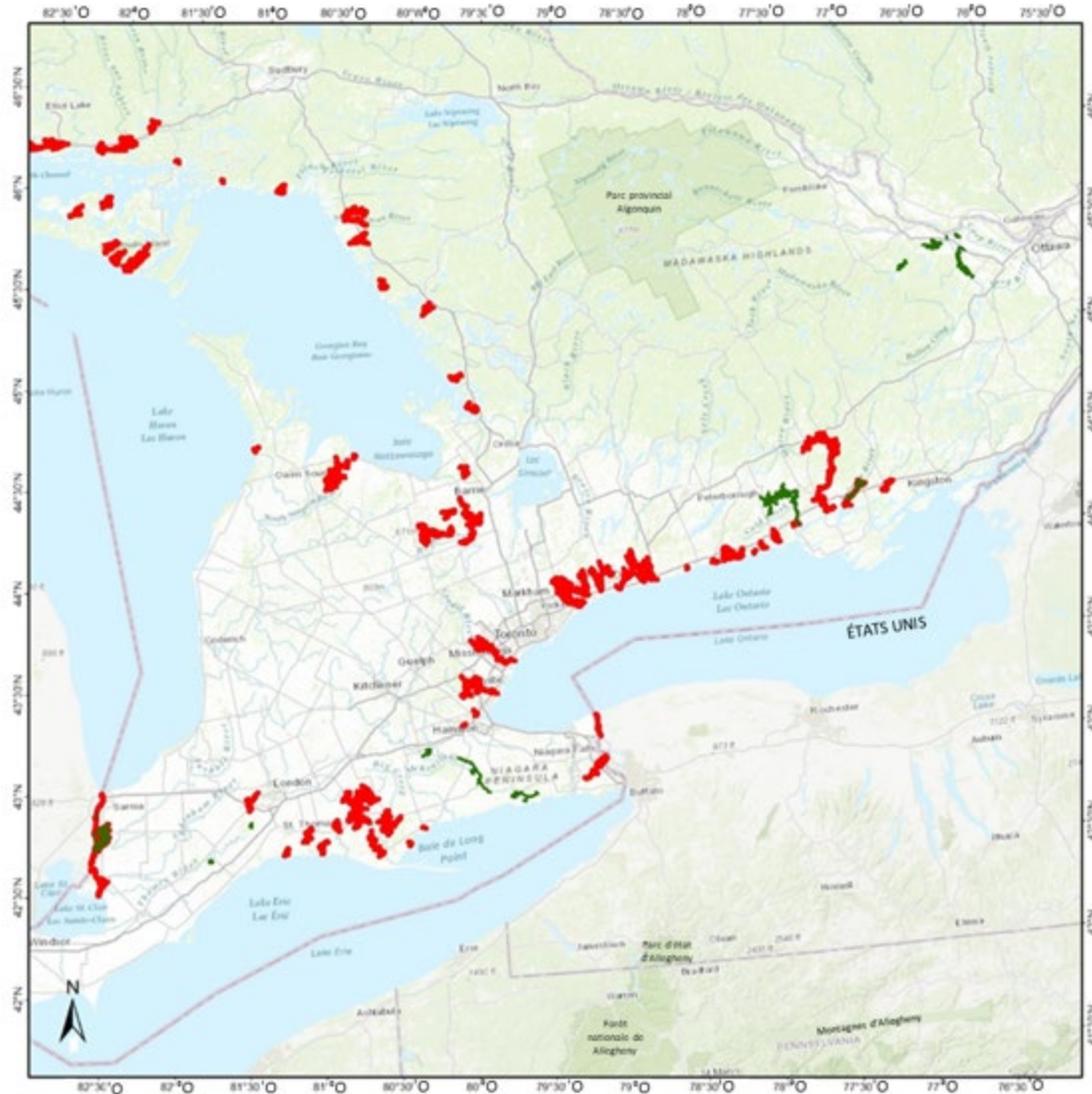


Figure A5.29. Répartition spatiale du chevalier de rivière (1998 à 2017; zone ombrée en vert) et des larves de lamproie marine (2011 à 2017; zone ombrée en rouge) dans la région des Grands Lacs de l'Ontario.

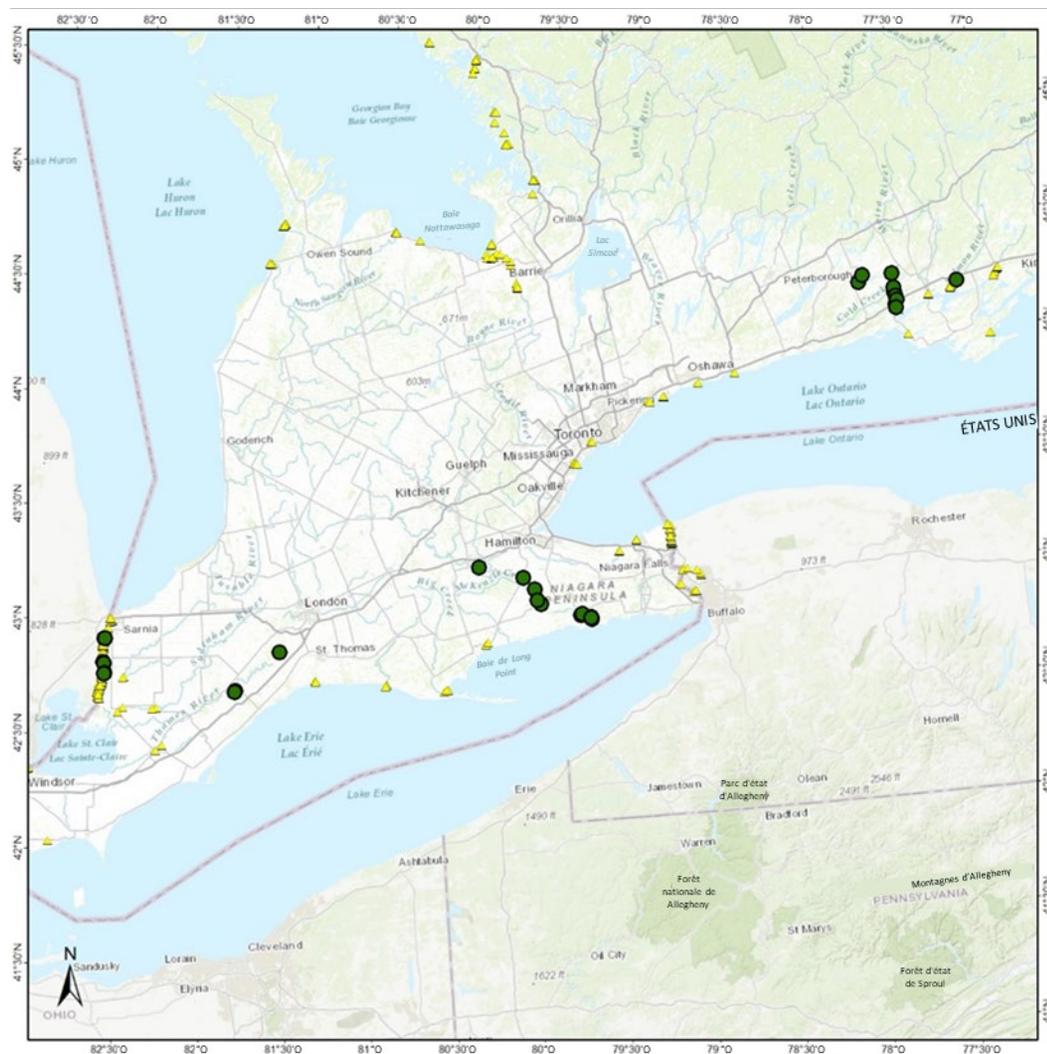


Figure A5.30. Répartition spatiale des enregistrements du chevalier de rivière (1998 à 2017; cercles verts) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

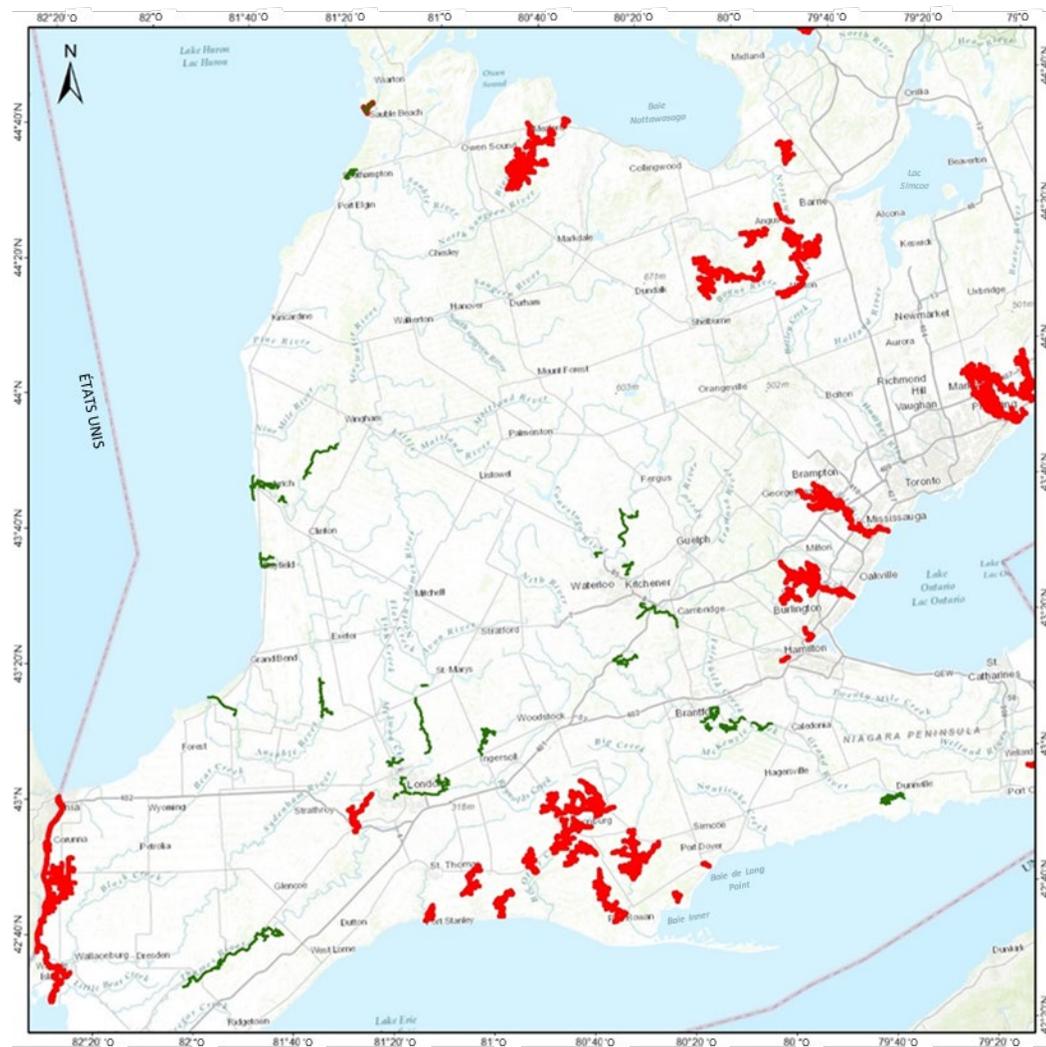


Figure A5.31. Répartition spatiale du chevalier noir (1998 à 2017; zone ombrée en vert) et des larves de lamproie marine (2011 à 2017; zone ombrée en rouge) dans la région des Grands Lacs de l'Ontario.

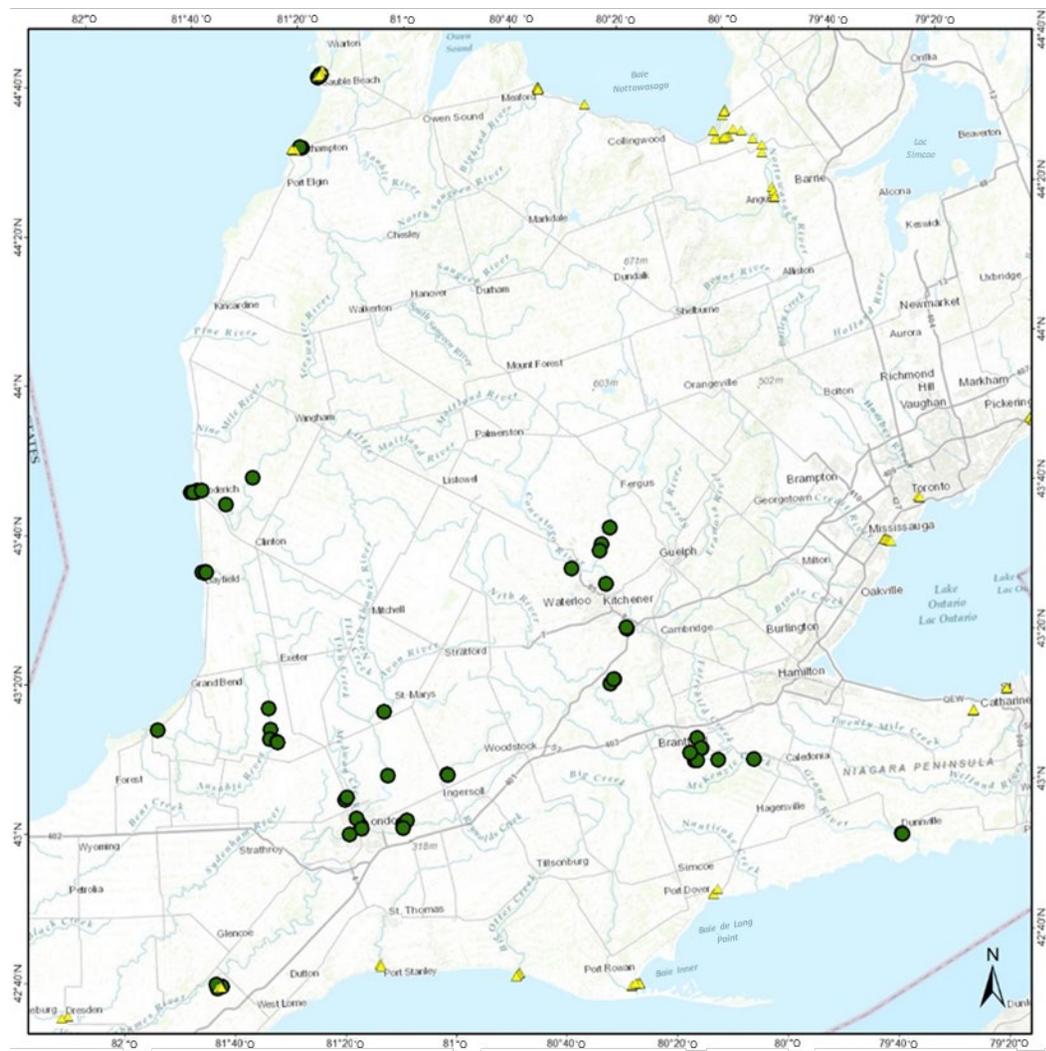


Figure A5.32. Répartition spatiale des enregistrements du chevalier noir (1998 à 2017; cercles verts) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

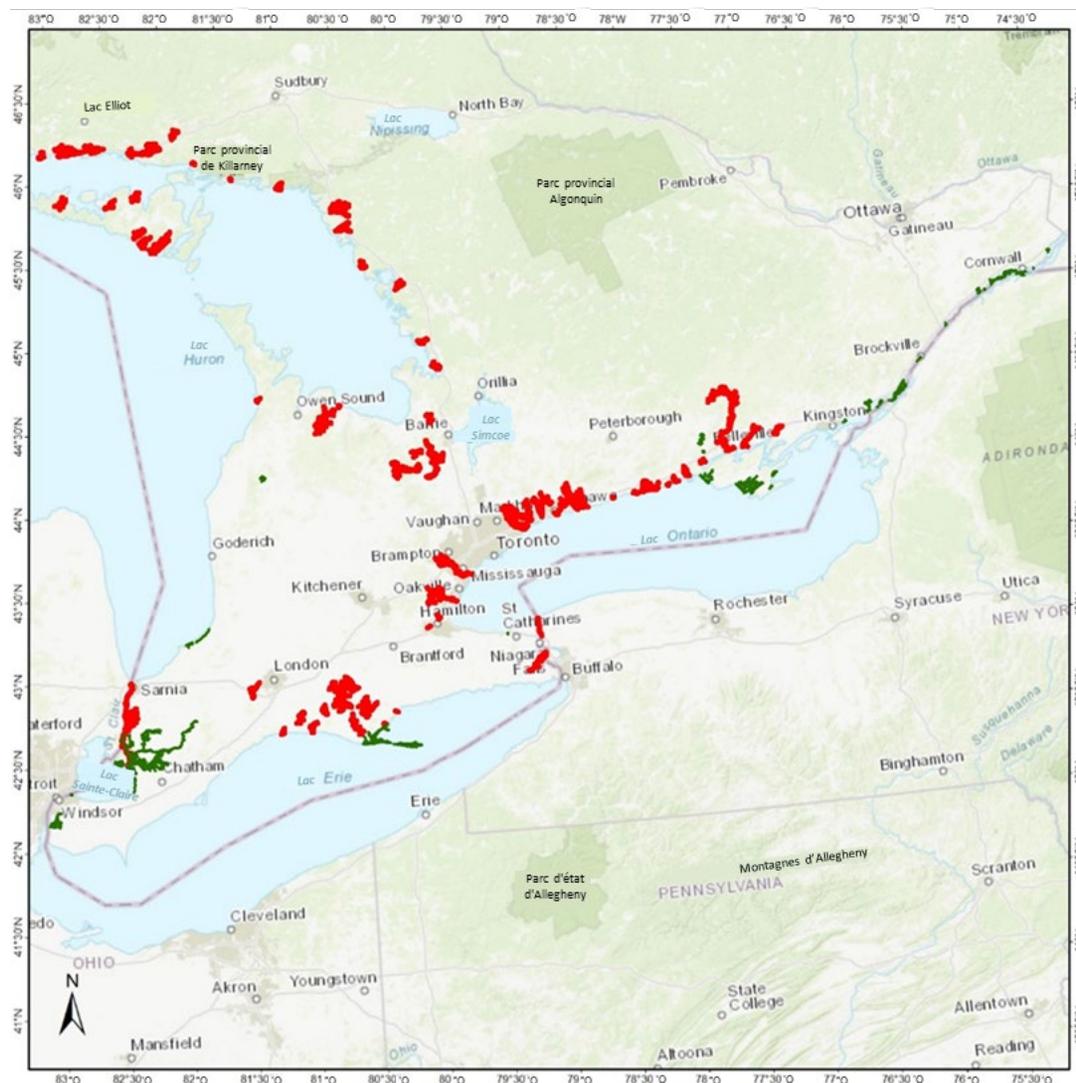


Figure A5.33. Répartition spatiale du méné camus (1998 à 2017; zone ombrée en vert) et des larves de lamproie marine (2011 à 2017; zone ombrée en rouge) dans la région des Grands Lacs de l'Ontario.



Figure A5.34. Répartition spatiale des enregistrements du méné camus (1998 à 2017; cercles verts) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

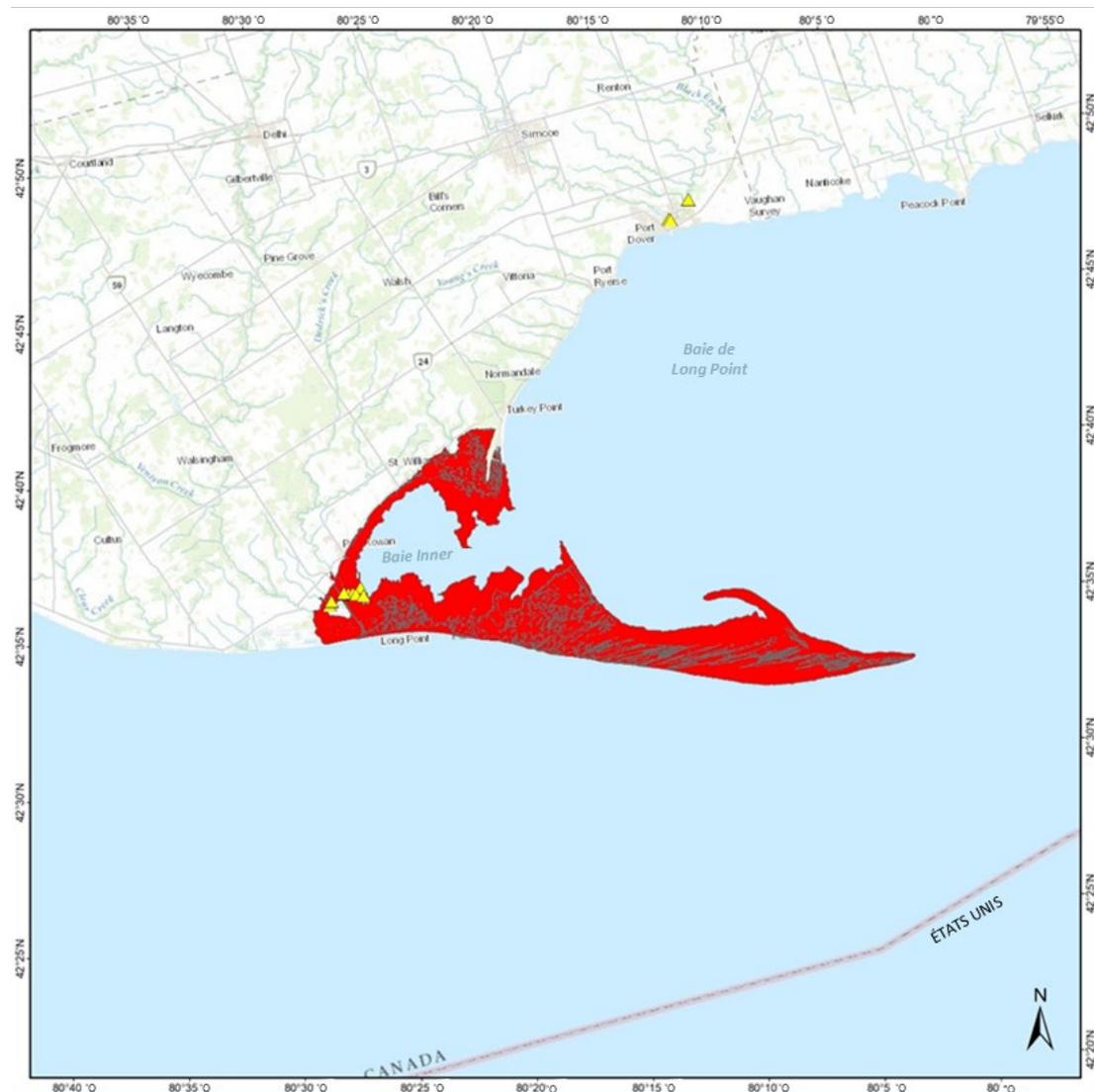


Figure A5.35. Répartition spatiale de l'habitat essentiel du méné camus (zone ombrée en rouge) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

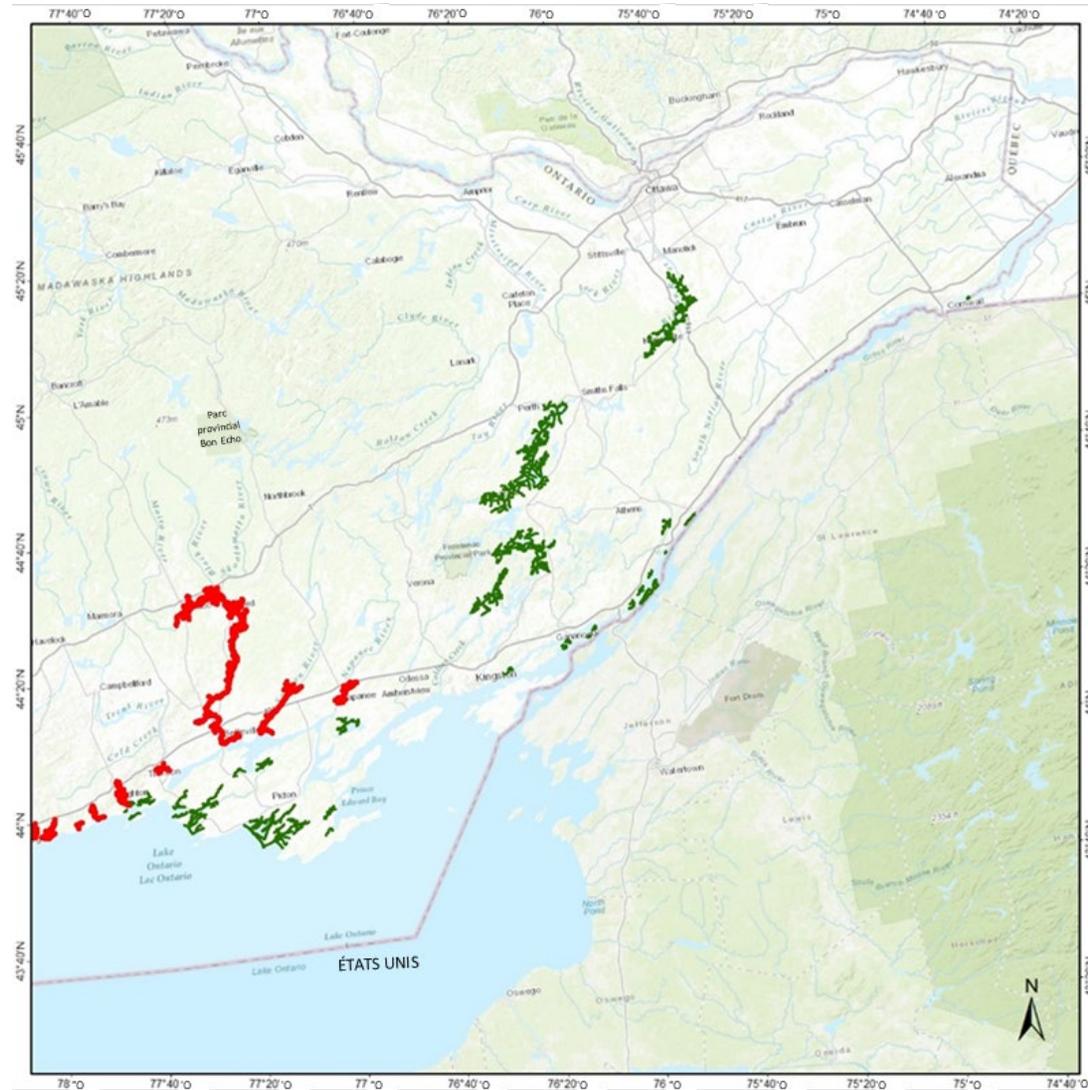


Figure A5.36. Répartition spatiale du méné d'herbe (1998 à 2017; zone ombrée en vert) et des larves de lamproie marine (2011 à 2017; zone ombrée en rouge) dans la région des Grands Lacs de l'Ontario.

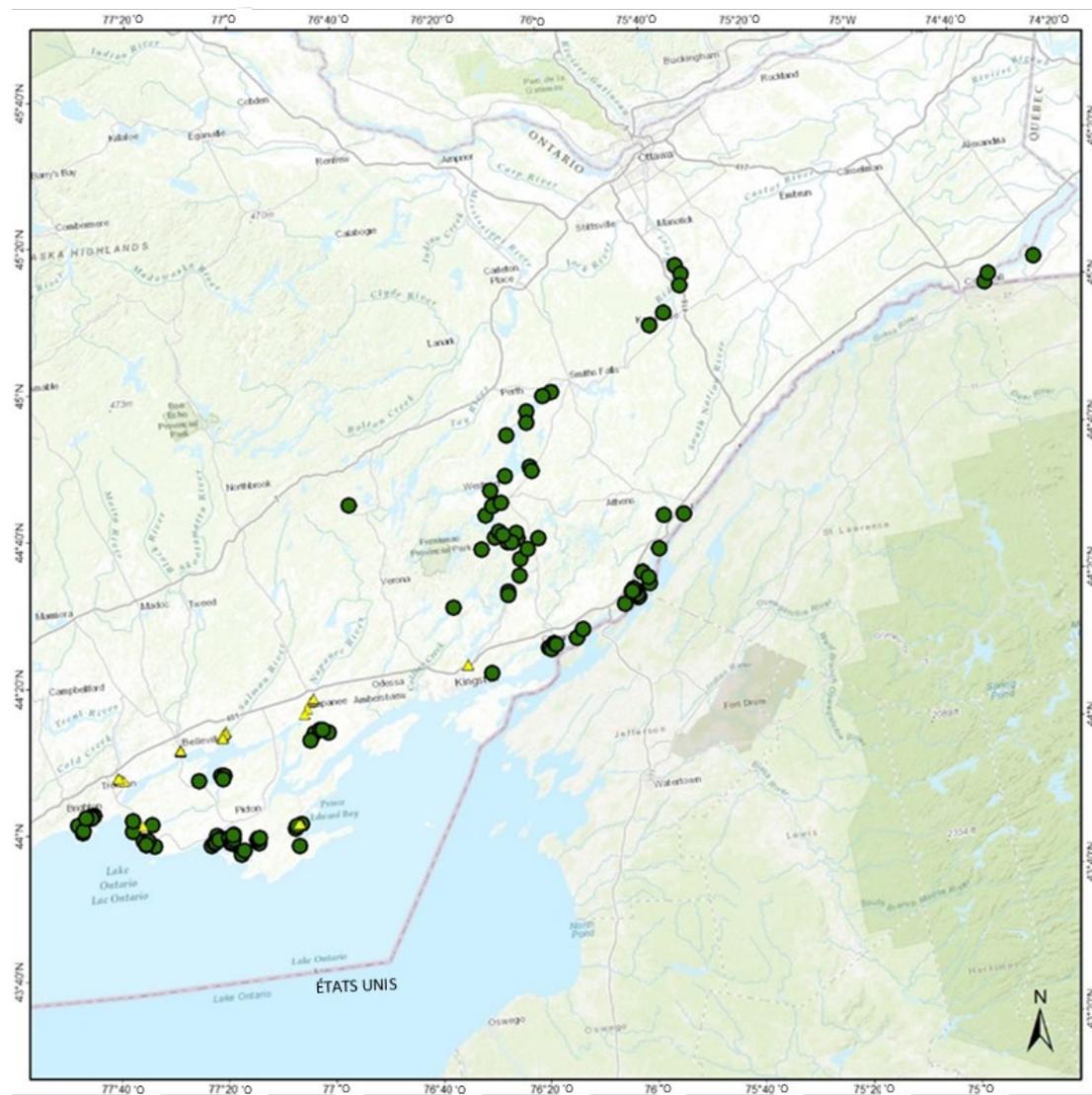


Figure A5.37. Répartition spatiale des enregistrements du méné d'herbe (1998 à 2017; cercles verts) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

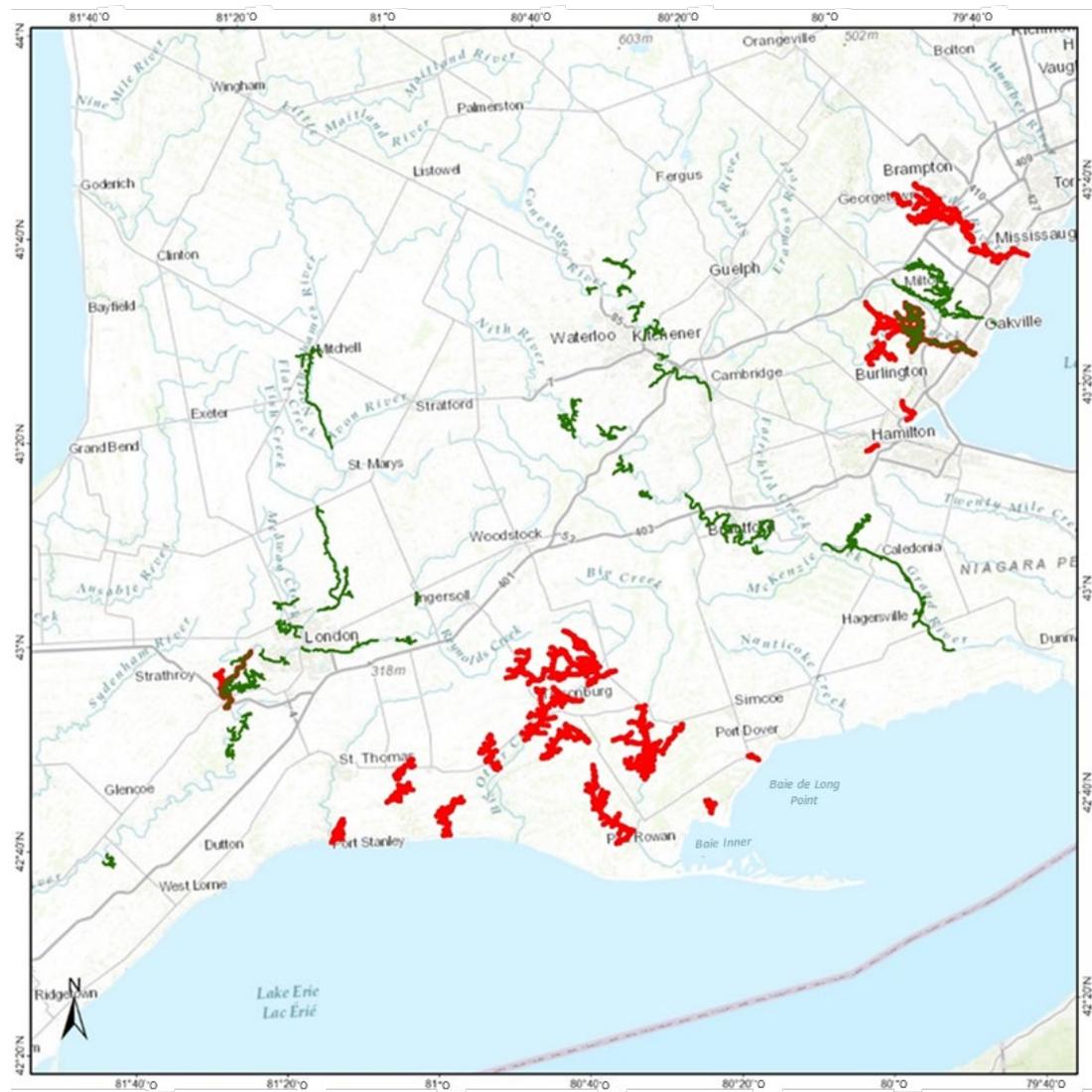


Figure A5.38. Répartition spatiale du méné miroir (1998 à 2017; zone ombrée en vert) et des larves de lamproie marine (2011 à 2017; zone ombrée en rouge) dans la région des Grands Lacs de l'Ontario.

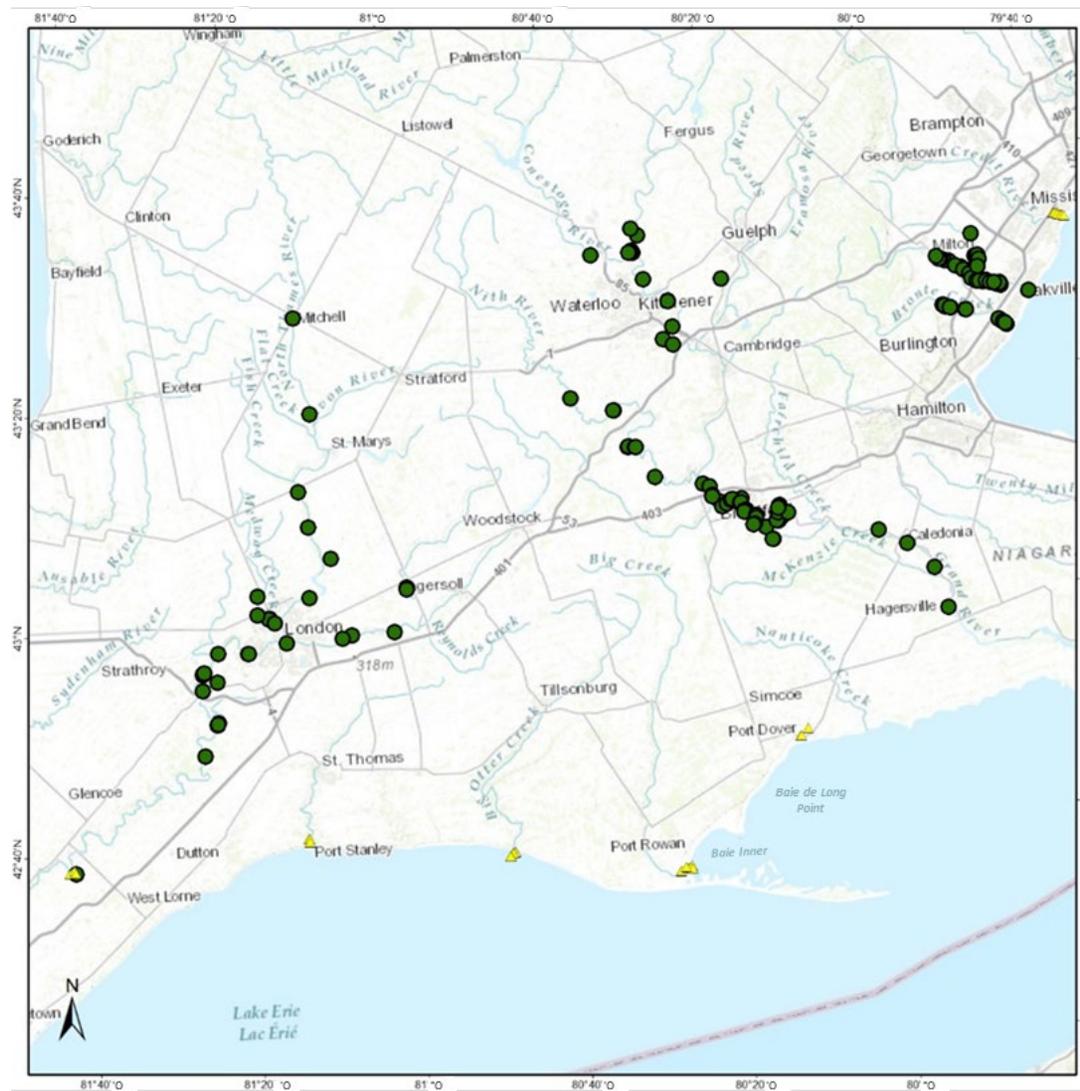


Figure A5.39. Répartition spatiale des enregistrements du méné miroir (1998 à 2017; cercles verts) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.



Figure A5.40. Répartition spatiale du chat-fou du Nord (1998 à 2017; zone ombrée en vert) et des larves de lamproie marine (2011 à 2017; zone ombrée en rouge) dans la région des Grands Lacs de l'Ontario.

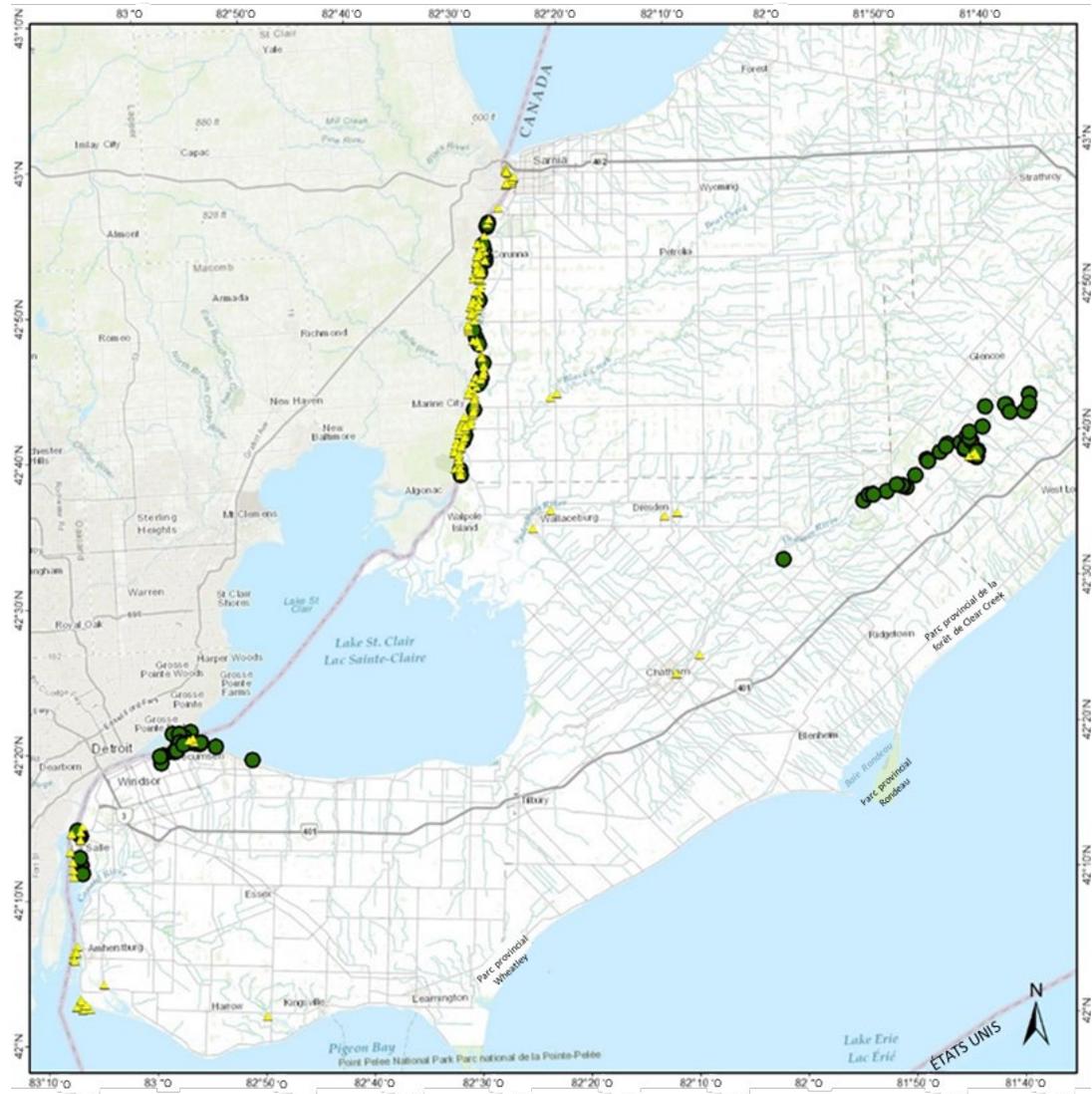


Figure A5.41. Répartition spatiale des enregistrements du chat-fou du Nord (1998 à 2017; cercles verts) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

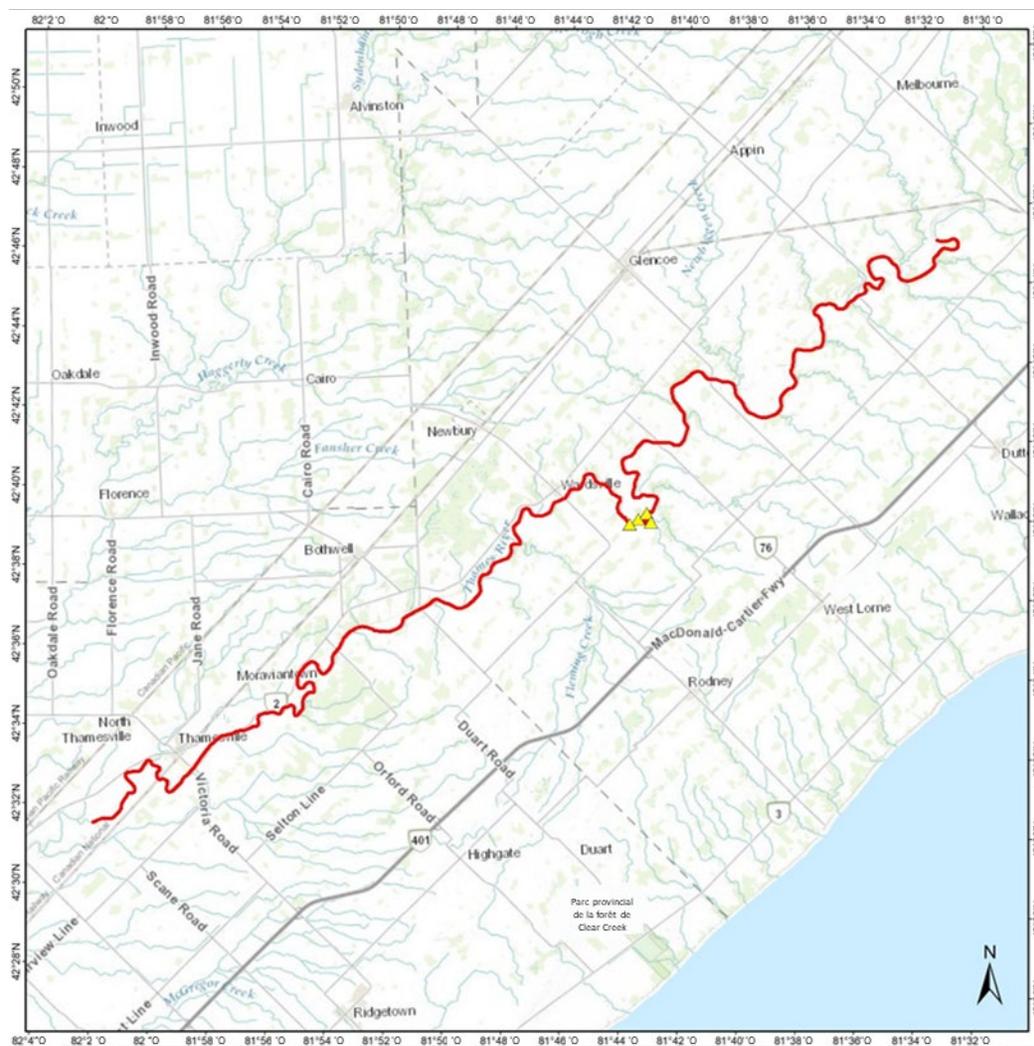


Figure A5.42. Répartition spatiale de l'habitat essentiel du chat-fou du Nord (ligne rouge) dans la rivière Thames, en Ontario, et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes).

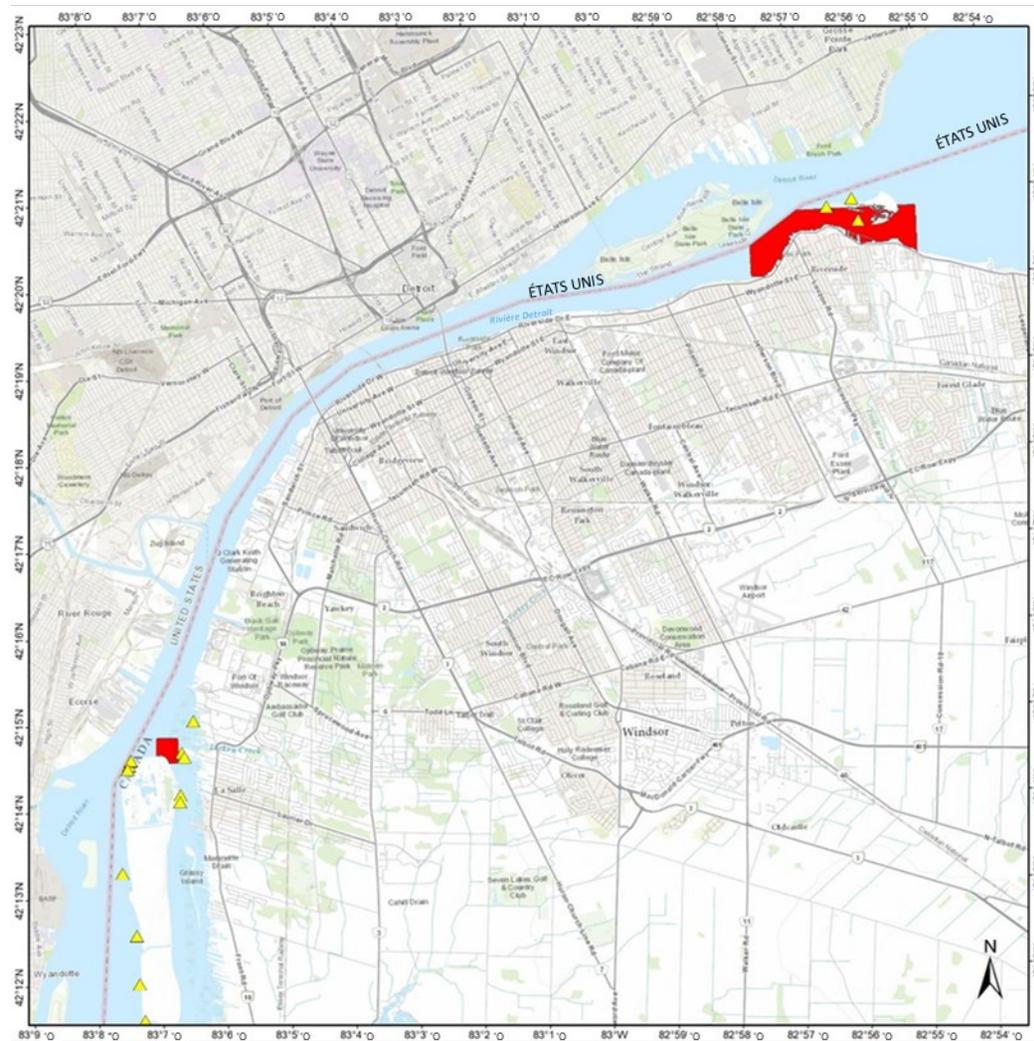


Figure A5.43. Répartition spatiale de l'habitat essentiel du chat-fou du Nord (zone ombrée en rouge) dans la rivière Détroit, en Ontario, et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes).

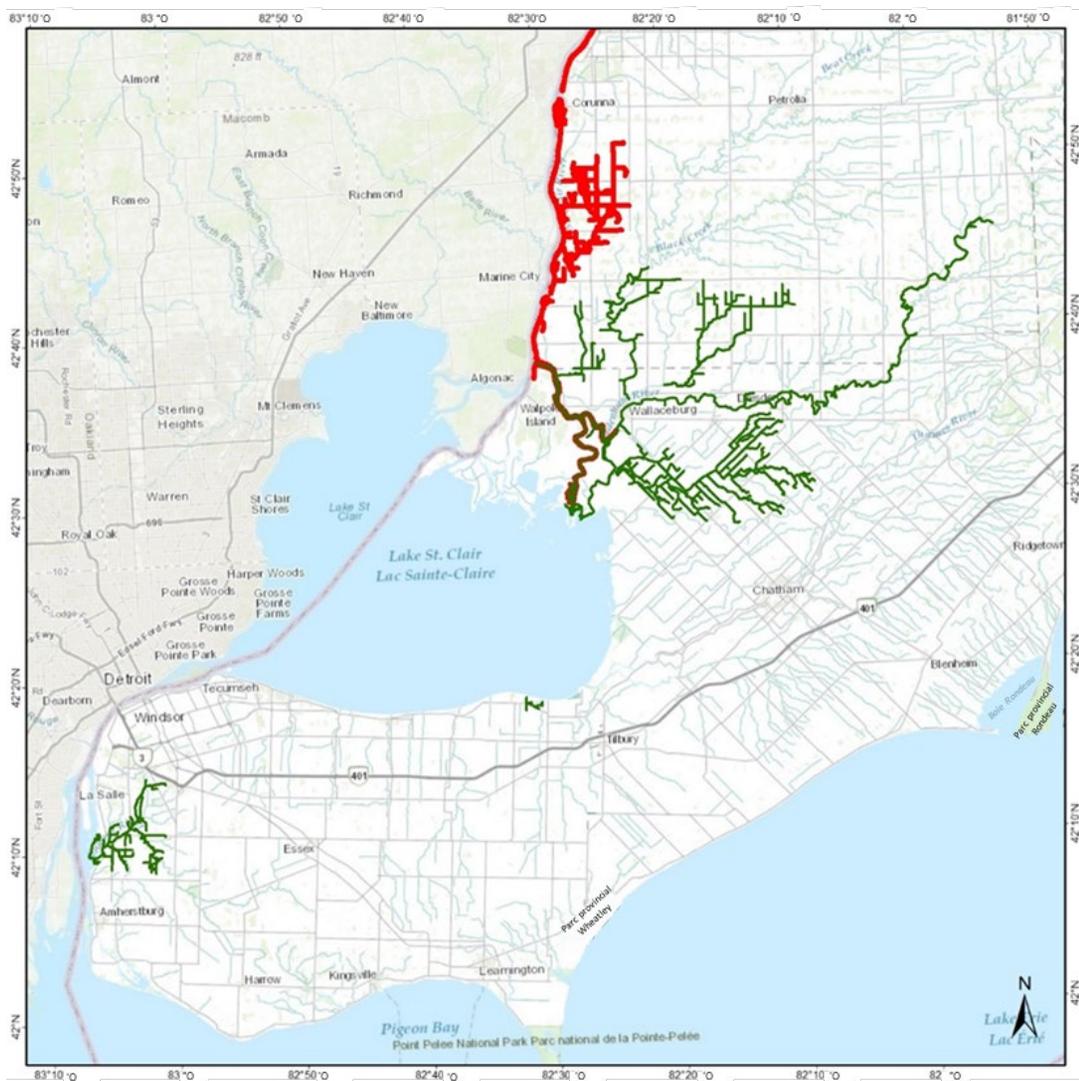


Figure A5.44. Répartition spatiale du petit-bec (1998 à 2017; lignes vertes) et des larves de lamproie marine (2011 à 2017; lignes rouges) dans la région des Grands Lacs de l'Ontario.

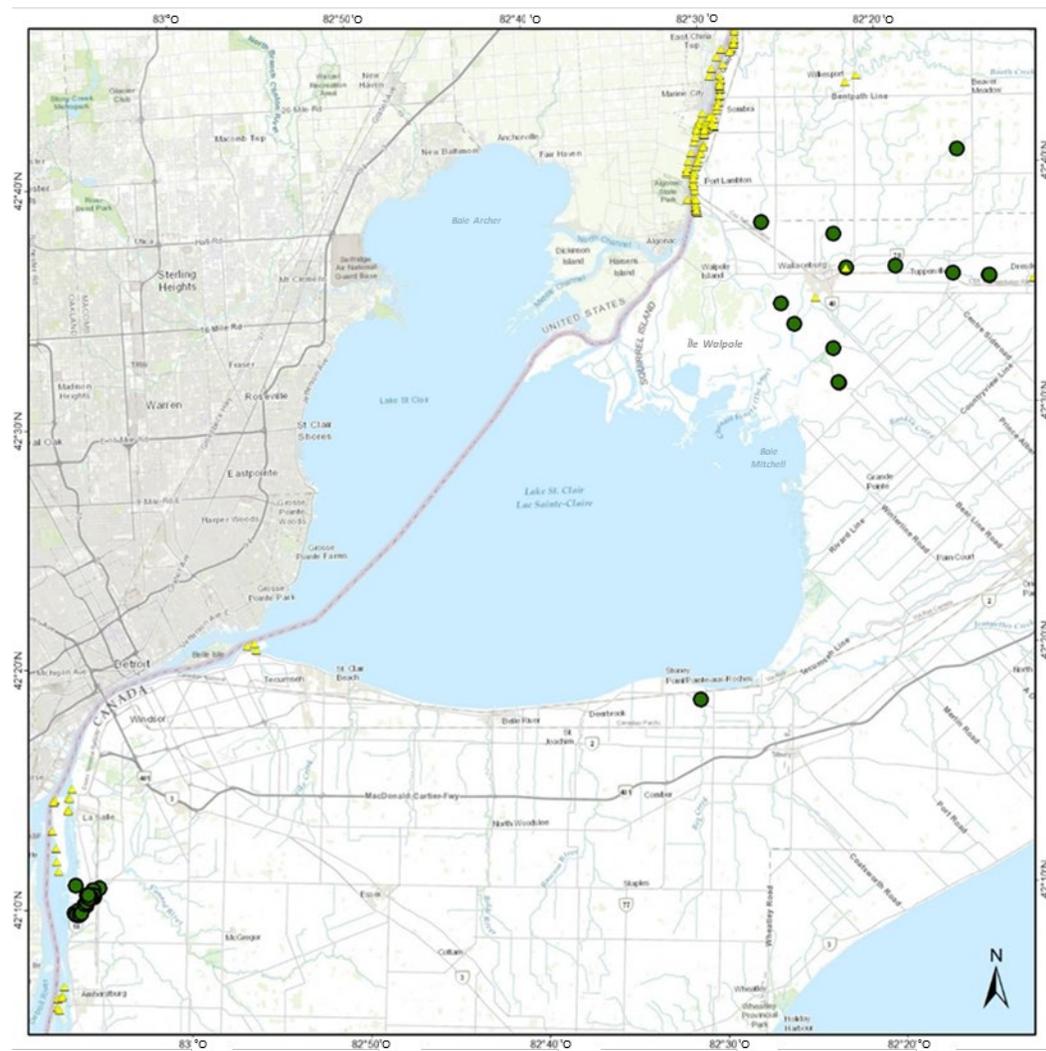


Figure A5.45. Répartition spatiale des enregistrements du petit-bec (1998 à 2017; cercles verts) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

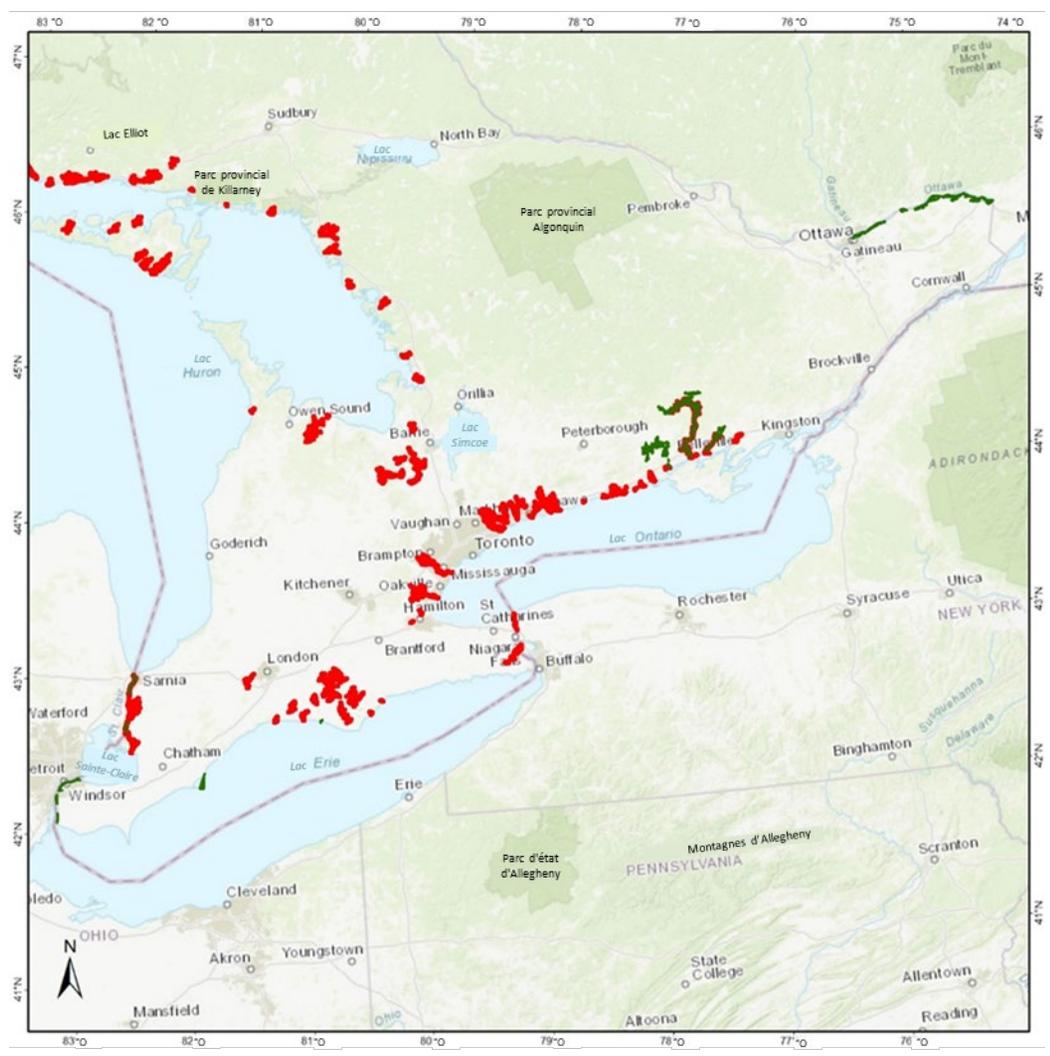


Figure A5.46. Répartition spatiale du fouille-roche gris (1998 à 2017; zone ombrée en vert) et des larves de lamproie marine (2011 à 2017; zone ombrée en rouge) dans la région des Grands Lacs de l'Ontario.

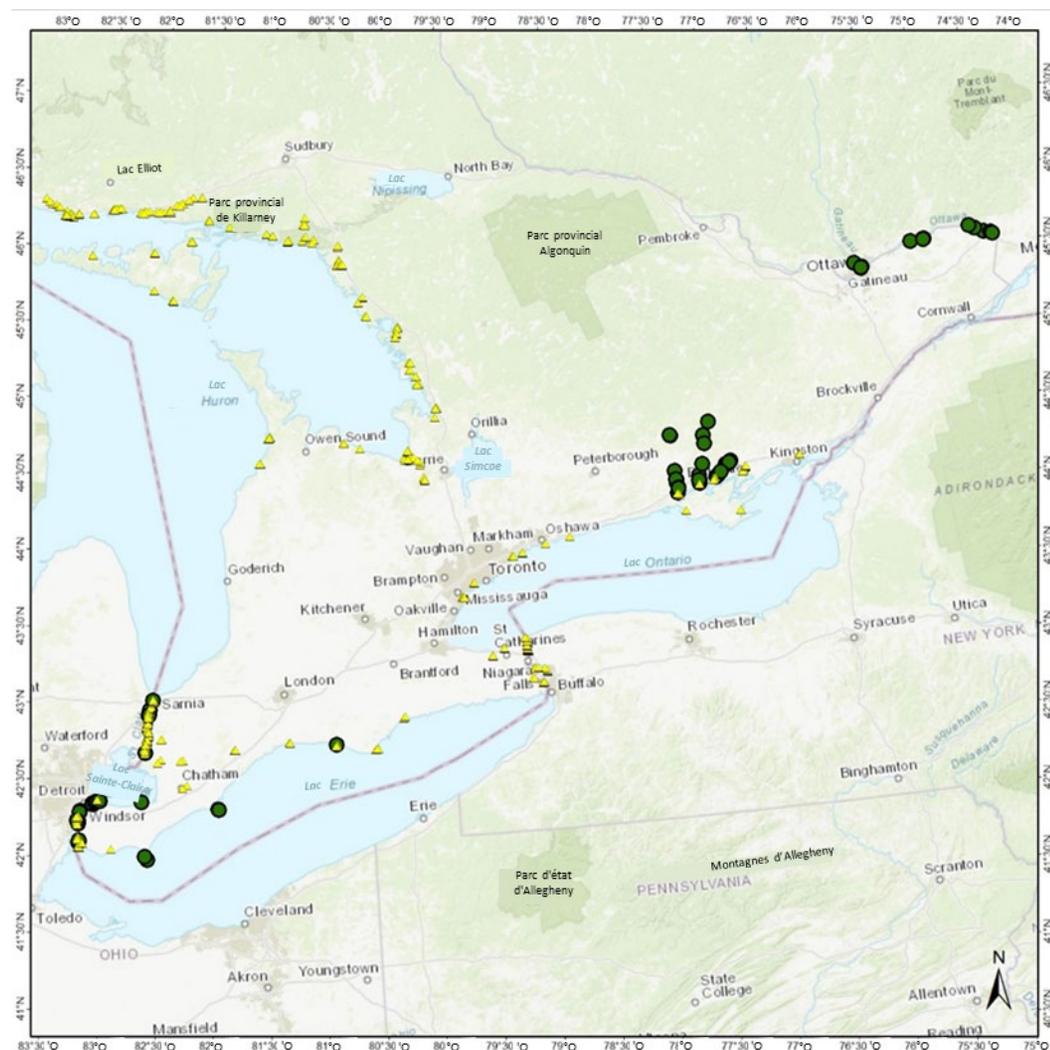


Figure A5.47. Répartition spatiale des enregistrements du fouille-roche gris (1998 à 2017; cercles verts) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

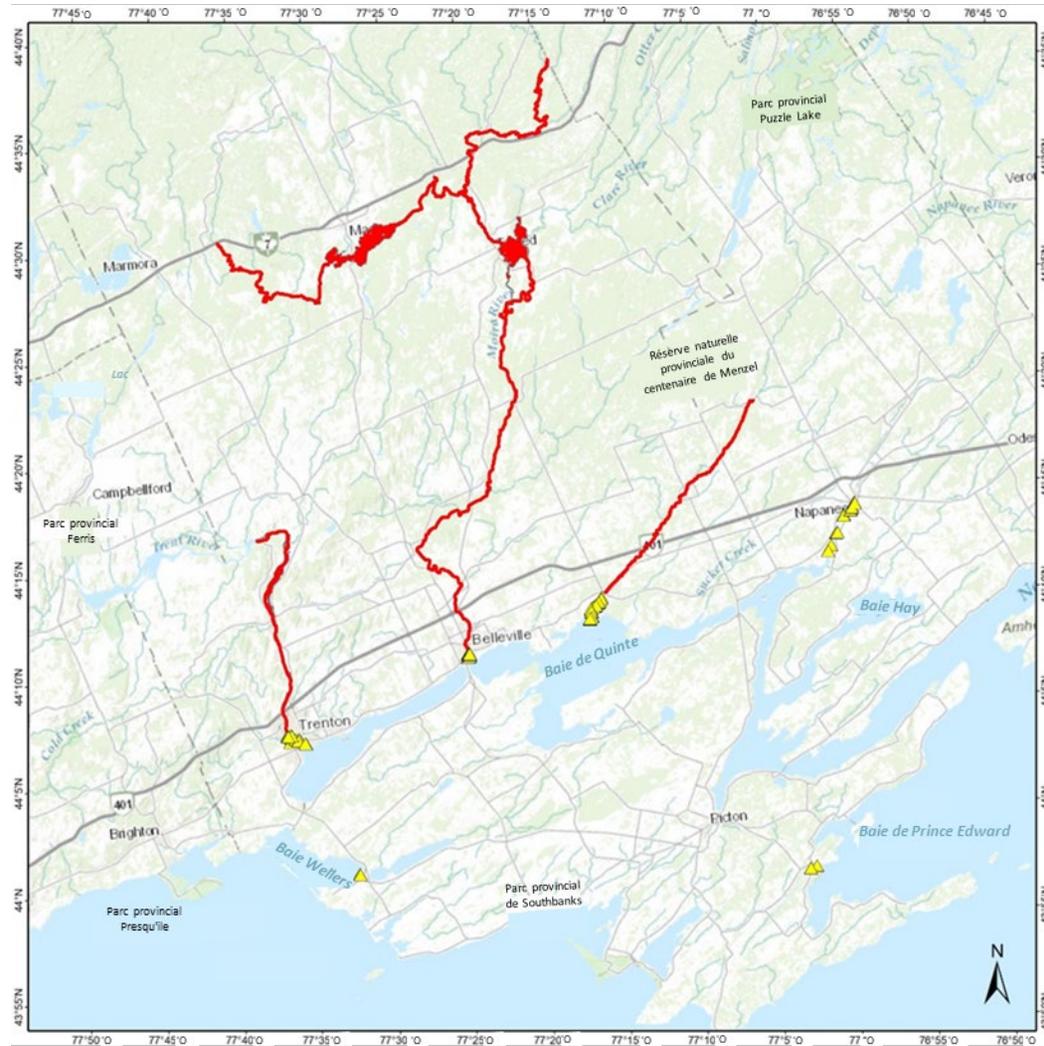


Figure A5.48. Répartition spatiale de l'habitat essentiel du fouille-roche gris (lignes rouges et zone ombrée) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

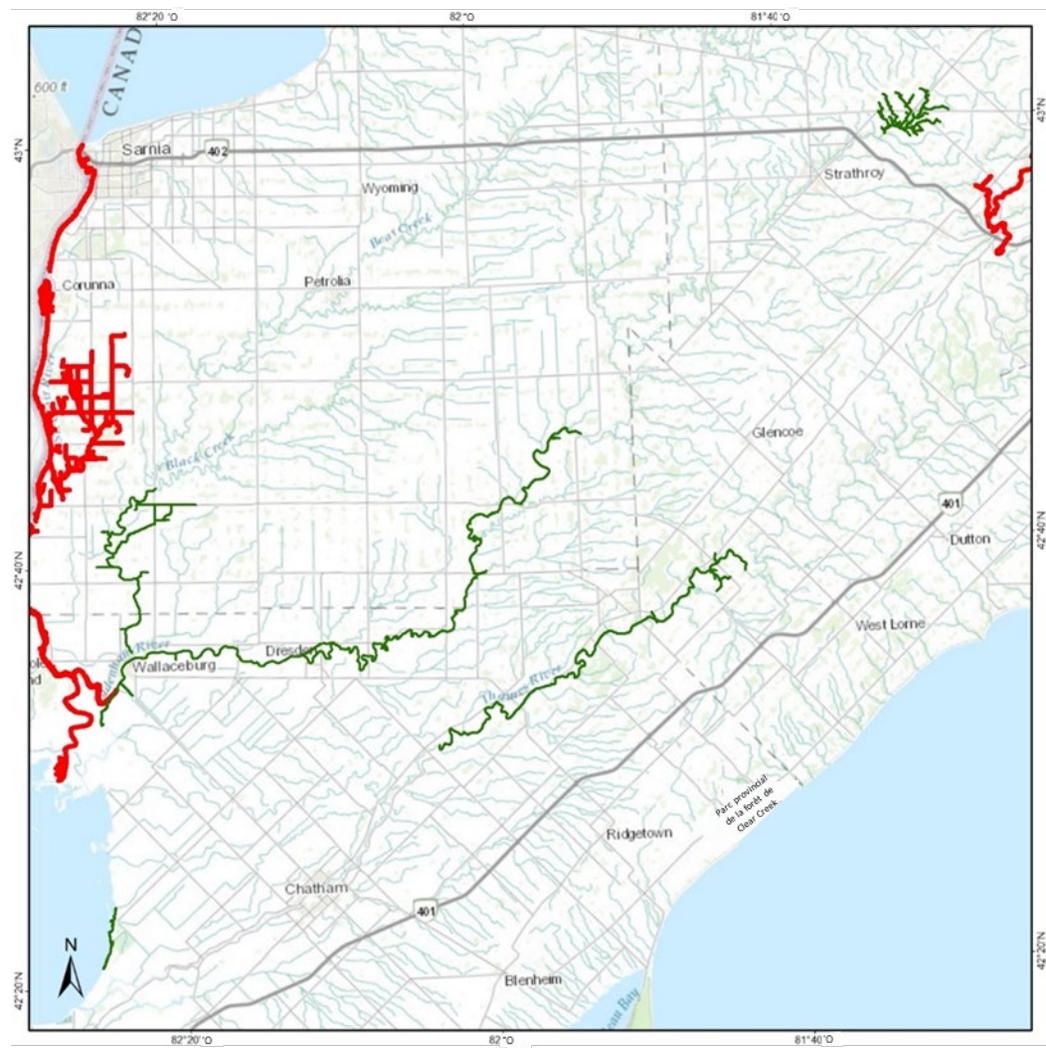


Figure A5.49. Répartition spatiale du dard de rivière (1998 à 2017; lignes vertes) et des larves de lamproie marine (2011 à 2017; lignes rouges) dans la région des Grands Lacs de l'Ontario.

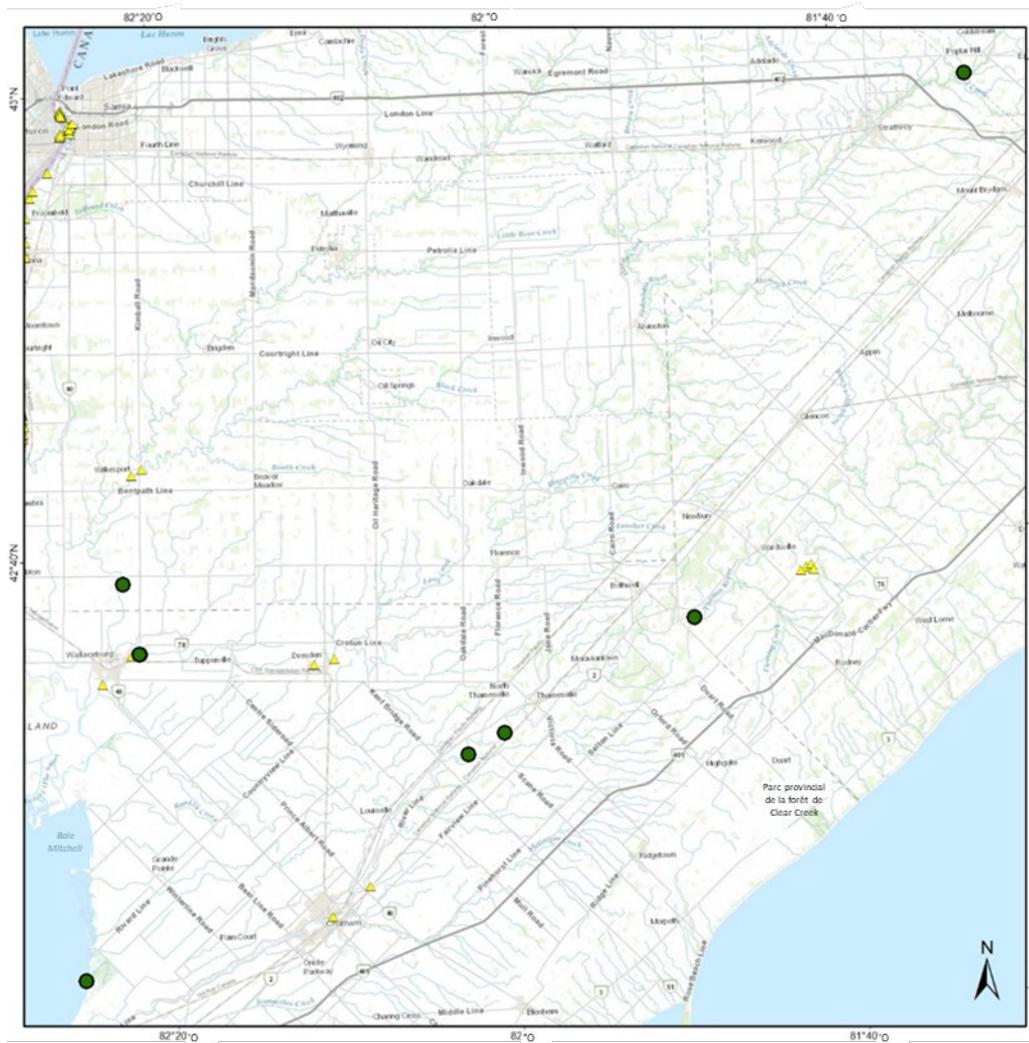


Figure A5.50. Répartition spatiale des enregistrements du dard de rivière (1998 à 2017; cercles verts) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

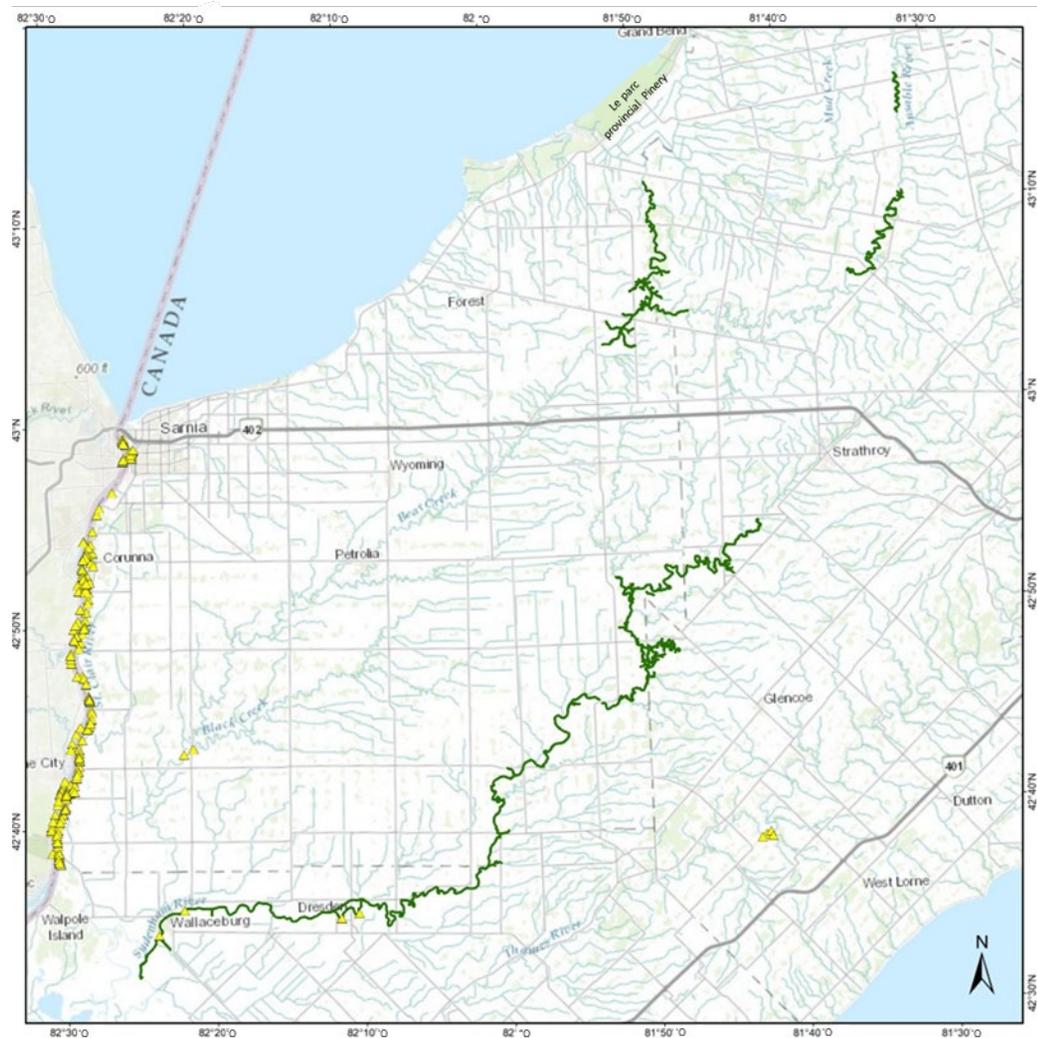


Figure A5.51. Répartition spatiale des enregistrements de l'épioblasme ventru (1998 à 2017; lignes vertes) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

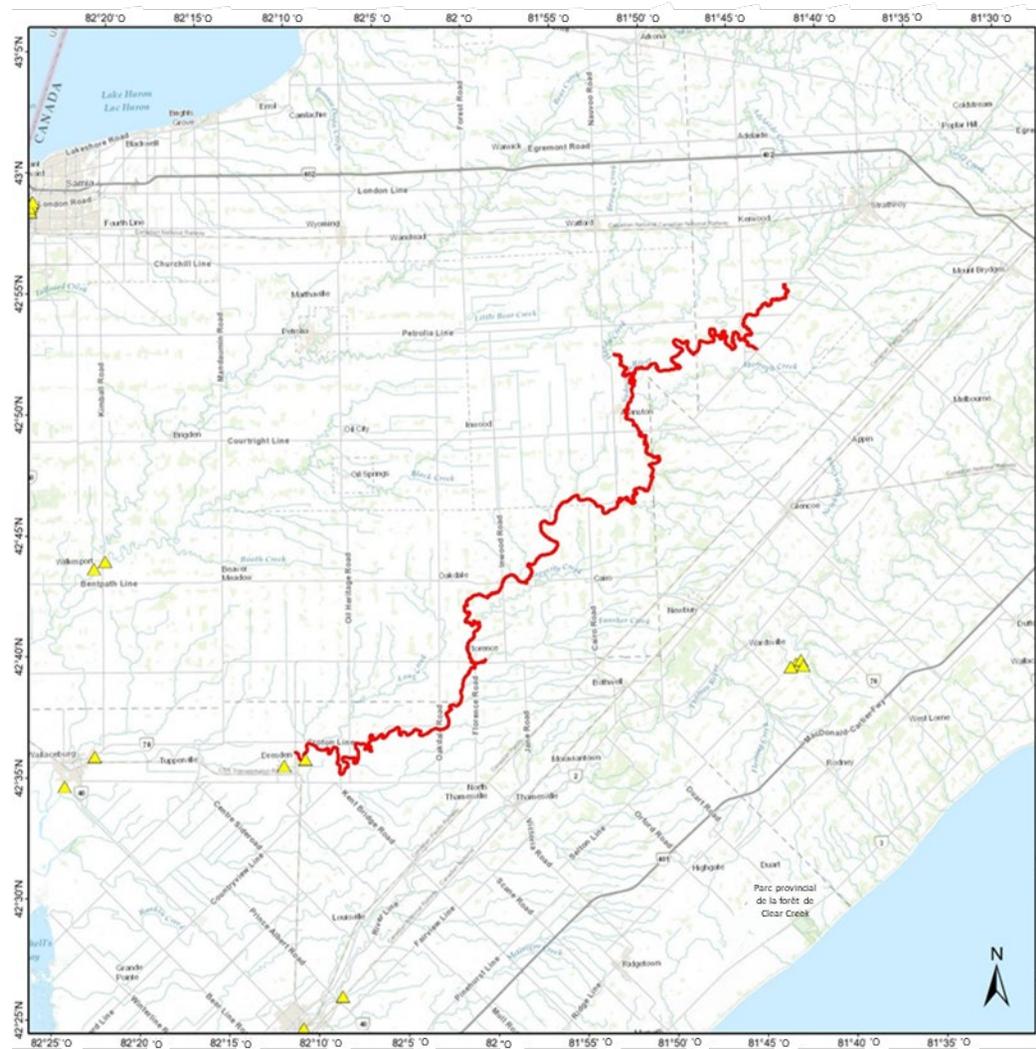


Figure A5.52. Répartition spatiale de l'habitat essentiel de l'épioblasme ventrue (proposé, lignes rouges) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

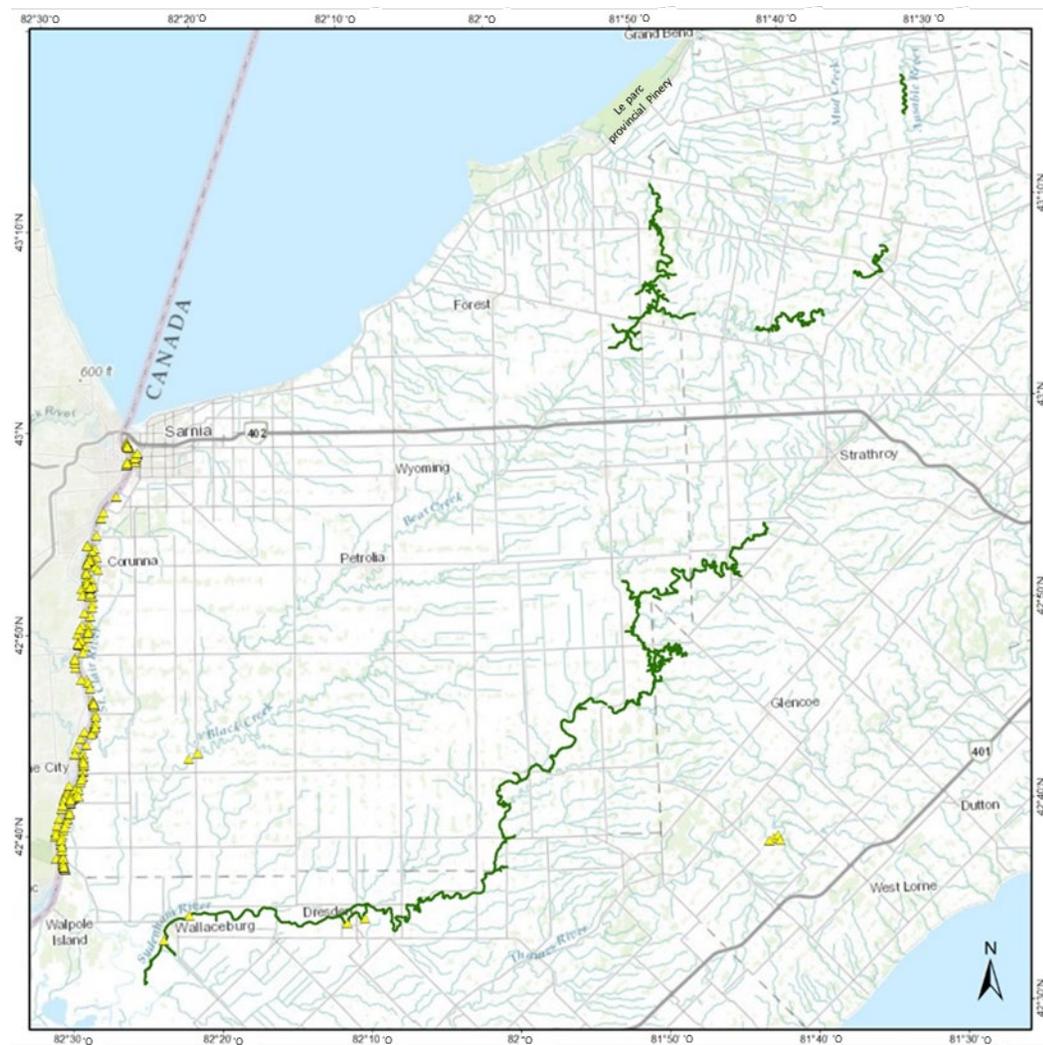


Figure A5.53. Répartition spatiale des enregistrements de l'épioblasme tricorne (1998 à 2017; lignes vertes) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

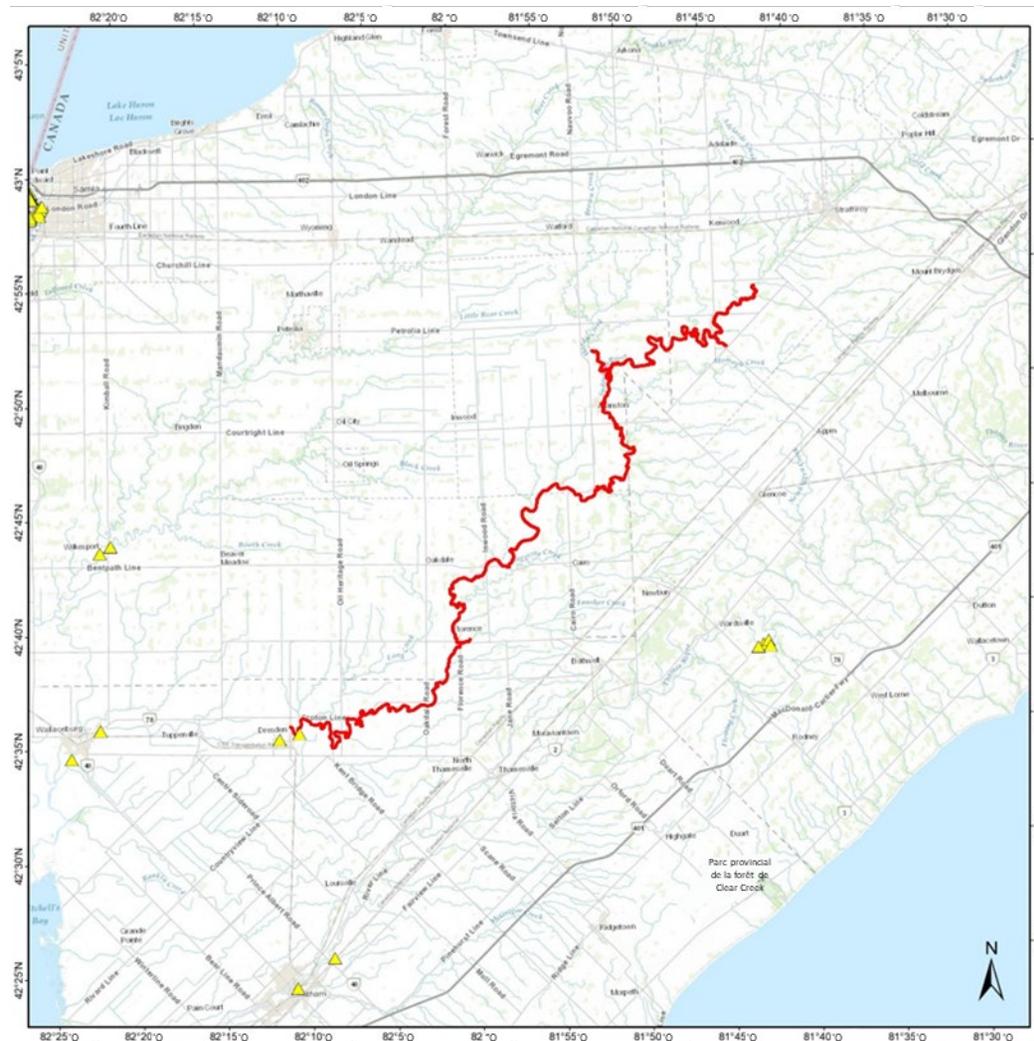


Figure A5.54. Répartition spatiale de l'habitat essentiel de l'épioblasme tricorne (proposé, lignes rouges et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

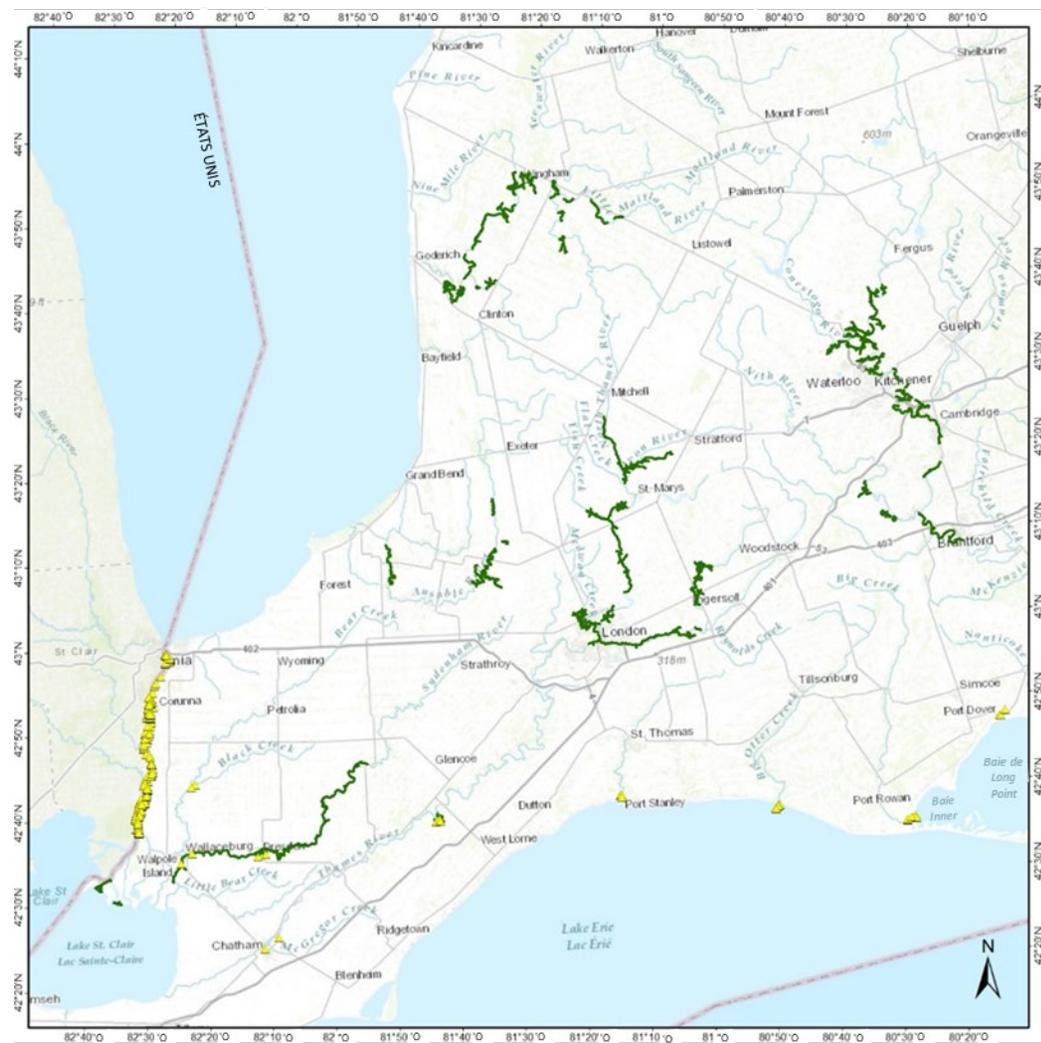


Figure A5.55. Répartition spatiale des enregistrements de la lamproscie fasciolée (1998 à 2017; lignes vertes et zone ombrée) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

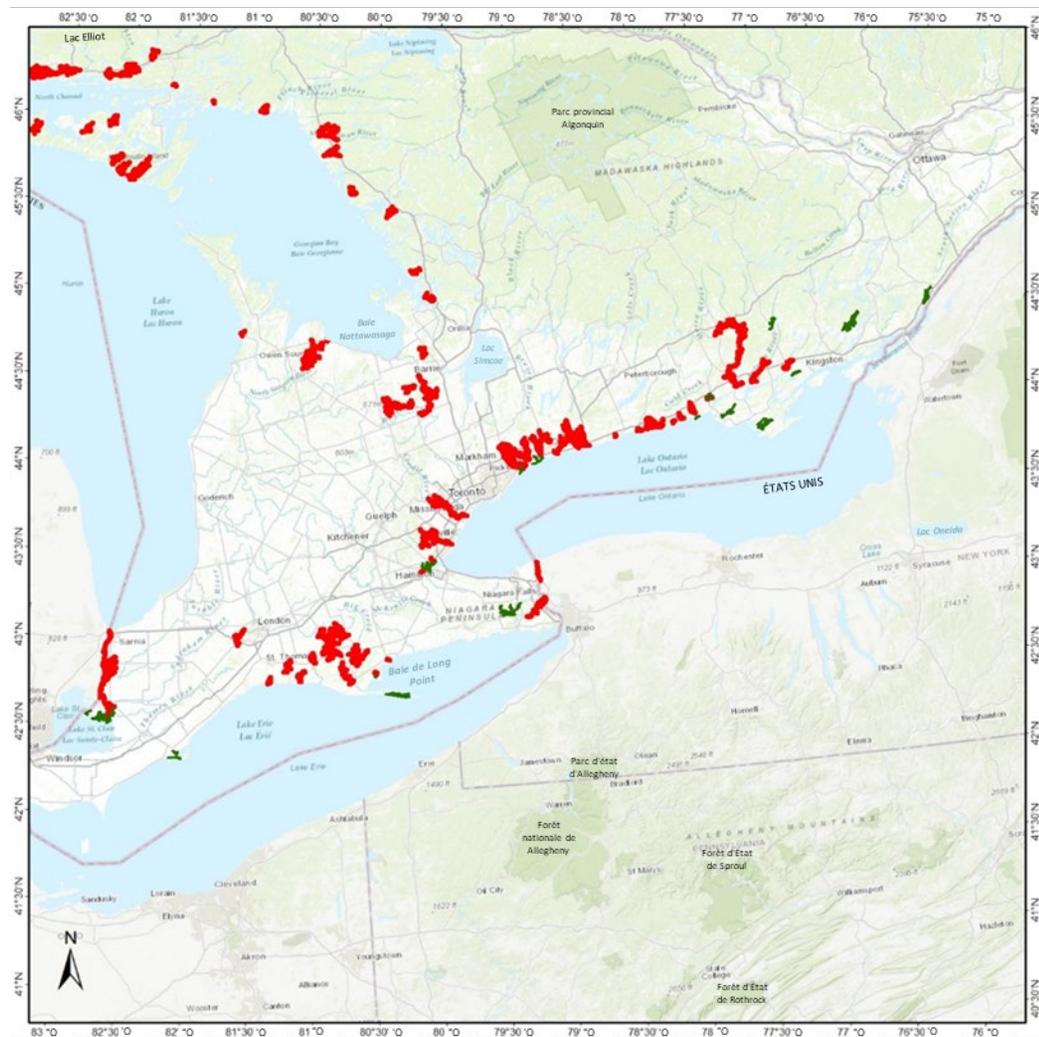


Figure A5.56. Répartition spatiale de la ligumie pointue (1998 à 2017; zone ombrée en vert) et des larves de lamproie marine (2011 à 2017; zone ombrée en rouge) dans la région des Grands Lacs de l'Ontario.

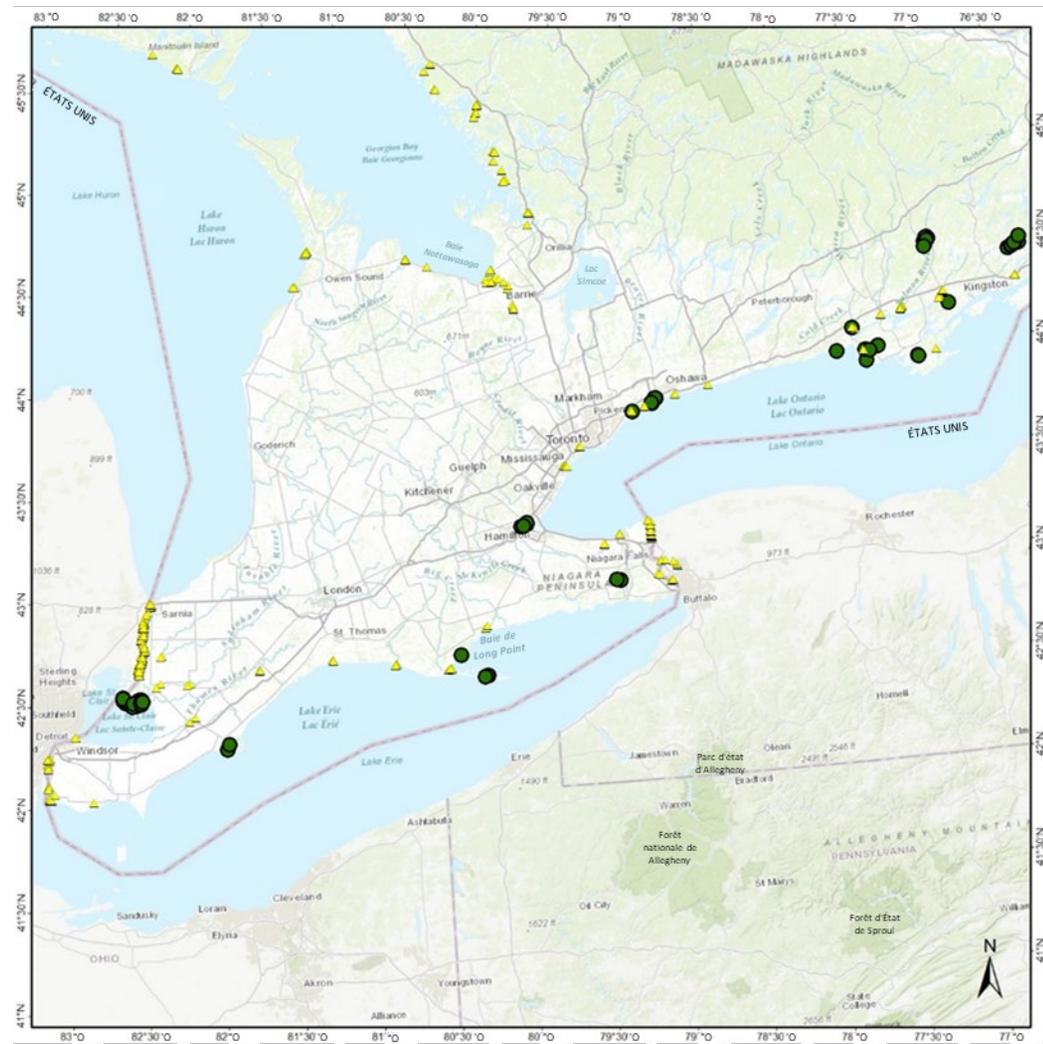


Figure A5.57. Répartition spatiale des enregistrements de la ligumie pointue (1998 à 2017; cercles verts) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

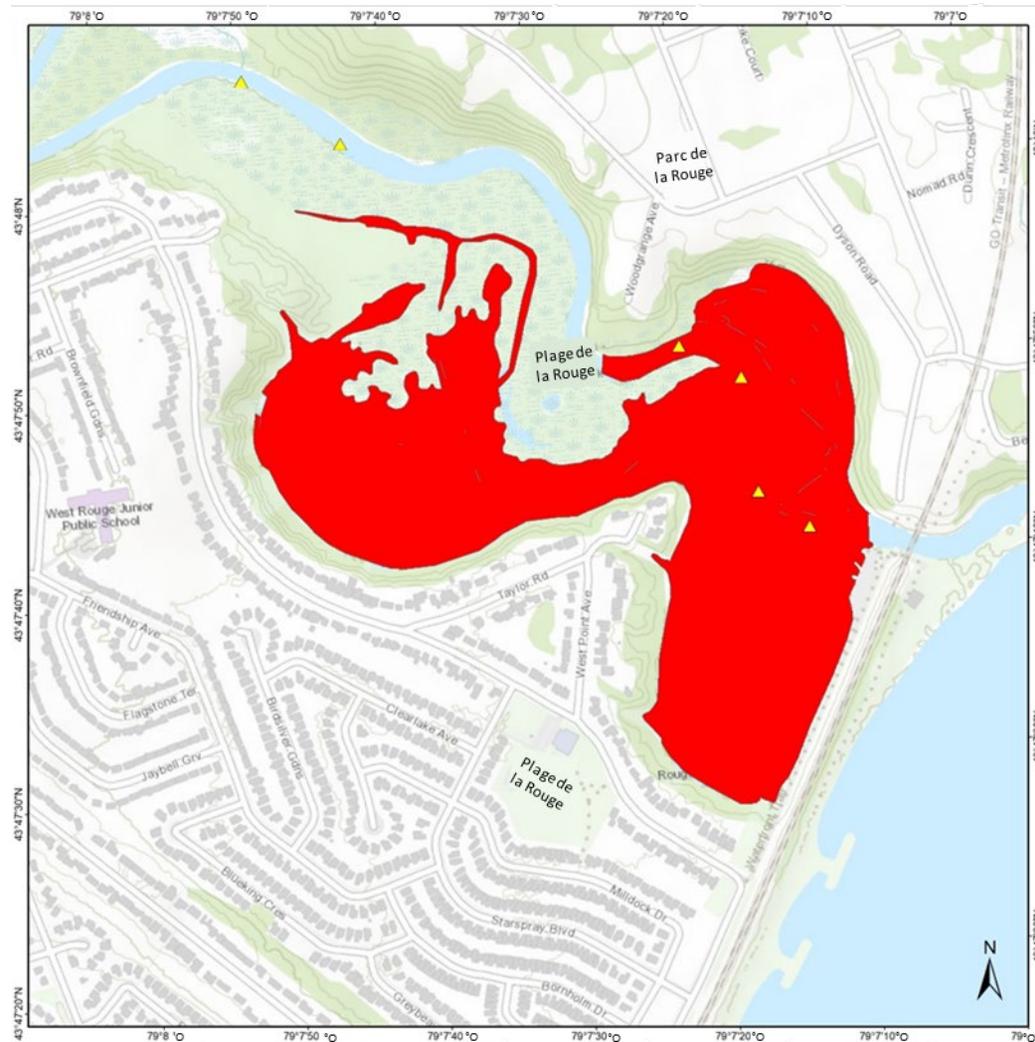


Figure A5.58. Répartition spatiale de l'habitat essentiel de la ligumie pointue (proposé, zone ombrée en rouge) dans la rivière Rouge, en Ontario, et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes). Comme la ligumie pointue a été déclassée au statut d'espèce préoccupante à l'Annexe 1 de la LEP en août 2019, elle n'a plus d'habitat essentiel.

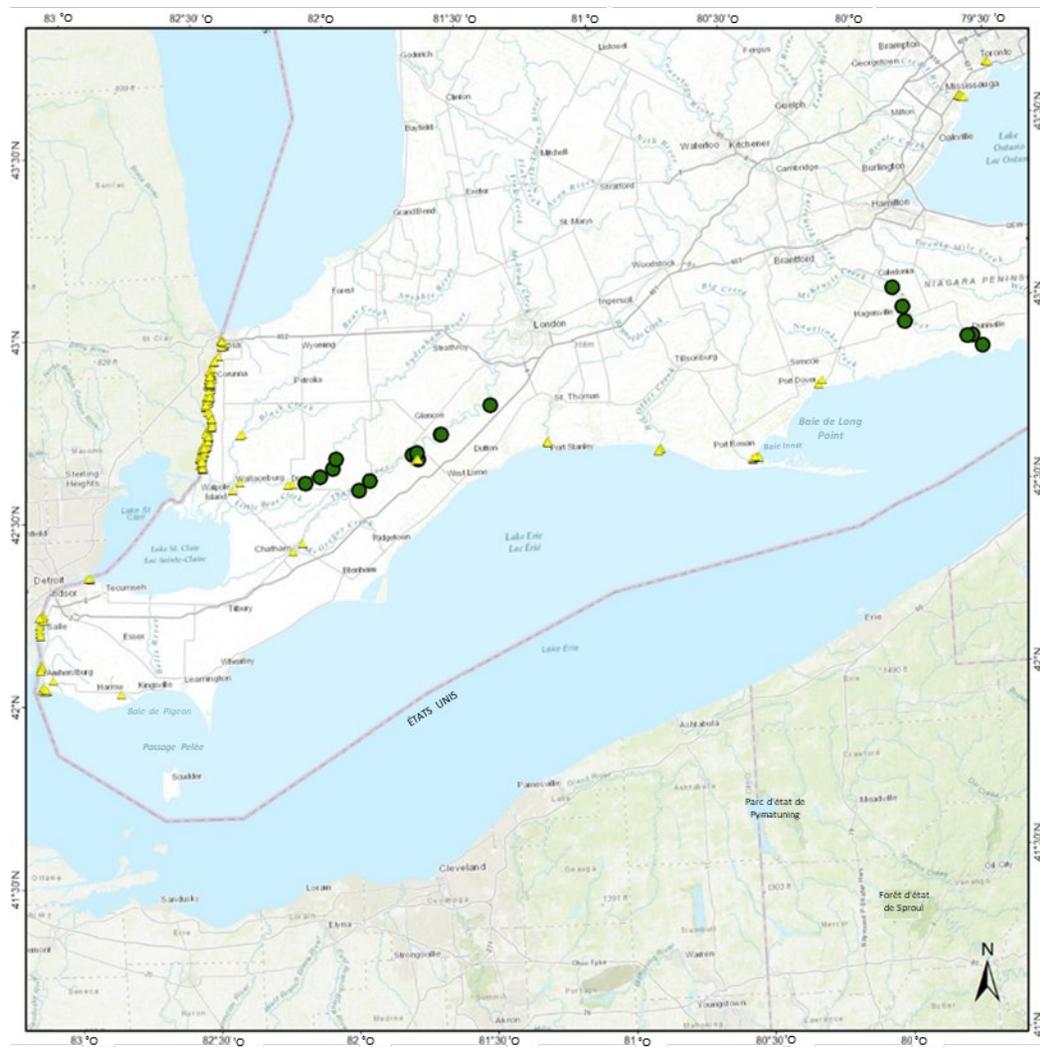


Figure A5.59. Répartition spatiale des enregistrements d'oblique à trois cornes (1998 à 2017; cercles verts) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

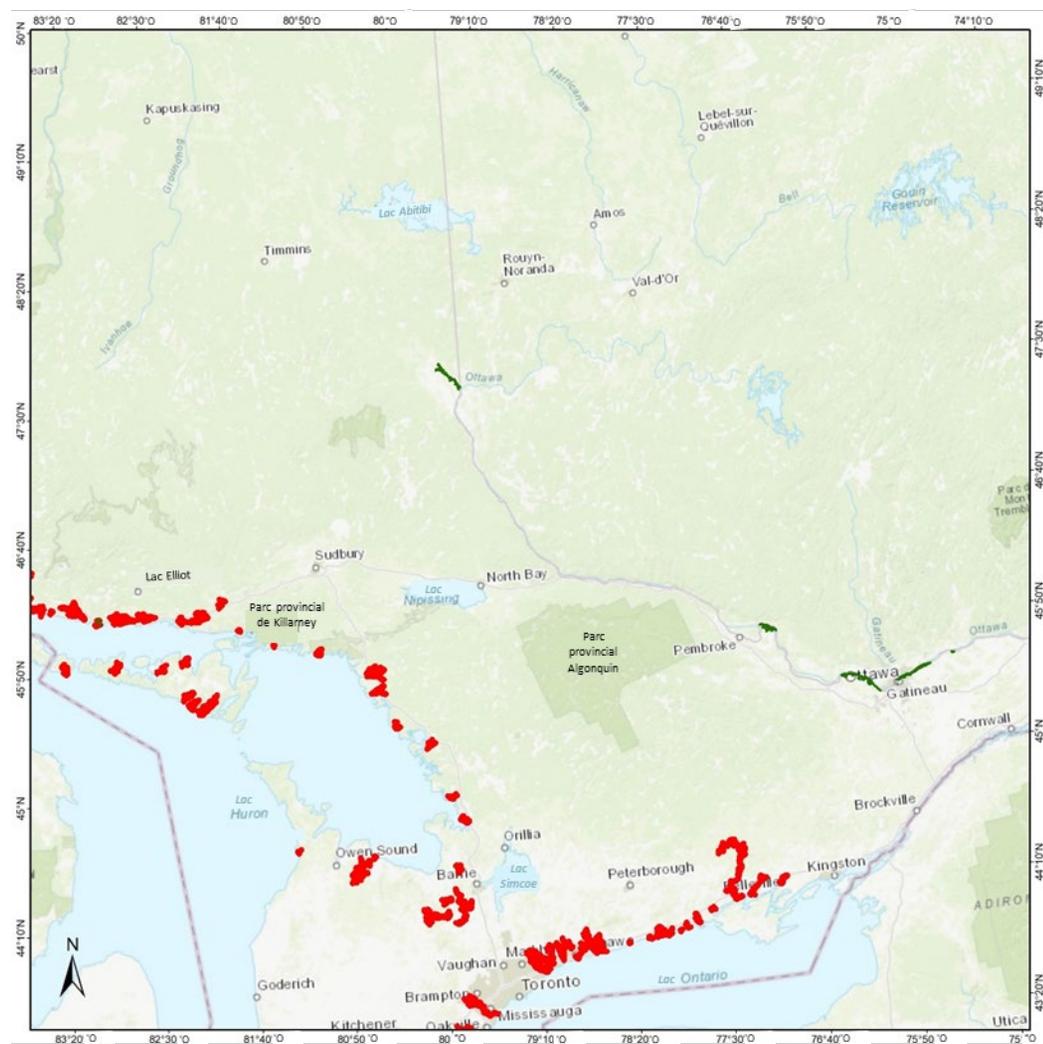


Figure A5.60. Répartition spatiale de l'obovarie olivâtre (1998 à 2017; zone ombrée en vert) et des larves de lamproie marine (2011 à 2017; zone ombrée en rouge) dans la région des Grands Lacs de l'Ontario.

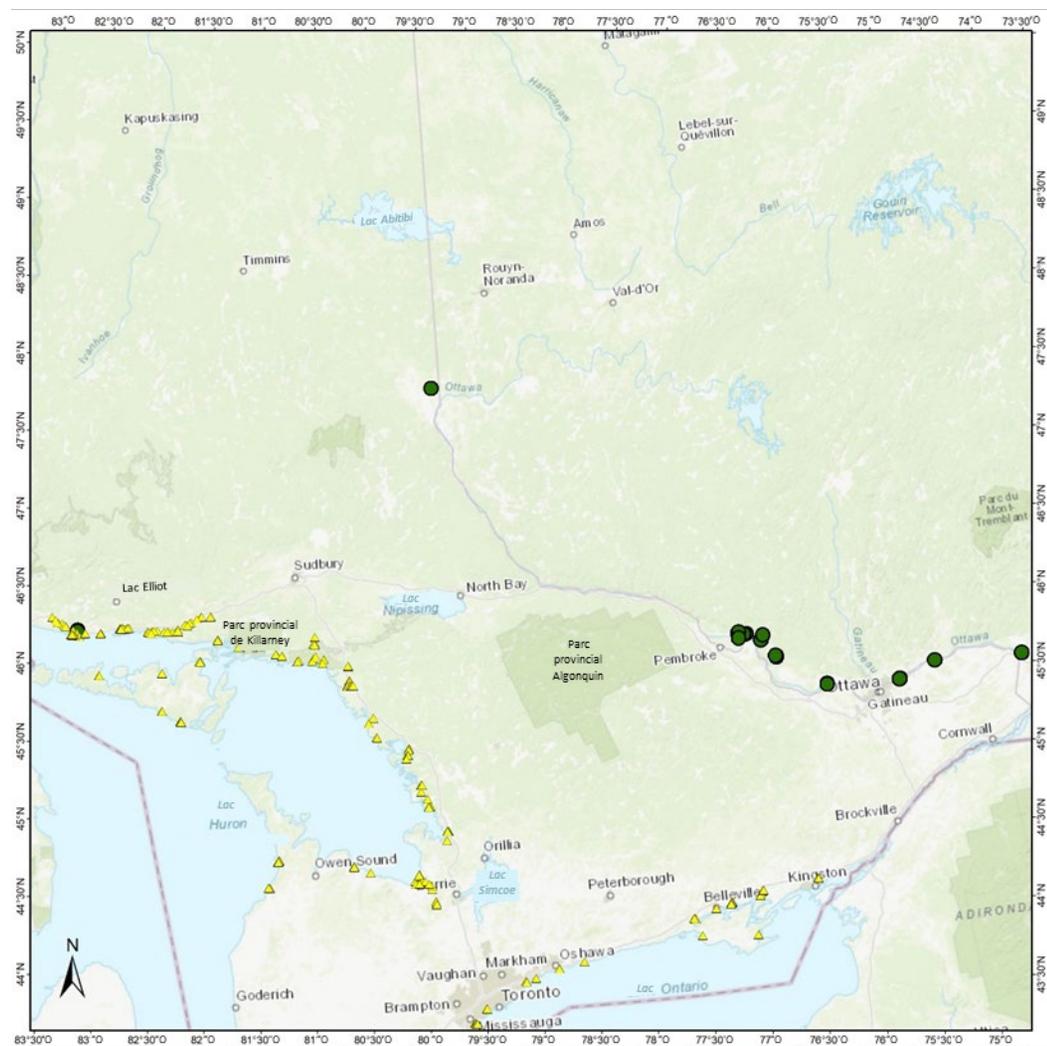


Figure A5.61. Répartition spatiale des enregistrements de l'obovarie olivâtre (1998 à 2017; cercles verts) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.



Figure A5.62. Répartition spatiale de l'obovarie ronde (1998 à 2017; lignes vertes) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

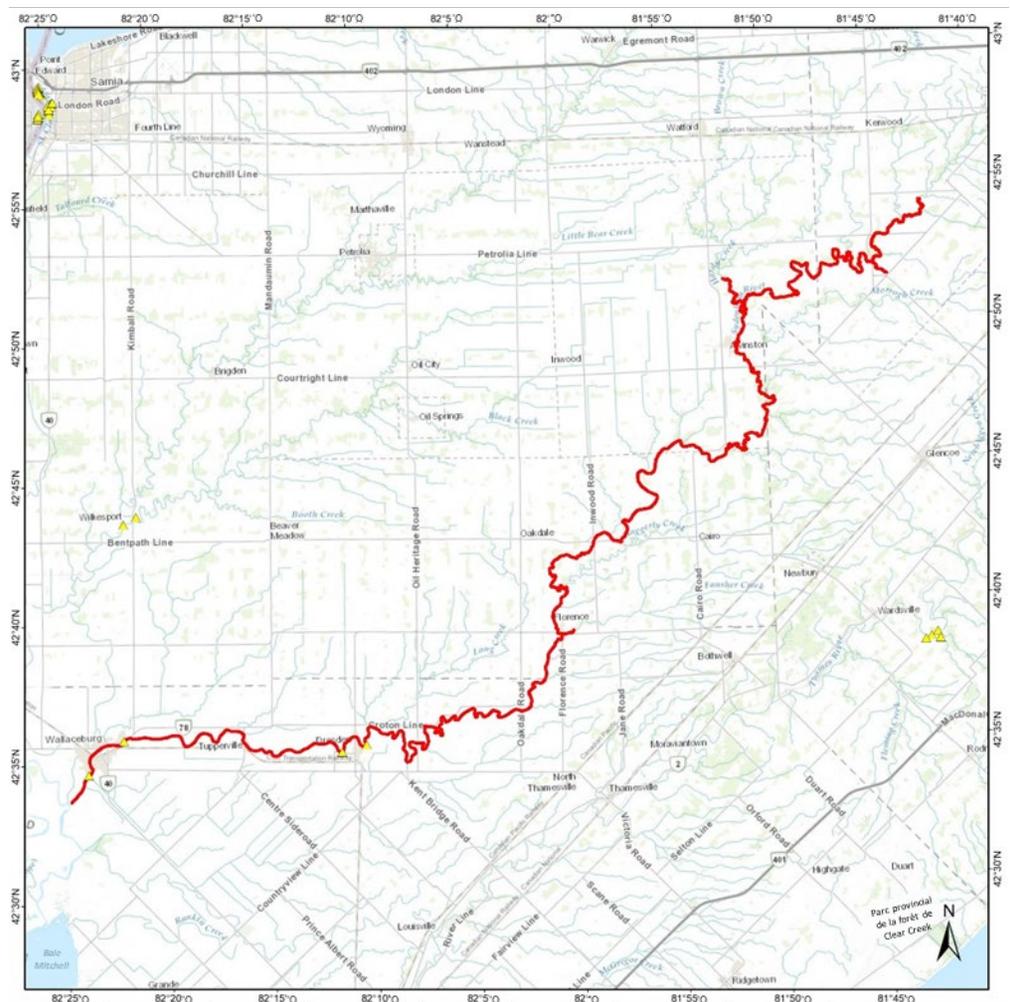


Figure A5.63. Répartition spatiale de l'habitat essentiel de l'obovarie ronde (lignes rouge) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

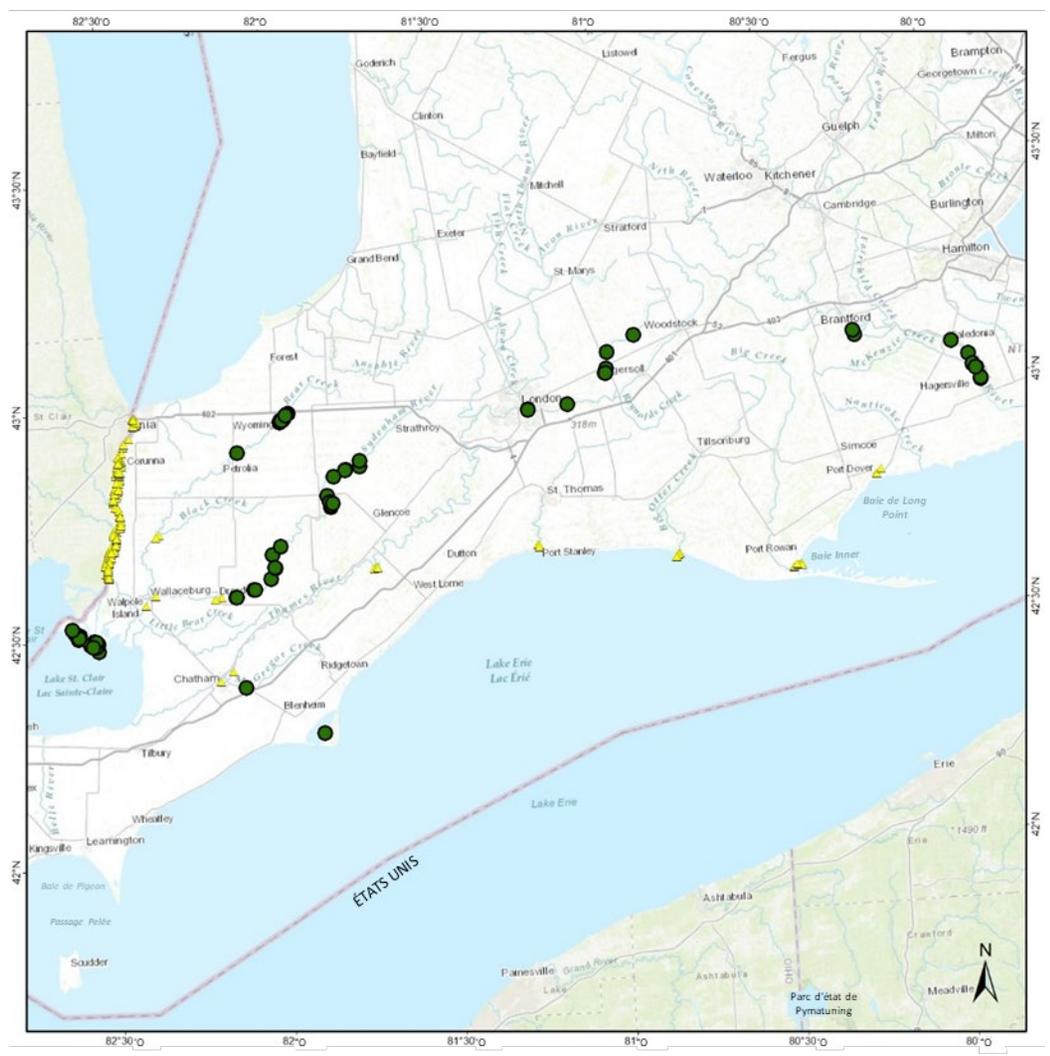


Figure A5.64. Répartition spatiale des enregistrements de la pleurobème écarlate (1998 à 2017; cercles verts) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

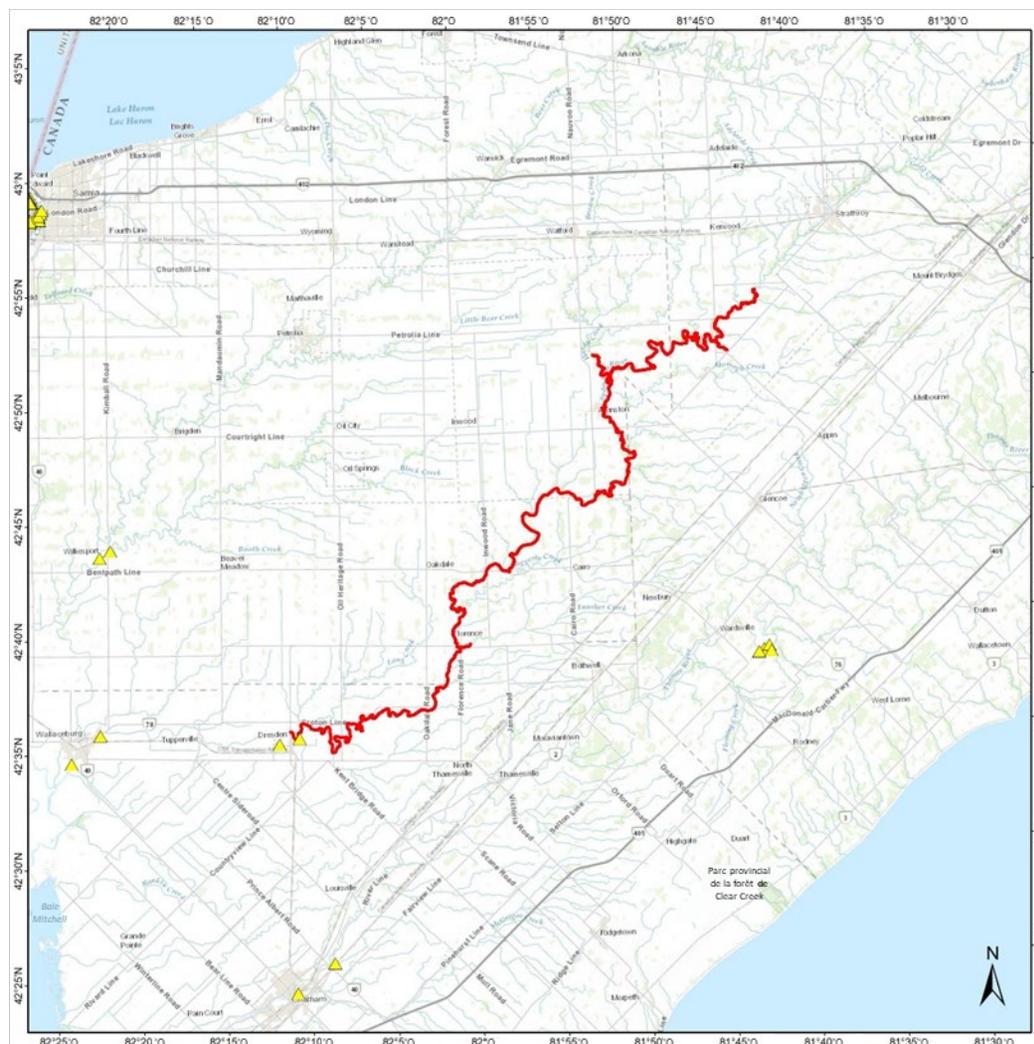


Figure A5.65. Répartition spatiale de l'habitat essentiel de la pleurobème écarlate (proposé, lignes rouges) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

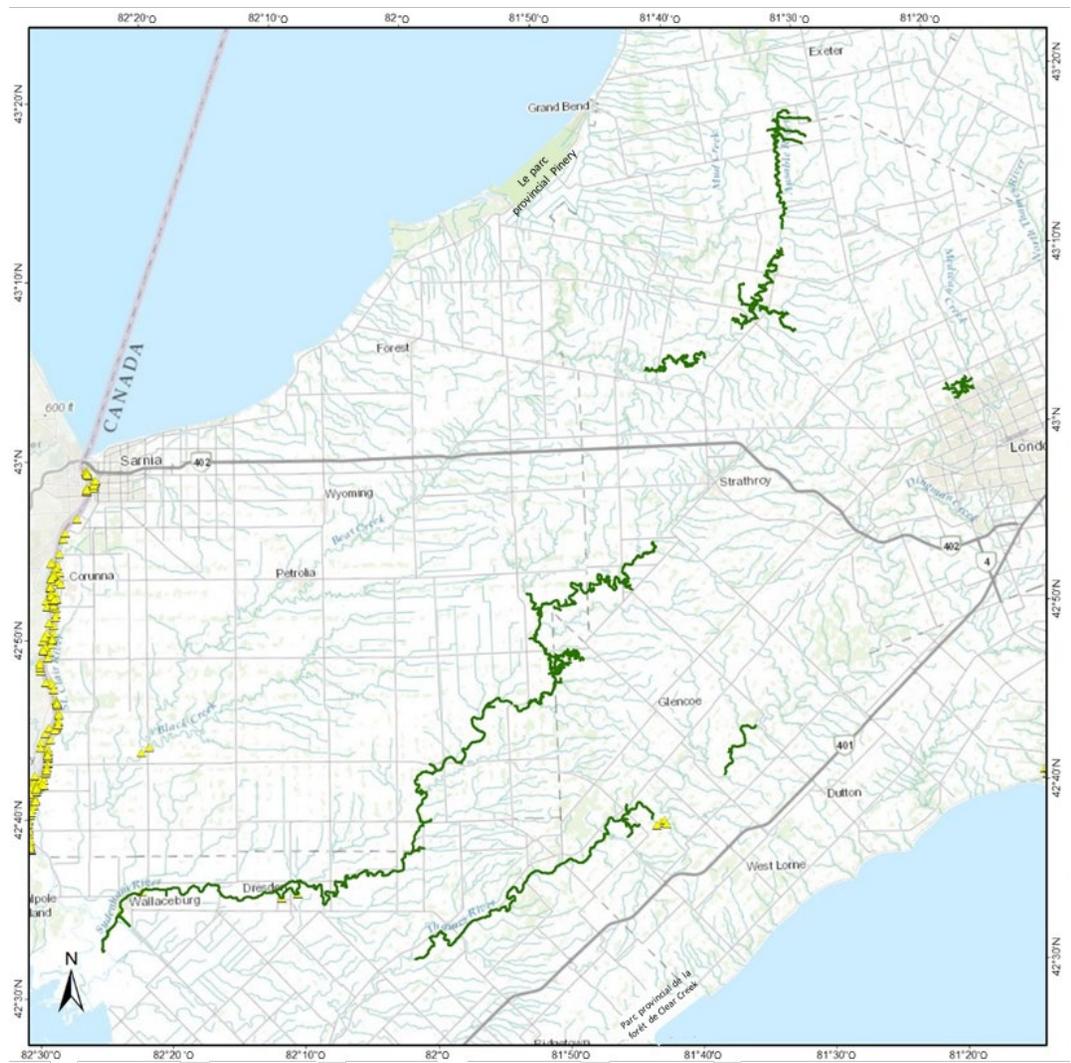


Figure A5.66. Répartition spatiale des enregistrements du ptychobranche réniforme (1998 à 2017; lignes vertes) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

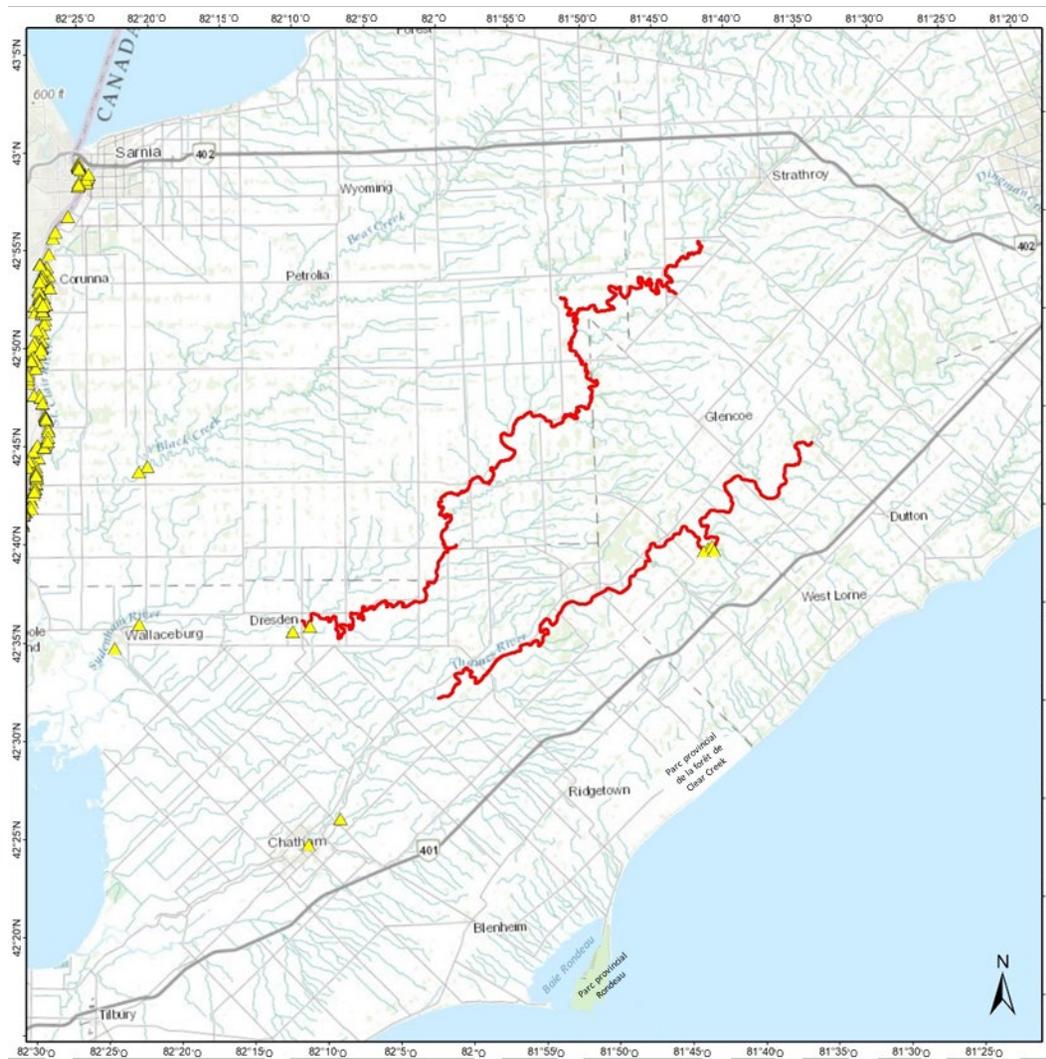


Figure A5.67. Répartition spatiale de l'habitat essentiel du ptychobranche réniforme (lignes rouges) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

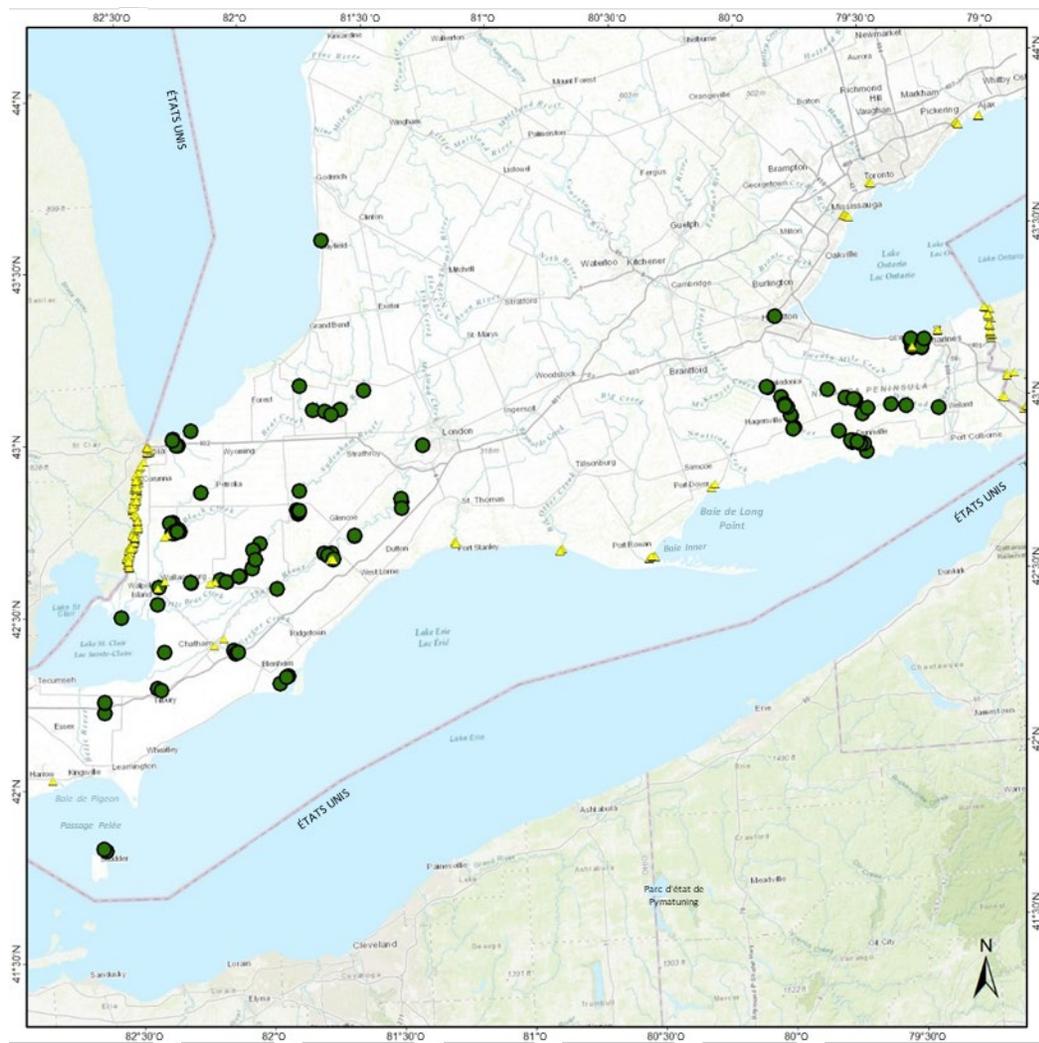


Figure A5.68. Répartition spatiale des enregistrements de la mouette feuille d'érable (1998 à 2017; cercles verts) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

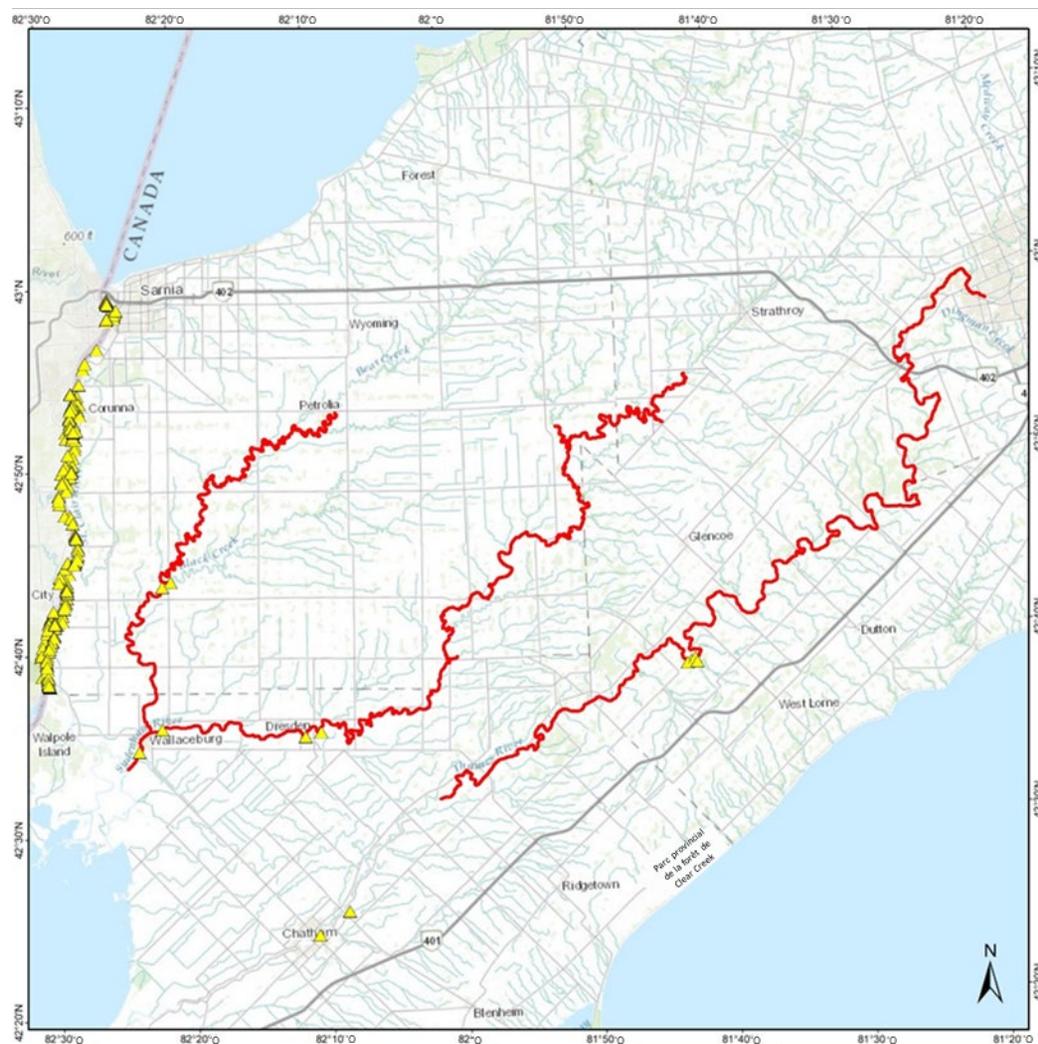


Figure A5.69. Répartition spatiale de l'habitat essentiel (proposé, lignes rouges) de la mulette feuille d'érable dans les rivières Sydenham et Thames, en Ontario, et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes). Comme la mulette feuille d'érable a été déclassée au statut d'espèce préoccupante à l'Annexe 1 de la LEP en août 2019, elle n'a plus d'habitat essentiel.

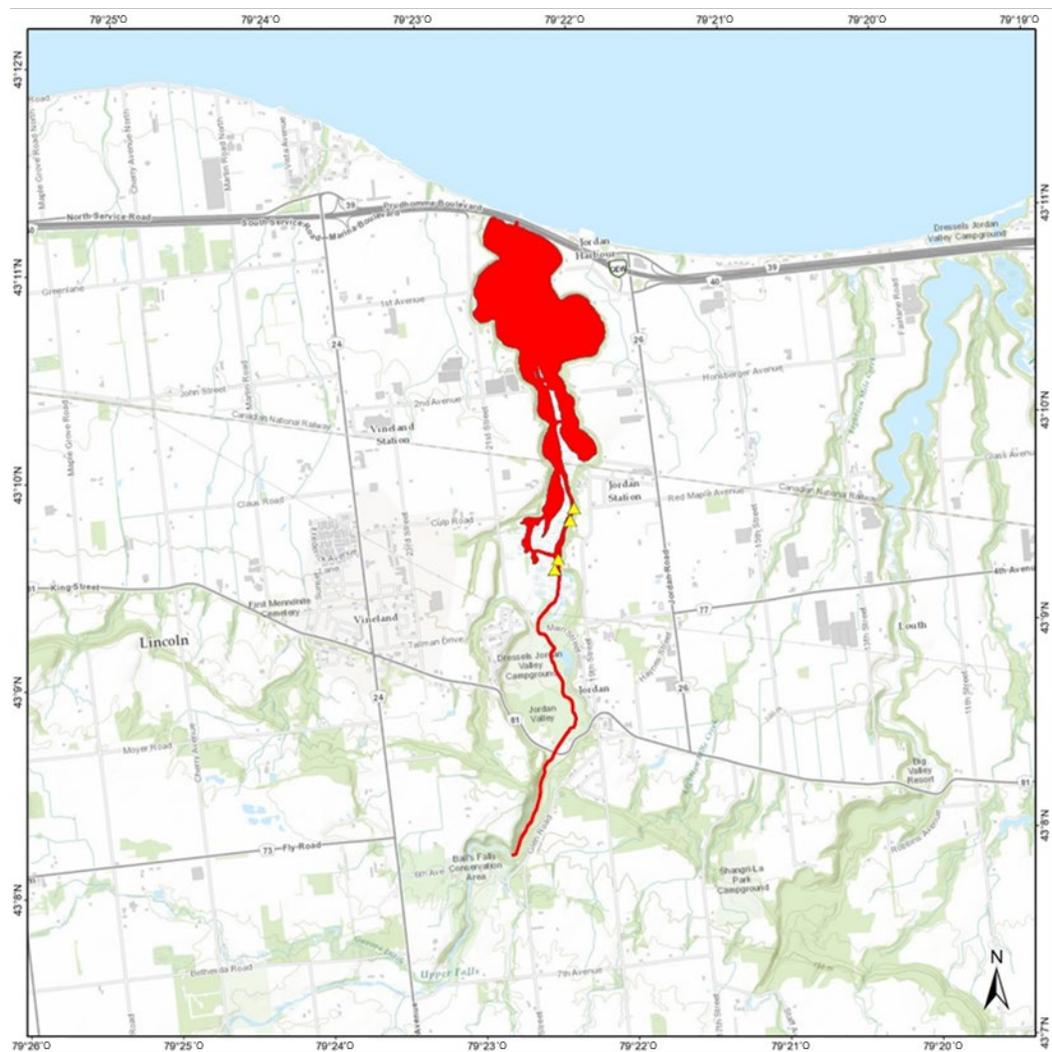


Figure A5.70. Répartition spatiale de l'habitat essentiel (proposé, zone ombrée en rouge) de la muette feuille d'érable dans le port de Jordan et le ruisseau Twenty Mile, en Ontario, et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes). Comme la muette feuille d'érable a été déclassée au statut d'espèce préoccupante à l'Annexe 1 de la LEP en août 2019, elle n'a plus d'habitat essentiel.

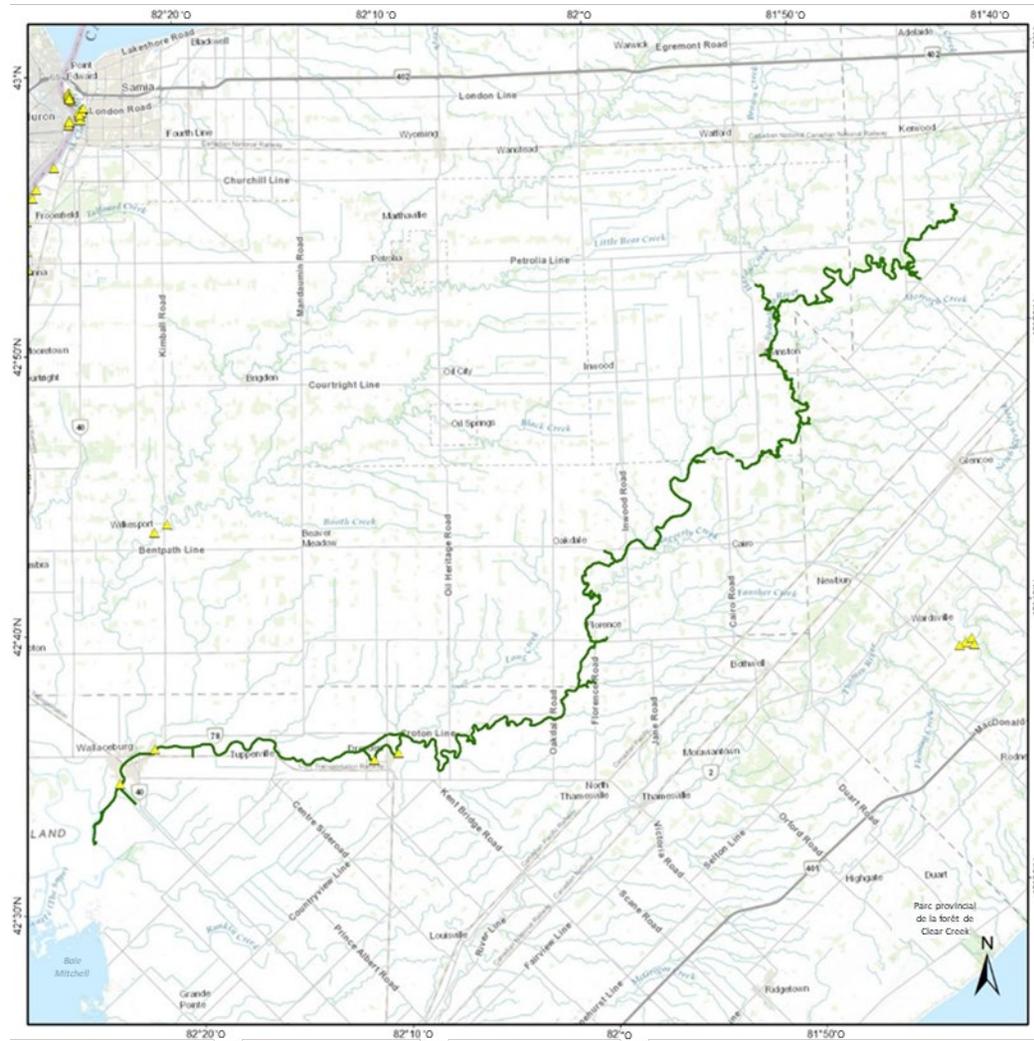


Figure A5.71. Répartition spatiale de la muette du necture (1998 à 2017; lignes vertes) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

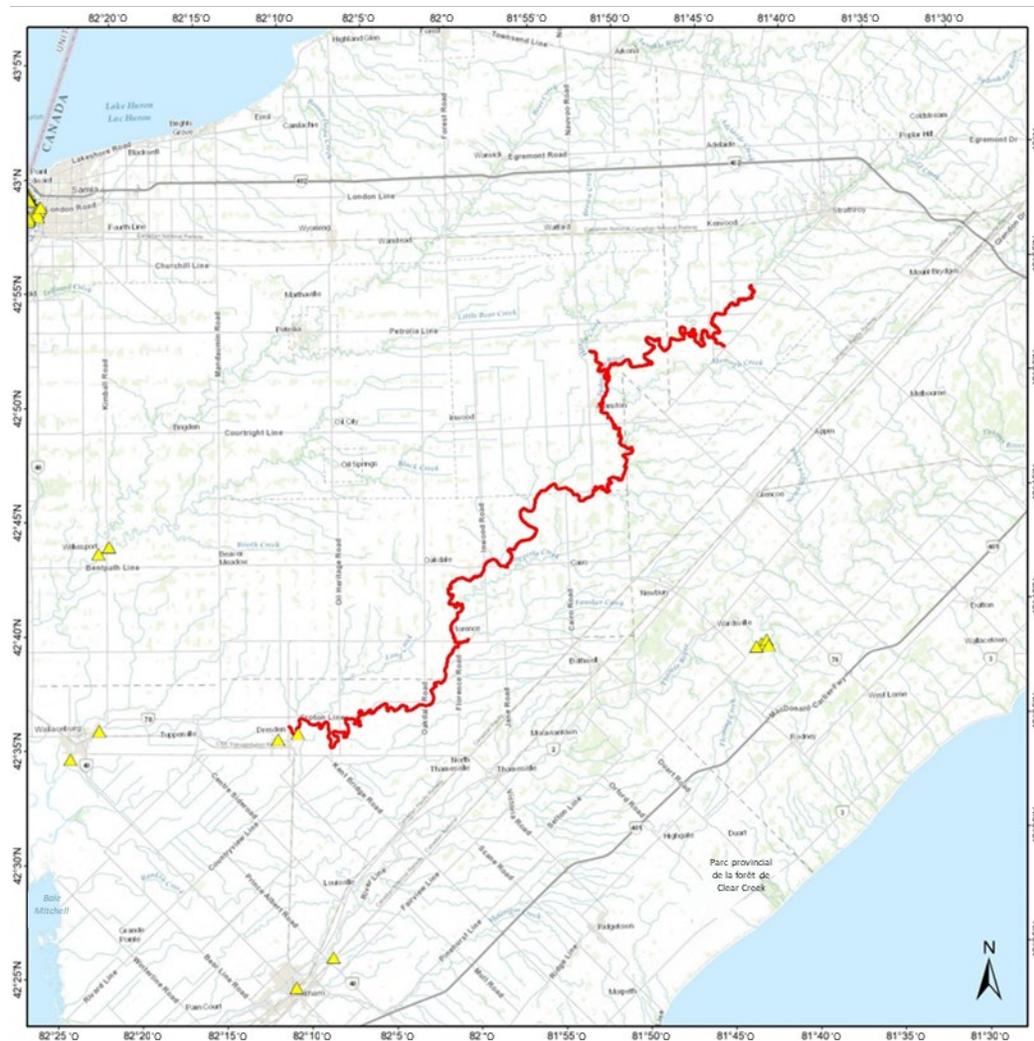


Figure A5.72. Répartition spatiale de l'habitat essentiel de la mulette du necture (proposé, lignes rouges) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

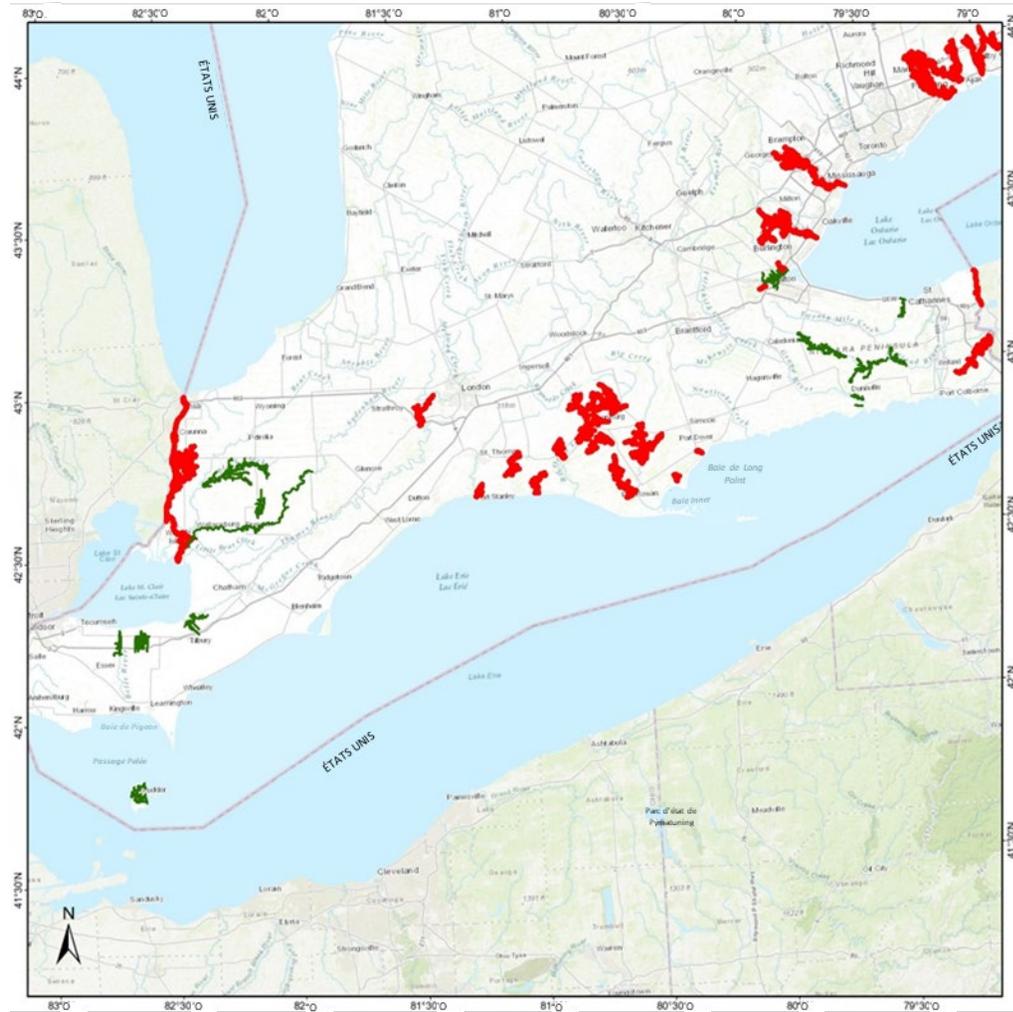


Figure A5.73. Répartition spatiale du toxolasme nain (1998 à 2017; zone ombrée en vert) et des larves de lamproie marine (2011 à 2017; zone ombrée en rouge) dans la région des Grands Lacs de l'Ontario.

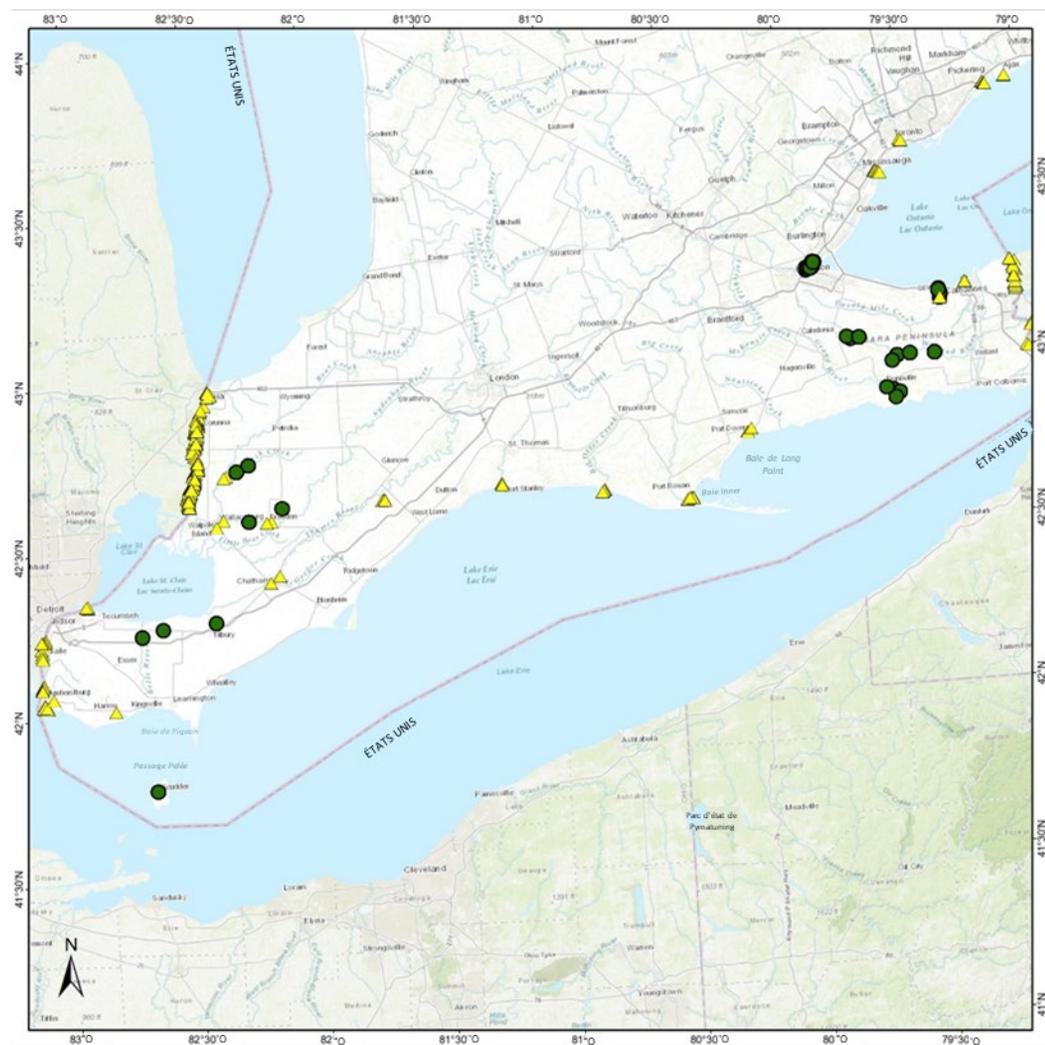


Figure A5.74. Répartition spatiale des enregistrements du toxolasme nain (1998 à 2017; cercles verts) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

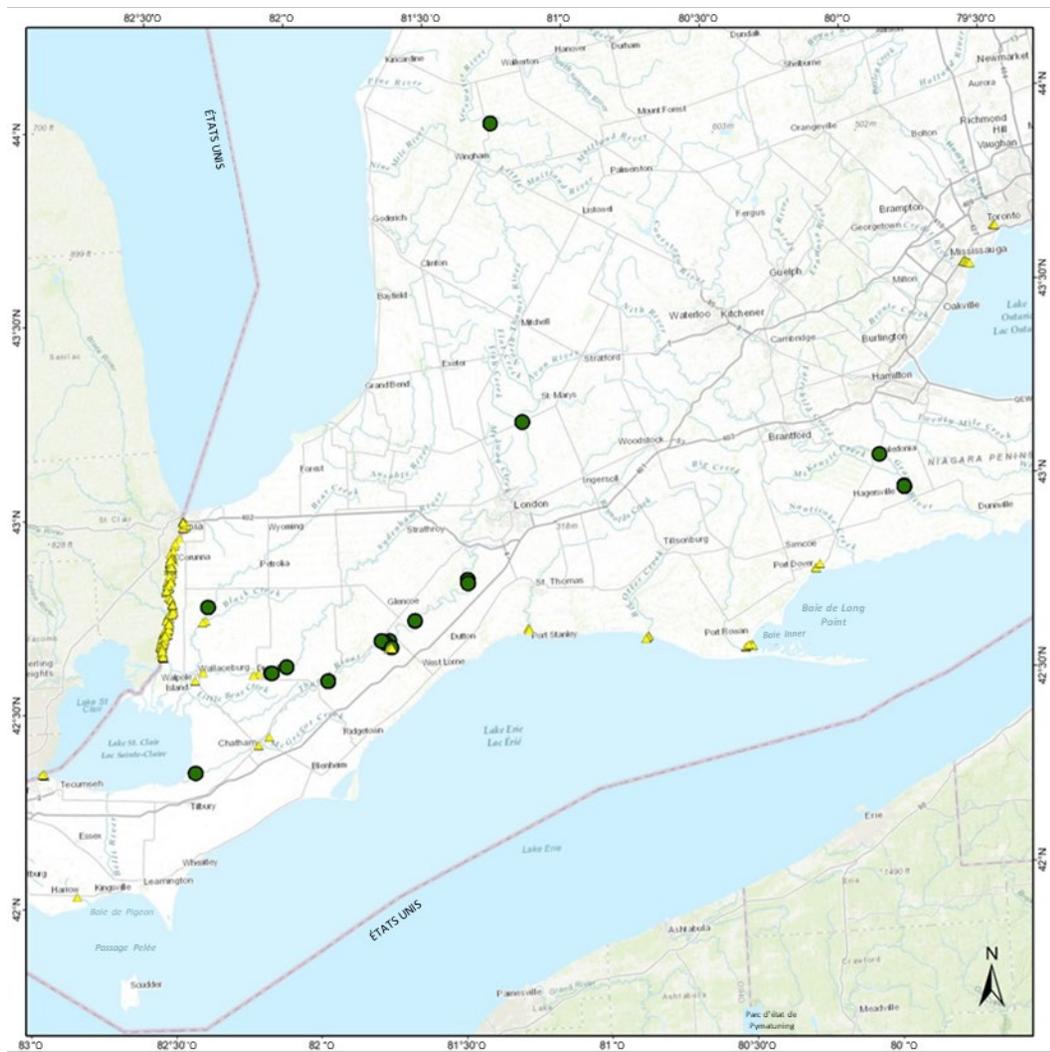


Figure A5.75. Répartition spatiale des enregistrements de la troncille pied-de-faon (1998 à 2017; cercles verts) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.



Figure A5.76. Répartition spatiale des enregistrements de la villeuse haricot (1998 à 2017; lignes vertes) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

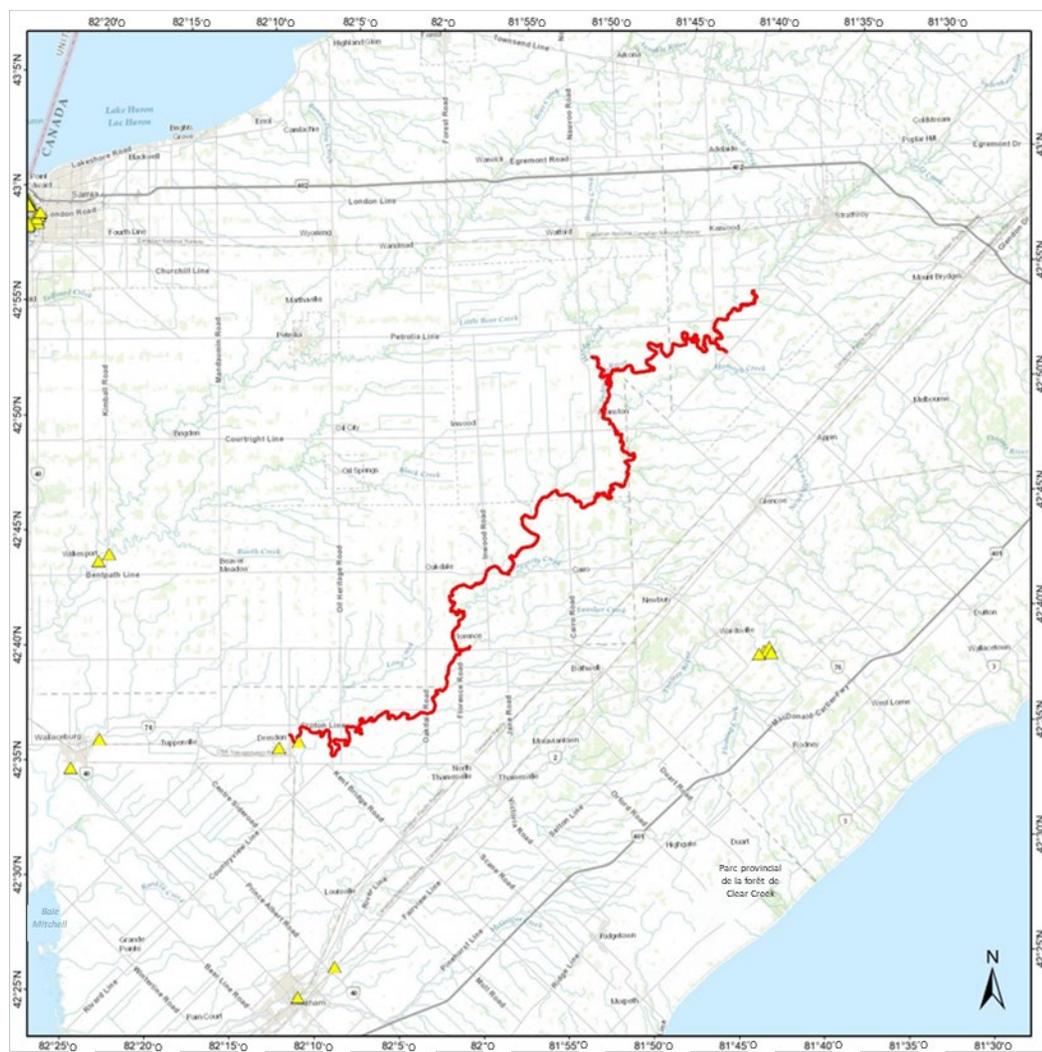


Figure A5.77. Répartition spatiale de l'habitat essentiel de la villeuse haricot (proposé; lignes rouges) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

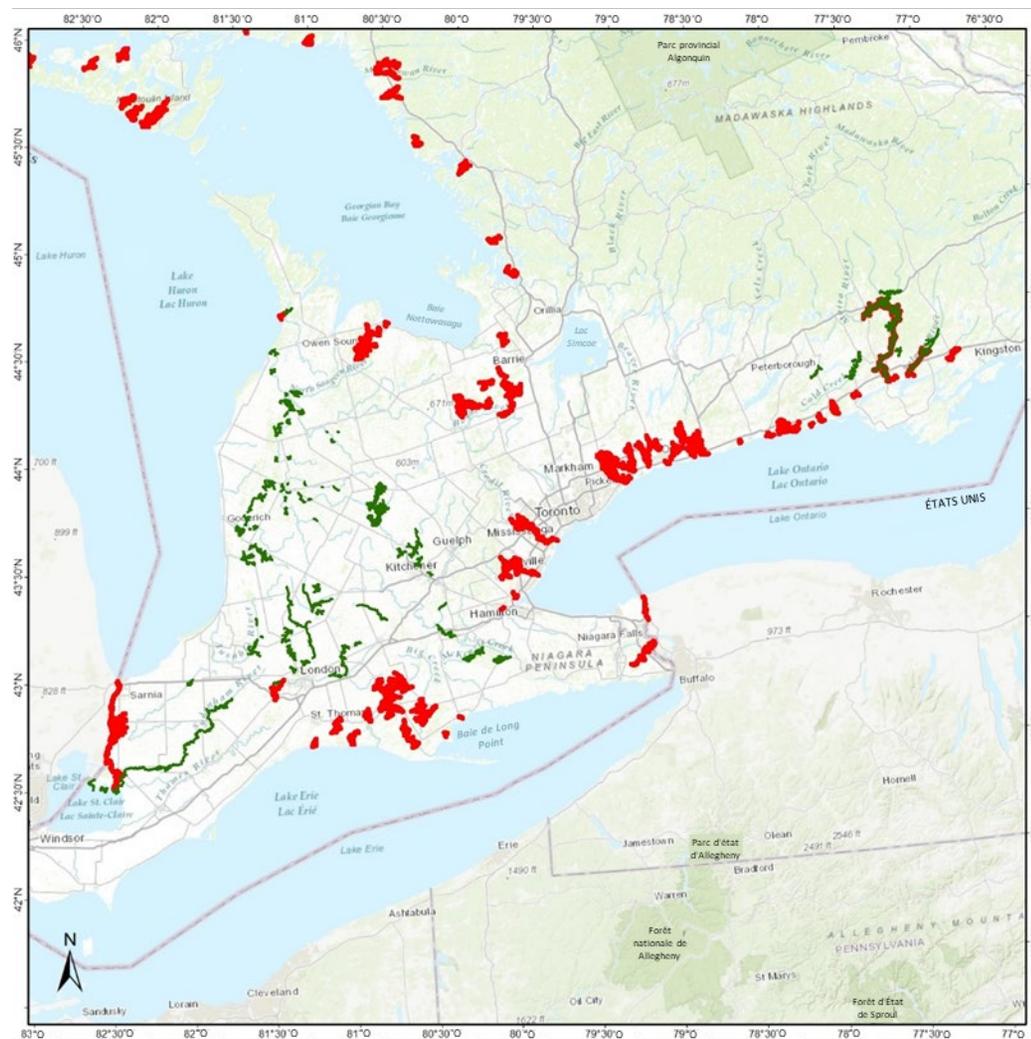


Figure A5.78. Répartition spatiale de la villeuse irisée (1998 à 2017; zone ombrée en vert) et des larves de lamproie marine (2011 à 2017; zone ombrée en rouge) dans la région des Grands Lacs de l'Ontario.

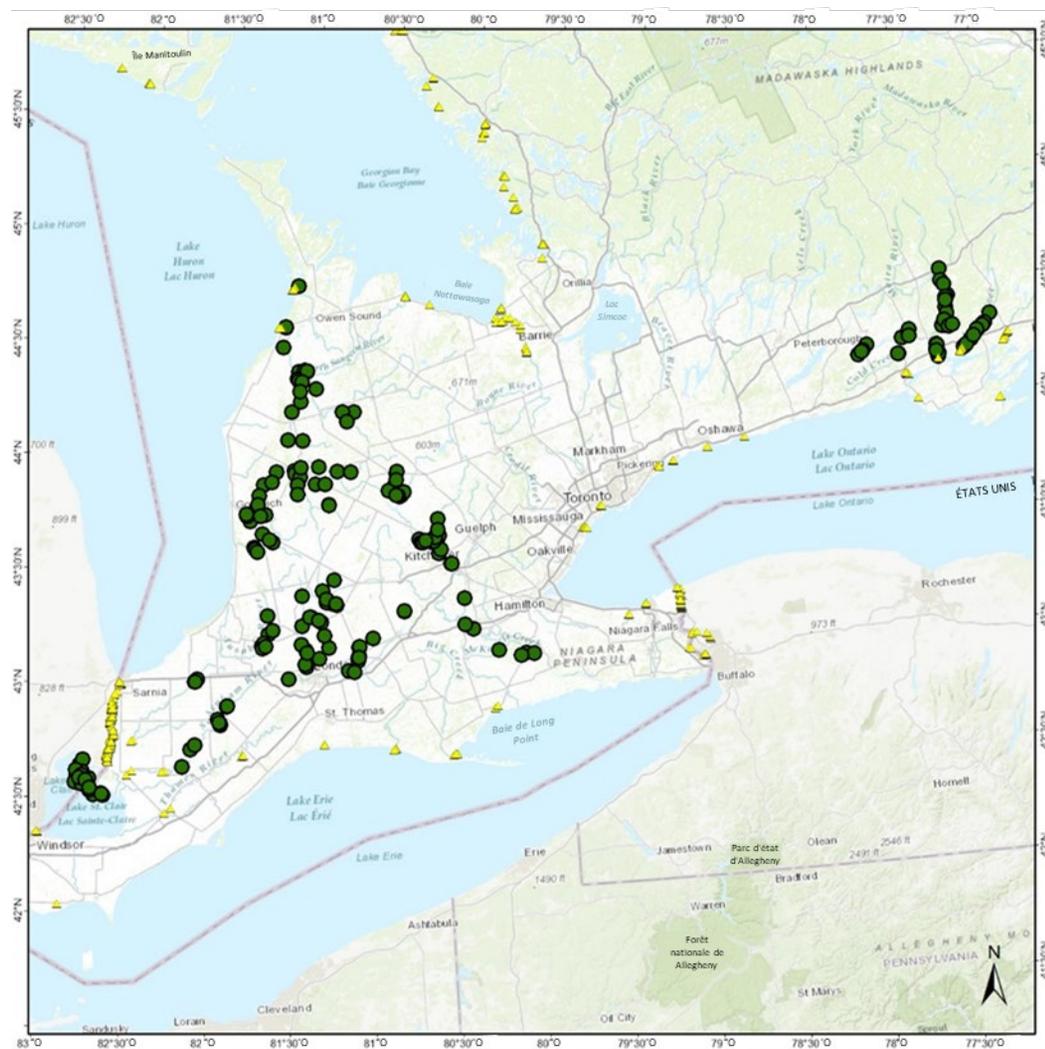


Figure A5.79. Répartition spatiale des enregistrements de la villeuse irisée (1998 à 2017; cercles verts) et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes) en Ontario.

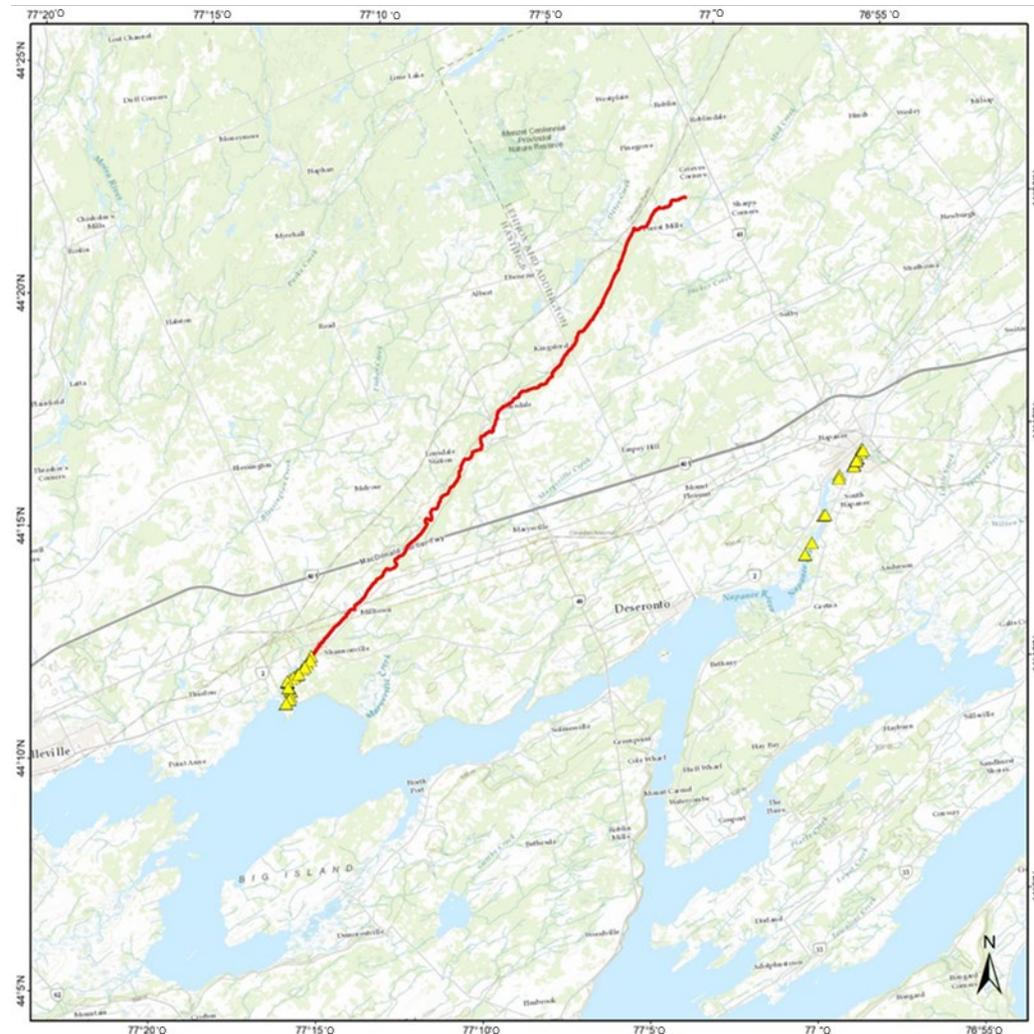


Figure A5.80. Répartition spatiale de l'habitat essentiel de la villeuse irisée (proposé; ligne rouge) dans la rivière Salmon, en Ontario, et sites d'application du Bayluscide (2011 à 2017; triangles jaunes). Comme la villeuse irisée a été déclassée au statut d'espèce préoccupante à l'Annexe 1 de la LEP en août 2019, elle n'a plus d'habitat essentiel.