



AVIS SCIENTIFIQUE SUR LES DOMMAGES POTENTIELS DES APPLICATIONS DE BAYLUSCIDE GRANULAIRE POUR LES ESPÈCES DE POISSONS ET DE MOULES EN PÉRIL

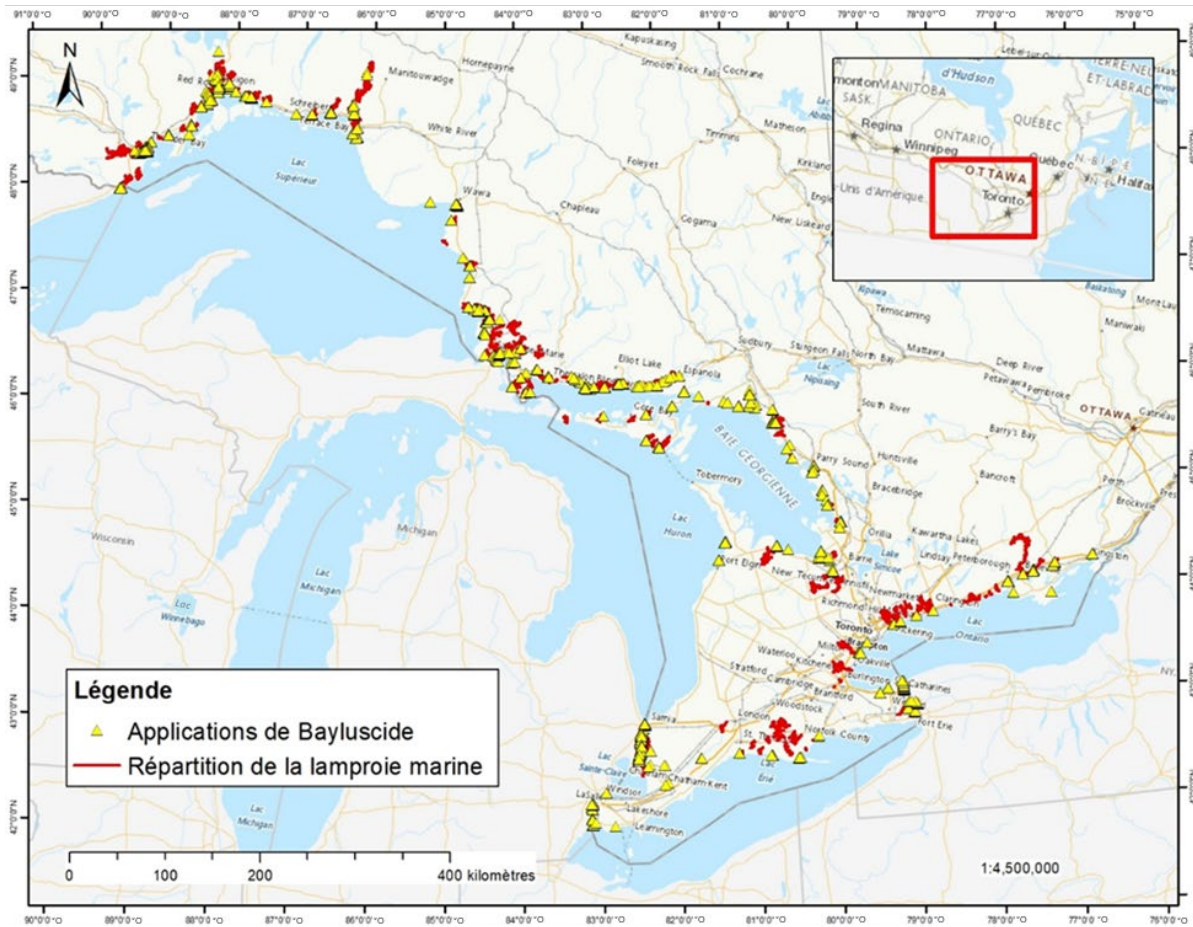


Figure 1. Applications de Bayluscide granulaire (2011 à 2017) et répartition des larves de lamproie marine (d'après les collectes effectuées de 2011 à 2017) dans les eaux canadiennes du bassin des Grands Lacs.

Contexte :

La lamproie marine (*Petromyzon marinus*), une espèce de poisson envahissante dans le bassin des Grands Lacs, a causé une mortalité importante et généralisée chez les poissons qui soutiennent les pêches autochtones, commerciales et récréatives. Pour réduire l'abondance de la lamproie marine et assurer la productivité continue des pêches, la Commission des pêcheries des Grands Lacs coordonne le programme binational de lutte contre la lamproie marine, mis en œuvre par Pêches et Océans Canada (MPO) et le United States Fish and Wildlife Service (USFWS). L'évaluation de la réaction de la lamproie marine aux mesures de contrôle est un élément essentiel du programme de lutte. Dans certaines conditions, le contrôle et l'évaluation de la lamproie marine prennent la forme d'applications de

Bayluscide granulaire, un lampricide chimique, dans les affluents ou les zones lacustres du bassin. Dans certains cas, le Bayluscide a été appliqué dans des plans d'eau qui abritent des espèces de poissons et de moules actuellement inscrites en vertu de la Loi sur les espèces en péril (LEP) et d'autres espèces préoccupantes sur le plan de la conservation. Après ces applications, le Programme des espèces en péril du MPO a demandé un avis scientifique pour comprendre les impacts potentiels du Bayluscide sur les espèces de poissons et de moules dont la conservation est préoccupante, ainsi que pour déterminer les pratiques de gestion exemplaires et les mesures d'atténuation possibles pour réduire les impacts au minimum. L'objectif de la présente réunion de consultation scientifique est donc d'évaluer les effets potentiellement létaux et sublétaux que pourraient avoir les applications de Bayluscide sur les espèces de poissons et de moules en péril dans le bassin des Grands Lacs.

Le présent avis scientifique découle de l'examen régional par les pairs du 28 février au 1^{er} mars 2019 sur l'Information sur les dommages potentiels pour les espèces de poissons et de moules en péril associés à des applications de Bayluscide. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le [calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada \(MPO\)](#).

SOMMAIRE

- Le Bayluscide granulaire (Bg), un lampricide chimique, est appliqué dans certaines zones du bassin des Grands Lacs pour évaluer et contrôler les populations de lamproie marine (*Petromyzon marinus*). Les applications de Bg ont lieu depuis 1966 et font partie des efforts binationaux de contrôle de l'espèce, coordonnés par la Commission des pêcheries des Grands Lacs et dirigés par Pêches et Océans Canada et le U.S. Fish and Wildlife Service.
- La demande d'avis scientifique résulte des applications de Bg dans des zones occupées par des poissons et des moules inscrits comme étant en voie de disparition, menacés ou préoccupants en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). Ces applications soulèvent des questions sur les effets écologiques du lampricide sur les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante.
- La toxicité du Bg peut avoir des effets létaux ou sublétaux sur les poissons et les moules qui y sont exposés dans l'environnement aquatique, provoquant notamment des changements dans la croissance, les déplacements, la reproduction ou la survie. Le Bayluscide peut également entraîner des changements dans les composantes de l'écosystème (proies, concurrents, prédateurs, espèces hôtes), se traduisant par des effets indirects.
- Une évaluation des risques a été entreprise pour déterminer le risque relatif de mortalité directe résultant des applications de Bg sur 24 espèces de poisson (21 inscrites en vertu de la LEP) et 15 espèces de moules (toutes inscrites en vertu de la LEP) dans les eaux canadiennes du bassin des Grands Lacs. Une étude de modélisation a été réalisée pour comprendre la mortalité potentielle d'un cycle d'application typique du Bg et les conséquences des applications répétées sur les populations, en se concentrant sur les applications dans le corridor Huron-Érié et les affluents voisins.
- Entre 2011 et 2017, des applications de Bg (Figure 1) ont eu lieu dans l'aire de répartition de 21 espèces de poissons et de 15 espèces de moules préoccupantes sur le plan de la conservation, y compris dans des zones où se trouve ou se trouvait auparavant l'habitat essentiel de 6 poissons et de 10 moules inscrits sur la liste de la LEP. L'exposition au Bayluscide granulaire concerne jusqu'à 27 % de l'aire de répartition d'une espèce, dans moins de 30 % des sites d'application du produit.
- Pour les poissons, le risque relatif de mortalité directe était le plus élevé pour la lamproie argentée (*Ichthyomyzon unicuspis*), suivie de la lamproie du nord (*Ichthyomyzon fossor*), de l'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*) et du chat-fou du nord (*Noturus stigmosus*). Le

risque relatif pour les moules était le plus élevé pour la muette du necture (*Simpsonaias ambigua*), l'obliquaire à trois cornes (*Obliquaria reflexa*) et l'obovarie olivâtre (*Obovaria olivaria*). Il était fondé sur les profils historiques des applications de Bg. Les écarts par rapport aux profils d'application historiques modifieront l'interprétation du risque relatif.

- D'après la modélisation, les applications de Bg peuvent causer la mortalité directe de nombreuses espèces de poissons et de moules dont la conservation est préoccupante et qui sont présentes sur les sites d'application, en raison des effets toxiques supposés du composé. Bien que la vraisemblance de la mortalité soit généralement faible, il peut y avoir une mortalité de l'ordre d'un à dix poissons non ciblés et potentiellement de centaines de lamproies et de moules indigènes. Des applications répétées de Bg peuvent avoir des conséquences sur les populations de certaines espèces de poissons.
- La modélisation justifie des modifications de la taille, du nombre et de la fréquence des applications du Bg pour réduire la mortalité provoquée par le lampricide. D'autres mesures d'atténuation existent, telles que la réduction des concentrations cibles de Bg, l'application du produit dans les zones situées en dehors des habitats essentiels et son application saisonnière en dehors des périodes de reproduction. Avant de les mettre en œuvre, il convient de tester empiriquement les mesures d'atténuation pour s'assurer que les avantages escomptés pour les espèces dont la conservation est préoccupante sont réalisés.

RENSEIGNEMENTS DE BASE

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 des aménagements apportés 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*), le cisco (*Coregonus* spp.) et de nombreuses autres espèces. 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 (Great Lakes Fishery Commission 1956).

Il existe plusieurs méthodes pour combattre 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 les réactions des populations à ces mesures, 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) pour déterminer l'incidence et l'abondance des larves de lamproie marine. Il existe une classification normalisée des habitats 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 l'habitat utilisé par les larves mais non préféré (type II – composé principalement de substrats de sable), tout en évitant les habitats qui ne conviennent pas à l'enfouissement en raison de matériaux plus

gros comme des galets ou un substrat rocheux (type III; voir une description détaillée, consulter les documents de Slade et ses collaborateurs [2003] et de Smyth et Drake [2021]).

La principale méthode d'évaluation des larves de lamproie marine est la pêche à l'électricité à l'aide d'appareils portatifs, qui est pratiquée dans les cours d'eau accessibles à gué. 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. 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 (ci-après, Bg) contenant 3,2 % de matière active. Pendant l'application, les granulés sont appliqués sur les parcelles de 500 m² ou moins, à un taux de 156 lb/acre (175 kg/hectare) pour obtenir une concentration de Bayluscide de 11 mg/L (9,3 mg/L de niclosamide comme matière active [Adair et Sullivan 2004, Larval Assessment Task Force 2012]). Dans certains cas, l'application de Bg peut être utilisée comme stratégie 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 Bg pour les espèces non ciblées (Dawson 2003, Boogaard *et al.* 2016, 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. Compte tenu des effets généraux de l'exposition aux substances toxiques mentionnés dans la documentation, les applications de Bayluscide pourraient avoir des impacts sur les espèces de poissons et de moules dont la conservation est préoccupante par diverses voies, à la fois directement et indirectement (Figure 2). 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, l'abondance, la persistance) des espèces en question. Les effets indirects, définis comme ceux qui agissent sur les composantes du réseau trophique qui interagissent avec les espèces focales, peuvent avoir un impact sur les taux vitaux des proies, des prédateurs et des concurrents, entraînant des réactions supplémentaires induites par le Bayluscide. Les moules d'eau douce peuvent subir un type unique d'effets indirects lorsque les modifications des taux vitaux des poissons hôtes, dont elles ont besoin pour accomplir un stade biologique parasitaire obligatoire, peuvent altérer leur potentiel de reproduction. Bien que des études antérieures aient évalué la toxicité du Bg pour différents organismes non ciblés (Marking et Hogan 1967, Bills et Marking 1976, Gilderhus 1979, Scholefield et Seelye 1992), les impacts sur les espèces dont la conservation est préoccupante au Canada n'ont pas été largement évalués.

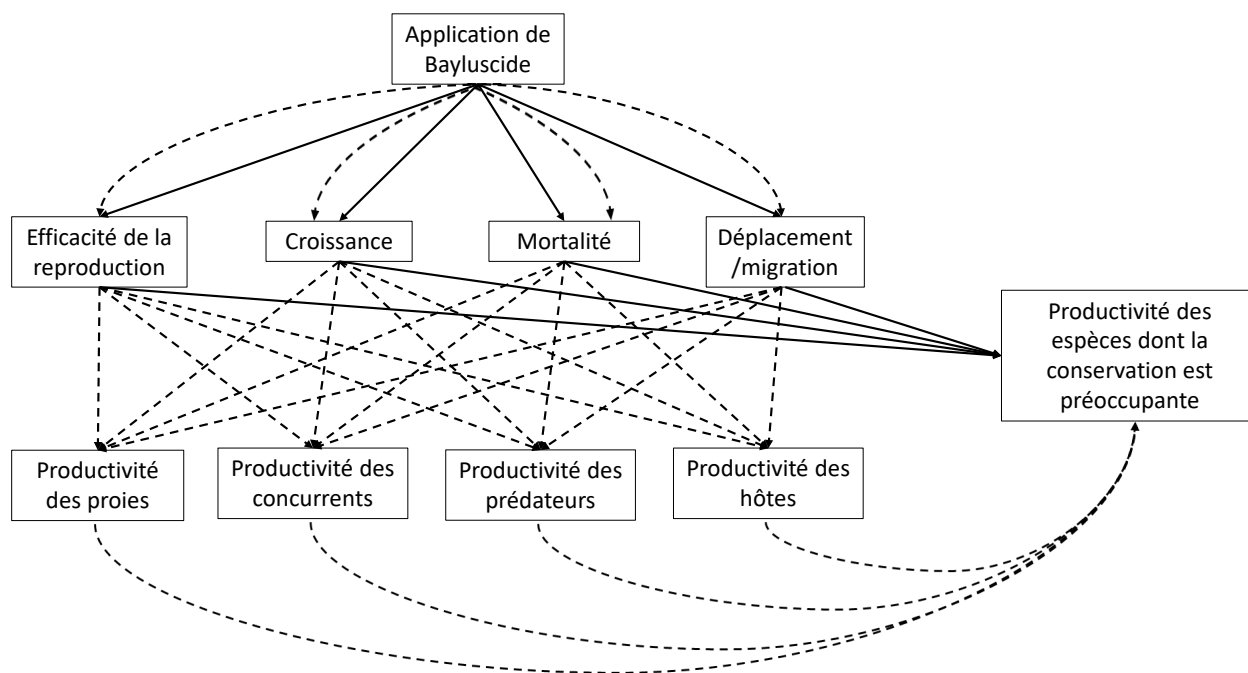


Figure 2. Séquences des effets du Bayluscide pour les espèces dont la conservation est préoccupante, y compris les séquences des effets directs (lignes pleines) et indirects (lignes tiretées). Les séquences des effets directs et indirects peuvent influencer la productivité des espèces dont la conservation est préoccupante par des mécanismes physiologiques (comme la toxicité) et non physiologiques (comme l'évitement).

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 où vivent des espèces de poissons et de moules inscrites en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du Canada, notamment le lac Sainte-Claire et les rivières Détroit, Sainte-Claire, Sydenham et Thames. 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 de la planification fédérale du rétablissement des espèces en péril, qui nécessite de comprendre comment le risque posé par le Bg (le cas échéant) se compare à d'autres menaces pertinentes. La détermination et l'évaluation des menaces (MPO 2014) servent 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.

Le premier volet de la recherche de ce processus consultatif scientifique portait sur l'évaluation du risque relatif des applications de Bg pour les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante dans les eaux canadiennes du bassin des Grands Lacs. L'évaluation du risque relatif s'est concentrée sur la voie physiologique directe en se fondant sur quatre types de données : 1) l'aire de répartition et 2) l'intensité des applications passées de Bg par rapport à l'aire de répartition des poissons et des moules dont la conservation est préoccupante; 3) les associations d'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 substitutives le cas échéant.

Le deuxième volet de la recherche a défini le risque absolu de mortalité directe induite par le Bg pour les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante, résultant des applications de Bg dans le corridor Huron-Érié et les affluents voisins. Plus précisément, la possibilité que les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante soient exposés au Bg et subissent une mortalité au niveau de l'individu et de la population a été quantifiée pour les rivières Détroit, Sainte-Claire, Sydenham et Thames. Cette analyse n'incluait pas les moules des rivières Sainte-Claire et Détroit, mais on a depuis confirmé que des espèces de moules en péril se trouvent dans la rivière Détroit (p. ex. l'obliquaire à trois cornes [*Obliquaria reflexa*], la muette feuille d'érable [*Quadrula quadrula*] et la pleurobème écarlate [*Pleurobema sintoxia*]; voir Allred *et al.* 2020). Ce volet de la recherche a évalué le potentiel d'altération de la dynamique des populations pour certaines espèces dont la conservation est préoccupante. Une évaluation quantitative de l'effet des mesures d'atténuation possibles (modification de la taille et du nombre des parcelles, ainsi que de la fréquence d'application) a également été réalisée.

Des mesures d'atténuation ont été définies, en vue de réduire la portée des effets directs et indirects pendant les applications de Bg si les risques sont jugés non négligeables pour les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante.

ÉVALUATION

Évaluation du risque relatif pour les eaux canadiennes du bassin des Grands Lacs

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 dans laquelle le Bg a été appliqué; 2) l'intensité des applications dans l'aire de répartition des espèces; 3) les associations d'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 Bayluscide 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, associations d'habitats) et la toxicité chez les espèces dont la conservation est préoccupante 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 de l'application, H les associations d'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 entre 0 (risque relatif faible) et 1

(risque relatif élevé), les valeurs proches de 1 reflétant une espèce présentant un chevauchement de répartition élevé, une intensité d'application relative élevée, une préférence marquée pour les habitats de type I ou II et une toxicité relative élevée du Bayluscide. 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 la plus raisonnable pour estimer le risque relatif. Toutefois, d'autres pondérations sont possibles. Les différentes variables (R , I , H , et T) fournissent des éléments autonomes qui peuvent servir à évaluer des facteurs précis pour le risque relatif des applications de Bayluscide. Par exemple, en omettant R et I dans l'équation du risque relatif, on obtiendrait le risque relatif de mortalité directe des espèces dont la conservation est préoccupante à un site d'application connu.

Estimation de la mortalité directe dans le corridor Huron-Érié et les affluents proches

Exposition des espèces au Bg

L'estimation de l'exposition des espèces tenait compte du potentiel que chaque espèce soit présente dans les habitats sélectionnés pour l'application du Bg et la densité correspondante de chaque espèce. On a estimé la vraisemblance de l'occurrence et la densité pour chaque espèce dans une rivière focale (p. ex. Thames, Sydenham, Détroit, Sainte-Claire), sauf pour l'esturgeon jaune et les lamproies indigènes, pour lesquels elles ont été calculées selon différentes méthodes en fonction des données disponibles (Smyth et Drake 2021). La vraisemblance de l'occurrence et la densité des moules n'ont pas été estimées pour les rivières Détroit et Sainte-Claire, car les données sur leur répartition actuelle n'étaient pas disponibles pour ces réseaux hydrographiques.

Calcul de la concentration de Bg et de la toxicité du Bg propre à l'espèce

On ne connaît pas la concentration cible de Bg et sa durée dans l'environnement aquatique avec certitude, car le protocole d'application est fondé sur le poids du composé par unité de surface (175 kg de Bg par hectare) (USFWS et MPO 2016). C'est pourquoi on a établi des points de référence pour la concentration à partir de la concentration de Bayluscide qui entraînerait une mortalité de 50 % et 99,9 % de la lamproie marine pour une exposition de 9 heures. On a combiné les points de référence pour la concentration à deux courbes dose-réponse générées à partir des valeurs de substitution de la CL50 pour estimer la mortalité de chaque espèce de poisson dont la conservation est préoccupante à chaque concentration. La mortalité des moules a été estimée précédemment par Newton et ses collaborateurs (2017), la concentration cible de Bg étant supposée de 11 mg/L. Cette concentration était nettement supérieure aux valeurs de la CL50 estimées pour de nombreux poissons (p. ex. Marking et Hogan 1967, Dawson 2003). Compte tenu de cet écart, la concentration et la mortalité correspondante pour les moules ont été tirées directement de Newton *et al.* (2017), de sorte que les résultats pour les poissons et les moules ne sont pas directement comparables (Smyth et Drake 2021).

Estimation de la mortalité due aux applications de Bg

On a estimé le nombre de mortalités d'individus résultant d'un seul cycle d'application de Bayluscide (c.-à-d. six sites d'application de 500 m²) en fonction de la vraisemblance qu'une espèce dont la conservation est préoccupante se trouve à un seul site d'application, de la densité de l'espèce à un site, et de la mortalité induite par le Bayluscide estimée. On a combiné ces éléments dans un arbre de décision où le résultat d'une seule séquence dans l'arbre représentait la mortalité potentielle d'une espèce dont la conservation est préoccupante dans une rivière focale après l'application de Bayluscide sur un seul site de 500 m² (Figure 3). La mortalité totale d'une espèce dans une rivière focale après un seul cycle d'application de

Bayluscide était basée sur la somme des résultats de six passages dans l'arbre de décision, représentant les applications à six sites.

Analyses de sensibilité

Pour comprendre comment des changements dans le cycle d'application du Bayluscide conduiraient à des estimations de mortalité différentes, on a fait varier le nombre et la taille des sites d'application de Bayluscide par rapport au cycle d'application standard (c.-à-d. six sites d'application de 500 m²) pendant l'analyse de sensibilité. En outre, on a examiné une autre approche pour estimer la densité des espèces afin de déterminer si les sous-estimations de la densité de l'espèce, prévisibles avec des données de collecte sur le terrain représentant des détections imparfaites, influençaient les résultats. Ces évaluations sont décrites dans le rapport de Smyth et Drake (2021).

Calcul des effets du Bg au niveau de la population

On a évalué les effets au niveau de la population pour certaines espèces, notamment le dard de sable (*Ammocrypta pellucida*) dans la rivière Thames, le chat-fou du nord (*Noturus stigmosus*) dans les rivières Thames et Détroit, le fouille-roche gris (*Percina copelandi*) dans la rivière Détroit et *Ichthyomyzon* spp. dans les rivières Thames et Sainte-Claire. Les effets au niveau de la population n'ont été évalués que pour les poissons, car les modèles de population pour les moules ont une portée limitée.

Pour convertir les estimations de la mortalité résultant d'un cycle d'application de Bg pour chaque espèce et chaque affluent (c.-à-d. un taux de mortalité propre au site pour n poissons présents et n poissons tués) en taux de mortalité au niveau de la population, on a calculé l'abondance de la population de chaque espèce focale (c.-à-d. la taille de la population totale dans une rivière focale donnée). Le calcul intégrait la densité de l'espèce dans le réseau hydrographique et soit : la superficie de l'habitat essentiel reconnu ou proposé, s'il est disponible pour une espèce menacée ou en voie de disparition au sens de la LEP; soit la zone délimitant l'aire de répartition enregistrée de l'espèce dans le réseau hydrographique d'étude si l'habitat essentiel n'avait pas été défini. Étant donné que l'on ignore si le polygone d'habitat essentiel ou la zone délimitée conviennent pour la plupart des espèces (c.-à-d. que toutes les zones du polygone d'habitat n'abritent pas nécessairement des individus de l'espèce), on a intégré un facteur de correction de l'habitat pour estimer la taille de la population ainsi obtenue et l'effet correspondant des applications de Bg si de 0,01 % (très peu d'habitats propices) à 100 % (habitat propice maximal) du polygone d'habitat soutenait l'espèce. Les modèles de population représentaient le pire scénario d'application dans lequel les espèces dont la conservation est préoccupante n'étaient pas en mesure de se rétablir après les applications de Bg.

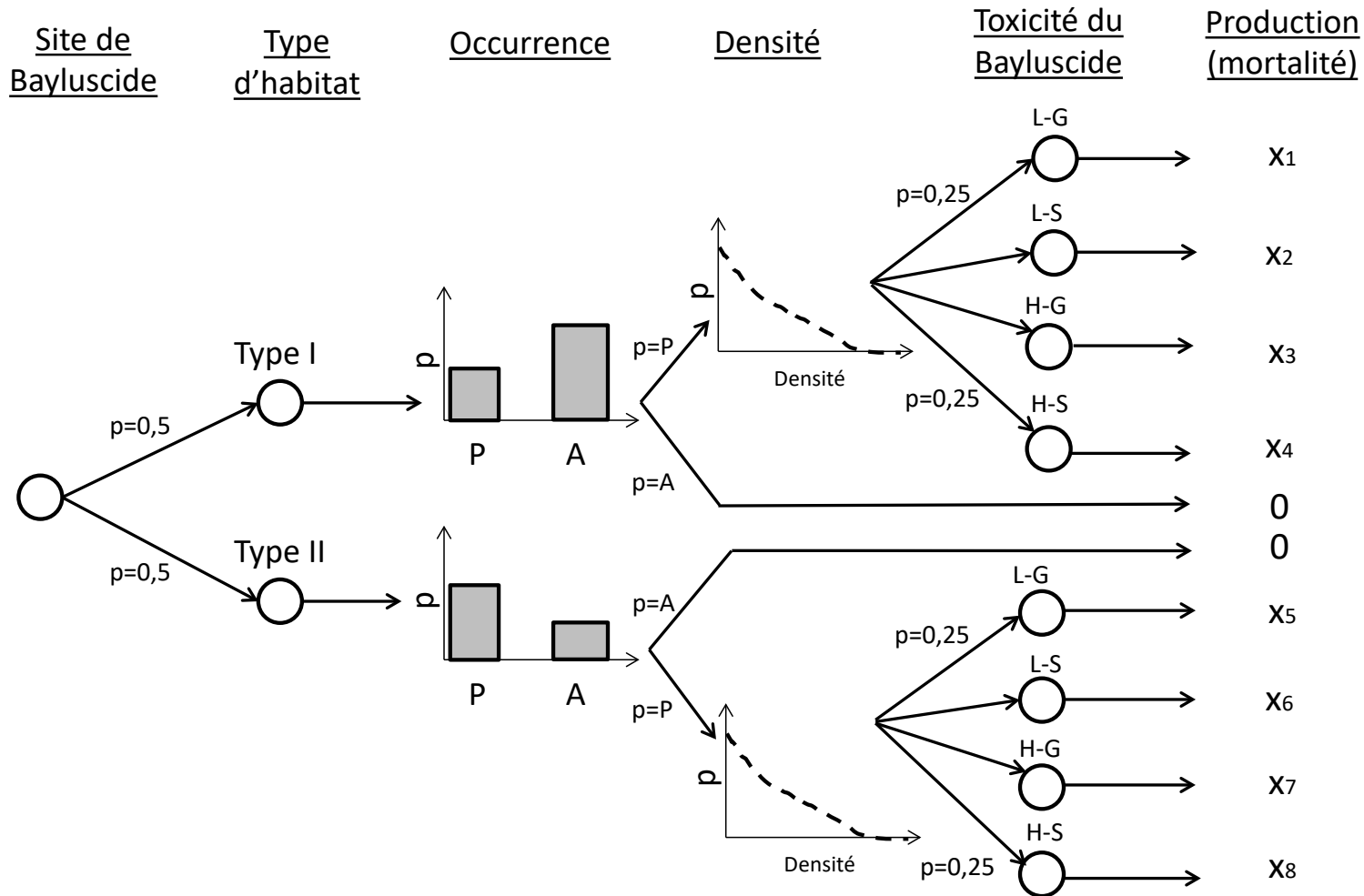


Figure 3. Arbre de décision utilisé pour calculer la mortalité des espèces de poissons dont la conservation est préoccupante lors des applications de Bg. Le diagramme présente les résultats (X_n) de toutes les voies de passage potentielles pour les incertitudes entourant le type d'habitat (type I ou II), la présence (P – présent ou A – absent), la densité et la toxicité du Bayluscide (L-G – faible concentration, pente dose-réponse douce; L-S – faible concentration, pente dose-réponse prononcée; H-G – forte concentration, pente dose-réponse douce; H-S – forte concentration, pente dose-réponse prononcée). Les probabilités correspondantes pour chaque état d'incertitude (p) fournissent des renseignements sur la probabilité que chaque résultat se produise.

Résultats

L'évaluation des dommages que le Bg peut causer aux poissons et aux moules dont la conservation est préoccupante dans les eaux canadiennes du bassin des Grands Lacs a révélé plusieurs éléments, notamment : 1) un gradient de risque relatif existe entre les espèces en fonction des lieux d'application du Bg, des caractéristiques de l'habitat et de la toxicité; 2) les applications de Bg ont 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 6 poissons et 10 moules) dans le bassin des Grands Lacs de 2011 à 2017; 3) l'exposition au Bg concerne jusqu'à 27 % de l'aire de répartition d'une espèce et près de 30 % des sites d'application; 4) les applications de Bg ne devraient pas entraîner de mortalité directe dans la plupart des cas, mais une mortalité élevée est possible dans certaines conditions, en particulier pour les lamproies indigènes et les moules d'eau douce inscrites sur la liste de la LEP, et dans une moindre mesure pour les poissons inscrits sur la liste de la LEP; 5) les populations de lamproies indigènes et de certains poissons inscrits sur la liste de la LEP pourraient décliner à long terme dans certains réseaux hydrographiques; et 6) la modélisation justifie des mesures d'atténuation, telles que les modifications de la taille des sites d'application et de la fréquence des applications, afin de réduire la vraisemblance des événements de mortalité extrême. Ces résultats sont décrits de manière plus détaillée ci-après.

Évaluation du risque relatif

Chez les poissons, les valeurs les plus élevées de R (proportion de chevauchement des aires de répartition) concernaient l'esturgeon jaune (0,261), la lamproie argentée et les espèces *Ichthyomyzon* non identifiées (0,251; Figure 4), la lamproie argentée (à l'exclusion des espèces *Ichthyomyzon* non identifiées.; 0,246) et le dard de rivière (*Percina shumardi*; 0,222); chez les moules, elles concernaient la mulette du necture (*Simpsonaias ambigua*) et l'obovarie olivâtre (*Obovaria olivaria*) (0,167; Figure 5), la troncille pied-de-faon (*Truncilla donaciformis*; 0,133) et l'obliquaire à trois cornes (0,13). Ces résultats montrent que la proportion maximale de l'aire de répartition recoupée par les applications de Bg peut atteindre 27 %, mais elle était bien inférieure dans de nombreux cas. D'autres analyses spatiales ont permis de déterminer la proportion de sites d'application de Bg dans l'aire de répartition des espèces dont la conservation est préoccupante. Ces valeurs étaient les plus élevées pour la lamproie argentée et les espèces *Ichthyomyzon* non identifiées (0,284), la lamproie du nord et les espèces *Ichthyomyzon* non identifiées (0,220), ainsi que pour la villeuse irisée (*Villosa iris*; 0,023) et la ligumie pointue (*Ligumia nasuta*; 0,018), ce qui indique que jusqu'à 30 % des applications de Bg peuvent être réalisées à proximité d'une espèce dont la conservation est préoccupante.

Les valeurs de l'intensité (I ; l'intensité des applications de Bg dans l'aire de répartition d'une espèce) pour les poissons étaient les plus élevées pour le fouille-roche gris (1,0; Figure 4), la lamproie du nord (0,843), le chat-fou du nord (0,538), le chevalier noir (*Moxostoma duquesnei*; 0,517) et, pour les moules, pour la villeuse irisée (0,733; Figure 5) et la ligumie pointue (0,425). Les différences d'intensité indiquent que certaines espèces seront exposées plus fréquemment au Bg.

Les valeurs de l'association d'habitats, H , représentant la vraisemblance que chaque espèce occupe un habitat de type I ou de type II par rapport à un habitat de type III, étaient les plus élevées pour les quatre groupes d'espèces de lamproies indigènes et le méné à grandes écailles (*Macrhybopsis storeriana*) (1,0; Figure 4). Les valeurs de l'habitat 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). En ce qui concerne les moules, les valeurs de l'habitat étaient les plus élevées pour la ligumie pointue (1,0; Figure 5), le

toxolasme nain (*Toxolasma parvum*; 1,0), la villeuse haricot (*Villosa fabalis*; 0,884) et l'obovarie olivâtre (0,840), ce qui indique que pour certaines espèces, l'association avec des habitats potentiellement classés comme étant de type I ou de type II peut aller jusqu'à 100 %.

Les valeurs de la toxicité, T , étaient les plus élevées pour les lamproies indigènes (0,972; Figure 4), suivies de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*; 0,632), de l'esturgeon jaune (0,532) et du chat-fou du nord (0,532), mais chaque cote reposait sur des valeurs substitutives. Elles peuvent être interprétées comme la mortalité qui surviendrait en cas d'exposition à des concentrations de Bayluscide de 0,057 mg/L pendant neuf heures (p. ex. mortalité de 97,2 % pour les lamproies indigènes). Pour les espèces de moules, les valeurs de toxicité les plus élevées étaient d'environ 54 % à une concentration de Bayluscide de 11 mg/L (9,3 mg/L de matière active) sur huit heures. Il convient de noter que les résultats pour les poissons et les moules ne sont pas directement comparables en raison de différences entre les points de référence de la concentration et les méthodes d'évaluation. La cote de toxicité la plus élevée de $T = 0,54$ s'appliquait à de nombreuses espèces de moules (villeuse haricot, épioblasme ventrue [*Epioblasma rangiana*], toxolasme nain, ptychobranche réniforme [*Ptychobranchus fasciolaris*]) (Figure 5) en raison des valeurs substitutives utilisées.

Le risque relatif global de mortalité, RR_M , était le plus élevé dans les quatre groupes d'espèces de lamproies indigènes (lamproie argentée [0,105], lamproie du nord [0,080], lamproie du nord et espèces *Ichthyomyzon* non identifiées [0,078]; lamproie argentée et espèces *Ichthyomyzon* non identifiées [0,075]), suivis de l'esturgeon jaune (0,034; attention aux différences méthodologiques dans le calcul de R pour l'espèce; voir Andrews *et al.* 2021) et du chat-fou du nord (0,030; Figure 6). Cependant, le risque relatif 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. Les estimations du risque relatif étaient sensibles aux valeurs substitutives présumées (Figure 6). Les cotes des espèces de lamproies indigènes étaient élevées en raison de leurs valeurs élevées pour l'habitat et la toxicité (1 et 0,972 respectivement). 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 lacustres n'ont pas été intégrées, les cotes spatiales et de l'intensité de l'esturgeon jaune sont probablement gonflées, ce qui augmente la proportion de l'aire de répartition considérée comme sensible au Bg (des problèmes similaires existent pour l'anguille d'Amérique). 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; Figure 7). 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.

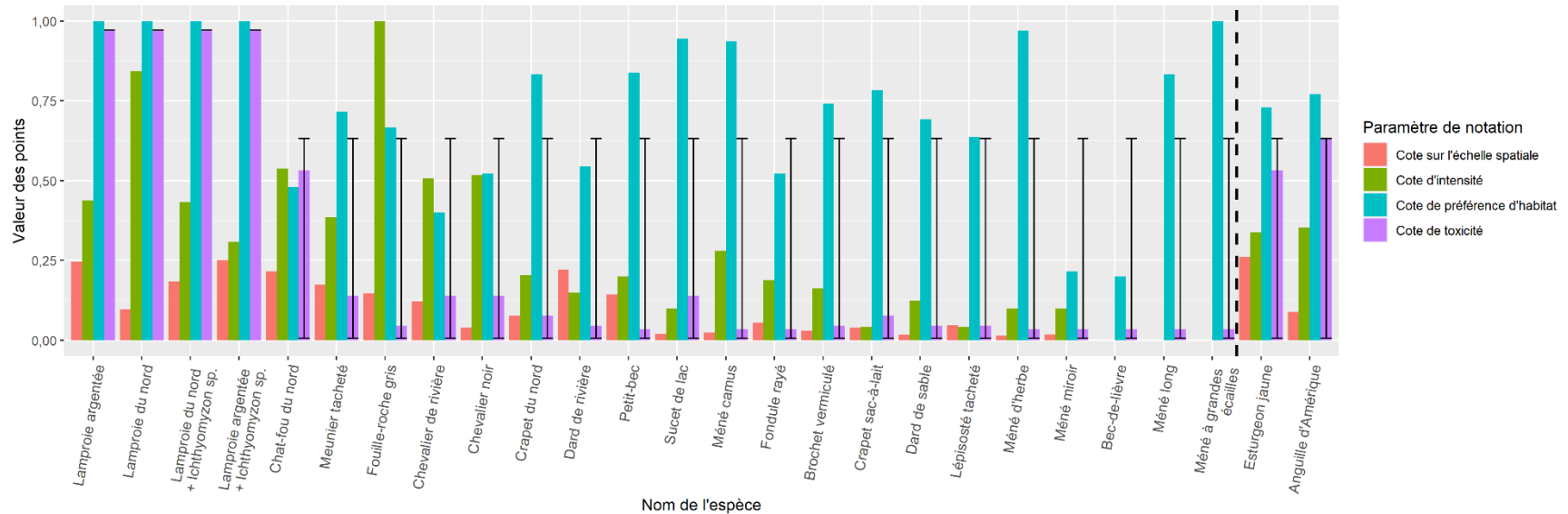


Figure 4. Paramètres d'évaluation du risque relatif (R, I, H, T) pour les espèces de poissons préoccupantes sur le plan de la conservation. L'ordre des espèces reflète le risque relatif global, RR_M , du plus élevé à gauche au plus faible à droite. Les barres d'erreur pour les espèces autres que les 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 pointillée 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.

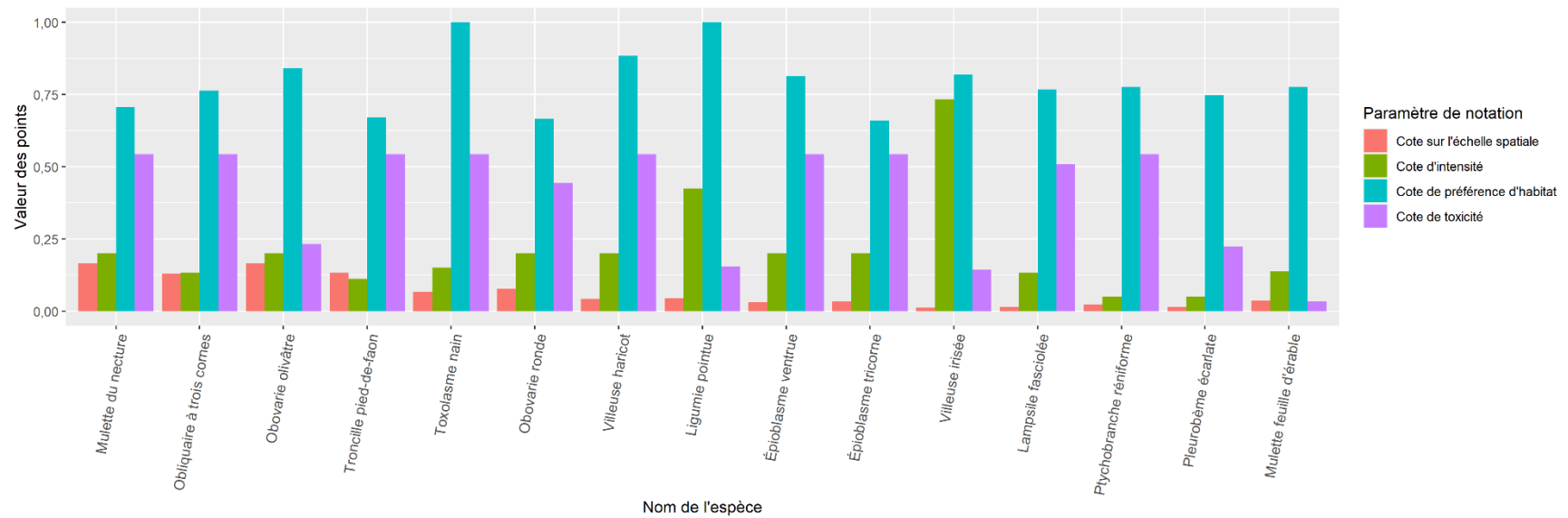


Figure 5. Paramètres d'évaluation du risque relatif (R, I, H, T) pour les espèces de moules dont la conservation est préoccupante. L'ordre des espèces reflète le classement des valeurs de l'évaluation du risque relatif, RR_M , du plus élevé à gauche au plus faible à droite.

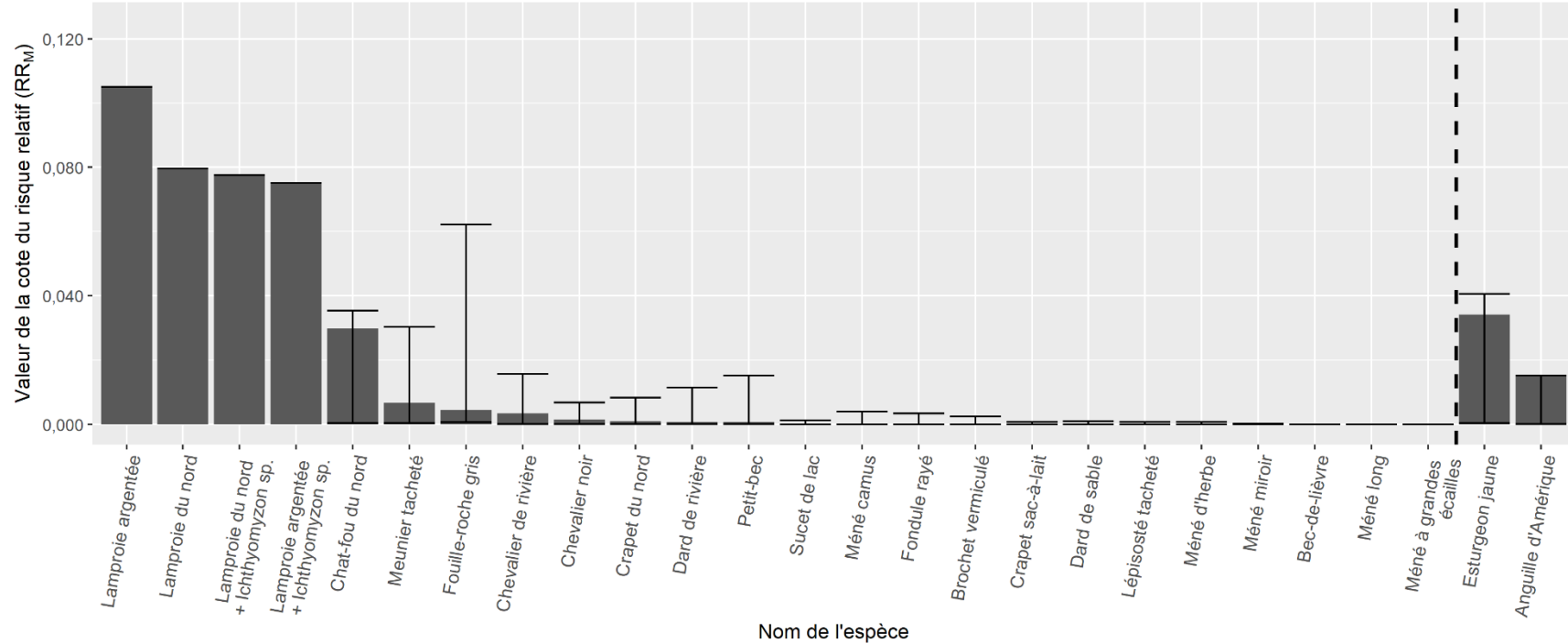


Figure 6. Risque relatif, RR_M , pour les espèces de poissons dont la conservation est préoccupante. Les barres d'erreur (ligne pleine) sur les espèces autres que les lamproies représentent le risque relatif le plus élevé et le plus faible possible en utilisant les valeurs de la toxicité des poissons 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 le niveau de l'espèce plus Ichthyomyzon sp. Une valeur de 1 sur l'axe des ordonnées indique que toute l'aire de répartition de l'espèce est susceptible de faire l'objet d'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 dans un habitat de type III et l'absence de mortalité prévue au point de référence de l'exposition.

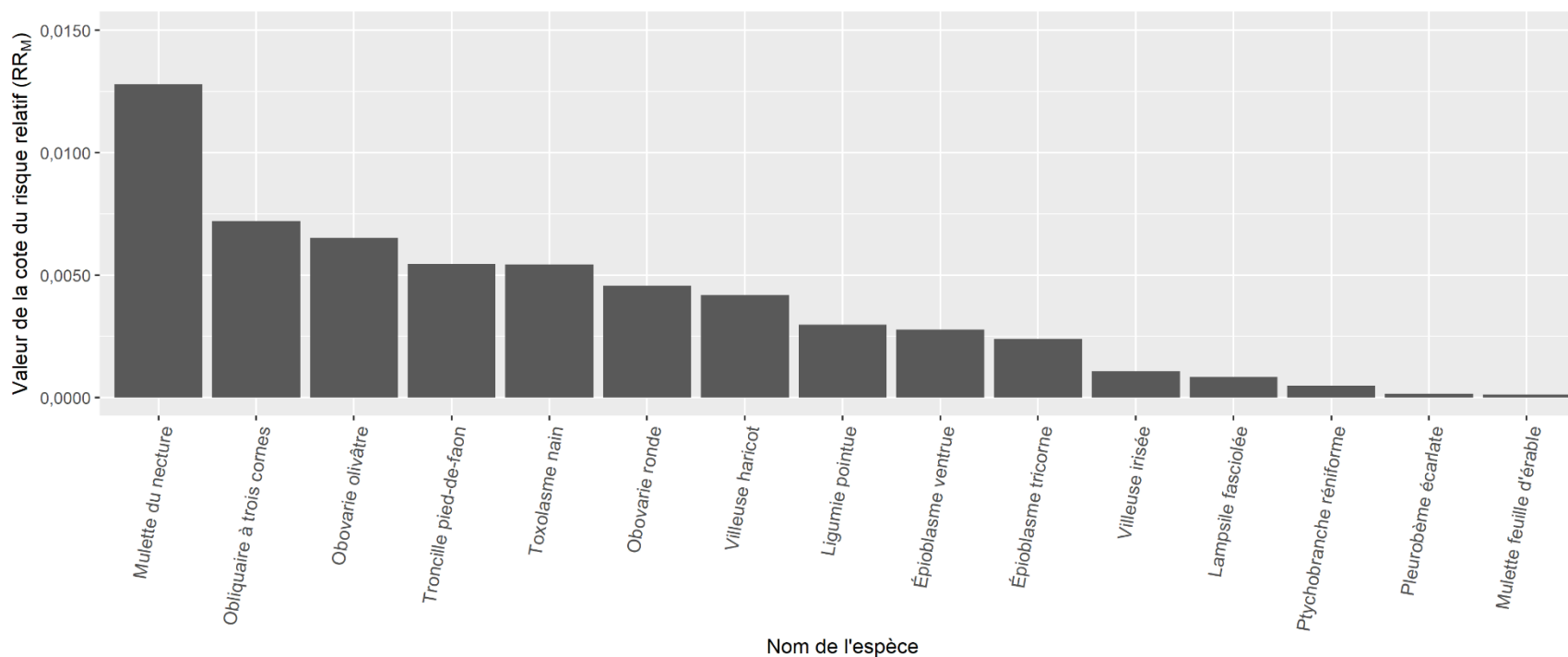


Figure 7. Risque relatif, RR_M, pour les espèces de moules dont la conservation est préoccupante. Une valeur de 1 sur l'axe des ordonnées indique que toute l'aire de répartition de l'espèce est susceptible de faire l'objet d'applications de Bayluscide granulaire, que les applications dans l'aire de répartition 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 dans un habitat de type III et l'absence de mortalité prévue au point de référence de l'exposition.

Mortalité directe dans le corridor Huron-Érié et les affluents proches

Exposition des espèces au Bg dans le corridor Huron-Érié

La probabilité de présence de poissons dans les classes d'habitat de type I ou de type II de la lamproie marine varie selon les classes. La probabilité de présence dans un habitat de type I ou de type II était la plus élevée pour le meunier tacheté (*Minytrema melanops*) [$p = 0,402$; habitat de type I], le dard de sable ($p = 0,308$; habitat de type II) et le fondule rayé (*Fundulus notatus*; $p = 0,288$; habitat de type II). Toutefois, la probabilité de présence dans les habitats de type I ou II était non nulle pour presque toutes les espèces de poissons dont la conservation est préoccupante, à l'exception du chevalier noir du chevalier de rivière (*Moxostoma carinatum*). Ces résultats indiquaient que la majorité des espèces dont la conservation est préoccupante visées par cette analyse peuvent être sensibles à l'exposition au Bayluscide, si l'on tient compte uniquement des facteurs liés à l'habitat. La densité estimée des poissons variait d'une valeur moyenne de 0,08 poisson/100 m² (chevalier de rivière) à 76,7 poissons/100 m² (lamproie du nord et espèces d'*Ichthyomyzon* non identifiées).

La probabilité de présence pour les espèces de moules était généralement plus faible que pour les poissons. Toutefois, la densité estimée des espèces de moules était sensiblement plus élevée que celle des poissons. Pour toutes les espèces de moules dont la conservation est préoccupante, la probabilité de présence dans un habitat de type I ou II était toujours supérieure à zéro. La probabilité de présence était généralement plus élevée dans les habitats de type II que dans ceux de type I. Dans certains cas, des valeurs modérément élevées ont été constatées pour certaines espèces telles que le ptychobranche réniforme ($p = 0,189$, habitat de type II), l'épioblasme ventrue ($p = 0,165$, habitat de type II) et la mulette feuille d'érable ($p = 0,141$, habitat de type II). Les valeurs de la densité variaient considérablement, de 100 moules/100 m² (p. ex. pour l'obovarie ronde dans la rivière Sydenham) à 283,6 moules/100 m² (p. ex. pour la mulette feuille d'érable dans la rivière Thames). Comme pour les poissons, aucune tendance discernable ne se dégageait entre la probabilité de présence et la densité pour les moules.

Toxicité du Bg selon l'espèce

Les valeurs substitutives de la toxicité du Bayluscide variaient selon les poissons et les moules. Cependant, la toxicité variait davantage entre les espèces de poissons qu'entre les espèces de moules, probablement en raison de la plus grande diversité d'espèces substitutives utilisées pour l'estimer. Dans l'ensemble, la toxicité du Bayluscide était la plus élevée pour les *Ichthyomyzon* spp., puis pour les espèces pour lesquelles on a utilisé la barbue de rivière comme substitut. Parmi toutes les espèces, les espèces de *Percidae* et de *Lepomis* étaient celles pour lesquelles le Bayluscide était le moins toxique. Chez les moules, la toxicité était la plus élevée pour le ptychobranche réniforme et la lampsile fasciolée (*Lampsilis fasciola*), ainsi que pour les espèces pour lesquelles ils ont été utilisés comme substituts pour les estimations de la toxicité.

Mortalité résultant des applications de Bg

Dans l'ensemble, la mortalité estimée résultant des applications de Bayluscide affichait une distribution de probabilité fortement biaisée vers la droite du nombre de poissons et de moules tués par cycle d'application. Une mortalité induite par le Bayluscide nulle était le résultat le plus probable parmi toutes les espèces pour un seul cycle d'application. Cependant, une mortalité plus élevée, bien que ce ne soit pas la norme, était possible pour les poissons et les moules, la gravité variant selon que l'on regarde les valeurs de la médiane ou du 95^e centile de la distribution de la mortalité. Pour les poissons autres que les lamproies, les valeurs de la

médiane ne laissent entrevoir aucune mortalité associée au Bayluscide pour la plupart des espèces (seul le fondule rayé présentait une mortalité médiane d'un poisson ou plus). Cependant, les valeurs du 95^e centile prévoient la mortalité d'un plus grand nombre de poissons (c.-à-d. une mortalité qui se produit 5 % du temps après un seul cycle d'application). En général, les valeurs du 95^e centile prévoient la mortalité la plus forte pour les *Ichthyomyzon* spp., avec plus de 300 individus tués dans certains scénarios (la lamproie argentée dans la rivière Sydenham, ainsi que la lamproie argentée et les *Ichthyomyzon* spp. non identifiées; la lamproie du nord et les *Ichthyomyzon* spp. non identifiées; et les *Ichthyomyzon* spp. non identifiées dans la rivière Thames). Elles ont également permis d'observer une mortalité importante pour d'autres espèces de poissons, dont 22 individus tués (sucet de lac dans la rivière Sainte-Claire), 19 individus tués (fondule rayé dans la rivière Sydenham) et trois individus tués (dard de sable dans les rivières Détroit, Sydenham ou Thames).

Les résultats de la mortalité pour les espèces de moules étaient similaires à ceux des poissons dans la mesure où les résultats tirés des valeurs de la médiane étaient caractérisés par une mortalité induite par le Bayluscide nulle pour toutes les espèces étudiées, à l'exception du ptychobranche réniforme (43 individus tués; rivière Sydenham). La mortalité peut être élevée pour certaines espèces dans 5 % des cas ou moins, notamment pour la villeuse haricot (1 442 individus tués; rivière Sydenham), l'épioblasme ventrue (1 304 individus; rivière Sydenham) et le ptychobranche réniforme (1 131 individus tués; rivière Sydenham). En revanche, les valeurs du 95^e centile ont donné une mortalité nulle pour certaines espèces dans les rivières Thames et Sydenham, notamment l'obliquaire à trois cornes, l'obovarie ronde et la mulette du necture. Ce résultat contraste avec les cotes de risque élevées estimées dans l'évaluation du risque relatif pour deux de ces espèces, ce qui peut s'expliquer en grande partie par les différences de portée géographique entre les deux documents de recherche (Andrews *et al.* 2021, Smyth et Drake 2021) et par le fait que la densité n'a pas été prise en compte dans l'évaluation relative. Comme pour les poissons, les résultats de la mortalité pour les moules ont montré que la plupart des cycles d'application du Bayluscide n'entraîneront aucune mortalité ou une mortalité relativement faible, mais qu'une mortalité importante (plus de 1 000 individus tués) peut survenir dans 5 % des cas ou moins.

Ajustements des méthodes d'application du Bg

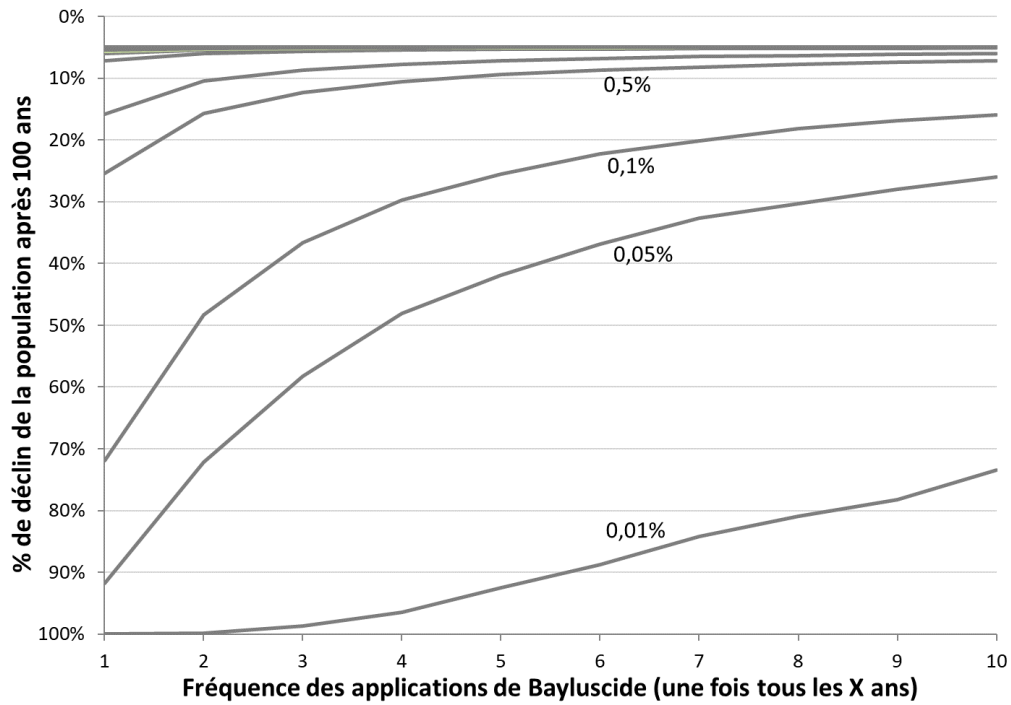
Dans l'ensemble, l'augmentation du nombre ou de la taille des sites d'application pour un seul cycle d'application de Bayluscide a rehaussé la fourchette de la mortalité pour une espèce. La diminution du nombre ou de la taille des sites d'application a réduit cette fourchette, à condition que la mortalité soit non nulle dans l'état de référence. Pour la plupart des espèces, l'augmentation du nombre ou de la taille des sites d'application n'a pas eu d'effet sur la mortalité médiane (p. ex. pour le sucet de lac et le chat-fou du nord), mais lorsqu'elle en a eu (p. ex. pour la lamproie du nord et la lamproie argentée), la distribution est restée fortement biaisée vers la droite et dominée par une faible mortalité. La variation la plus importante dans les résultats médians a été observée avec l'augmentation du nombre de sites d'application pour les espèces à forte densité (p. ex. la mulette feuille d'érable et le ptychobranche réniforme). Bien que ces distributions soient restées fortement biaisées vers la droite, l'augmentation de la mortalité médiane, en particulier lorsque l'on modifie le nombre de sites d'application, est due à la distribution très dense et inégale de ces espèces. Plus le nombre de sites d'application est grand, plus la probabilité de rencontrer une parcelle abritant de nombreux individus augmente, ce qui relève la mortalité médiane. Par conséquent, le plus grand effet des ajustements du cycle d'application de Bg (en termes de nombre ou de taille des sites) sera une réduction des résultats de la mortalité extrême, plutôt que des changements de l'état moyen.

Effets du Bg au niveau de la population

Les effets du Bg au niveau de la population ont été évalués pour un sous-ensemble de poissons. L'effet du Bg au niveau de la population a été fortement influencé par la fréquence d'application ainsi que par la quantité d'habitat occupée par l'espèce. L'avantage tiré de la réduction de la fréquence des applications d'une fois par an à une fois tous les dix ans dépendait de la taille de la population, les petites populations (0,01 % de l'aire de répartition délimitée) en profitant davantage que les grandes populations (100 % de l'aire de répartition délimitée). La relation entre le pourcentage de l'abondance initiale de la population restant après 100 ans et la fréquence d'application était non linéaire (Figure 8).

Les populations de lamproie du nord et de lamproie argentée, lorsqu'elles étaient évaluées avec des données sur des *Ichthyomyzon* spp. non identifiées, ont gravement décliné (plus de 90 %) après 100 ans si la quantité minimale d'habitat est occupée, quelle que soit la fréquence des cycles d'application de Bg. La population de dard de sable a également connu un déclin important après 100 ans, mais ce déclin était plus fortement dépendant de la fréquence des applications de Bg et de l'occupation de l'habitat. Dans un scénario où la quantité minimale d'habitat était occupée et où on présumait un cycle annuel d'application de Bg, la population de dard de sable déclinait d'environ 90 % après 100 ans (Smyth et Drake 2021). De même, les populations de chat-fou du nord frôlaient l'effondrement après 100 ans lorsque la quantité minimale d'habitat était occupée avec un cycle d'application du Bg de cinq ans ou moins (Figure 8). Pour le fouille-roche gris, on constatait un déclin de plus de 20 % de la population après 100 ans lorsque la quantité minimale d'habitat était occupée avec un cycle d'application du Bg de deux ans ou moins. Dans tous les cas, l'estimation des effets au niveau de la population reposait sur une série d'hypothèses du pire cas concernant la capacité des espèces focales à rebondir après des événements de mortalité, ce qui indique que les déclinés de population présentés ici sont des scénarios du pire cas. Pour obtenir des détails précis sur les effets du Bg sur ces espèces de poissons au niveau de la population, voir Smyth et Drake (2021).

a) de chat-fou du nord dans la rivière Thames



b) de lamproie argentée + Ichthyomyzon spp. non identifiées dans la rivière Sainte-Claire

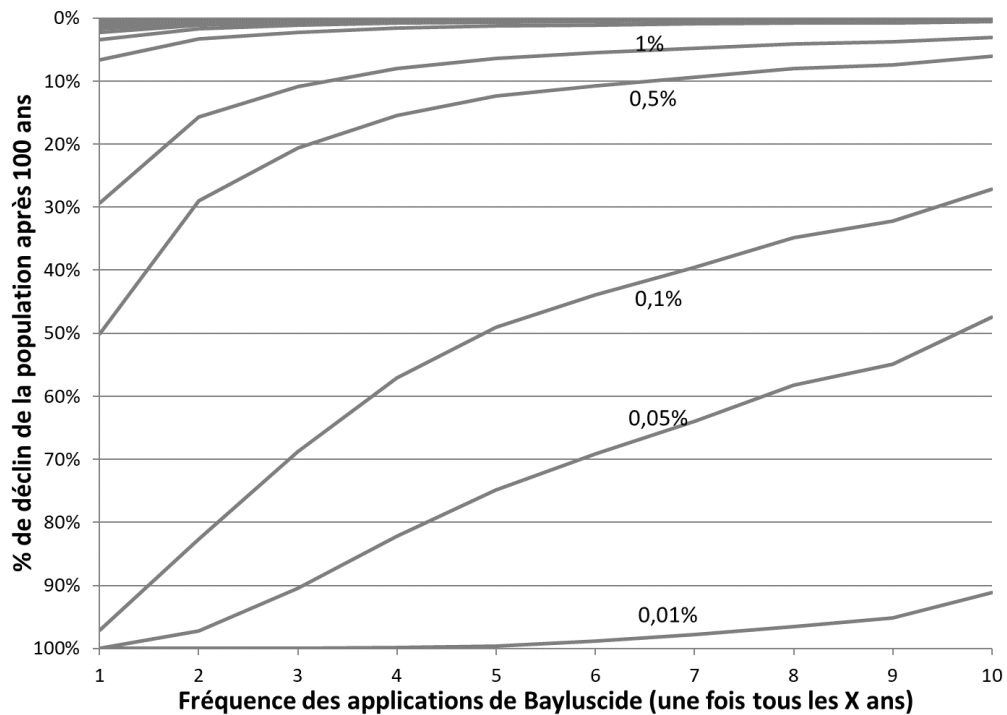


Figure 8. Pourcentage de déclin de l'abondance de la population a) de chat-fou du nord dans la rivière Thames et b) de lamproie argentée + Ichthyomyzon spp. non identifiées dans la rivière Sainte-Claire après des cycles d'application simulés de Bayluscide granulaire à différentes fréquences (un à dix ans) pendant 100 ans. Les valeurs en pourcentage indiquées à côté de chaque ligne grise représentent le pourcentage de la zone d'habitat essentiel ou de l'aire de répartition délimitée occupée par l'espèce.

Comparaison des résultats de l'évaluation du risque relatif avec les estimations de la mortalité dans le corridor Huron-Érié.

Dans la plupart des cas, les résultats de Smyth et Drake (2021) correspondent à ceux d'Andrews et ses collaborateurs (2021). 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 également conforme aux conclusions de Smyth et Drake (2021), dont les analyses ont démontré que les applications de Bg peuvent avoir des impacts importants sur les populations de chat-fou du nord selon la fréquence des applications et le nombre de poissons occupant l'habitat essentiel.

De même, pour les espèces de moules d'eau douce, les deux documents de recherche (Andrews *et al.* 2021, 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 Thames et Sydenham. Les faibles estimations absolues de la mortalité pour la mulette feuille d'érable et la villeuse irisée dans la rivière Sydenham, indiquées dans Smyth et Drake 2021, sont conformes au classement de risque plus bas qu'elles obtiennent par rapport aux autres espèces de moules dans Andrews *et al.* 2021. De même, la mortalité absolue (95^e centile) de la troncille pied-de-faon dans la rivière Thames était la troisième plus élevée parmi les moules (Smyth et Drake 2021), ce qui, là encore, est cohérent avec le classement en quatrième position de l'espèce parmi les moules dans Andrews *et al.* 2021.

Certaines incohérences sont apparues entre les classements du risque relatif d'Andrews et ses collaborateurs (2021) et les estimations de mortalité de Smyth et Drake (2021), et peuvent s'expliquer en majorité par la portée géographique, l'abondance et la répartition des espèces et les méthodes d'habitat. Smyth et Drake (2021) ont estimé la mortalité dans quatre rivières focales, la vraisemblance de l'occurrence étant basée sur la probabilité qu'une espèce se trouve dans un habitat de type I ou II. Alors que, dans l'évaluation du risque (Andrews *et al.* 2021), l'utilisation de l'habitat a été définie comme le pourcentage d'occurrences 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, mais l'abondance n'a pas été incluse dans le calcul du risque relatif. Les résultats incohérents incluent le risque relatif élevé pour l'esturgeon jaune (Andrews *et al.* 2021), alors que les modèles de Smyth et Drake (2021) ont estimé une mortalité nulle dans tous les scénarios 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 du risque. Des incohérences sont également apparues dans les résultats concernant les moules. Par exemple, Smyth et Drake (2021) ont estimé une mortalité nulle (95^e centile) pour la mulette 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 s'explique également par la manière dont le risque a été évalué dans les deux documents. La densité de l'espèce n'a été incorporée que dans le document de Smyth et Drake (2021) et la mortalité nulle estimée dans ce document était attribuable 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). D'après les résultats, il est très improbable de rencontrer des mulettes du necture et des obliquaires à trois cornes pendant une application de Bg, mais la mortalité peut être importante s'il s'agit d'une parcelle d'habitat occupée.

Sources d'incertitude

- On connaît mal la concentration de Bg dans le milieu aquatique, au-delà de ce que l'on peut déduire d'une poignée d'études de laboratoire. On ne sait pas si le Bg reste à l'intérieur (ou s'étend au-delà) du site d'application, ni pendant combien de temps, et on ignore les conséquences de l'exposition des espèces en dehors de ces zones.
- La toxicité du Bg, y compris la concentration et la durée de l'exposition entraînant des réactions létales ou sublétales, est inconnue pour la plupart des moules et des poissons préoccupants sur le plan de la conservation. L'adéquation des espèces substitutives est également mal comprise.
- Les estimations du risque relatif et de la mortalité directe dépendent des profils des applications passées de Bg, qui peuvent ne pas refléter ceux des applications futures. Les futures variations du lieu et de l'intensité des applications modifieront le risque global pour une espèce donnée, mais le sens de ce changement est inconnu.
- En plus des facteurs décrits ci-dessus, les conséquences du Bg sur la population dépendent de la taille supposée des populations, des trajectoires actuelles des populations et de la capacité de celles-ci à se rétablir après un épisode de mortalité. On connaît mal ces facteurs pour la plupart des moules et des poissons préoccupants sur le plan de la conservation.
- On comprend encore mal comment la lutte contre la lamproie marine a amélioré la persistance des espèces sensibles à la prédation par cette dernière (p. ex. l'esturgeon jaune), par rapport à l'ampleur de la mortalité induite par le Bg.
- Les réactions d'évitement des poissons et des moules à l'exposition au Bg, y compris les conséquences écologiques de l'évitement, n'ont été étudiées que dans quelques études de laboratoire.
- Les modifications de la croissance, de la reproduction ou des déplacements des espèces dont la conservation est préoccupante et des composantes connexes de l'écosystème (proies, concurrents, prédateurs) n'ont pas été évaluées et restent mal comprises.

Même si on connaît mieux les effets potentiels du Bg, de nombreuses incertitudes subsistent, notamment l'incertitude sous-jacente entourant l'écologie et l'abondance des populations de poissons et de moules préoccupantes sur le plan de la conservation, la concentration de Bg dans le milieu aquatique, la réaction d'évitement du Bg par les poissons et les moules, et l'importance des voies indirectes (p. ex. les effets dans le réseau trophique).

L'échantillonnage visant à comprendre la répartition et l'abondance des espèces en péril a été limité, les programmes d'échantillonnage employant souvent des méthodes d'évaluation ou des intervalles d'échantillonnage différents. Cela est particulièrement pertinent pour les moules des rivières Sainte-Claire et Détroit, où l'absence d'échantillonnage au cours des dernières décennies ne permet pas de connaître la situation actuelle de plusieurs espèces.

L'échantillonnage sur le terrain en 2019 a révélé que des espèces de moules en péril occupent la rivière Détroit (Allred *et al.* 2020), mais les données correspondantes sur la présence n'étaient pas disponibles pour l'analyse (Andrews *et al.* 2021). Les lacunes dans les registres sur l'aire de répartition de l'esturgeon jaune dans les zones où sa présence est connue ont entraîné des méthodes d'évaluation des risques différentes pour cette espèce.

Une détection imparfaite et un échantillonnage épars ont également conduit à une incertitude sur les limites de l'aire de répartition, et les densités des espèces reposaient souvent sur un faible nombre d'échantillons de terrain. D'après les modèles de Smyth et Drake (2021), les

conséquences à long terme de la mortalité induite par le Bg sur les populations dépendent fortement de la taille des populations de poissons et de moules. Cependant, on ignore l'abondance des populations de la plupart des espèces dont la conservation est préoccupante. Pour illustrer une gamme de tailles de population et les conséquences correspondantes de la mortalité induite par le Bg sur 50 ou 100 ans, Smyth et Drake (2021) ont extrapolé les densités des espèces pour des parcelles et ont formulé des hypothèses sur la proportion de l'aire de répartition délimitée où la densité n'est pas nulle. L'acquisition de connaissances sur l'abondance réelle des populations améliorerait considérablement la capacité à estimer les conséquences à long terme sur les populations.

En plus de la détection et des estimations de la densité, les paramètres de l'habitat ont été mesurés différemment selon les programmes de terrain. Les incohérences entre la détermination du substrat, ou le fait que l'habitat des types I et II soit homogène sur tout un site d'application de Bg, influenceraient les résultats présentés ici. Pris ensemble, ces facteurs mettent en évidence l'incertitude relative à l'aire de répartition, à l'intensité et aux variables de l'habitat de l'évaluation du risque relatif (Andrews *et al.* 2021) et des estimations de la vraisemblance de la présence (Smyth et Drake 2021). Les facteurs liés à la détection des espèces, à la densité et à la classification des habitats ont finalement donné une connaissance imparfaite de l'exposition au Bg dans les deux documents de recherche.

Pour estimer le potentiel de mortalité induite par le Bg, il faut pouvoir estimer la concentration du composé dans l'environnement aquatique. 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), il est probable que la variabilité des conditions environnementales (débit des rivières, complexité de l'habitat) puisse entraîner une variabilité des concentrations environnementales du composé. Il est nécessaire d'affiner les estimations des concentrations de 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 mortalité. Les deux documents ont intégré l'hypothèse simplificatrice selon laquelle les applications de Bg n'ont lieu que dans les habitats de types I et II. L'étendue et la gravité de la diffusion du Bg dans les habitats de type III sont largement inconnues et influenceront l'exposition des espèces, y compris les estimations du risque et de la mortalité.

En général, les effets des mécanismes non physiologiques en réaction à l'exposition au Bg (p. ex. l'évitement et ses conséquences) chez les poissons et les moules sont mal compris. Des essais en laboratoire ont montré que certaines espèces substitutives peuvent détecter et éviter le Bg en remontant dans la colonne d'eau (Boogaard *et al.* 2016), mais il n'est pas certain que les espèces en péril présentent des réactions similaires. Il n'est pas non plus évident de savoir en quoi ces réactions différeraient (le cas échéant) dans un contexte de terrain ou quelles seraient les conséquences de l'élévation sur la durée du 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 par le biais d'autres mécanismes. Les petits poissons pourraient être incapables d'éviter une grande zone d'application si leur capacité de nage est mauvaise. Les moules n'ont pas la capacité d'éviter rapidement le Bg en se déplaçant, mais elles peuvent fermer leur coquille comme mécanisme d'évitement, réduisant ainsi le filtrage et les processus qui en résultent (comme l'alimentation, l'excrétion, la reproduction). On comprend mal les conséquences des comportements d'évitement (p. ex. la nage, la fermeture de la coquille), car elles sont liées à des effets potentiels sur la croissance et la survie de la plupart des poissons et des moules.

Les deux documents de recherche se sont concentrés sur une seule voie d'effet (mortalité directe) pour évaluer l'effet du Bg sur les poissons et les moules. Cependant, on connaît relativement mal les voies indirectes qui peuvent avoir un impact sur les espèces de poissons et de moules (Figure 2). Par exemple, 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 des populations comme pour les espèces ayant une dépendance obligatoire (p. ex. l'esturgeon jaune est un poisson hôte pour l'obovarie olivâtre et les applications de Bayluscide présentent un risque élevé pour les deux espèces). Il est important de noter que les effets du réseau trophique pourraient avoir 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 des grandes espèces (p. ex. l'esturgeon jaune) contre la prédation et les blessures causées par la lamproie.

Presque toutes les informations sur la toxicité utilisées dans ce processus d'avis scientifique étaient fondées sur des valeurs substitutives par correspondance taxonomique. Pour de nombreuses espèces, le substitut le plus proche n'appartenait pas au même genre et même des différences de tolérance propres à l'espèce sont susceptibles de se produire. L'enjeu devient encore plus important pour des espèces comme l'esturgeon jaune et le lépisosté tacheté (*Lepisosteus oculatus*), pour lesquelles les informations sur la toxicité reposaient sur des substituts provenant respectivement de différentes sous-classes et infra-classes. Comme la tolérance au Bg devrait varier d'un groupe taxonomique à l'autre en fonction des réactions physiologiques et comportementales à l'exposition, l'attribution de substituts a une influence importante sur les estimations du risque relatif et de la mortalité pour la plupart des espèces (Figure 6).

Bien que le risque lié au Bg ait été évalué en fonction des profils des applications passées, la répartition spatiale et temporelle future de l'application de Bg est largement inconnue en raison de l'incertitude entourant la dynamique des populations de lamproie marine et de la nécessité qui en résulte d'évaluer ou de contrôler l'espèce dans de nouveaux emplacements. Un ordinogramme a été fourni pour permettre d'utiliser les résultats d'Andrews et ses collaborateurs (2021) dans trois cas. Si l'on prévoit des profils d'application similaires à l'avenir, les résultats de référence d'Andrews et ses collaborateurs (2021) seront encore valables à l'avenir (Figure 9, option 1) pour décrire le risque relatif de mortalité des poissons et des moules dont la conservation est préoccupante. Toutefois, si on envisage des applications de Bg pour de nouveaux écosystèmes au-delà de ceux évalués durant la période d'étude (2011 à 2017) ou si l'on s'intéresse aux effets sur des écosystèmes individuels, on peut utiliser les cartes d'Andrews et ses collaborateurs (2021) pour déterminer la présence d'une espèce dans un cours d'eau donné et on peut estimer le risque relatif en multipliant les valeurs de l'habitat (H) et de la toxicité (T) de l'espèce en question (Figure 9; option 2). Les valeurs de l'habitat et de la toxicité ne sont pas influencées par les profils spatiaux et temporels des applications de Bg et représentent donc la vulnérabilité distincte de chaque espèce si les applications ont lieu dans un cours d'eau où elle est présente. Sinon, si l'ensemble des effets liés au Bg sont préoccupants (p. ex. les voies directes et indirectes), les valeurs de l'habitat et de la toxicité peuvent être supprimées ou pondérées à la baisse afin de classer les espèces principalement en fonction de l'exposition au Bg (Figure 9; option 3).

Tous les facteurs susmentionnés (connaissance accrue de l'abondance de la population, concentrations environnementales de Bg, toxicité par espèce, probabilité de l'évitement entre les organismes sessiles et non sessiles et conséquences, réseaux trophiques physiologiques et

non physiologiques indirects, et efficacité des mesures d'atténuation potentielles) offrent d'importantes voies de recherche pour l'avenir.

OPTION 1 – Approche standard	OPTION 2 – Lieu unique	OPTION 3 – Effets indirects
<p><u>Quand l'utiliser</u> : approche de base et méthode par défaut dans Andrews <i>et al.</i> (2021) où $RR_M = R \times I \times H \times T$. À utiliser si la principale préoccupation est l'estimation du risque relatif de mortalité directe dans les aires de répartition des espèces. Utiliser à moins que des changements soient apportés au profil d'application du Bg.</p> <p><u>Principales hypothèses</u> : le risque est fondé sur les lieux et l'intensité d'application du Bg.</p>	<p><u>Quand l'utiliser</u> : application du Bg considérée pour un affluent ou profils d'application du Bg différents par rapport à l'application historique. Tenir compte uniquement des variables d'habitat et de toxicité ($RR_M = H \times T$), calculées pour l'ensemble des espèces présentes dans un lieu.</p> <p><u>Principales hypothèses</u> : l'effort et l'intensité d'application du Bg sont identiques dans les nouveaux affluents; nécessite la connaissance de la présence des espèces dans les nouveaux systèmes.</p>	<p><u>Quand l'utiliser</u> : la portée globale des impacts du Bg est préoccupante, comme le réseau trophique et d'autres effets indirects (la mortalité directe est pondérée à la baisse). Tenir compte uniquement de la variable spatiale et de la variable d'intensité ($RR_M = R \times I$).</p> <p><u>Principales hypothèses</u> : la toxicité et l'utilisation des habitats de types I et II sont identiques pour toutes les espèces; le risque est fondé sur les lieux et l'intensité d'application du Bg dans le passé.</p>

Figure 9 : Cadre pour l'utilisation des variables d'évaluation des risques d'Andrews et ses collaborateurs (2021) selon divers scénarios et différentes hypothèses.

AUTRES CONSIDÉRATIONS

Mesures d'atténuation et solutions de rechange

Les modèles de Smyth et Drake (2021) ont montré que la mortalité induite par le Bg peut se produire pour certaines moules et certains poissons préoccupants sur le plan de la conservation pour un sous-ensemble d'affluents des Grands Lacs (rivières Détroit, St. Clair, Thames et Sydenham). Toutefois, les résultats obtenus par Andrews et ses collaborateurs (2021) indiquent que les conditions d'exposition et de mortalité existent dans tout le bassin des Grands Lacs et ne sont pas limitées aux quatre rivières principales. Par conséquent, des mesures d'atténuation et des solutions de rechange peuvent être justifiées pour réduire la probabilité de mortalité directe induite par le Bg, des espèces dont la conservation est préoccupante. En outre, étant donné qu'il existe très peu d'information sur les autres séquences des effets (effets indirects impliquant des composants de réseaux trophiques; mécanismes non physiologiques tels que l'évitement), l'atténuation de ces séquences peut également être justifiée en l'absence de connaissances sur leur gravité. Un examen des mesures d'atténuation et solutions de rechange potentielles a été mené (Tableau 1), en insistant sur les avantages potentiels pour les espèces dont la conservation est préoccupante et sur les principales incertitudes. Dans certains cas, les mesures d'atténuation ont fait l'objet d'une évaluation quantitative dans le rapport de Smyth et

Drake (2021); par contre, dans d'autres cas, le Tableau 1 présente des mesures susceptibles de réduire la mortalité mais qui n'ont pas été analysées d'un point de vue quantitatif.

Si des mesures d'atténuation sont prises, il est recommandé qu'elles s'accompagnent d'essais rigoureux sur le terrain afin de s'assurer que les avantages escomptés sont réalisés et que les résultats non souhaités sont réduits au minimum. 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 préoccupantes sur le plan de la conservation tout en réduisant au minimum les conséquences involontaires pour l'évaluation et le contrôle de la lamproie marine.

CONCLUSIONS

Des épisodes de mortalité élevée sont possibles dans certaines conditions, en particulier pour les lamproies indigènes et les moules d'eau douce inscrites sur la liste de la LEP et, dans une moindre mesure, pour les poissons inscrits sur la liste de la LEP. Toutefois, dans la plupart des cas, les applications de Bg ne devraient pas entraîner de mortalité directe. L'évaluation des risques a révélé un gradient de risque relatif entre les espèces préoccupantes sur le plan de la conservation, selon les zones d'application du Bg, les caractéristiques de l'habitat et la toxicité. 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 repérées comme habitat essentiel au moment de l'application pour six poissons et dix moules) dans le bassin des Grands Lacs de 2011 à 2017, l'exposition au Bg est pertinente pour jusqu'à 27 % de l'aire de répartition d'une espèce et pour moins de 30 % des sites d'application de Bg. La modélisation indique que de fortes réductions de population sont possibles pour certaines espèces dans les pires scénarios et peuvent donc justifier des mesures d'atténuation pour éviter de mettre en péril la survie ou le rétablissement des espèces. Les mesures d'atténuation telles que la modification de la taille du site d'application et de la fréquence d'application s'appuient sur des modèles pour réduire la probabilité d'épisodes de mortalité extrême.

Tableau 1. Mesures d'atténuation de l'application du 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 préoccupantes sur le plan de la conservation	Éléments à prendre en compte
Évitement des bassins versants contenant des espèces préoccupantes sur le plan de la conservation	L'action d'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'action d'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 (par exemple, l'esturgeon jaune). • 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 est mal compris (par exemple, 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"> • La concentration maximale à laquelle la toxicité est négligeable pour les espèces non ciblées est inconnue 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. • Le compromis entre la réduction des concentrations réalisées et les effets positifs et négatifs chez les poissons et les moules est mal compris, en particulier pour les espèces victimes de la prédation de la lamproie marine, comme l'esturgeon jaune.
Réduire la fréquence d'application du Bg dans une zone 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]), qui sont mal comprises pour la plupart des espèces dont la conservation est préoccupante. • Le compromis entre la réduction de la fréquence d'application et les effets positifs et négatifs chez les poissons et les moules est mal compris, en particulier pour les espèces victimes de la prédation de la lamproie marine, comme l'esturgeon jaune.

Mesure	Avantage pour les espèces préoccupantes sur le plan de la conservation	Éléments à prendre en compte
Réduire la taille ou le nombre de sites d'application du 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 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"> • N'élimine pas le risque de mortalité des poissons et des moules dont la conservation est préoccupante. • La relation entre la mortalité et le nombre de parcelles traitées et leur taille n'est pas linéaire (Smyth et Drake 2021). • 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 est mal compris, en particulier pour les espèces victimes de la prédation de la lamproie marine, comme l'esturgeon jaune.
Modifier l'emplacement des sites d'application pour des zones situées en dehors ou en aval de l'habitat essentiel	Potentiel de réduction des séquences d'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"> • La répartition des poissons et des moules dont la conservation est préoccupante est mal connue; on suppose que les limites de l'aire de répartition sont connues avec précision. • Peut ne pas réduire les effets indirects (nécessite de mieux comprendre les liens dans le réseau trophique).
Sauvetage/exclusion des moules ou des poissons préoccupants sur le plan de la conservation 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 d'effets directs et indirects.	<ul style="list-style-type: none"> • Le prélèvement et la récupération 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 prélever et à déplacer • La capture et le déplacement des poissons et des moules peuvent entraîner la mortalité ou des dommages (par exemple, des conséquences pour la croissance ou la survie). • Il est possible que les espèces mobiles retournent dans la zone d'application avant le traitement au Bg.
Compenser les impacts 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. La certitude peut être accrue en mettant en œuvre des mesures de compensation à l'avance 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 être bénéfiques pour les espèces. 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 risque d'éradiquer les poissons ou les moules du système.

Mesure	Avantage pour les espèces préoccupantes sur le plan de la conservation	Éléments à prendre en compte
Application du 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 (par exemple, la fraie, 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 est lié à la mortalité ou à d'autres effets sur les poissons et les moules. • On ne sait pas si l'ajustement saisonnier de l'application imposera d'autres compromis ou entraînera des conséquences inattendues.

LISTE DES PARTICIPANTS DE LA RÉUNION

Nom	Organisme/Affiliation
Dave Andrews	MPO – Science
Andrew Drake	MPO – Science
Eric Smyth	MPO – Science
Jason Barnucz	MPO – Science
Kelly McNichols-O'Rourke	MPO – Science
Lynn Bouvier (Chair)	MPO – Science
Olivia Sroka (Rapporteur)	MPO – Science
Todd Morris	MPO – Science
Tom Pratt	MPO – Science
Lisa Wren	MPO – Programme de protection du poisson et de son habitat
Alan Rowlinson	MPO – Centre de contrôle de la lamproie de mer
Bruce Morrison	MPO – Centre de contrôle de la lamproie de mer
Fraser Neave	MPO – Centre de contrôle de la lamproie de mer
Mike Steeves	MPO – Centre de contrôle de la lamproie de mer
Shawn Robertson	MPO – Centre de contrôle de la lamproie de mer
Tonia Van Kempen	MPO – Centre de contrôle de la lamproie de mer
Amy Boyko	MPO – Programme des espèces en péril
Becky Cudmore	MPO – Programme des espèces en péril
Shelly Dunn	MPO – Programme des espèces en péril
Michael Siefkes	Great Lakes Fishery Commission
Kim Fredericks	United States Geological Survey
Michael Boogaard	United States Geological Survey
Theresa Newton	United States Geological Survey
Ryan Prosser	University of Guelph
Margaret Docker	University of Manitoba
Nick Mandrak	University of Toronto

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Le présent avis scientifique découle de l'examen régional par les pairs du 28 au 1 mars 2019 sur l'Information sur les dommages potentiels pour les espèces de poissons et de moules en péril associés à des applications de Bayluscide. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le [calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada \(MPO\)](#).

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.
- 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.
- 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.
- Boogaard, M.A., Erickson, R.A., and Hubert, T.D. 2016. 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: 11 p.
- Dawson, V.K. 2003. Environmental fate and effects of the lampricide Bayluscide: a review. J. Great Lakes Res. 29(Suppl.1): 475–492.
- 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.
- 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.
- Great Lakes Fishery Commission. 1956. Annual Report of the Great Lakes Fishery Commission for 1956. Great Lakes Fishery Commission, Ann Arbor, MI. 36 p.
- Hubert, T.D. 2003. Environmental fate and effects of the lampricide TFM: a review. J. Great Lakes Res. 29 (Suppl. 1): 456–474.
- 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.
- 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.
- MPO. 2014. [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)
- 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.
- 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.

- 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.
- 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.
- USFWS (United States Fish and Wildlife Service) and DFO (Fisheries and Oceans Canada). 2016. Procedure for application of Bayluscide 3.2% granular Sea Lamprey larvicide for assessment or control applications. Technical Operating Procedures TOP017.11: 7 p.

CE RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région du Centre et de l'Arctique
Pêches et Océans Canada
501 University Crescent, Winnipeg (Manitoba), R3T 2N6

Téléphone : (204) 983-5232

Courriel : csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca

Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-5117

ISBN 978-0-660-38489-4 N° cat. Fs70-6/2021-016F-PDF

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2021



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2021. Avis scientifique sur les dommages potentiels des applications de Bayluscide granulaire pour les espèces de poissons et de moules en péril. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/016.

Also available in English:

DFO. 2021. *Science Advice on the Potential Harm of granular Bayluscide Applications to Fish and Mussel Species at Risk*. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2021/016.