



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2025/040

Région de l'Ontario et des Prairies

Information à l'appui d'une évaluation du potentiel de rétablissement du ptychobranche réniforme (*Ptychobranchus fasciolaris*)

Julia E. Colm et Todd J. Morris

Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques
Pêches et Océans Canada
867 Lake Shore Rd.
Burlington ON 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 :

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

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



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2025

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-77799-3 N° cat. Fs70-5/2025-040F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Colm, J.E., et Morris, T.J. 2025. Information à l'appui d'une évaluation du potentiel de rétablissement du Ptychobranche réniforme (*Ptychobrancheus fasciolaris*). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/040. v + 74 p.

Also available in English :

Colm, J.E., and Morris, T.J. 2024. Information in Support of a Recovery Potential Assessment for Kidneyshell (*Ptychobrancheus fasciolaris*). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2025/040. v + 65 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	v
INTRODUCTION	1
BIOLOGIE, ABONDANCE ET RÉPARTITION	1
DESCRIPTION.....	1
BIOLOGIE ET CYCLE BIOLOGIQUE.....	2
RÉGIME ALIMENTAIRE	6
GÉNÉTIQUE DES POPULATIONS.....	7
IMPORTANCE PARTICULIÈRE.....	7
ABONDANCE	8
RÉPARTITION	9
État actuel	10
ÉVALUATION DES POPULATIONS	15
BESOINS EN MATIÈRE D'HABITAT ET DE RÉSIDENCE	17
HABITAT DES ADULTES	17
HABITAT DES JUVÉNILES.....	17
HABITAT DES GLOCHIDIES	18
FONCTIONS, CARACTÉRISTIQUES ET PARAMÈTRES	20
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS LIÉS À LA SURVIE ET AU RÉTABLISSEMENT DU PTYCHOBranche réniforme	24
POLLUTION.....	24
Effluents agricoles et forestiers.....	25
Eaux usées domestiques et urbaines	27
ESPÈCES, GÈNES ET MALADIES ENVAHISSANTS OU AUTREMENT PROBLÉMATIQUES	29
CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET PHÉNOMÈNES MÉTÉOROLOGIQUES VIOLENTS	31
Sécheresses	31
Températures extrêmes	32
MODIFICATIONS DES SYSTÈMES NATURELS.....	33
Barrages, gestion et utilisation de l'eau	33
AUTRE	34
EFFETS DES MENACES MULTIPLES	34
ÉVALUATION DES MENACES.....	35
SCÉNARIOS D'ATTÉNUATION DES MENACES ET ACTIVITÉS DE RECHANGE	44
PROTOCOLE DE RELOCALISATION DES MOULES	46
Mesures d'atténuation	46
Solutions de rechange.....	46
ESPÈCES ET GÈNES ENVAHISSANTS OU AUTREMENT PROBLÉMATIQUES	46
Mesures d'atténuation	46

Solutions de rechange.....	47
SOURCES D'INCERTITUDE	47
Écologie des populations.....	47
Habitat.....	48
Menaces	49
RÉFÉRENCES CITÉES.....	49
ANNEXE 1	62
ANNEXE 2	73

RÉSUMÉ

En 2003, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a évalué pour la première fois le Ptychobranche réniforme (*Ptychobranthus fasciolaris*, Rafinesque 1820) et l'a classé comme espèce en voie de disparition. La situation a été réévaluée et confirmée en 2013, en raison des fortes diminutions de l'aire de répartition historique de l'espèce et des déclin de son abondance sur les sites existants causés par les moules dreissénidées envahissantes et par la dégradation de l'habitat attribuable aux pratiques d'utilisation des terres agricoles. L'espèce a été inscrite sur la liste de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) en 2005. L'évaluation du potentiel de rétablissement fournit les renseignements de base et les avis scientifiques nécessaires pour satisfaire aux diverses exigences de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). Ce document de recherche présente l'état actuel des connaissances sur l'espèce, y compris sa biologie, sa répartition, les tendances relatives à la population, les besoins en matière d'habitat et les menaces. Le Ptychobranche réniforme est une espèce dont la période de gravidité est longue, de taille moyenne, ayant une durée de vie relativement longue et dont on pense qu'elle utilise plusieurs espèces de dards (du genre *Etheostoma* ou *Percina*) comme hôtes. Historiquement, sa présence était connue sur 10 sites au Canada, mais elle est actuellement confirmée dans deux, les rivières Ausable et Sydenham. Le Ptychobranche réniforme occupe des rivières de petite et moyenne taille et, à l'occasion, des lacs peu profonds avec action des vagues sur les substrats de sable et de gravier. De nombreuses menaces liées à la perte et à la modification de l'habitat, ainsi qu'aux répercussions des moules dreissénidées envahissantes, seraient responsables de la disparition de cette espèce d'une grande partie de son aire de répartition historique. Les menaces persistantes liées aux sources agricoles et urbaines de pollution, aux espèces aquatiques envahissantes et aux répercussions des changements climatiques ont probablement une incidence négative sur le Ptychobranche réniforme à l'heure actuelle; cependant, les répercussions semblent faibles au niveau de la population. Il reste d'importantes lacunes dans les connaissances concernant l'abondance et la répartition historiques et actuelles en Ontario, de nombreux aspects de la biologie de sa reproduction, y compris le moment de la fraie et de la libération des glochidies, les préférences en matière d'habitat selon le stade biologique, les interactions entre les moules et les hôtes, les tolérances physiologiques aux conditions environnementales, ainsi que l'ampleur de l'impact et l'étendue spatiale des menaces.

INTRODUCTION

Le Ptychobranche réniforme (*Ptychobranthus fasciolaris*, Rafinesque 1820) est une moule d'eau douce de taille moyenne (de la famille des Unionidés) que l'on trouve dans les radiers et les habitats de rapides dans les rivières ou les échancrures des lacs avec une action des vagues, dans les substrats de sable et de gravier de la rivière Ohio et des bassins inférieurs des Grands Lacs. En 2003, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a déterminé que le Ptychobranche réniforme était une espèce en voie de disparition parce qu'il « a disparu d'environ 70 p. 100 de son aire de répartition historique au Canada en raison des incidences de la moule zébrée et des pratiques d'utilisation des terres. [...] Les effets de l'agriculture, incluant l'envasement, ont éliminé les populations des rivières Grand et Thames, et menacent l'existence continue de cette espèce au Canada ». L'espèce a été inscrite à l'annexe 1 de la LEP en 2005. On a réévalué la situation du Ptychobranche réniforme et confirmé son statut en 2013, parce que « [la] population du lac Sainte-Claire est sur le point de disparaître. Les populations des rivières Ausable et East Sydenham semblent se reproduire, mais non celles du ruisseau Medway et du lac Sainte-Claire. Les populations sont menacées par la pollution causée par le ruissellement agricole, urbain et routier, et par les espèces envahissantes (Dreissenidés et gobie à taches noires) ». Un programme de rétablissement conjoint pour le Ptychobranche réniforme et l'obovarie ronde (*Obovaria subrotunda*) a été achevé en 2006, et un programme de rétablissement modifié a été publié en 2013 ([MPO 2013](#)). Un [arrêté visant l'habitat essentiel](#) a été pris en 2019 pour protéger l'habitat dans la rivière Ausable, la rivière Sydenham Est, le cours inférieur de la rivière Thames et le ruisseau Medway (MPO 2019).

Pêches et Océans Canada (MPO) a élaboré le processus d'évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) afin de fournir les renseignements et les avis scientifiques nécessaires pour éclairer les décisions d'inscription et satisfaire aux exigences de la LEP, y compris l'élaboration des programmes de rétablissement, et des autorisations de mener des activités qui contreviendraient autrement à la LEP. Le processus est fondé sur le MPO (2007) et des lignes directrices mises à jour (MPO inédites) qui évaluent 22 éléments potentiels de rétablissement. Bien que le Ptychobranche réniforme soit déjà inscrit en vertu de la LEP, une EPR a été demandée pour éclairer l'élaboration d'un programme de rétablissement et d'un plan d'action mis à jour et pour appuyer la prise de décisions concernant la délivrance de permis. Le présent document résume les renseignements sur la biologie, la répartition, les paramètres des populations, l'habitat et les menaces, ainsi que les mesures d'atténuation applicables pour soutenir le processus d'EPR pour le Ptychobranche réniforme. Le présent document de recherche accompagne un document de recherche sur la modélisation du potentiel de rétablissement (Fung *et al.* 2025) et ensemble, ils abordent les 22 éléments décrits dans le processus d'EPR (MPO 2007, MPO données inédites).

BIOLOGIE, ABONDANCE ET RÉPARTITION

Élément 1 : Résumer la biologie du Ptychobranche réniforme

DESCRIPTION

Le Ptychobranche réniforme est une moule d'eau douce de taille moyenne (de la famille des Unionidés) de la sous-famille des Lampsiliné. Il est doté d'une coquille elliptique allongée, solide et relativement épaisse. L'extrémité antérieure de la coquille est généralement arrondie, l'extrémité postérieure forme une pointe et la coquille est comprimée. La marge ventrale peut être légèrement courbée, et les individus plus âgés peuvent présenter une bosse vers

l'extrémité postérieure. Le périostracum peut varier du jaune au jaune-brun ou au brun et est orné de larges rayons verts discontinus qui forment des taches qui ressemblent à des carrés verts. Les rayons verts s'estompent souvent sur les individus âgés. La sculpture des sommets est peu développée, mais elle peut présenter quelques bourrelets ondulés indistincts (Ortmann 1919). La nacre est généralement blanche, mais elle peut être rosée chez les individus jeunes. La cavité ombonale est peu profonde, et les femelles peuvent avoir un sillon qui part de la cavité ombonale vers l'extrémité postéro-ventrale pour le marsupium. De plus, les mâles peuvent être légèrement plus comprimés que les femelles, mais cela n'est pas fiable pour faire la distinction entre les sexes (Ortmann 1919); autrement, l'espèce ne présente pas de dimorphisme sexuel important. Les dents de la charnière sont complètes. Les dents pseudo-cardinales sont épaisses et triangulaires (deux dans la valve de gauche, une à droite). Les dents latérales sont courtes, épaisses et peuvent être dentelées (COSEPAC 2003, Metcalfe-Smith *et al.* 2005). Les adultes peuvent atteindre une longueur d'environ 125 à 150 mm (Metcalfe-Smith *et al.* 2005, INHS 2023). Le ptychobranche réniforme peut être confondu avec l'elliptio pointu (*Eurynia dilatata*), la mulette *Ortmanniana ligamentina* et la villeuse irisée (*Cambarunio iris*) (INHS 2023), avec lesquels il partage son habitat en Ontario. L'elliptio pointu présente des rayons verts plus fins qui ne sont pas interrompus, une sculpture des sommets comportant trois ou quatre boucles simples (si elles sont visibles) et est habituellement violette à l'intérieur. La mulette *Ortmanniana ligamentina* a une coquille de forme légèrement plus oblongue avec une sculpture des sommets légèrement plus haute que la ligne de charnière. La villeuse irisée a une taille adulte plus petite, présente une sculpture des umbos plus proéminente (en double boucle après le premier anneau) et un leurre qui ressemble à une écrevisse.

BIOLOGIE ET CYCLE BIOLOGIQUE

Comme pour tous les unionidés, la reproduction du ptychobranche réniforme commence lorsque les mâles libèrent des spermatozoïdes (souvent un grand nombre agglomérés sous forme de boule) qui sont filtrés par le siphon branchial des femelles des environs. Le ptychobranche réniforme est une espèce dioïque, bien que l'hermaphrodisme ait été signalé à l'occasion (van der Schalie 1970). La fraie a lieu en août dans une grande partie de son aire de répartition, et les glochidies sont libérées du printemps suivant jusqu'au début de l'été (Ortmann 1919), ce qui fait du ptychobranche réniforme une espèce dont la période de gravidité est longue. Entre 2012 et 2014, une étude sur la reproduction a été entreprise par le MPO sur deux sites, l'un dans la rivière Sydenham et l'autre dans la rivière Ausable. L'échantillonnage hebdomadaire du ptychobranche réniforme sur chacun de ces sites a révélé la plus forte proportion de femelles avec des œufs et de mâles avec des spermatozoïdes de la fin juin à la mi-août (température moyenne de l'eau de 25,17 °C, fourchette : 22,4 à 27,2 °C), ce qui porte à croire qu'il s'agit de la principale saison de fraie en Ontario. Des mâles avec des spermatozoïdes ont également été observés en août et au début d'octobre; cependant, la quantité de spermatozoïdes présents était faible comparativement à la principale saison de fraie (la figure 1 montre les résultats du site de la rivière Sydenham; données non publiées du MPO). Des femelles gravides contenant des conglutinats ont été observées d'août à janvier, et aucune n'a été observée de mai à juillet (l'échantillonnage n'était pas possible de février à avril). Gordon et Layzer (1989) ont signalé que des femelles gravides ont été observées à tous les mois, sauf en juillet, dans l'ensemble de son aire de répartition aux États-Unis. Le sexe-ratio entre les mâles et les femelles étaient de 1,3:1 et de 1,8:1 dans les rivières Ausable et Sydenham, respectivement (données non publiées du MPO). Les œufs sont fécondés et les glochidies se développent dans la totalité des branchies extérieures (marsupium) (Haag 2012). Dans la rivière Sydenham, les ptychobranches réniformes femelles présentaient une moyenne de 88 641 (fourchette : 18 750–184 375; n=3) glochidies (McNichols 2007). Les glochidies

manquent de crochets, ce qui porte à croire qu'il s'agit exclusivement de parasites branchiaux et qu'ils ne peuvent pas se fixer aux nageoires ou à d'autres parties externes du corps. Les glochidies du sud-ouest de l'Ontario avaient une coquille d'une longueur moyenne de 176,10 μm ($\pm 14,38$ ET), d'une hauteur moyenne de 201,39 μm ($\pm 17,12$ ET) et avec une longueur de charnière moyenne de 87,30 μm ($\pm 7,60$ ET) (Tremblay *et al.* 2015).

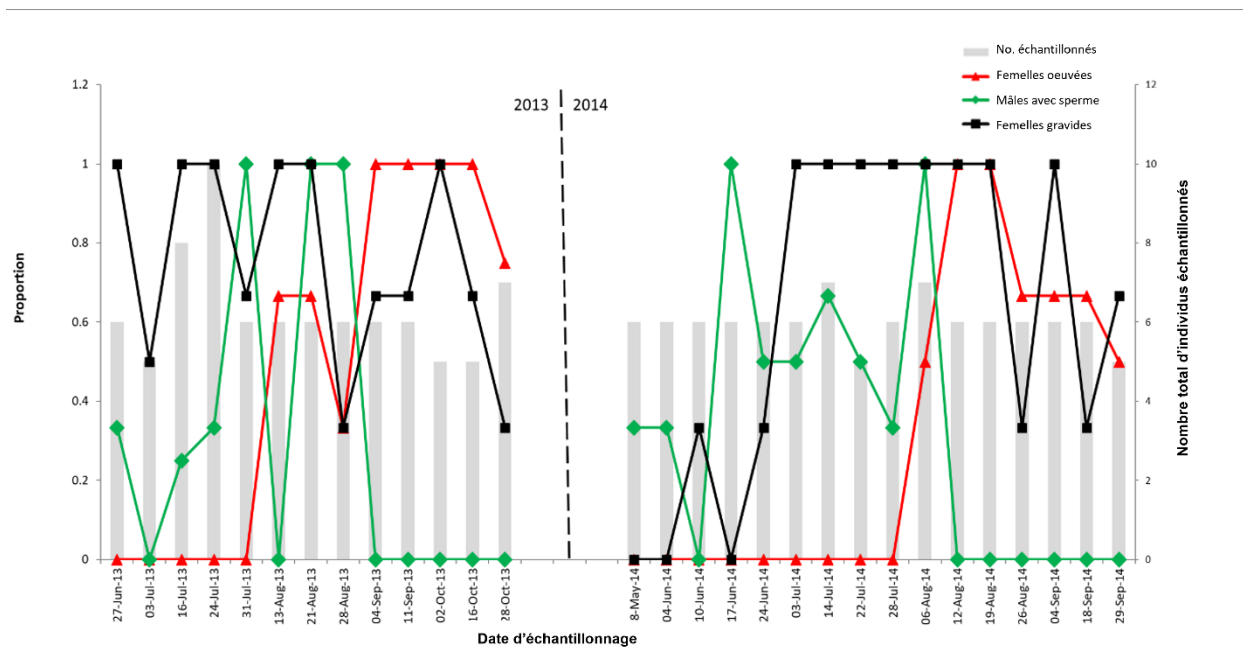


Figure 1. Proportion de *ptychobranches réniiformes* (*Ptychobranchus fasciolaris*) mâles et femelles qui contenaient du sperme, des œufs et des congélutins dans la rivière Sydenham en 2013 et 2014. Le nombre total de *ptychobranches réniiformes* échantillonnés est représenté par les barres grises (données non publiées du MPO).

Comme chez tous les unionidés, les glochidies du *ptychobranch* réniiforme doivent s'enkyster sur un hôte vertébré pour terminer leur développement. Une fois arrivés à maturité, les glochidies sont rassemblées en congélutinat pour attirer un poisson hôte. Tous les membres du genre *Ptychobranchus* produisent des congélutins imitant des proies constitués de glochidies enfermées dans des couches de membrane acellulaire, avec une extrémité adhésive qui peut se fixer au substrat lorsque la glochidie est libérée, et une pigmentation qui ressemble aux taches oculaires et aux lignes latérales. Cette pigmentation est associée aux points faibles de la membrane qui se briseront au contact de l'hôte (Haag 2012). Le degré de détail de l'apparence des congélutins varie légèrement selon la population et peut-être selon la taille de la femelle (Watters 1999, Haag 2012). Watters (1999) a décrit les *ptychobranches réniiformes* femelles de l'Ohio comme produisant deux types de congélutinat, des congélutins « principaux » et « secondaires »; ceux-ci peuvent être présents simultanément au sein d'une population, mais une femelle individuelle ne produira qu'un seul des deux types au cours d'une année donnée; le type secondaire était plus souvent associé à des femelles plus petites. Les deux types de congélutinat présentaient de 2 à 5 « taches oculaires », avec des lignes pigmentées s'étendant vers l'extérieur. Le type principal mesurait habituellement de 7 à 10 mm de longueur et présentait des lignes supplémentaires semblables à des myomères, et il ressemble à un alevin. Le type secondaire, habituellement de 4 à 6 mm de longueur, présentait un disque rouge autour de la « tête » et ressemblait à des larves d'insectes (chironomidés ou simuliidés). La plupart des congélutins observés en Ontario étaient semblables au type « secondaire » décrit par Watters (1999) avec le disque rouge (données non publiées du MPO). Il y avait environ 150 à

500 glochidies par conglutinat (Watters 1999, McNichols 2007). En laboratoire, l'extrémité adhésive s'est fixée à divers types de substrats (p. ex. verre, bois, roche, métal) et est demeurée adhésive même après plusieurs fixations (Watters 1999). Bien que les conglutinats se brisent facilement sous la pression (particulièrement faibles aux taches oculaires), ils sont demeurés intacts dans des conditions d'écoulement, et Watters (1999) a noté que le courant de l'eau rendait l'imitation des proies (ressemblant à un mouvement) plus crédible.

Des Ptychobranche réniformes femelles prélevés en avril dans le ruisseau Little Darby, en Ohio, ont libéré environ douze conglutinats par jour (jour et nuit) pendant une période d'un mois en laboratoire (température de l'eau de 17 °C; Watters 1999). L'absence de femelles gravides en mai dans les rivières Ausable et Sydenham donne à penser que des conglutinats sont probablement libérés à la fin d'avril en Ontario également; cependant, des filets dérivants sont installés chaque semaine dans les rivières Ausable (de juillet 2012 à février 2014) et Sydenham (de juillet 2013 à juin 2014) ont révélé la présence de glochidies du Ptychobranche réniforme dans la colonne d'eau de la fin de juin à la fin d'octobre, avec les plus grandes abondances tout au long du mois de septembre (données non publiées du MPO). Smadis (2021) a découvert que les glochidies du Ptychobranche réniforme sont libérées pendant la nuit dans la rivière Sydenham, les plus grandes abondances ayant été détectées entre 22 h et 4 h, heure locale. Dans cette étude, les glochidies ont été échantillonnées de la fin août à la fin septembre, et l'abondance des glochidies du Ptychobranche réniforme était variable, mais a généralement diminué au cours de cette période (Smadis 2021).

Les poissons hôtes sont attirés par les conglutinats imitant des proies du Ptychobranche réniforme, qui se brisent lorsqu'ils sont mordus et libèrent des glochidies qui peuvent ensuite s'enkyster dans les tissus branchiaux de l'hôte. Les hôtes du Ptychobranche réniforme qui ont été observés sont des dards, des chabots et une épine (White 1996, Watters 1999, Watters *et al.* 2005, McNichols 2007). Dans une étude en laboratoire sur des spécimens de la rivière Sydenham, McNichols (2007) a observé une métamorphose réussie des glochidies du Ptychobranche réniforme sur les espèces suivantes : dard noir (*Percina maculata*), dard barré (*Etheostoma flabellare*), raseux-de-terre noir (*E. nigrum*), dard à ventre jaune (*E. exile*) et épine à cinq épines (*Culaea inconstans*) sur un total de 12 espèces (représentant quatre familles) de poissons étudiées. Le dard noir a produit le plus de juvéniles par poisson hôte étudié (51 ±50 ET), suivi du raseux-de-terre noir (29 ±21 ET), ce qui porte à croire que ces espèces sont les principaux hôtes. Une étude sur la reproduction menée dans les rivières Ausable et Sydenham en 2012-2014 a permis de découvrir des glochidies de Ptychobranche réniforme présumées¹ sur le dard noir, le raseux-de-terre noir et le fouille-roche zébré (*P. caprodes*) dans la rivière Ausable et le dard noir, le raseux-de-terre noir, le fouille-roche zébré et le dard vert (*E. blennioides*) dans la rivière Sydenham. Le fouille-roche zébré présentait les taux d'infestation les plus élevés de glochidies de Ptychobranche réniforme par poisson dans les deux rivières, suivi du dard noir dans la rivière Ausable et du raseux-de-terre noir dans la rivière Sydenham. Les espèces qui présentaient le plus grand nombre de glochidies individuelles de Ptychobranche réniforme fixées à elle étaient le dard noir dans la rivière Ausable, et le fouille-roche zébré dans la rivière Sydenham (données non publiées du MPO).

Les glochidies enkystées se nourrissent des tissus de l'hôte et subissent une métamorphose, développant leurs organes internes; il y a généralement peu de changement de taille au cours

¹ Il convient de mentionner que les glochidies ont été identifiées à l'aide de l'analyse de la fonction discriminante dans Tremblay *et al.* (2015), méthode qui était moins fiable pour le Ptychobranche réniforme que pour d'autres espèces.

de cette période. La durée de ce processus dépend des espèces de moules, des espèces hôtes et de la température de l'eau. Au cours d'un test en laboratoire, la durée de la métamorphose des glochidies de *ptychobranche réniforme* variait de 22 à 29 jours pour tous les poissons hôtes étudiés (McNichols 2007). Des glochidies prélevées sur des femelles capturées à l'état sauvage dans la rivière Sydenham se sont transformées sur le dard noir et le raseux-de-terre noir de la rivière Grand après 25 à 35 jours en laboratoire (Van Tassel *et al.* 2021). Le succès de la métamorphose dépend également, au moment de la libération de glochidies, de la disponibilité de poissons hôtes qui sont de qualité suffisante et qui n'ont pas développé d'immunité.

Une fois la transformation terminée, les juvéniles se détacheront du poisson hôte et s'installeront dans le substrat. Les dispersions à grande échelle se produisent grâce au transport sur l'hôte, et les juvéniles ont une capacité limitée de choisir des habitats convenables où s'installer; cependant, ils semblent capables d'utiliser leur pied (et peut-être des mouvements de valves) pour réduire la vitesse d'établissement et peut-être faciliter le choix du site. La plus petite taille corporelle des juvéniles du *ptychobranche réniforme* par rapport aux autres unionidés étudiés a également réduit la vitesse d'établissement (Schwalb et Ackerman 2011). Les juvéniles s'enfouiront dans les sédiments et resteront généralement enfouis pendant les premières années de leur vie, puis ils émergeront une fois arrivés à maturité. L'âge de la maturité est inconnu pour le *ptychobranche réniforme*, mais il est estimé à 3 à 5 ans (ou à la maturité la plus précoce à environ 48 mm) (Fung *et al.* 2025). L'âge et la longueur maximums devraient être de 32 ans et 157,4 mm d'après les âges observés et la fonction de croissance de von Bertalanffy calculée à partir des spécimens de la rivière Licking, au Kentucky, respectivement (Haag et Rypel 2011). Les âges de 99 coquilles usées de *ptychobranches réniformes* provenant de la rivière Ausable, en Ontario ont été évalués (données non publiées de MPO). L'âge a été évalué entre 1 et 33 ans (moyenne : 11,2 ans), avec des longueurs comprises entre 27,7 et 121,1 mm (moyenne : 81,7 mm) (figure 2). Le plus gros spécimen enregistré en Ontario mesurait 125 mm et provenait de la rivière Sydenham. Les distributions des fréquences de longueur de tous les spécimens prélevés dans les rivières Ausable et Sydenham sont présentées dans la figure 3 (LGLUD, données inédites). McNichols (2007) a recapturé 16 *ptychobranches réniformes* qui avaient déjà été marqués à trois endroits sur la rivière Sydenham et a constaté que les adultes croissaient en moyenne de 0,25 cm ($\pm 0,05$ ET) par année (la longueur moyenne initiale de la coquille était de $8,43 \pm 0,47$ cm) et que la croissance n'était pas significativement différente d'un individu à l'autre. La croissance des *ptychobranches réniformes* a été considérablement plus lente que celle des épioblasmes ventrués (*Epioblasma rangiana*), des épioblasmes tricornes (*E. triquetra*) ou des villeuses haricots (*Paetulonio fabalis*) qui avaient été marqués et ont été recapturés en même temps. Ortmann (1919) fait remarquer que les *ptychobranches réniformes* du lac Érié ont tendance à atteindre une plus petite taille et à avoir des anneaux de croissance plus serrés que les spécimens du bassin hydrographique de la rivière Ohio; cela pourrait indiquer une croissance plus lente dans un habitat lacustre moins idéal.

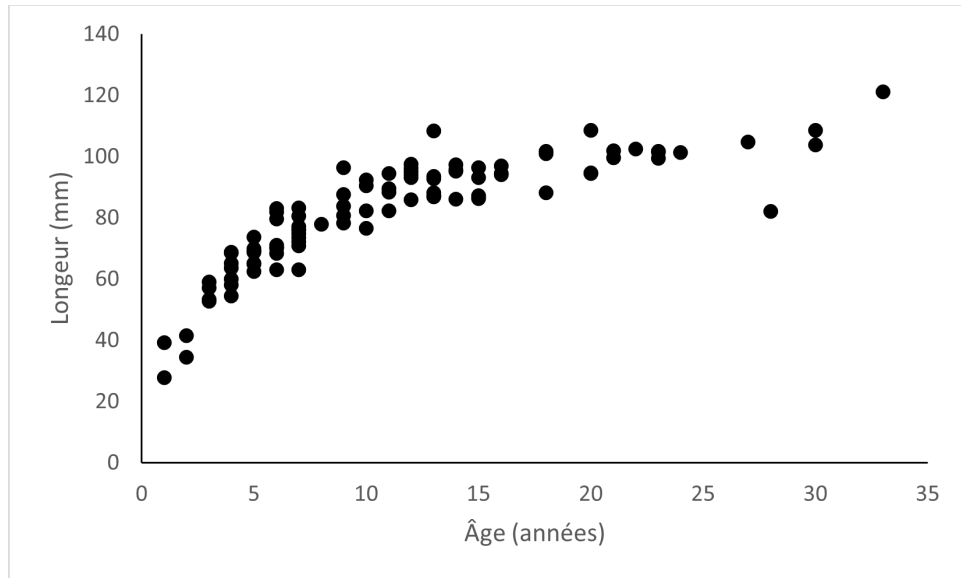


Figure 2. Longueur selon l'âge des *ptychobranchs réniformes* (n=99) prélevés dans la rivière Ausable, en Ontario. Âges estimés par deux lecteurs (données non publiées du MPO).

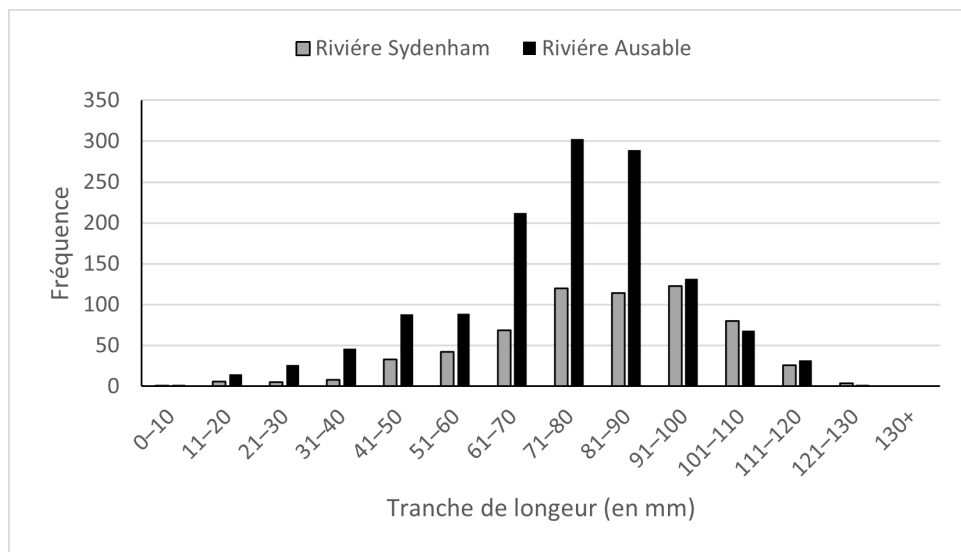


Figure 3. Distribution des fréquences de longueur des *ptychobranchs réniformes* recueillis pendant tous les relevés dans les rivières Ausable (gris) et Sydenham (noir) de 1997 à 2022.

RÉGIME ALIMENTAIRE

Les moules unionidées adultes se nourrissent de bactéries, d'algues, de détritus organiques et de protozoaires et sont des suspensivores. Il existe peu d'information sur le régime alimentaire propre à l'espèce, mais il y a des preuves selon lesquelles différentes espèces pourraient choisir des particules de différentes tailles pour l'alimentation, ce qui pourrait réduire la concurrence interspécifique dans divers gisements de moules (Tran et Ackerman 2019). On pense que les juvéniles se nourrissent de matière organique disponible dans l'eau interstitielle à l'aide de leur pied (Gatenby *et al.* 1997). Les moules au stade des glochidies se nourrissent de

fluides de tissus de leurs poissons hôtes. L'analyse des isotopes stables du régime alimentaire du *ptychobranche* réniforme dans le ruisseau Big Darby, en Ohio, porte à croire que l'espèce est principalement un détritivore, consommant un régime pauvre en protéines de bactéries ou de micro-eucaryotes; cela varie probablement légèrement selon la saison, selon la disponibilité des nutriments provenant des matières organiques particulières fines (Christian *et al.* 2004).

GÉNÉTIQUE DES POPULATIONS

La génétique des populations de *ptychobranche* réniformes a été évaluée dans les rivières Ausable et Sydenham à l'aide de neuf marqueurs nucléaires. D'autres moules communes et en péril ont également été évaluées (Galbraith *et al.* 2015). Des preuves de la structure des populations ont été trouvées à l'échelle des rivières pour toutes les espèces; cependant, le *ptychobranche* réniforme montrait une plus faible divergence d'une rivière à l'autre comparativement à d'autres espèces, malgré l'utilisation de poissons hôtes moins mobiles et de petite taille. En moyenne, la richesse allélique du *ptychobranche* réniforme était également inférieure à celle de la plupart des autres espèces. Il n'y avait aucune preuve de la sous-structure des populations (ce qui porte à croire à une bonne connectivité historique au sein d'un plan d'eau ou un flux génétique continu) ou des déclin importants des populations (p. ex., goulot d'étranglement) pour une espèce. Il serait utile de comprendre comment la structure génétique des populations de *ptychobranche* réniformes du Canada se compare à celle des populations des États-Unis. Pour aider à étayer les efforts éventuels de translocation aux fins de conservation de *ptychobranche* réniformes, Van Tassel *et al.* (2021) ont évalué la diversité génétique des individus élevés en captivité de première génération par rapport à ceux capturés à l'état sauvage. Ils ont découvert que la diversité génétique était maintenue avec aussi peu que sept femelles (et un nombre inconnu de mâles) contribuant à la couvée, ce qui porte à croire que l'élevage en captivité pourrait être approprié pour les translocations aux fins de conservation.

IMPORTANCE PARTICULIÈRE

Les moules d'eau douce ont toujours constitué une grande partie de la biomasse benthique dans les rivières et les cours d'eau d'Amérique du Nord, filtrant de grands volumes d'eau. Cela améliore la clarté de l'eau et fait circuler les nutriments dans la colonne d'eau (Vaughn *et al.* 2004, Atkinson *et al.* 2014). La contribution des services écosystémiques fournis par les moules varie en fonction de leur densité, de la composition des espèces, des stratégies de cycle biologique des espèces présentes et des facteurs environnementaux (Vaughn *et al.* 2004 et 2008, Haag 2012). L'enfouissement de la moule oxygène le substrat, et son activité d'alimentation fait circuler les nutriments entre l'eau et les sédiments, ce qui les rend disponibles pour d'autres invertébrés benthiques (Vaughn et Hakenkamp 2001, Vaughn *et al.* 2004, Howard et Cuffey 2006). Des gisements denses de moules enfouies peuvent accroître la stabilité du substrat sous des débits plus élevés (Zimmerman et de Szalay 2007). Les moules peuvent également être une source de nourriture pour de nombreux poissons, ainsi que pour les prédateurs aviaires et terrestres, ce qui permet le transfert d'énergie à l'extérieur du milieu aquatique (Neves et Odom 1989). Les coquilles usées peuvent fournir une structure d'habitat pour d'autres invertébrés benthiques et pour les poissons, et ces organismes peuvent s'associer à des moules vivantes pour l'approvisionnement alimentaire également (Beckett *et al.* 1996, Gutierrez *et al.* 2003, Spooner et Vaughn 2006, Eveleens *et al.* 2023). Les membres du genre *Ptychobranche* sont considérés comme des espèces sensibles, et leur présence est souvent associée à des habitats de meilleure qualité (Haag 2012).

Élément 2 : Évaluer la trajectoire récente de l'espèce concernant l'abondance, l'aire de répartition et le nombre de populations.

ABONDANCE

On a signalé que le ptychobranche réniforme était de rare à abondant localement. Christian *et al.* (2004) ont fait remarquer que le ptychobranche réniforme et l'*elliptio* pointu étaient « numériquement dominants » sur les sites du ruisseau Big Darby, en Ohio. Le COSEPAC (2003) résume la fréquence d'occurrence et la composition en pourcentage du ptychobranche réniforme dans les relevés des moules dans plusieurs États et bassins hydrographiques où il est présent aux États-Unis. La fréquence d'occurrence variait de 4 % des sites échantillonnés dans la rivière Duck, au Tennessee, à 40 % des sites relevés dans la rivière Paint Rock, en Alabama, et elle représentait un maximum de 8 % de la communauté totale de moules sur tous les sites échantillonnés dans la rivière Clinton, au Michigan (plage d'abondance relative de 1 à 30 % par site). Grabarkiewicz (2012) a calculé la densité moyenne de ptychobranches réniformes dans la rivière Blanchard (affluent du lac Érié); les estimations allaient de 0,18 (IC à 90 % : 0,12-0,29) moules par m² à 0,30 (IC : 0,20-0,43) moules par m² dans les tronçons moyens; et 0,13 (IC : 0,10-0,18) moules par m² à 0,14 (IC : 0,07–0,026) moules par m², dans les tronçons supérieurs; les sites ont été sélectionnés au hasard dans chaque tronçon. Les modèles de qualité de l'habitat pour les unionidés en péril dans les rivières du Michigan ont indiqué qu'environ 3,1 % de l'habitat de cours d'eau à l'échelle de l'État convenait au ptychobranche réniforme (fourchette : 1,1 à 13,6 % pour toutes les espèces), seulement 0,3 % étant très convenable (0,1 à 1,8 % pour toutes les espèces) (Daniel *et al.* 2018).

Il existe des estimations grossières de l'abondance du ptychobranche réniforme pour les rivières Ausable et Sydenham. Le COSEPAC (2003) a estimé que l'abondance du ptychobranche réniforme dans la rivière Ausable était d'environ 10 000 à 20 000 individus, et dans la rivière Sydenham, d'environ 30 000 à 50 000 individus, en multipliant la densité moyenne (0,1225 moules/m²) dans un habitat convenable de radiers/rapides par la zone d'occupation, en supposant que seulement 10 à 20 % de cette zone contient un habitat convenable.

À l'aide des données des relevés par quadrat des rivières Ausable et Sydenham effectués au cours de trois périodes, Fung *et al.* (2025) ont fait des prévisions des abondances par quadrat propres au site en utilisant une approche bayésienne hiérarchique. Les abondances projetées aux sites des quadrats ont ensuite été regroupées, ce qui a donné des estimations de 1 129 (IC à 95 % : 933-1 360) dans la rivière Ausable et de 6 949 (IC : 5 371-9 059) pour la rivière Sydenham; ces estimations peuvent être interprétées comme une taille de population minimale dans chaque rivière, car de nombreuses zones au-delà des sites des quadrats sont également occupées, mais il manque des données pour faire des prévisions au-delà. En l'absence d'estimations de la taille de la population totale, des estimations de la densité et de la superficie occupée (fondées sur les données d'occurrence d'individus vivants de 2013 à 2022 dans des segments continus des couches de données du réseau d'Ontario Hydro) sont présentées pour les rivières Ausable et Sydenham (tableau 1).

Tableau 1. Captures par unité d'effort (CPUE) calculées à partir des relevés par quadrat, et superficie approximative occupée d'après les données d'occurrence de 2013 à 2022 dans des segments continus du réseau d'Ontario Hydro. La densité moyenne et médiane et le taux de croissance de la population sont indiqués par Fung et al. (2025) avec des intervalles de crédibilité à 95 % (IC). Les taux de croissance représentent la croissance annuelle, 1 signifiant une population dont l'état est stable.

Site	Longueur approximative de la section occupée de la rivière (km)	Densité moyenne (individus/m ²)	Abondance regroupée aux sites des quadrats (IC à 95 %)	Taux de croissance de la population (IC à 95 %)
Rivière Ausable	57 km (+ 3 km de la rivière Little Ausable) (superficie : 110 ha)	0,450	1 129 (933 à 1 360)	1,069 (1,02 à 1,126)
Rivière Sydenham	92 km (superficie : 241,4 ha)	0,417	6 949 (5 371 à 9 059)	1,13 (1,11 à 1,15)

RÉPARTITION

Le Ptychobranchia réniforme est présent dans l'est de l'Amérique du Nord, principalement dans le bassin hydrographique de la rivière Ohio et dans le bassin hydrographique inférieur des Grands Lacs. Sa répartition est généralisée, mais sporadique. On sait qu'il est présent en Alabama (S2; en péril), en Géorgie (S1; gravement en péril), en Illinois (S1), en Indiana (S2), au Kentucky (S4; apparemment non en péril), au Michigan (S2), au Mississippi (S1), à New York (S2), en Ohio (S3; vulnérable), en Pennsylvanie (S4), en Virginie (S4), en Virginie-Occidentale (S3) et au Tennessee (S4), et serait disparu de la Caroline du Nord (NatureServe 2023). Il est considéré comme quasi menacé à l'échelle mondiale, car sa population semble diminuer dans bon nombre de ses sites historiquement occupées (Bogan et Woolnough 2017).

Au Canada, on ne trouve le Ptychobranchia réniforme que dans le sud-ouest de l'Ontario (S1). Historiquement, il était présent dans la rivière Ausable, le lac Sainte-Claire, la rivière Sydenham, la rivière Thames (et le ruisseau Medway), la rivière Détroit, le lac Érié, la rivière Grand, la rivière Niagara et la rivière Welland. Bien que de nombreux problèmes liés à la pollution urbaine et industrielle aient probablement contribué au déclin du Ptychobranchia réniforme dans les Grands Lacs et les voies interlacustres, on pense que l'invasion de la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) est la cause ultime de sa disparition de la rivière Sainte-Claire, du lac Sainte-Claire, de la rivière Détroit, du lac Érié et de la rivière Niagara. La combinaison d'une utilisation intensive des terres agricoles et d'un certain développement urbain et industriel et de grands barrages a probablement entraîné la disparition de l'espèce des rivières Grand et Thames. La présence du Ptychobranchia réniforme est actuellement confirmée dans les rivières Ausable et Sydenham. Il était connu récemment du lac Sainte-Claire (delta de la rivière Sainte-Claire) et du ruisseau Medway (affluent de la rivière Thames), mais les observations récentes d'individus vivants sont limitées, et on pense que la reproduction n'est pas possible (figure 4).

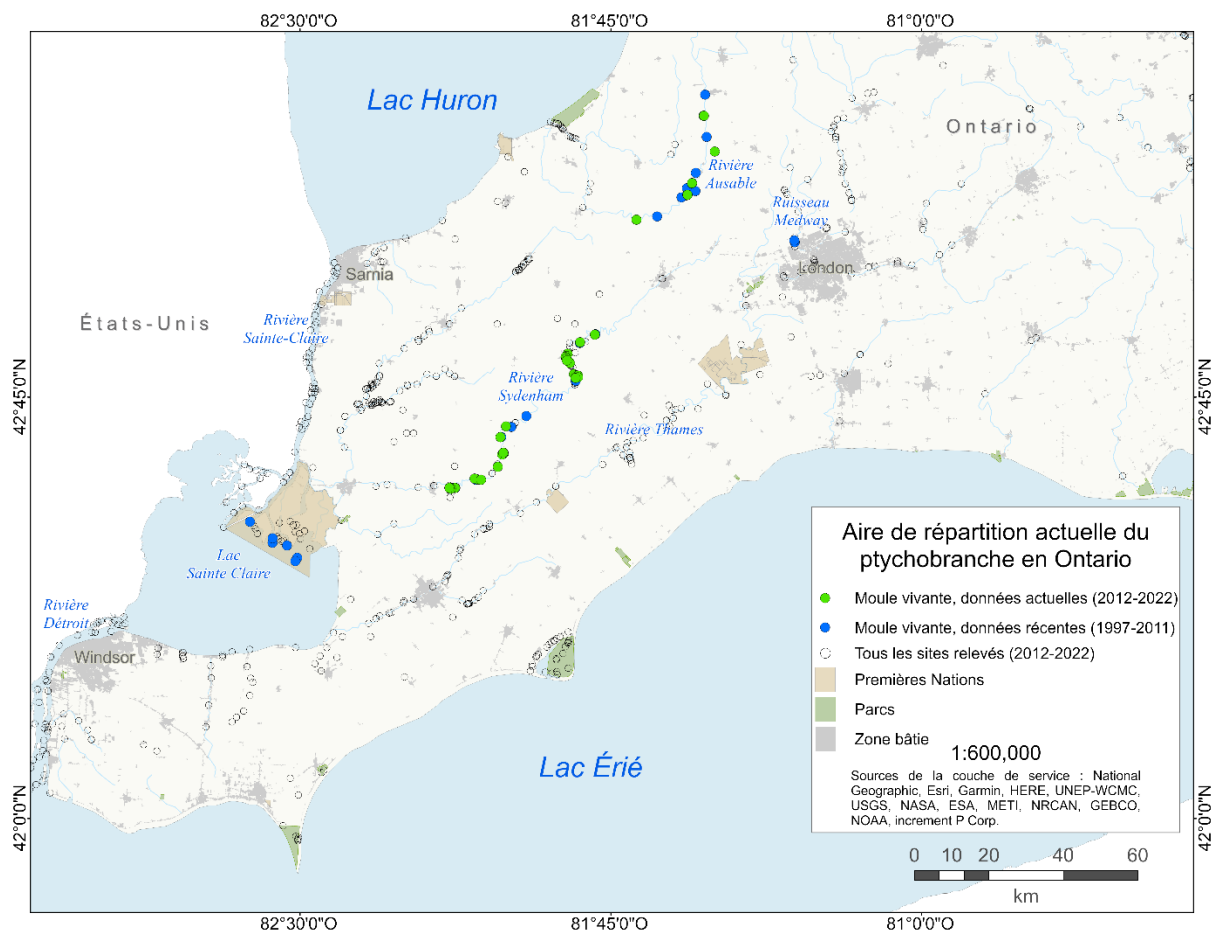


Figure 4. Aire de répartition récente (1997-2011; bleu) et actuelle (2012-2022; vert) du ptychobranch réniforme au Canada. Des cercles vides illustrent tous les échantillonnages de moules effectués de 2012 à 2022.

État actuel

Les efforts d'échantillonnage pour le ptychobranch réniforme au Canada comprennent une combinaison de relevés d'échantillonnage selon un temps déterminé et de relevés par quadrat normalisés (réseau Unionid Monitoring and Biodiversity Observation [UMBO]). Les relevés d'échantillonnage selon un temps déterminé sont généralement utilisés pour mieux comprendre la répartition des espèces. Ils utilisent une combinaison de méthodes visuelles et tactiles (p. ex., observation, recherche tactile, plongée en apnée), qui permettent de couvrir une vaste zone relativement rapidement, ce qui les rend efficaces pour détecter les espèces rares, mais ces méthodes ont tendance à privilégier les grands individus. Les relevés par quadrat de l'OMBO sont conçus pour évaluer les tendances au fil du temps et les données démographiques. Les relevés par quadrat sont généralement menés selon un plan aléatoire stratifié avec une couverture de 20 %. En règle générale, la méthode de relevé prend un site de 400 m² divisé en blocs de 15 m², où trois quadrats de 1 m² sont excavés à 15 cm sous la surface du substrat dans chaque bloc. Les juvéniles sont mieux représentés dans les échantillons de quadrats, car ils ont tendance à s'enfouir plus profondément que les adultes et peuvent ne pas être visibles à la surface pendant les efforts d'échantillonnage selon un temps déterminé. Reid et Morris (2017) ont procédé à un échantillonnage intensif d'un site de la rivière Sydenham et ont

constaté que 98,8 % des individus vivants ont été trouvés pendant les excavations, comparativement à 1,2 % qui ont été détectés visuellement à la surface. Les deux méthodes fournissent des renseignements différents pour la compréhension des paramètres des populations.

Un résumé des relevés récents (1997 à 2022) de ptychobranches réniformes se trouve à l'annexe 1 (tableau A1.1 pour l'échantillonnage selon un temps déterminé et tableau A1.2 pour les relevés par quadrat); ces tableaux comprennent tous les échantillonnages récents où l'espèce était historiquement présente. Les données historiques (c.-à-d. avant 1997) sont également résumées à l'annexe 1 (tableau A1.3); elles contiennent souvent des renseignements incomplets sur l'échantillonnage et des détails sur l'état des spécimens au moment du prélèvement, ou même le nombre d'individus recueillis n'étaient parfois pas disponibles. Veuillez noter que les activités d'échantillonnage antérieures à 1997 décrites ci-dessous peuvent également comprendre des observations fortuites.

Rivière Ausable

On a signalé pour la première fois la présence du ptychobranche réniforme dans la rivière Ausable en 1994, où six individus ont été trouvés sur deux sites (Morris et Di Maio 1998). Vingt-sept individus vivants (+17 coquilles ou valves fraîches et huit coquilles ou valves altérées) ont été découverts au cours de relevés d'échantillonnage selon un temps déterminé (quatre sites avec 4,5 heures-personnes et un site avec 0,75 heure-personne) en 1998 (Metcalf-Smith *et al.* 1999). En 2002, 32 individus vivants ont été recueillis sur quatre sites (4,5 heures-personnes chacun). En 2004, quatre individus (+ une valve usée) ont été recueillis sur trois sites (4,5 heures-personnes chacun). Quatre-vingt-huit individus ont été recueillis en 2008 (quatre sites). Une personne a été observée en 2010 (aucun détail disponible). Dans le cadre d'une étude comportementale, 265 individus ont été recueillis en 2012. Des relevés d'échantillonnage selon un temps déterminé réalisés en 2013, en 2014 et en 2016 ont également permis de trouver respectivement 73 individus de plus, 4 individus de plus et deux valves usées. Les relevés par quadrat ont permis de trouver 138 individus en 2006 (506 m²), quatre individus en 2008 (199 m²), 102 individus en 2011 (534 m²), 37 individus en 2018 (226 m²) et 212 individus en 2019 (229 m²). Des relevés par quadrat ont également été effectués en 2007 (66 m²), en 2009 (146 m²), en 2013 (75 m²) et en 2022 (75 m²), mais aucun ptychobranche réniforme n'a été détecté (l'Office de protection de la nature d'Ausable Bayfield [ABCA] et MPO, données inédites). À l'été 2022, on a effectué un échantillonnage à l'épuisette dans le cours inférieur de la rivière Ausable sur 23 sites, de Kennedy Line à l'embouchure de Port Franks (c.-à-d. en aval de l'aire de répartition connue du ptychobranche réniforme), et on n'a décelé aucun ptychobranche réniforme (LeBaron *et al.* 2023). La répartition historique du ptychobranche réniforme est d'environ 70 km dans le tronçon principal de la rivière Ausable, de Crediton à Springbank, et, d'après les données sur la répartition actuelle (2012 à 2022), d'environ 57 km (plus trois kilomètres du cours inférieur de la rivière Little Ausable).

De plus, un ptychobranche réniforme vivant a été trouvé en 2010 dans le ruisseau Nairn, près de l'endroit où il se jette dans la rivière Ausable, après 15 heures-personnes de recherche tactile (Université de Guelph, données inédites), et une coquille y a été trouvée en 2014. Un individu vivant a été trouvé dans la rivière Little Ausable en 2018 lors de relevés par quadrat (ABCA, données inédites).

Rivière Sainte-Claire

Bien qu'elles n'aient pas été signalées du côté canadien de la rivière Sainte-Claire, des coquilles de ptychobranches réniformes ont été observées du côté américain de la rivière lors de relevés en plongée. Six coquilles usées ont été observées en 2021 sur trois endroits près de Recors Point et du parc d'État d'Algonac (Keretz 2022).

Lac Sainte-Claire

Des coquilles de ptychobranches réniformes ont été signalées pour la première fois dans le lac Sainte-Claire en 1934. Environ 48 activités d'échantillonnage ont eu lieu dans le lac Sainte-Claire de 1928 à 1990, mais elles n'ont permis de trouver que des coquilles. Gillis et Mackie (1994) ont relevé des sites près de l'embouchure de la rivière Puce en 1990 et ont signalé une densité de 0,01 ptychobranche réniforme/m². Les plus récents signalements d'individus vivants datent de 1999, année où six individus vivants ont été enregistrés sur cinq sites près du delta (Zanatta *et al.* 2002). Un spécimen supplémentaire a été signalé en 2001, et deux autres individus ont été trouvés en 2003 lors de relevés avec piquet et corde (Metcalf-Smith *et al.* 2004). Environ 33 sites ont fait l'objet d'un relevé de 2004 à 2021, dont les sites où des individus vivants ont été observés entre 1999 et 2003, mais on n'a trouvé aucune trace de ptychobranches réniformes (vivants ou coquilles). Par le passé, des spécimens et des coquilles ont été trouvés dans le delta de la rivière Sainte-Claire, le long de la rive est jusqu'à la baie Mitchell, et près de l'embouchure de la rivière Puce, vers l'embouchure de la rivière Détroit. Cette population est vraisemblablement disparue du pays.

Rivière Sydenham

On a signalé des ptychobranches réniformes vivants dans l'est de la rivière Sydenham en 1963 (n=1), en 1965 (n=2), en 1967 (n=13), en 1971 (n=3), en 1973 (n=5 + 5 coquilles fraîches) et en 1991 (n=14; Clarke 1992). Des coquilles ont également été signalées en 1985 et en 1992 mais leur état est inconnu. De 1997 (lorsque des efforts d'échantillonnage plus normalisés ont commencé) à 2022, un total de 956 ptychobranches réniformes vivants (+65 coquilles et valves fraîches et 10 coquilles et valves altérées) ont été recueillis sur 240 sites, avec au moins 1304 heures-personnes d'efforts d'échantillonnage selon un temps déterminé. Des relevés par quadrat effectués dans la rivière Sydenham ont permis de trouver 20 ptychobranches réniformes en 1999 (147 m²), 17 en 2001 (156 m²), 23 en 2002 (306 m²), 11 en 2003 (312 m²), 243 en 2012 (591 m²), 139 en 2013 (300 m²), 216 en 2015 (150 m²), 13 en 2017 (50 m²), 6 en 2020 (50 m²), 19 en 2021 (50 m²) et 218 en 2022 (300 m²). En 2022, un échantillonnage à l'épuisette a été effectué sur 37 sites dans la rivière Sydenham, de Dawn Mills à Wallaceburg (rivière East Sydenham) et de Wilkesport à Wallaceburg (rivière Sydenham Nord), ce qui a permis de trouver un ptychobranche réniforme vivant en aval de Dawn Mills (LeBaron *et al.* 2023). On sait que le ptychobranche réniforme est actuellement (et historiquement) présent sur un tronçon d'environ 100 km de la rivière East Sydenham, de Napier à Dresden.

Une valve usée a été observée en 2018 au ruisseau Bear, un affluent de la rivière Sydenham Nord, après 4,5 heures-personnes d'efforts d'échantillonnage selon un temps déterminé. Des relevés par quadrat normalisés ont été effectués en 2001-2003, 2012-2013, 2015 et 2022, mais aucun autre spécimen n'a été trouvé.

Rivière Thames

Aucun ptychobranche réniforme vivant n'a été détecté dans les principaux tronçons de la rivière Thames. Il existe des enregistrements historiques de coquilles entre 1894 et 1933, et plus récemment, une coquille fraîche (sur l'un des 30 sites échantillonnés) a été trouvée en 1995 (Morris 1996), et deux coquilles fraîches et quatre coquilles altérées (sur quatre des 16 sites échantillonnés) ont été trouvées en 1997 (Metcalf-Smith *et al.* 1998), puis une coquille altérée, en 1998; toutes ces coquilles ont été signalées près de Chatham. Deux coquilles ont été trouvées en aval de Big Bend en 2005 (Morris et Edwards 2007), et une valve usée a été trouvée près de Thamesville en 2021 (Goguen *et al.* 2023), et une autre en 2022. De 1984 à 2022, environ 173 sites ont été échantillonnés au moyen de relevés visuels et tactiles d'échantillonnage selon un temps déterminé, mais aucun individu vivant ni aucune autre coquille n'a été trouvé. En outre, des relevés par quadrat ont été réalisés en 2004 (66 m²), 2005

(69 m²), 2010 (270 m²), 2015 (150 m²), 2016 (150 m²) et 2017 (150 m²). À l'été 2022, l'échantillonnage à l'épuisette sur 34 sites dans le cours inférieur de la rivière Thames (de Thamesville jusqu'à la confluence avec le ruisseau Jeannette) n'a pas permis de détecter la présence de ptychobranches réniformes (LeBaron *et al.* 2023).

En 2017, une valve usée a été trouvée dans la rivière Thames Sud, à environ 12 km en amont de la fourche de la rivière à London.

Deux individus vivants (adultes âgés) ont été trouvés dans le ruisseau Medway (un affluent de la rivière North Thames) en 2004. Deux autres individus, que l'on croyait différents d'après les photos prises comme pièces justificatives, ont été trouvés en 2006 (et on a confirmé qu'ils étaient encore présents en 2007 et en 2008) lors de la relocalisation de moules dans le cadre d'un projet d'habitation. Les quatre individus étaient grands et sénescents. Treize sites ont été échantillonnés avant l'enregistrement de 2004, et 25 sites ont été échantillonnés de 2010 à 2021 à l'aide de méthodes de relevé visuel/tactile, mais aucun autre individu vivant ni coquille n'a été trouvé. Aucun relevé normalisé par quadrat n'a été effectué dans le ruisseau Medway. Il y a eu peu d'échantillonnage récemment dans le ruisseau Medway, mais on ne croit plus que les conditions de l'habitat correspondent à un habitat convenable pour le ptychobranche réniforme, et l'espèce est probablement disparue de ce site.

Rivière Détroit

Des ptychobranches réniformes ont été recueillis pour la première fois dans la rivière Détroit en 1982, lorsque 16 individus vivants (+ 9 valves fraîches) ont été recueillis. Les relevés effectués par des plongeurs en 1983 et en 1984 ont permis de trouver 17 individus vivants (+30 valves altérées) sur 13 sites avec 11,2 heures-personnes de temps de plongée, et 6 individus (+27 valves altérées) sur 11 sites avec 10,9 heures-personnes de temps de plongée. En 1992, 63 individus (+70 valves fraîches) ont été recueillis sur 16 sites relevés. En 1994, un individu a été recueilli (+54 valves fraîches) sur les neuf sites étudiés. Le dernier ptychobranche réniforme vivant a été observé dans la rivière Détroit en 1998. Des relevés en plongée approfondis ont été effectués dans la rivière Détroit en 2019 afin de rechercher des unionidés vivants sur 56 sites (17 historiquement occupés, 27 sélectionnés au hasard, 10 sites de refuge potentiels et deux autres sites sélectionnés); aucun ptychobranche réniforme vivant n'a été trouvé, mais 121 coquilles usées ont été recueillies (Keretz *et al.* 2022). La répartition historique de l'espèce comprend toute la rivière Détroit, de l'embouchure du lac Sainte-Claire à la décharge du lac Érié, mais elle est considérée comme disparue de ce système.

Lac Érié

Il existe de nombreuses mentions historiques du ptychobranche réniforme le long de la rive nord du lac Érié et autour de l'île Pelée (et des îles connexes) de 1885 à 1993 (environ 334 échantillonnages au cours de cette période). L'état de ces spécimens au moment de la collecte n'est pas connu, à l'exception de six individus vivants en 1970 et de deux individus vivants trouvés en 1992. Une coquille usée a été trouvée sur chacun des quatre sites pendant des efforts de relevé en plongée avec tuba (totalisant 6 heures-personnes) en 2005.

L'échantillonnage a également eu lieu en 2001, en 2004, en 2006, en 2013, en 2014 et en 2021, mais on n'a pas trouvé d'autres ptychobranches réniformes (vivants ou coquilles). Il existe un enregistrement de ptychobranche réniforme provenant de l'intérieur de la baie Long Point et datant de 1963, mais l'état du spécimen au moment de la collecte est inconnu. Des coquilles ou des valves altérées ont été trouvées dans la baie Rondeau en 2001 (LGLUD, données inédites) et en 2014 (n = 12); un échantillonnage supplémentaire réalisé en 2015 n'a pas permis de recueillir d'autres coquilles (Reid *et al.* 2016). Dans l'ensemble, dans le lac Érié, l'espèce a été détectée de façon sporadique le long de la rive nord du lac, y compris autour de la décharge de la rivière Détroit, près de l'embouchure du ruisseau Cedar, dans la baie

Rondeau, dans la baie Long Point et entre l'embouchure de la rivière Grand et de la rivière Niagara. Ces coquilles représentaient probablement plusieurs populations lorsqu'elles existaient.

Rivière Grand

Il existe des signalements historiques et sporadiques de ptychobranches réniformes de 1934 à 1969; cependant, il ne s'agissait pas de relevés officiels et peu de détails sont disponibles, y compris l'état des spécimens (c.-à-d. vivants ou coquilles). Des relevés historiques ont été effectués par Kidd (1973), qui a déclaré des coquilles de ptychobranches réniformes en 1970-1972, et un relevé de suivi effectué en 1995 et 1997-1998 a également révélé la présence de coquilles (Metcalf-Smith *et al.* 2000). Environ 217 sites (au moins 607 heures-personnes) ont été échantillonnés dans la rivière Grand de 2001 à 2021 au moyen de méthodes d'échantillonnage visuel et tactile selon un temps déterminé. Cela couvrait les tronçons du cours principal dans la région de Kitchener à Glenn Morris (Gillis *et al.* 2017a), de la région de Caledonia à Cayuga (Hayward *et al.* 2022). Aucun ptychobranche réniforme vivant n'a été trouvé, mais trois coquilles ont été trouvées près de Caledonia en 2020. Un certain nombre de relevés par quadrat ont également été effectués sur la rivière Grand, y compris 234 m² excavés en 2007, 225 m² en 2010, 300 m² en 2017 et 225 m² en 2018. En 2019, des relevés à l'épuisette ont été effectués à partir de Brantford (pont Cockshutt) jusqu'à l'embouchure de Port Maitland (à l'exclusion du tronçon allant de Caledonia à Cayuga), des échantillons ont été prélevés sur 48 sites chaque été et chaque automne, mais le ptychobranche réniforme n'a pas été détecté (LeBaron *et al.* 2023). Il n'y a eu aucune observation confirmée de ptychobranche réniforme vivant dans la rivière Grand. Dans l'ensemble, il existe des mentions de coquilles provenant de l'embranchement principal de la rivière Grand, de Caledonia à l'embouchure de Port Maitland; cependant, on ne sait pas si cela reflète avec précision la répartition historique des individus vivants.

De plus, il y a un relevé de la rivière Nith de 1997, mais on ne dispose d'aucune indication sur l'état de la coquille au moment de la collecte ou sur l'effort d'échantillonnage. Environ 39 activités d'échantillonnage ont eu lieu de 1894 à 2021 à l'aide de méthodes d'échantillonnage visuel/tactile selon un temps déterminé, mais aucun spécimen vivant ni autre coquille n'a été trouvé. On a également procédé à un échantillonnage selon un temps déterminé (4,0 heures-personnes/site) sur deux affluents, sur six sites de la rivière Speed (Gillis *et al.* 2017a) et trois sites sur le ruisseau Boston (Hayward *et al.* 2022).

Rivière Niagara (cours supérieur)

Aucun ptychobranche réniforme vivant n'a été prélevé du côté canadien de la rivière Niagara; cependant, une coquille fraîche a été observée en 1934 au-dessus des chutes (c.-à-d. bassin hydrographique du lac Érié). Trois sites ont été relevés avec un temps d'échantillonnage de 4,5 heures-personnes en 2001 et un site en 2002. Du côté américain de la rivière, il existe des relevés historiques d'individus vivants aux environs de l'île Beaver et de coquilles du côté nord de l'île Grand (1935, 2001 (+ deux coquilles altérées), et 2002; LGLUD) et de l'île Buckhorn (NYDEC 2015). Un relevé en plongée dans les eaux de l'État de New York en 2001 a rapporté seulement 13 unionidés vivants (représentant trois espèces) et une abondance de moules zébrées (COSEPAC 2003). La répartition historique dans la rivière Niagara n'est pas bien comprise compte tenu des conditions d'échantillonnage difficiles.

Il existe des données historiques provenant de la rivière Welland (anciennement le ruisseau Chippawa). Au moins 15 coquilles y ont été trouvées avant 1926, probablement près de l'endroit où elle se déverse dans la rivière Niagara (Buffalo Museum of Science, n° de catalogue M 1467 et n° de catalogue M 1468). Une coquille a été découverte près d'un canal d'alimentation (qui reliait historiquement le cours inférieur de la rivière Grand et le canal Welland) en 2015

(Wright *et al.* 2017), mais il est possible qu'elle ait été déposée avec le matériau de remplissage lors de la construction ou de l'entretien des canaux.

ÉVALUATION DES POPULATIONS

Pour évaluer l'état des populations de *ptychobranches* réniformes en Ontario, chaque population a été classée en fonction de son abondance (indice d'abondance relative) et de sa trajectoire (trajectoire de la population; tableau 2). Il s'agit d'une évaluation relative visant à aider à classer les populations par ordre de priorité. L'indice d'abondance relative (disparue du pays, faible, moyen, élevé ou inconnu) tient compte du nombre de *ptychobranches* réniformes trouvés et de la quantité et du type d'effort d'échantillonnage. La rivière Sydenham est la plus étudiée et est considérée comme ayant la plus grande population au Canada, de sorte que les autres populations sont évaluées par rapport à elle. Cette population de référence est classée comme ayant un indice élevé par défaut, compte tenu du fait que l'espèce est considérée comme en péril au Canada (COSEPAC 2013) et dans l'ensemble de son aire de répartition mondiale (Bogan et Woolnough 2017). Ce classement ne signifie pas nécessairement que la population est abondante par rapport aux niveaux historiques ou par rapport aux populations en santé ailleurs (étant donné qu'il manque des données historiques et que les densités idéales ou normales ailleurs sont inconnues). La trajectoire de la population (en déclin, stable, en augmentation, inconnue) est fondée sur les taux moyens de croissance de la population à partir d'une analyse des tendances des données de relevé par quadrat (Fung *et al.* 2025).

*Tableau 2. Indice d'abondance relative et trajectoire des populations de ptychobranches réniformes au Canada. Une certitude a été associée à chaque classement de l'indice de l'abondance relative et de la trajectoire des populations, comme suit : 1 = analyse quantitative; 2 = CPUE ou échantillonnage normalisé; 3 = opinion d'expert. * Indique les sites où l'on n'a trouvé que des coquilles de ptychobranches réniformes (aucun individu vivant) et qui ne constituent donc pas des populations.*

Population	Indice d'abondance relative	Trajectoire de la population
Rivière Ausable	Moyen (2)	Stable (1)
Rivière Sainte-Claire*	S. O.	S. O.
Lac Sainte-Claire	Population présumée disparue	S. O.
Rivière Sydenham	Élevé (2)	En augmentation (1)
Rivière Thames	S. O.	S. O.
Ruisseau Medway	Population présumée disparue	S. O.
Rivière Détroit	Population présumée disparue	S. O.
Lac Érié (sous-populations)	Population présumée disparue	S. O.
Rivière Grand*	S. O.	S. O.
Rivière Niagara*	S. O.	S. O.

Les classements de l'indice d'abondance relative et de la trajectoire de la population ont ensuite été combinés dans la matrice de l'état de la population (tableau 3) pour déterminer l'état de chaque population. L'état de la population a été attribué comme étant mauvais, passable, bon ou inconnu (tableau 4) et le niveau de certitude le plus bas associé à l'un ou l'autre des paramètres initiaux a été conservé.

Tableau 3. La matrice de l'état de la population combine les classements de l'indice d'abondance relative et de la trajectoire de la population pour établir l'état de chaque population de *ptychobranche réniforme* au Canada.

		Trajectoire de la population			
		En augmentation	Stable	En déclin	Inconnue
Indice d'abondance relative	Faible	Mauvaise	Mauvaise	Mauvaise	Mauvaise
	Moyen	Passable	Passable	Mauvaise	Mauvaise
	Élevé	Bonne	Bonne	Passable	Passable
	Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	Inconnue
	Disparue	Disparue	Disparue	Disparue	Disparue

Tableau 4. État de toutes les populations de *ptychobranche réniforme* au Canada, d'après une analyse de l'indice de l'abondance relative et de la trajectoire de la population. La certitude associée à l'état de chaque population reflète le niveau de certitude le moins élevé associé à l'un des paramètres initiaux (indice de l'abondance relative ou trajectoire de la population).

Population	État de la population
Rivière Ausable	Passable (2)
Lac Sainte-Claire	Population présumée disparue
Rivière Sydenham	Bon (2)
Ruisseau Medway	Population présumée disparue
Rivière Détroit	Population disparue
Lac Érié (sous-populations)	Population disparue

La densité de *ptychobranche réniforme* semble être plus élevée dans la rivière Ausable que dans la rivière Sydenham sur certains sites (Fung *et al.* 2025); cependant, la superficie occupée estimée est plus grande dans la rivière Sydenham, ce qui signifie que l'abondance est probablement plus grande dans l'ensemble (des conclusions semblables ont été tirées par le COSEPAC [2003]). L'analyse des données du relevé par quadrat a donné des taux de croissance positifs de la population sur tous les sites de la rivière Sydenham et sur la plupart des sites de la rivière Ausable. Étant donné qu'il y avait moins de sites échantillonnés et que le taux de croissance moyen de la population était plus faible dans la rivière Ausable, avec une plus grande variabilité d'un site à l'autre comparativement à la rivière Sydenham, nous considérons qu'il est globalement stable (Fung *et al.* 2025). Si la trajectoire de la population était classée comme étant en augmentation, l'état global de la population demeurerait passable (voir le tableau 3). On ne sait toujours pas si les taux de croissance de la population calculés aux sites de relevé par quadrat sont représentatifs des tendances de la population globale dans chaque rivière. De plus, le *ptychobranche réniforme* est considéré comme un stratège de l'équilibre du cycle biologique (Haag 2012), où la maturité tardive et la fécondité plus faible font en sorte que les taux de croissance de la population devraient être faibles, même dans des conditions idéales.

BESOINS EN MATIÈRE D'HABITAT ET DE RÉSIDENCE

Élément 4 : Décrire les propriétés de l'habitat nécessaires au bon déroulement de toutes les étapes du cycle vital du *ptychobranche* réniforme. Décrire les fonctions, les caractéristiques et les paramètres de l'habitat et quantifier la variation des fonctions biologiques qu'assurent les composantes de l'habitat selon l'état ou l'étendue de l'habitat, y compris les limites de la capacité biotique, le cas échéant.

HABITAT DES ADULTES

En règle générale, le *ptychobranche* réniforme occupe des cours d'eau de petite à moyenne taille dans des habitats de radiers/rapides où le courant est de modéré à rapide dans des substrats de gravier et de sable². À l'occasion, il occupe des zones lacustres (ou des tronçons de rivières endigués) peu profondes (< 1 m de profondeur) et des hauts-fonds de sable ou de gravier avec action des vagues (Ortmann 1919, COSEPAC 2003). Gordon et Layzer (1989) ont déclaré que le lac Érié est le seul environnement réellement lentique où sa présence a été signalée (bien qu'il était également présent dans le lac Sainte-Claire), et qu'il est moins abondant et peut-être plus petit dans les habitats lenticques (Ortman 1919, Strayer et Jirka 1997). Tous les membres du genre *Ptychobranthus* sont généralement des spécialistes des rivières; cependant, Haag (2012) a décrit le *ptychobranche* réniforme comme étant marginalement tolérant aux bassins de retenue, même s'il est un spécialiste des poissons-hôtes riverains. On pense que l'espèce préfère les eaux claires (Watters *et al.* 2009), et elle a été signalée aux abords de lits de carmantine d'Amérique (*Justicia americana*) avec un courant fort (Ortmann 1919). Grabarkiewicz (2012) a découvert que, dans la rivière Blanchard, en Ohio, le *ptychobranche* réniforme était plus répandu dans les substrats de gravier. Parmi les 35 quadrats où l'espèce a été trouvée, la composition moyenne du substrat était de 53,9 % de petit gravier, de 20,3 % de sable et de 10,1 % de gros gravier. Dans un modèle de qualité de l'habitat du Michigan, le *ptychobranche* réniforme avait une forte relation négative avec le débit et l'utilisation des terres urbaines (Daniel *et al.* 2018).

De 1997 à 2022, l'habitat où des *ptychobranches* réniformes vivants ont été prélevés dans la rivière Ausable était constitué en moyenne de 39,6 % de gravier, de 21,5 % de galets, de 13,3 % de limon et de 12,7 % de sable. La température moyenne de l'eau était de 22,53 °C (plage : 18,6 à 28,0 °C), la clarté moyenne de l'eau était de 0,26 m (0,06 à 0,60 m), la vitesse moyenne était de 0,38 m/s (0,17 à 0,50 m/s) et la profondeur moyenne était de 0,57 m (0,40 à 0,75 m). De 1997 à 2022, l'habitat où des *ptychobranches* réniformes vivants ont été prélevés dans la rivière Sydenham était constitué en moyenne de 33,3 % de gravier, de 22,8 % de sable, de 17,6 % de galets et de 15,7 % de gros galets. La température moyenne de l'eau était de 22,0 °C (plage : 11,5 à 27,0 °C), la clarté moyenne de l'eau était de 0,21 m (0,10 à 0,60 m), la vitesse moyenne était de 0,29 m/s (0,03 à 0,61 m/s) et la profondeur moyenne était de 0,38 m (0,13 à 0,95 m) (LGLUD, données inédites).

HABITAT DES JUVÉNILES

Il y a peu d'information disponible sur les besoins en matière d'habitat ou les associations à un habitat des *ptychobranches* réniformes juvéniles. On suppose que l'habitat est le même que celui des adultes, mais les juvéniles s'enfouissent profondément dans le substrat (van der

² Les substrats où l'on trouve le *ptychobranche* réniforme ont été décrits comme étant « bien tassés » (Ortmann 1919) et « stables » (van den Schalie 1988); ces descriptions peuvent dénoter une préférence pour les substrats stables.

Schalie 1988, COSEPAC 2003). Grabarkiewicz (2012) a constaté une tendance générale selon laquelle les individus plus petits avaient tendance à être plus fréquents que les individus plus grands dans les échantillons de subsurface comparativement aux échantillons de surface de la rivière Blanchard, en Ohio, mais tous les stades biologiques des Ptychobranche réniformes étaient généralement associés à des échantillons de subsurface.

HABITAT DES GLOCHIDIES

Une fois que les conglutinats sont libérés par la femelle, ils doivent être rencontrés par un poisson hôte, se fixer avec succès et s'enkyster dans les tissus des branchies. L'habitat à ce stade biologique est considéré comme étant l'habitat dont les hôtes ont besoin. Les espèces de poissons hôtes au Canada pourraient comprendre le dard noir, le dard barré, le dard vert, le raseux-de-terre noir, le dard à ventre jaune, le fouille-roche zébré et l'épinoche à cinq épines. Ces poissons hôtes sont généralement des espèces riveraines, mais présentent des différences de microhabitat. Le dard noir est souvent présent dans les eaux plus calmes des rivières au-dessus des bancs de gravier. Le dard barré préfère les petits cours d'eau aux cours d'eau moyens avec des fonds de gravier ou de roche et des courants lents à modérés. Le dard vert préfère les zones bien végétalisées avec des substrats grossiers dans les petites et moyennes rivières. Le raseux-de-terre noir est un généraliste en matière d'habitat, mais il est plus fréquent dans les eaux à débit lent ou nul, dans les lacs et les rivières avec des substrats de sable, de gravier ou de boue; il évite la végétation aquatique dense et les radiers. Le dard à ventre jaune vit dans des lacs et des rivières où le débit est lent ou nul, avec une végétation aquatique et un mélange de sable et de débris organiques; il ne tolère pas la turbidité. Le fouille-roche zébré se trouve habituellement sur des plages de sable ou de gravier de lacs ou de bassins profonds avec des substrats semblables dans de grandes rivières aux courants modérés à rapides. L'épinoche à cinq épines est également présente dans divers habitats, mais elle préfère l'eau claire et fraîche et la végétation aquatique dense dans les petits cours d'eau ou les milieux humides printaniers (Scott et Crossman 1973, Holm *et al.* 2009). Les dards sont plus actifs pendant leur saison de fraie printanière lorsque les températures atteignent 10 °C pour le raseux-de-terre noir et jusqu'à 17 °C pour le dard barré (Ingersoll *et al.* 1984, Holm *et al.* 2009, Hicks et Servos 2017), qui chevauche le début de la période présumée de libération des glochidies pour les Ptychobranche réniformes. Le statut de conservation de ces poissons est considéré comme sûr (S5; épinoche à cinq épines, dard à ventre jaune, raseux-de-terre noir, fouille-roche zébré) ou apparemment sûr (S4; dard noir, dard barré, dard vert) en Ontario (NatureServe 2023). Le dard noir et le raseux-de-terre noir sont largement répartis dans toute l'aire de répartition actuelle du Ptychobranche réniforme (figure 5), et servent probablement d'hôtes principaux (McNichols 2007, données non publiées du MPO).

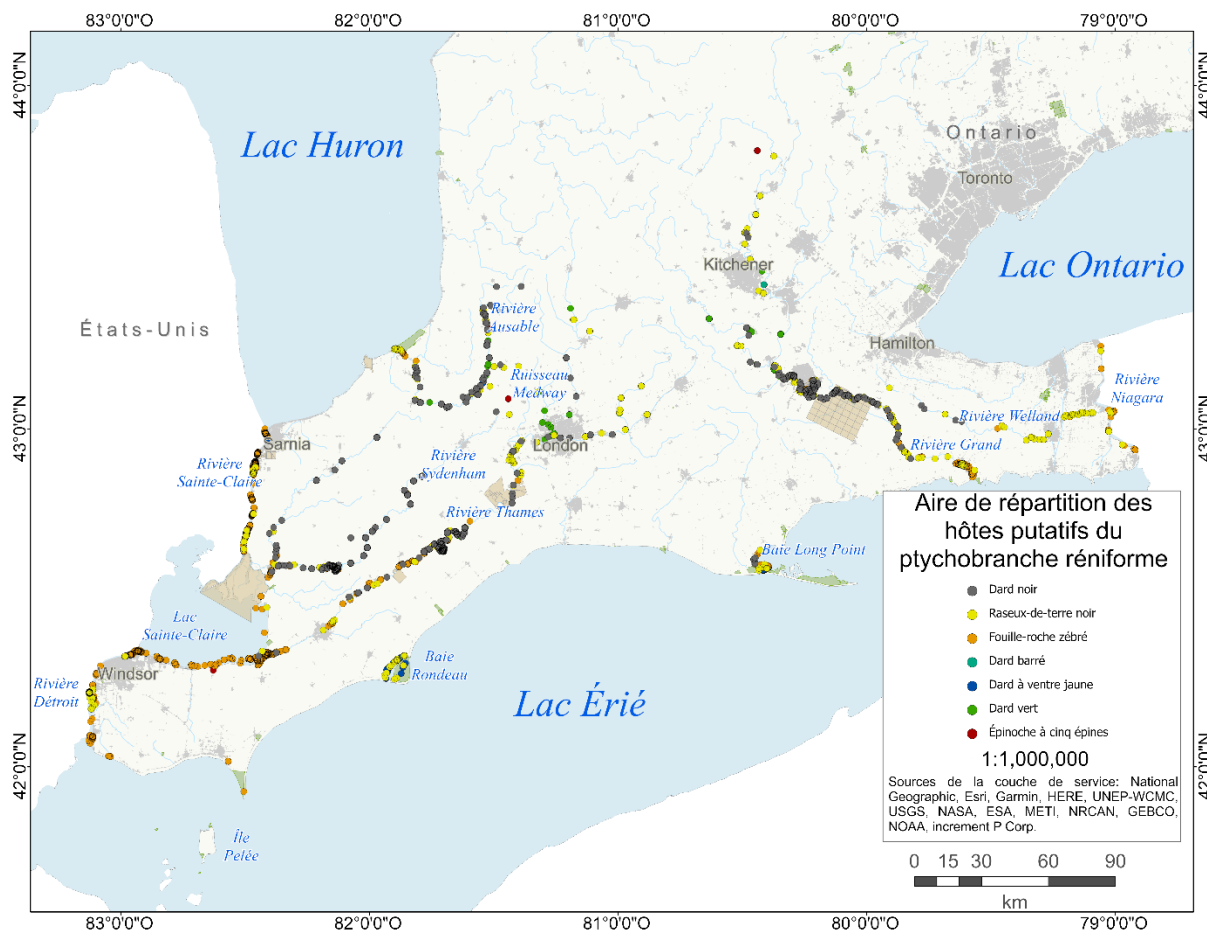


Figure 5. Relevés de la répartition des poissons hôtes présumés (dard noir, épinoche à cinq épines, dard barré, dard vert, dard à ventre jaune, raseux-de-terre noir, fouille-roche zébré) dans l'aire de répartition historique du ptychobranch réniforme d'après divers efforts d'échantillonnage du MPO (2003-2022; [Base de données sur la biodiversité des poissons](#)). Il est à noter que ces mentions ne reflètent pas la répartition complète de l'espèce dans le sud-ouest de l'Ontario.

D'après l'échantillonnage des poissons dans la rivière Ausable où des dards noirs ou raseux-de-terre noir ont été capturés, la température moyenne de l'eau était de 21,8 °C (plage : 11,0 à 26,6 °C), la teneur moyenne en oxygène dissous était de 6,0 mg/L (0,2 à 12,3 mg/L), le pH moyen était de 8,34 (7,34 à 8,69), la turbidité moyenne était de 27,16 uTN (8,60 à 229,87 uTN), la profondeur moyenne était de 0,80 m (0,15 à 2,8 m) et la vitesse moyenne de l'eau était de 0,09 m/s (0,00 à 0,34 m/s). La composition moyenne du substrat était de 28,2 % de sable, 25,0 % de gravier et 16,3 % de galets. D'après l'échantillonnage des poissons dans la rivière Sydenham où des dards noirs ou raseux-de-terre noir ont été capturés, la température moyenne de l'eau était de 21,5 °C (plage : 8,6 à 28,6 °C), la teneur moyenne en oxygène dissous était de 4,13 mg/L (0,10 à 11,3 mg/L), le pH moyen était de 8,32 (7,25 à 8,71), la turbidité moyenne était de 58,46 uTN (14,52 à 200,0 uTN), la profondeur moyenne était de 0,94 m (0,16 à 4,4 m) et la vitesse moyenne de l'eau était de 0,19 m/s (0,00 à 0,59 m/s). La composition moyenne du substrat était de 32,5 % de galets, 27,8 % de gravier et 16,9 % de sable ([Base de données sur la biodiversité des poissons](#)).

FONCTIONS, CARACTÉRISTIQUES ET PARAMÈTRES

Une description des fonctions, caractéristiques et paramètres essentiels associés à l'habitat du Ptychobranche réniforme au Canada est fournie afin d'éclairer l'identification de l'habitat essentiel de cette espèce ou de mieux le définir (tableau 5). L'habitat nécessaire à chacun des stades du cycle biologique de l'espèce s'est vu attribuer une fonction du cycle biologique qui correspond à un besoin biologique du Ptychobranche réniforme. En plus de la fonction du cycle de vie, une caractéristique de l'habitat a été attribuée à chaque stade de vie. Un élément est considéré comme la composante structurelle de l'habitat nécessaire à l'espèce pour compléter son cycle biologique. Les paramètres de l'habitat ont également été fournis; il s'agit de composantes mesurables décrivant la manière dont les caractéristiques de l'habitat soutiennent la fonction du cycle biologique pour chaque stade biologique. Les paramètres de l'habitat décrits dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce tirés de la documentation ont été combinés à des propriétés tirées de relevés récents pour montrer l'éventail des valeurs de l'habitat dans lequel le Ptychobranche réniforme peut être présent (à noter que l'espèce peut actuellement occuper des zones où l'habitat n'est pas optimal). Des directives supplémentaires sur l'identification de l'habitat essentiel des moules d'eau douce se trouvent dans le document MPO (2011).

Tableau 5. Résumé des fonctions, caractéristiques et paramètres essentiels de l'habitat pour chaque stade biologique du ptychobranche réniforme au Canada. Le tableau a été modifié à partir du document MPO (2013) pour inclure l'information sur l'habitat provenant des récentes activités d'échantillonnage (2013-2022). Les paramètres de l'habitat tirés de la documentation publiée et ceux qui ont été consignés lors d'activités d'échantillonnage récentes peuvent être utilisés pour appuyer ou préciser les délimitations de l'habitat essentiel.

Stade biologique	Fonction	Caractéristique	Paramètre		Habitat essentiel
			Documentation scientifique	Connaissances récentes	
Fraie et fécondation (de la mi-juin à août)	Reproduction	Tronçons de rivières et de ruisseaux comportant des habitats de radiers et/ou de rapides (ou habitats littoraux en milieu lacustre avec action des vagues) avec présence de substrats de gravier et de sable	-	• On suppose qu'il s'agit du même habitat qu'un habitat adulte avec des profondeurs estivales suffisantes pour éviter la dessiccation ou la prédation à la surface des sédiments • La proportion la plus élevée de femelles avec des œufs et de mâles avec du sperme a été observée lorsque la température quotidienne de l'eau était en moyenne de 25,2 °C (plage de 22,4 à 27,2 °C) dans la rivière Sydenham	• Des courants modérés à forts ou une action des vagues (dans les lacs) pour la distribution du sperme • Des températures quotidiennes de l'eau d'environ 25 °C (au moins 14,5 °C); • Une eau peu profonde (0,4 à 1,0 m), claire et bien oxygénée • Des substrats de gravier, de sable et de galets
Glochidies enkystées (libération au printemps, enkystement pendant 22 à 35 jours sur l'hôte)	Alimentation Couvert Croissance	Comme ci-dessus avec les poissons hôtes présents (hôtes présumés : dard noir, épinoche à cinq épines, dard barré, dard vert, dard à ventre jaune, raseux-de-terre noir, fouille-roche zébré)	• Des températures de l'eau printanières (avril) de 17 °C pour que les femelles libèrent leurs congulinats de glochidies (Watters 1999)	Le dard noir et le raseux-de-terre noir dans les rivières Ausable et Sydenham (<u>base de données sur la biodiversité des poissons</u>) ont été trouvés sur des sites avec : • Une température moyenne de l'eau en été de 22,1 °C (plage : 8,6 à 28,6 °C) • Une vitesse moyenne de l'eau de 0,134 m/s (0,00 à 0,59 m/s) • Une profondeur moyenne de 0,85 m (0,15 à 4,40 m) • Une turbidité moyenne de 46,0 uTN (8,6 à 229,9 uTN); • Une conductivité moyenne de 534,9 µs/cm (229 à 735 µs/cm) • Une moyenne d'oxygène dissous de 4,85 mg/L (0,70 à 12,25 mg/L) • Un pourcentage moyen de la composition des substrats : 24,5 % gravier, 24,2 % sable, 19,8 % galets, 12 % limon.	• Des températures printanières de l'eau d'environ 17 °C pour que les femelles commencent à libérer des congulinats de glochidies; • Une eau claire (haute visibilité des congulinats) • La présence de poissons hôtes (dard noir, raseux-de-terre noir et fouille-roche zébré probablement les meilleurs hôtes)
Juvénile	Alimentation Couvert	Tronçons de rivières et de ruisseaux comportant des radiers et/ou des habitats de rapides (ou habitats littoraux en milieu lacustre avec action des vagues) avec présence de substrats de gravier et de sable	• Des courants modérés à forts dans les radiers ou une action des vagues (dans les lacs) (Ortmann 1919) • Une eau peu profonde (<1 m) • Des substrats de petit gravier (54 %), de sable (20 %) et de gros gravier (10 %) ou de galets bien tassés avec suffisamment d'eau interstitielle disponible (Ortmann 1919, Grabarkiewicz 2012)	-	• Un habitat identique à celui de l'adulte avec des substrats bien oxygénés

Stade biologique	Fonction	Caractéristique	Paramètre		Habitat essentiel
			Documentation scientifique	Connaissances récentes	
Adulte	Alimentation Couvert	Comme ci-dessus	• Des courants modérés à forts dans les radiers ou une action des vagues (dans les lacs) (Ortmann 1919) • Une eau peu profonde (<1 m) • Un substrat de petit gravier (54 %), de sable (20 %) et de gros gravier (10 %) ou de galets (Ortmann 1919, Grabarkiewicz 2012) • Une eau claire (Watters <i>et al.</i> 2009) • La présence de lits de carmantine d'Amérique (<i>Justicia americana</i>) à proximité (Ortmann 1919)	Adultes dans les rivières Ausable et Sydenham (LGLUD) : • Une température moyenne de l'eau en été de 22,2 °C (plage : 11,5 à 28,0 °C) • Une vitesse moyenne de l'eau de 0,302 m/s (0,03 à 0,61 m/s) • Une profondeur moyenne de 0,41 m (0,13 à 0,95 m) • Une turbidité moyenne de 3,4 uTN (0 à 51,9 uTN); une clarté moyenne de l'eau de 0,23 m (0,06 à 0,60 m) • Un pourcentage moyen de la composition des substrats : 34,4 % de gravier, 20,9 % de sable, 18,4 % de galets	• Des courants modérés à forts dans les radiers et une action des vagues (dans les lacs) • Des substrats stables de gravier, de sable et de galets • Une nourriture suffisamment abondante (plancton, bactéries, algues, détritux organiques, protozoaires)

Élément 5 : *Fournir de l'information sur l'étendue spatiale des zones de l'aire de répartition du Ptychobranche réniforme susceptibles de présenter les propriétés de l'habitat recherchées.*

La plupart des rivières que le Ptychobranche réniforme occupe actuellement ou a déjà occupées sont susceptibles de contenir des parcelles ou des tronçons d'habitat convenable; cependant, les paramètres de l'habitat n'ont pas été quantifiés. L'habitat essentiel a été défini dans MPO (2013) à l'aide d'une zone de délimitation (un rectangle qui englobe tous les segments de la vallée riveraine contigus dans le Système d'inventaire du paysage aquatique [SIPA] du ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario [MRNF] ou la présence de l'espèce a été relevée), comme l'ensemble du chenal de plein bord de :

- 120 km de la rivière Sydenham (de la promenade Murphy à Alvinston à la route de comté 21 à Dresde), en dessous de ce point en aval, la rivière est considérée comme trop plate et les débits sont insuffisants pour qu'on parle d'un habitat convenable; environ 3 km plus bas dans chacun des ruisseaux Fansher, Brown et Spring;
- 70 km de la rivière Ausable (du chemin Crediton jusqu'à un peu plus loin que le chemin Centre); environ 2 km en bas du ruisseau Nairn;
- 3 km du ruisseau Medway aux environs du chemin Fanshawe Park Ouest;
- 55 km du cours inférieur de la rivière Thames, de Tate's Corner à 5 km au sud-ouest de Thamesville.

Il est peu probable que l'ensemble de ces tronçons conviennent, et il est probable qu'il existe d'autres habitats convenables au-delà de ces tronçons de rivière connus. L'habitat convenable (ou marginal) existe probablement encore sur certains des sites historiquement occupés; cependant, d'autres évaluations seraient nécessaires pour confirmer la disponibilité de l'habitat et si les menaces qui ont mené à la disparition du pays ont été atténuées.

Élément 6 : *Quantifier la présence et l'étendue des contraintes associées à la configuration spatiale, comme la connectivité et les obstacles à l'accès, le cas échéant.*

Il existe plusieurs obstacles physiques qui pourraient empêcher le Ptychobranche réniforme et ses poissons hôtes de se disperser dans de nouveaux habitats ou d'y avoir accès. Il y a deux grands barrages, le barrage Exeter et le barrage Morrison, sur la rivière Ausable, à environ 13 km en amont de l'aire de répartition connue du Ptychobranche réniforme (COSEPAC 2021). Il y a deux barrages en amont de Napier sur la rivière Sydenham, à la rue Head à Strathroy et au barrage Coldstream à Greystead, et 11 barrages et barrières de plus petite taille dans toute l'aire de répartition de l'espèce. Il n'y a pas d'obstacles physiques sur la rivière Sainte-Claire et dans le lac Sainte-Claire qui empêcheraient le Ptychobranche réniforme ou ses poissons hôtes de se déplacer entre les sites occupés; cependant, il est peu probable que ces zones soient traversées par les poissons hôtes de petite taille et offrant une dispersion sur une courte distance.

En plus des obstacles physiques qui empêchent l'accès, l'absence d'habitat convenable peut également constituer une contrainte à la répartition du Ptychobranche réniforme. On pense que les cours inférieurs de la rivière Sydenham (c.-à-d. sous la route de comté 21 à Dresde, en Ontario) ont une pente trop faible, ce qui crée de faibles vitesses qui ne conviennent pas à l'espèce (MPO 2013). De plus, le substrat de ce tronçon inférieur est principalement constitué de limon, d'argile et de matières organiques (LeBaron *et al.* 2023). De même, les cours inférieurs de la rivière Ausable (c.-à-d. en aval de Kennedy Line jusqu'à l'embouchure) ont principalement des substrats de limon et d'argile qui ne conviennent probablement pas (à l'exclusion de certains bancs de sable) (LeBaron *et al.* 2023). La présence d'espèces envahissantes peut également limiter la répartition du Ptychobranche réniforme ou de ses

hôtes. Les moules dreissénidées sont encore abondantes dans les Grands Lacs et les voies interlacustres, ce qui pourrait rendre improbable la recolonisation des habitats occupés par le passé. Le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*), un concurrent de nombreuses espèces benthiques indigènes, peut avoir une incidence sur l'abondance, les comportements de déplacement, le moment (c.-à-d. la présence d'hôtes pendant la période de libération des glochidies du Ptychobranche réniforme), ou la santé (alimentation) des poissons hôtes (Burkett et Jude 2015, Raab *et al.* 2018, Firth *et al.* 2021, McAllister *et al.* 2022), et les zones à forte abondance de gobies à taches noires pourraient être moins susceptibles de soutenir des populations suffisantes et en bonne santé de poissons hôtes, ce qui entraînerait une réduction du recrutement du Ptychobranche réniforme.

Élément 7 : *Évaluer dans quelle mesure la notion de résidence s'applique à l'espèce et, le cas échéant, décrire la résidence de celle-ci.*

La LEP définit le terme « résidence » comme suit : « Gîte – terrier, nid ou autre aire ou lieu semblable – occupé ou habituellement occupé par un ou plusieurs individus pendant tout ou partie de leur vie, notamment pendant la reproduction, l'élevage, les haltes migratoires, l'hivernage, l'alimentation ou l'hibernation ». Selon l'interprétation du MPO, la résidence est construite par l'organisme (MPO 2010). Dans le contexte de la description narrative ci-dessus des besoins en matière d'habitat aux stades des glochidies, juvénile et adulte, le Ptychobranche réniforme ne construit pas ou n'occupe pas de résidence pendant son cycle biologique.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS LIÉS À LA SURVIE ET AU RÉTABLISSEMENT DU PTYCHOBranche RÉNIFORME

Élément 8 : *Évaluer les menaces pesant sur la survie et le rétablissement du Ptychobranche réniforme, et en établir l'ordre de priorité.*

Les moules d'eau douce comptent parmi les taxons les plus menacés au monde. Environ 72 % des espèces en Amérique du Nord sont préoccupantes sur le plan de la conservation, en raison des récoltes historiques (industrie de la perle et du bouton), de l'altération généralisée de l'habitat, de la pollution et des EAE (en particulier les moules dreissénidées) (Bogan 1993, Williams *et al.* 1993, Metcalfe-Smith *et al.* 1998, Ricciardi et Rasmussen 1999, Anthony et Downing 2001). Étant donné la durée de vie relativement longue, la croissance lente et la maturité tardive de nombreux unionidés, le rétablissement des populations à la suite d'événements perturbateurs est lent (Haag et Warren 2008, Atkinson *et al.* 2014).

Un certain nombre de menaces peuvent limiter la survie et le rétablissement du Ptychobranche réniforme au Canada. La pollution provenant de sources agricoles et urbaines, les répercussions des changements climatiques (p. ex. sécheresses et températures extrêmes), les interactions biotiques des espèces aquatiques envahissantes et les modifications de l'habitat par les bassins de retenue sont considérés comme les plus grandes menaces pour cette espèce (COSEPAC 2003, 2013, MPO 2013). Bien que le Ptychobranche réniforme dépende des poissons hôtes pour compléter son cycle biologique, les menaces qui pèsent sur les espèces hôtes sont brièvement abordées ci-dessous, mais ne sont pas évaluées. Les menaces sont classées selon Salafsky *et al.* (2008) et sont évaluées en fonction du document MPO (2014) sur une période de 10 ans.

POLLUTION

En tant que filtreuses sédentaires, les moules d'eau douce sont généralement vulnérables aux effets de la pollution dans la colonne d'eau et dans les sédiments (par l'eau interstitielle). Tous les stades biologiques des moules d'eau douce sont très sensibles aux effets des contaminants,

mais les adultes sont mieux en mesure de résister à des expositions aiguës grâce à des comportements d'évitement (fermeture de la valve/enfouissement) avec moins de conséquences métaboliques (Byrne *et al.* 1990, Cope *et al.* 2008). Les glochidies du *ptychobranche* réniforme peuvent être protégées contre certains contaminants (p. ex., le cuivre et le chlorure) pendant qu'elles sont enfermées dans des conglutinats (Gillis *et al.* 2008, Gillis 2011).

La pollution de l'air et de l'eau, provenant principalement de sources industrielles, a atteint un sommet en Ontario (et dans une grande partie de l'Amérique du Nord) dans les années 1970, lorsque les répercussions sur la faune sont devenues une préoccupation. Par le passé, plusieurs grands cours d'eau où l'on trouvait le *ptychobranche* réniforme soutenaient des activités de l'industrie lourde liées au traitement du pétrole et des produits chimiques (p. ex., les rivières Niagara, Détroit et Sainte-Claire) qui ont donné lieu à leur désignation comme secteurs préoccupants (ECCC 2022). Des politiques et des efforts d'assainissement ont été mis en œuvre à partir des années 1970 (ECCC 2023) et, bien qu'ils aient généralement permis d'améliorer les conditions dans ces systèmes, les contaminants hérités persistent et peuvent avoir une incidence sur le rétablissement des espèces benthiques (Gewurtz *et al.* 2010, Richman *et al.* 2011, Visha *et al.* 2018, Muttray *et al.* 2021, ECCC 2022). Les relevés des moules en Ontario ont commencé de façon plus systématique à la fin des années 1990, et le manque de données historiques empêche une évaluation approfondie des répercussions sur les moules d'eau douce de cette période de forte activité industrielle, ou des politiques mises en œuvre et des efforts d'assainissement.

Effluents agricoles et forestiers

Les deux bassins hydrographiques restants qui comptent des populations de *ptychobranche* réniformes en Ontario présentent une utilisation intensive des terres agricoles, allant d'environ 70 % à 80 %, et une forte proportion de cours d'eau sont convertis en canaux, en drains en tuyaux ou en drains enfouis (ABCA 2018a,b, SCRC 2018). Environ 4 700 km de cours d'eau dans le bassin versant de la rivière Sydenham sont classés comme des drains (60 % des cours d'eau). Les niveaux d'éléments nutritifs dans ces bassins hydrographiques dépassent souvent les lignes directrices provinciales (ABCA 2018a,b, SCRC 2018). Les effets de certains de ces polluants agricoles peuvent être atténués par des zones tampons riveraines. Dans la rivière Sydenham, les zones tampons riveraines intactes ont permis une amélioration de la qualité de l'eau, où les concentrations d'ammoniac (ionisé et non ionisé) étaient plus faibles, et l'oxygène dissous dans l'eau de surface était plus élevé, comparativement aux sites comportant des zones tampons fragmentées. Une proportion plus élevée de moules a également été observée dans les sites riverains intacts, y compris le *ptychobranche* réniforme, qui a été observé plus fréquemment sur les sites avec des zones tampons riveraines intactes (Lu 2023).

L'envasement et la sédimentation des cours d'eau constituent une menace généralisée pour la vie aquatique dans le sud-ouest de l'Ontario et peuvent découler de nombreuses sources agricoles, y compris l'accès du bétail aux rivières, de mauvaises pratiques de rétention des sols, des problèmes d'érosion et de stabilité des berges, et sont aggravés par l'absence de zones tampons riveraines. Les sédiments peuvent être en suspension, ce qui entraîne une forte turbidité, ou se déposer sur des substrats plus grossiers et des animaux vivants. Les sédiments en suspension peuvent obstruer les siphons et les branchies, interrompant l'alimentation, la respiration, la croissance et la reproduction (Tuttle-Raycraft *et al.* 2017, Goldsmith *et al.* 2021, Luck et Ackerman 2022). À mesure que les moules filtrent l'eau, elles retirent les articles non alimentaires pour expulsion, et dans les zones à haute turbidité, le tri des sédiments peut demander trop d'énergie par rapport aux aliments obtenus (Madon *et al.* 1998, Tokumen *et al.* 2016, Tuttle-Raycraft et Ackerman 2019). Les sédiments peuvent obstruer les branchies, ce qui

réduit les taux de respiration et l'absorption d'oxygène (Aldridge *et al.* 1987, Madon *et al.* 1998). Les branchies extérieures ne fonctionnent pas pour la respiration chez les femelles pendant la plus grande partie de l'année, ce qui les rend peut-être plus sensibles aux conditions où la teneur en oxygène est réduite (Watters 1999). Dans le cas des moules enfouies, le limon et d'autres particules fines déposés peuvent obstruer les espaces interstitiels, réduire l'alimentation (pour les juvéniles) et le succès de la respiration, et peuvent avoir une incidence sur l'activité d'enfouissement ou entraîner la mort (Brim Box et Mossa 1999, Osterling *et al.* 2010). Des charges élevées du total des solides en suspension (TSS) peuvent réduire le succès de la fécondation chez les femelles, car une production accrue de pseudofèces peut entraîner l'expulsion des spermatozoïdes avant leur capture. Dans les cours d'eau suédois, Osterling et ses collaborateurs (2010) ont constaté une réduction du recrutement de moules perlières (*Margaritifera margaritifera*) juvéniles et une réduction de la croissance des adultes dans les systèmes de cours d'eau avec une turbidité de 3 à 4 fois supérieure (moyenne de $4,1 \pm 1,4$ uTN sur des sites sans recrutement récent comparativement à $0,96 \pm 0,14$ uTN sur des sites avec recrutement récent). De fortes charges de sédiments en suspension peuvent réduire les interactions entre les moules et les poissons hôtes, en particulier lorsque des leurres, le déploiement du manteau et des conglutinats imitant des proies sont utilisés pour attirer les poissons hôtes (Goldsmith *et al.* 2021). De fortes charges de sédiments peuvent également rendre les poissons hôtes moins vulnérables à l'infestation, car les tissus des branchies peuvent être endommagés par des sédiments abrasifs, ou les sécrétions de mucus servant à protéger les tissus des branchies contre l'abrasion peuvent réduire les taux de fixation et de métamorphose (Goldsmith *et al.* 2021 de Beussink 2007).

La charge en éléments nutritifs est une autre conséquence de l'utilisation des terres agricoles qui peut nuire aux moules et aux poissons hôtes. Les éléments nutritifs peuvent provenir d'un certain nombre de sources agricoles, y compris des engrais et du fumier, et peuvent être remis en suspension pendant les activités d'entretien des drains en amont ou lorsque le bétail a accès aux cours d'eau. Les nutriments augmentent la productivité primaire, en particulier la croissance des algues, ce qui peut entraîner une réduction de l'oxygène dissous quotidiennement et de façon saisonnière (c.-à-d. pendant les périodes de décomposition). Cela peut avoir une incidence sur la respiration et entraîner la mortalité à des niveaux extrêmes d'hypoxie (Sparks et Strayer 1998). Le ptychobranche réniforme peut être particulièrement sensible aux faibles concentrations d'oxygène dissous. À la suite d'un déversement agricole dans le ruisseau Big Darby, en Ohio, les niveaux d'oxygène dissous ont chuté à un peu plus de 0 mg/L, et le ptychobranche réniforme et la lampsile fasciolée (*Lampsilis Fasciola*), deux des espèces les plus abondantes présentes avant le déversement, se sont éteints rapidement, et on a estimé que moins de 5 % des individus ont survécu sur le site du déversement (Tetzloff 2001). Les engrais et d'autres composés azotés peuvent entraîner une augmentation des concentrations d'ammoniac dans le milieu aquatique, et les moules d'eau douce comptent parmi les taxons les plus sensibles à l'ammoniac, particulièrement aux premiers stades biologiques (Augspurger *et al.* 2003, Wang *et al.* 2007). Le potassium, souvent présent dans les engrais, est également toxique pour les moules aux premiers stades biologiques (Gillis *et al.* 2021). L'ammoniac et le potassium dans les rivières de l'Ontario peuvent parfois dépasser les concentrations qui ont nui à la survie ou à la viabilité des glochidies exposées en laboratoire de la villeuse irisée (*Cambarunio iris*), une autre moule préoccupante sur le plan de la conservation (Salerno *et al.* 2020).

Enfin, les pesticides appliqués dans les champs agricoles ou à l'occasion dans l'eau ou à proximité pour lutter contre les espèces aquatiques envahissantes (p. ex. le glyphosate pour *Phragmites australis australis*) peuvent être toxiques pour les moules d'eau douce, selon la concentration d'exposition (Keller et Ruessler 1997, Bringolf *et al.* 2007), et des effets génotoxiques ont également été signalés dans une étude en laboratoire (Connors et Black

2004). Cependant, des essais de toxicité de pesticides largement utilisés (néonicotinoïdes, fongicides, carbamates, organophosphates et buténolides) en Ontario ont révélé que les moules étudiées (*Lampsilis siliquoidea*, *L. Fasciola* et *C. iris*) n'étaient pas sensibles aux pesticides aux concentrations environnementales actuelles lors d'expositions aiguës ou à moyen terme (Prosser *et al.* 2016a, Salerno *et al.* 2018). Le Bayluscide granulaire (niclosamide sous forme de sel d'éthanolamine), appliqué pour lutter contre la lamproie marine envahissante (*Petromyzon marinus*)³, est très toxique pour le Ptychobranchie réniforme aux concentrations d'application habituelles (Newton *et al.* 2017). On croit que le risque pour le Ptychobranchie réniforme est relativement faible, car il y a eu un chevauchement spatial limité des applications récentes avec les lieux où l'espèce a été observée en Ontario (Andrews *et al.* 2021). Le risque de mortalité pour le Ptychobranchie réniforme pourrait être élevé lorsque les applications se produisent dans des zones où la densité de Ptychobranchies réniformes est de modérée à élevée, mais il s'agit probablement de substrats sous-optimaux pour les larves de lamproie marine (Smyth et Drake 2021).

Eaux usées domestiques et urbaines

La majorité des terres autour des rivières Ausable et Sydenham sont utilisées pour l'agriculture, mais ces réseaux ne sont pas à l'abri des effets de l'urbanisation. Les eaux usées et les eaux de ruissellement urbaines peuvent produire de nombreuses sources ponctuelles et non ponctuelles de polluants qui sont préoccupants pour les moules d'eau douce et leurs hôtes.

Les sels de voirie appliqués pour le déglacage en hiver sont une préoccupation majeure pour les moules d'eau douce, car le chlorure est l'une des substances les plus toxiques pour les unionidés, particulièrement au stade des glochidies (Gillis 2011, Pandolfo *et al.* 2012b). Le chlorure était associé négativement à la richesse des espèces de moules dans la rivière Sydenham (Metcalf-Smith *et al.* 2003). Todd et Kaltenecker (2012) ont signalé que les valeurs maximales de chlorure mesurées dans les rivières de l'Ontario (y compris les rivières Ausable et Thames) dépassaient les tolérances spécifiques (CE₂₀) des glochidies signalées lors des essais en laboratoire (Gillis 2011), et que les pics de chlorure n'étaient pas exclusivement associés à la saison hivernale. La viabilité réduite des glochidies est l'effet le plus probable des épandages actuels de sels de voirie en Ontario, mais des impacts plus extrêmes peuvent se produire pendant les périodes de pointe, qui ne sont pas toujours mesurées (Prosser *et al.* 2016b, Gillis *et al.* 2022).

D'autres contaminants associés aux routes (p. ex. hydrocarbures aromatiques polycycliques [HAP] et métaux lourds) sont susceptibles d'avoir un effet négatif sur l'alimentation, le comportement, la reproduction et la croissance et peuvent également avoir des effets toxiques et mutagènes sur les moules d'eau douce (Keller et Zam 1991, Marvin *et al.* 1994, Naimo 1995, Jaruga *et al.* 2017, Archambault *et al.* 2018). Ces contaminants ont été corrélés avec une « zone de déclin des moules » dans la rivière Clinch, au Tennessee (Cope *et al.* 2021), mais sont probablement présents à de faibles niveaux dans les rivières Ausable et Sydenham.

On trouve de nombreux systèmes de traitement des eaux usées dans les bassins versants de la rivière Ausable (n = 14; trois d'entre eux sont en amont de l'habitat du Ptychobranchie réniforme) et de la rivière Sydenham (n = 18; deux d'entre eux sont en amont de l'habitat du Ptychobranchie réniforme) qui pourraient avoir une incidence négative sur le Ptychobranchie réniforme (figure 6; ABCA 2018a,b, SCRC 2018). La plupart des eaux usées sont traitées

³ Il convient de mentionner que le lampricide est utilisé pour lutter contre les EAE et, bien qu'il ne soit pas utilisé à des fins agricoles ou forestières, sa fonction en tant que pesticide ayant des répercussions sur des organismes non ciblés est mieux saisie dans cette catégorie.

avant d'être rejetées dans les rivières, mais tous les contaminants ne sont pas éliminés. Gillis *et al.* (2017b) ont signalé une absence totale de moules sur un tronçon d'environ 7 km en aval d'une grande (>200 000 ménages desservis) usine de traitement des eaux usées sur la rivière Grand, en Ontario, par opposition à une communauté de moules en santé immédiatement en amont; probablement lié à une teneur élevée en nitrite et en ammoniac et à une faible teneur en oxygène dissous. Les effluents d'eaux usées municipales contiennent souvent des substances toxiques provenant de produits pharmaceutiques et de produits de soins personnels. Bien que des dizaines de ces produits chimiques aient été détectés dans les tissus des moules sauvages (de Solla *et al.* 2016), les évaluations de la toxicité en laboratoire de produits pharmaceutiques individuels ont révélé qu'aucun des contaminants préoccupants n'était toxique pour les moules aux niveaux observés dans l'environnement; cependant, certains effets comportementaux ont été observés (Gilroy *et al.* 2014, 2017). Les composés œstrogéniques peuvent entraîner une féminisation et d'autres perturbations neuroendocriniennes chez les moules et les poissons, ce qui a des conséquences sur la reproduction (Gagné *et al.* 2004, Gagné *et al.* 2011, Tetreault *et al.* 2011). Les poissons hôtes pourraient être touchés par le retard du développement des spermatozoïdes, l'augmentation de la fréquence et de la gravité du développement intersexuel chez les mâles, l'augmentation des taux métaboliques et des changements de la morphologie des branchies, qui ont été observés chez le dard arc-en-ciel en aval des usines municipales de traitement des eaux usées sur la rivière Grand (Fuzzen *et al.* 2016, Hodgson *et al.* 2020). De plus, les contaminants présents dans le ruissellement urbain (p. ex., les métaux lourds) peuvent interagir avec ceux que l'on trouve dans les effluents d'eaux usées, ce qui réduit l'état corporel et la longévité des moules en aval de ces sources (Gillis 2012, Gillis *et al.* 2014).

Des systèmes septiques défectueux ou qui favorisent la lixivation ont également été identifiés comme un problème dans les bassins versants des rivières Ausable et Sydenham (SCRCA 2018, COSEPAC 2021). Ces substances peuvent apporter des éléments nutritifs et contribuer à la prolifération des algues et à la diminution de l'oxygène dissous.

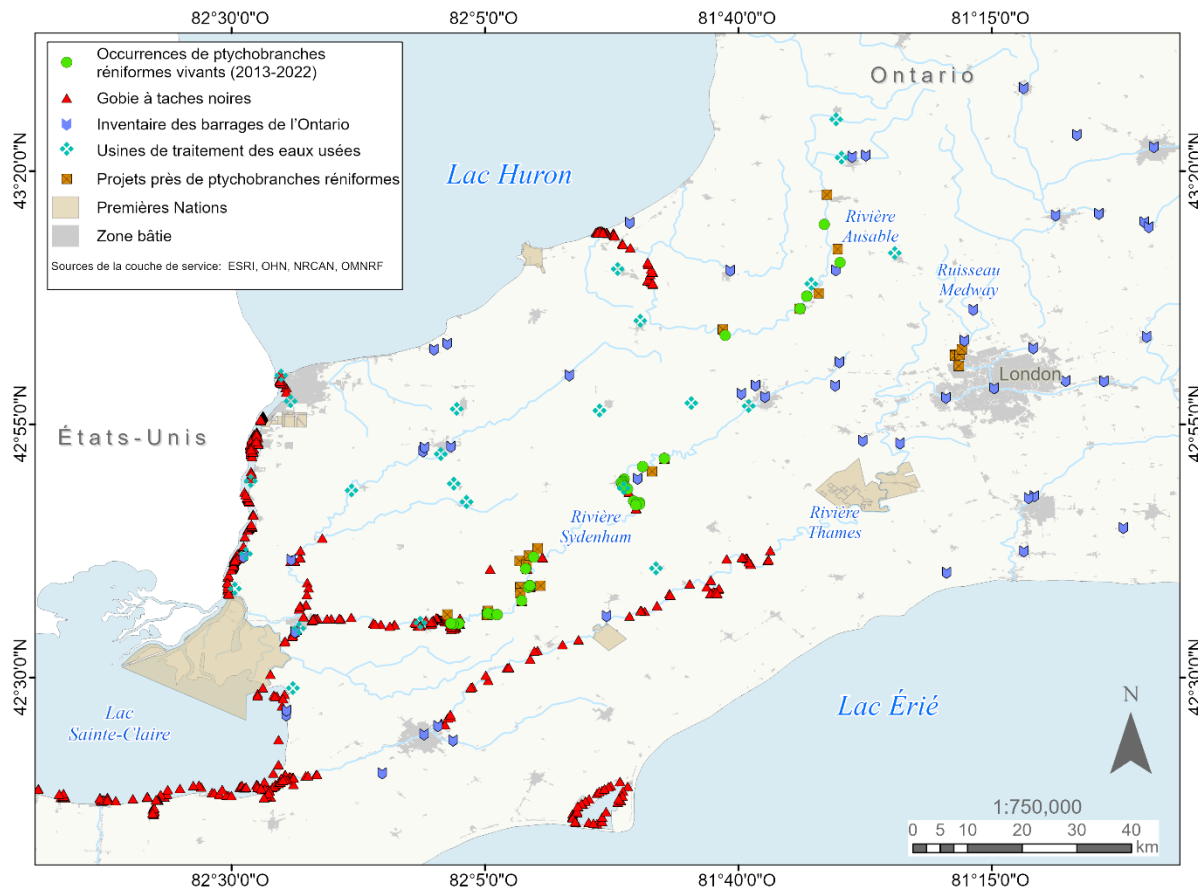


Figure 6. Emplacement spatial de menaces particulières dans l'aire de répartition du ptychobranchie réniforme, là où des données étaient disponibles. Les données sur la répartition du gobie à taches noires proviennent de la [Base de données sur la biodiversité des poissons](#). L'emplacement des barrages se trouve dans la couche de l'inventaire des barrages de l'Ontario du ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario. Les données spatiales de l'usine de traitement des eaux usées ont été fournies par l'Office de protection de la nature d'Ausable-Bayfield, l'Office de protection de la nature du cours inférieur de la rivière Thames et l'Office de protection de la nature de la région de Sainte-Claire. Les projets qui se sont déroulés dans un rayon de 2 km des lieux où la présence de ptychobranchies réniformes a été relevée ont été recherchés dans la base de données du système Suivi des activités du programme de l'habitat (SAPH) du MPO.

ESPÈCES, GÈNES ET MALADIES ENVAHISSANTS OU AUTREMENT PROBLÉMATIQUES

L'invasion de moules dreissénidées (moule zébrée et moule quagga) dans le bassin des Grands Lacs a presque entraîné l'éradication des unionidés indigènes dans les lacs, les voies interlacustres et les tronçons inférieurs des affluents au milieu des années 1990 (Gillis et Mackie 1994, Schloesser et Nalepa 1994, Nalepa *et al.* 1996, Ricciardi *et al.* 1996, Schloesser *et al.* 2006). Les moules dreissénidées se fixent aux moules indigènes par des byssus et peuvent s'accumuler sur leurs coquilles en très grand nombre (p. ex. de quelques douzaines à 3 366 moules zébrées par moule unionidée (Zanatta *et al.* 2002). Cela peut étouffer le siphon (réduction de l'alimentation, de la respiration et de la reproduction), empêcher ou inhiber les mouvements des valves, nuire aux activités d'enfouissement et nuire à la formation des coquilles (Gillis et Mackie 1994, Nalepa *et al.* 1996, Schloesser *et al.* 2006). Les moules

dreissénidées semblent également surpasser les moules unionidées indigènes pour ce qui est des ressources alimentaires, leur capacité de filtrage étant 12 fois supérieure à celle de la communauté de moules indigènes d'avant l'invasion de la rivière Détroit, malgré une biomasse moyenne inférieure (Nalepa *et al.* 1996). Les moules dreissénidées sont toutefois des espèces lenticques, que l'on trouve généralement en faible abondance dans les habitats riverains, car elles ont de faibles capacités de fixation dans des conditions d'écoulement (Horvath *et al.* 1996, Stoeckel *et al.* 1997). Mackie (1995) a suggéré que des vitesses d'eau inférieures à 0,00006 m/s sont nécessaires pour que les moules dreissénidées puissent maintenir leur position. Bien que la moule zébrée soit la cause probable de la disparition du *ptychobranche réniforme* du lac Sainte-Claire, de la rivière Détroit, du lac Érié et de la rivière Niagara, les populations restantes des rivières Ausable et Sydenham peuvent présenter un risque relativement faible de répercussions. La moule zébrée a été détectée dans les cours inférieurs des deux rivières où les débits sont lents et affectés par le lac, mais on pense que cet habitat ne convient pas au *ptychobranche réniforme*. Le delta de la rivière Sainte-Claire et les terres humides connexes semblaient offrir un refuge à certains unionidés indigènes (2 356 unionidés vivants représentant 22 espèces sur 33 des 95 sites échantillonnés en 1998 et en 2001) en raison de la faible profondeur (avec action des vagues), de la grande connectivité avec le lac. (c.-à-d. accès à des poissons hôtes) et des substrats plus mous où ils peuvent s'enfouir à des profondeurs qui étouffent les moules dreissénidées (Nichols et Wilcox 1997, Zanatta *et al.* 2002). Cependant, l'échantillonnage dans le delta de la rivière Sainte-Claire en 2011 et en 2016 n'a permis de trouver aucun *ptychobranche réniforme*, et l'échantillonnage du côté américain en 2021 n'a permis de trouver que 14 unionidés vivants (11 espèces) sur 7 des 51 sites échantillonnés (Keretz 2022).

Le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*) est un poisson benthique envahissant qui est maintenant répandu dans la partie inférieure des Grands Lacs et qui étend son aire de répartition en amont à de nombreux affluents importants, y compris les rivières Ausable, Sydenham et Thames (Poos *et al.* 2010). Le gobie à taches noires est actuellement présent dans toute l'aire de répartition du *ptychobranche réniforme* dans la rivière Sydenham jusqu'à Napier au moins, mais il ne peut s'étendre que jusqu'à Sylvan sur la rivière Ausable (figure 6, données inédites du MPO, K. Jean, ABCA comm. pers.). Il est peu probable que le gobie à taches noires menace directement le *ptychobranche réniforme* en raison de la petite taille de sa bouche, mais il pourrait servir de réservoir pour les glochidies lorsqu'il y a fixation, mais la transformation échouera (Tremblay *et al.* 2016). Le gobie à taches noires est plus susceptible d'avoir des répercussions indirectes sur le *ptychobranche réniforme* par des interactions négatives avec les poissons hôtes. Il s'agit d'une espèce agressive et territoriale que l'on croit responsable du déclin de nombreux poissons benthiques indigènes, en particulier les dards, dans les lacs Sainte-Claire et Érié (French et Jude 2001, Reid et Mandrak 2008) et de nombreux affluents des Grands Lacs (Raab *et al.* 2018, McAllister *et al.* 2022), en raison du chevauchement accru du régime alimentaire, de la prédation aux premiers stades biologiques (œufs/larves/jeunes de l'année) et du déplacement de l'habitat (French et Jude 2001, Poos *et al.* 2009, Abbett *et al.* 2013, Reid 2019, Firth *et al.* 2021).

D'autres espèces envahissantes qui ne sont pas encore présentes dans la région pourraient représenter une menace pour le *ptychobranche réniforme* ou ses poissons hôtes dans l'avenir. Par exemple, la carpe noire (*Mylopharyngodon piceus*) est un molluscivore à grande bouche qui s'est établi dans le fleuve Mississippi et qui pourrait représenter une menace importante pour les unionidés indigènes si elle arrivait dans le bassin des Grands Lacs (Nico *et al.* 2005); cependant, il est peu probable qu'elle arrive dans le délai de 10 ans envisagé ici.

CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET PHÉNOMÈNES MÉTÉOROLOGIQUES VIOLENTS

Les moules d'eau douce sont généralement considérées comme vulnérables aux effets des changements climatiques, car elles dépendent des poissons hôtes pour compléter leur cycle biologique et ont une capacité limitée de se disperser dans de nouveaux habitats si les conditions deviennent défavorables (Brinker *et al.* 2018). On s'attend à des changements considérables de la température et des précipitations en Ontario d'ici 2100, les températures annuelles moyennes devant augmenter, les étés présentant une diminution des précipitations totales et les hivers, une augmentation par rapport aux décennies précédentes (McDermid *et al.* 2015). Les changements climatiques peuvent aussi avoir des répercussions indirectes sur les moules et leur habitat, notamment l'augmentation des charges de nutriments et de la turbidité, la modification des régimes d'écoulement et des changements dans la vitesse de l'eau, l'augmentation de la prévalence des maladies et des changements dans l'aire de répartition des poissons hôtes, des concurrents ou des prédateurs (Lemmen et Warren 2004, COSEPAC 2021). De plus, la relation glochidie-hôte peut être précaire dans des conditions idéales, et les changements climatiques pourraient entraîner une désynchronisation entre le moment de la fraie des moules et l'occupation du site par les hôtes, les comportements alimentaires des hôtes, la santé des hôtes et la vulnérabilité à l'infestation.

Les deux cours d'eau habités par le ptychobranche réniforme au Canada sont considérés comme étant à surveiller en raison du degré élevé de surfaces semi-imperméables dans les bassins versants (ABCA 2018a,b, SCRCA 2018), ce qui fait qu'ils sont sujets aux répercussions des niveaux d'eau ou des températures extrêmes. On pense que le ptychobranche réniforme préfère les eaux moins profondes (< 1 m de profondeur; Ortmann 1919), ce qui peut le rendre plus vulnérable à la dessiccation ou à l'exposition pendant une sécheresse ou une chaleur extrême.

Sécheresses

L'impact le plus important des changements climatiques sur le ptychobranche réniforme devrait être une réduction de la quantité et de la qualité de l'habitat en raison de la fréquence et de la gravité croissantes des sécheresses. Les sécheresses entraîneront une perte de superficie de l'habitat, un risque accru de dessiccation, un risque accru de prédation par les prédateurs terrestres et aviaires, et des effets dépendant de la densité, comme la réduction de l'approvisionnement alimentaire par la concurrence, un risque accru de transmission de maladies en raison du surpeuplement, et une réduction de la teneur en oxygène dissous par la consommation. Les faibles débits pendant les sécheresses peuvent également entraîner une augmentation des températures, une diminution de l'oxygène dissous et une plus grande turbidité. Les effets de la sécheresse seront probablement plus importants dans les petits cours d'eau que dans les grandes rivières (Haag et Warren 2008).

Certains scénarios de changements climatiques prévoient des pertes de moules et de poissons résultant de la diminution du débit dans le bassin hydrographique des Grands Lacs et dans l'ensemble de l'Amérique du Nord. Spooner et ses collaborateurs (2011) prévoient que les pertes d'espèces seront plus importantes pour les moules (de 5 à 60 %, selon la région) que pour les poissons, car elles dépendent des hôtes, et qu'elles seront plus importantes pour les moules spécialisées sur le plan des hôtes. Des changements dans la composition des communautés de moules, ainsi que des déclin de l'abondance et de la biomasse des moules ont été observés à la suite de graves épisodes de sécheresse dans le sud des États-Unis (Golladay *et al.* 2004, Haag et Warren 2008, Galbraith *et al.* 2010, Lopez *et al.* 2022), avec une perte correspondante importante de la fonction du cycle des nutriments (p. ex. une diminution d'environ 30 % du stockage d'azote et de phosphore dans le système, et une diminution de

22 % de la reminéralisation de l'azote) un an après la sécheresse comparativement aux relevés d'un an avant la sécheresse (Atkinson *et al.* 2014). Golladay et ses collaborateurs (2004) ont constaté que les tronçons de rivière touchés par la sécheresse qui contenaient des débris ligneux grossiers où se formaient des dépressions peu profondes semblaient constituer un refuge pour les moules.

La province de l'Ontario surveille les mesures des eaux de surface afin de fournir des avertissements de faible niveau d'eau dans le cadre du Programme d'intervention en matière de ressources en eau de l'Ontario. Les données sur les précipitations et sur le débit sont combinées pour indiquer un avertissement de niveau 1 (indication précoce d'une sécheresse potentielle), de niveau 2 (probabilité accrue de conditions de sécheresse) et de niveau 3 (probabilité élevée de conditions de sécheresse). La fréquence annuelle de ces faibles niveaux d'eau est résumée dans la figure 7 pour les bassins hydrographiques d'Ausable-Bayfield (rivière Ausable) et de la région de Sainte-Claire (rivière Sydenham) (Programme d'intervention en matière de ressources en eau de l'Ontario, données inédites).

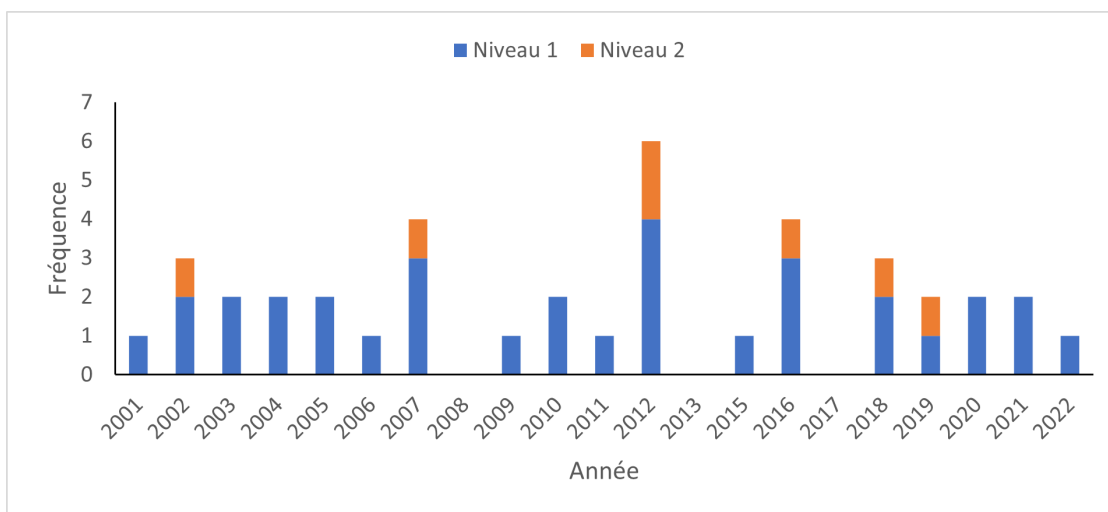


Figure 7. Fréquence annuelle des désignations de faible niveau d'eau pour les bassins versants d'Ausable-Bayfield et de la région de Sainte-Claire de 2001 à 2022 en fonction des mesures des précipitations et des débits (Programme d'intervention en matière de ressources en eau de l'Ontario, données inédites).

En plus des sécheresses, les inondations extrêmes pourraient entraîner le déplacement des moules vers des habitats moins idéaux et l'affouillement des lits des cours d'eau, ce qui modifierait la composition du substrat dans des parcelles appropriées. Si des inondations se produisent pendant la saison de fraie, l'absorption de spermatozoïdes par les femelles pourrait être limitée, ce qui réduirait le succès de la fécondation, ou les conglutinats pourraient être expulsés des cours d'eau, ce qui empêcherait le développement larvaire.

Températures extrêmes

Des températures extrêmes peuvent survenir pendant les périodes de sécheresse ou d'autres périodes de faible niveau d'eau, ou pendant les vagues de chaleur, qui devraient également augmenter en fréquence et en intensité avec les changements climatiques. Ce phénomène sera probablement plus prononcé chez les populations de systèmes plus petits ou principalement alimentés en surface. On ne connaît pas la tolérance thermique létale et la température optimale pour le Ptychobranchie réniforme; cependant, un examen de la documentation sur les tolérances thermiques des unionidés en Amérique du Nord a révélé une tolérance thermique

létale moyenne globale (CL50) de 34,6 °C pour les expositions aiguës (<4 jours) et de 32,0 °C pour les expositions moyennes chroniques (de 7 à 10 jours) chez toutes les espèces étudiées (Fogelman *et al.* 2023). Les tolérances thermiques variaient légèrement selon le stade biologique et la durée de l'exposition : la température létale moyenne était de 32,8 °C (plage : 21,4 à 42,6 °C; expositions aiguës) pour les glochidies; 35,0 °C (29,9 à 44,4 °C) et 30,1 °C (30,5 à 35,6 °C) pour les juvéniles pendant des expositions aiguës et chroniques, respectivement; et 36,4 °C (33,7 à 38,7 °C) et 35,9 °C (32,4 à 37,5 °C) pour les adultes pendant des expositions aiguës et chroniques, respectivement. Des maximums thermiques critiques ont été établis pour les adultes pendant les essais d'augmentation de l'exposition avec une moyenne de 39,5 °C (plage : 32,1 à 42,7 °C). Les espèces de la sous-famille des Lampsilínés (à laquelle appartient le *ptychobranche* réniforme) avaient tendance à avoir une tolérance thermique intermédiaire à tous les stades biologiques (Fogelman *et al.* 2023). Pandolfo *et al.* (2012a) ont constaté que la tolérance thermique des poissons hôtes pourrait être plus limitative dans certains cas. Les maximums thermiques critiques des raseux-de-terre noirs et des dards barrés dans le bassin des Grands Lacs ont été signalés comme étant de 30,5 à 36,0 °C, selon l'espèce, la saison et la température d'acclimatation (Hlohowskyj et Wissing 1984, Ingersoll et Claussen 1984), et la plage est probablement semblable pour les autres dards hôtes.

MODIFICATIONS DES SYSTÈMES NATURELS

Barrages, gestion et utilisation de l'eau

Les barrages, bien que leurs impacts varient selon le type et la taille, entraînent habituellement des environnements lenticques (c.-à-d. à débit lent ou nul) où de lourdes charges de sédiments se déposent en amont, et peuvent réduire le volume d'eau, modifier les profils de température et entraîner l'affouillement des lits en aval, éliminant l'habitat de prédilection du *ptychobranche* réniforme de part et d'autre du barrage (COSEPAC 2013). Les barrages peuvent également empêcher le déplacement des poissons hôtes, ce qui peut perturber le recrutement. Enfin, mais ce qui est peut-être le plus important, les barrages peuvent créer un habitat propice aux moules dreissénidées qui, autrement, seraient exclues des systèmes d'écoulement (Mackie 1995, Smith *et al.* 2015). Le *ptychobranche* réniforme est habituellement une espèce riveraine qui utilise les poissons riverains comme hôtes; cependant, Haag (2012) a considéré que le *ptychobranche* réniforme tolérât mal les bassins de retenue, et certaines de ses espèces hôtes présumées (p. ex. raseux-de-terre noir) préfèrent les zones à débit lent ou nul. Les bassins de retenue aux États-Unis ont contribué au déclin ou à la perte d'autres espèces de *Ptychobrancheus*. Les relevés historiques des coquilles de moules dans la rivière Holston, au Tennessee, portent à croire que le *ptychobranche* réniforme et le *P. subtentum* étaient communs ou abondants avant la création du bassin de retenue, mais la communauté de moules est maintenant dominée par des espèces lenticques comme la grande anodonte (*Pyganodon grandis*) et l'anodonte papyracée (*Utterbackia imbecillis*) (Parmalee et Polhemus 2004).

Il existe plusieurs bassins de retenue dans l'aire de répartition actuelle du *ptychobranche* réniforme qui peuvent avoir une incidence négative sur lui ou sur ses poissons hôtes. Il y a deux grands barrages en amont de l'aire de répartition du *ptychobranche* réniforme sur chacune des rivières Ausable et Sydenham (figure 6). De plus, le COSEPAC (2021) a estimé qu'il y a 21 barrages et déversoirs plus petits sur la rivière Ausable et 11 sur la rivière Sydenham. La plupart de ces structures sont privées, et la mesure dans laquelle elles limitent ou empêchent le déplacement des espèces ou perturbent l'habitat est inconnue, mais elle peut être faible si la composition du substrat et les régimes de températures et d'oxygène demeurent relativement inchangés (Haag 2012, Hornbach *et al.* 2014). Les grands barrages sur la rivière Grand (les barrages de Wilkesport, de Cayuga, de Caledonia et de Dunnville) peuvent avoir des

populations fragmentées de ptychobranches réniformes avec une reproduction entravée par la modification du débit et les limites liées aux hôtes. En raison de l'absence de données historiques complètes sur la répartition dans les rivières Ausable et Sydenham, on ne sait pas dans quelle mesure les barrages existants ont affecté l'espèce.

AUTRE

D'autres menaces mineures cernées par le COSEPAC (2013) pourraient entraîner la mort d'individus ou nuire à la productivité du ptychobranche réniforme à l'échelle locale, mais il est peu probable qu'elles aient des répercussions au niveau de la population aux niveaux ou aux taux d'occurrence actuels. Celles-ci comprennent (sans s'y limiter) : la construction de nouveaux complexes d'habitation à proximité de l'aire de répartition du ptychobranche réniforme, ce qui entraîne une turbidité accrue, des changements dans les régimes d'écoulement et une augmentation des surfaces imperméables; l'élevage de bétail et l'accès des bovins aux cours d'eau qui se sont des affluents en amont, ce qui entraîne une augmentation de la turbidité et des éléments nutritifs en aval; les activités d'entretien des drains agricoles peuvent également se produire dans les affluents en amont, ce qui entraîne l'homogénéisation de l'habitat (c.-à-d. substrat, débits) à l'échelle locale et une augmentation de la turbidité en aval; les déversements agricoles de substances organiques ou inorganiques qui entraînent une diminution des concentrations d'oxygène dissous pourraient entraîner la mortalité massive de ptychobranches réniformes, comme cela s'est produit dans le ruisseau Big Darby, en Ohio (Tetzloff 2001); les projets de forage pétrolier dans le bassin versant, ce qui pourrait entraîner des apports de substances toxiques; l'utilisation de véhicules récréatifs dans les cours d'eau causant la mortalité d'individus et nuisant à l'habitat dans les cours d'eau et les zones riveraines aux points de contact; l'entretien du dragage des canaux et des corridors de navigation dans le lac Sainte-Claire (et les rivières Sainte-Claire et Détroit), causant la mort d'individus et augmentant la turbidité et l'homogénéisation des substrats; et la récolte de poissons-appâts qui pourrait éliminer les dards hôtes, réduisant ainsi le succès de la transformation et le recrutement – tous les présumés dards hôtes ne sont plus des poissons-appâts légaux en Ontario (Cudmore et Mandrak 2022). Avant ce changement de règlement, ils n'étaient pas souvent vendus ou utilisés comme appâts en Ontario (Drake et Mandrak 2014).

EFFETS DES MENACES MULTIPLES

Les menaces peuvent interagir de façon complexe et dépendante du contexte, et il est probable que le ptychobranche réniforme soit confronté simultanément à bon nombre de ces menaces ou facteurs de stress. Ces interactions pourraient entraîner des effets additifs, ou les facteurs de stress pourraient être amplifiés ou atténués en combinaison par rapport à chacun individuellement. Par conséquent, l'ampleur et l'orientation des répercussions sont difficiles à prévoir, mais la recherche sur les effets de menaces multiples augmente, particulièrement en ce qui concerne les changements climatiques et les changements dans l'utilisation des terres. Luck et Ackerman (2022) ont évalué les effets interactifs de la température de l'eau, de la vitesse de l'eau et du total des solides dissous sur trois mesures de la physiologie des moules et ont constaté que, dans plusieurs cas, la combinaison des facteurs de stress entraînait des effets multiplicatifs. On a déterminé que l'un des pires scénarios possibles combinerait des températures estivales élevées à une forte turbidité et à une vitesse supérieure ou inférieure à la moyenne, qui sont des conditions probables dans la plupart des scénarios de changements climatiques où les sécheresses ou les épisodes de pluie intense devraient augmenter (Luck et Ackerman 2022). Beermann *et al.* (2021) ont généralement observé des effets synergiques négatifs sur les communautés d'invertébrés benthiques lorsque les sédiments en suspension augmentaient et que la vitesse d'écoulement diminuait; les taxons sensibles étaient également touchés lorsque la salinité augmentait. On sait que l'ammoniac, le chlorure, le cuivre et le

potassium, pris séparément, comptent parmi les contaminants les plus toxiques pour les moules d'eau douce, mais qu'ils sont probablement présents ensemble (avec d'autres facteurs de stress) dans l'environnement naturel. Salerno *et al.* (2020) ont étudié la toxicité des combinaisons de ces contaminants chez les moules aux premiers stades biologiques, et ils ont constaté qu'ils ont habituellement des effets synergiques (selon le niveau d'exposition) en combinaison par rapport aux expositions individuelles. Les sécheresses peuvent être aggravées par des changements dans l'utilisation des terres. Atkinson *et al.* (2014) ont constaté que les réductions de la biomasse et de l'abondance des moules après une sécheresse étaient plus importantes dans les régions où l'utilisation des terres agricoles est élevée (et où le couvert forestier est plus faible). Les petits cours d'eau d'amont qui sont plus sujets à la sécheresse peuvent être moins susceptibles de se rétablir lorsque des changements dans l'utilisation des terres fragmentent davantage les habitats des rivières pour les poissons hôtes, réduisant ainsi le potentiel de recolonisation (Haag et Warren 2008), tandis que les grands cours d'eau sont souvent soumis à l'extraction d'eau à des fins humaines (p. ex. l'irrigation), ce pour quoi la demande est susceptible d'augmenter en cas de sécheresse, ce qui exacerbe les faibles niveaux d'eau et les températures accrues connexes et la diminution de l'oxygène dissous (Galbraith *et al.* 2010). Une étude plus poussée des facteurs de stress multiples sur les taux vitaux des moules est justifiée.

ÉVALUATION DES MENACES

Les menaces ont été évaluées conformément aux lignes directrices du MPO (2014). Ainsi, chaque menace a été classée en fonction de sa probabilité d'occurrence (PO), de son niveau d'impact (NI) et de la certitude causale (CC). La probabilité de réalisation est la mesure dans laquelle une menace précise est susceptible de se réaliser pour une population donnée sur une période de 10 ans ou de trois générations, selon la période la plus courte. Compte tenu de la durée de génération du *ptychobranche* réniforme (9 à 11 ans dans la rivière Sydenham et 11 à 14 ans dans l'Ausable [données non publiées du MPO]), cette évaluation des menaces a été réalisée sur une période de 10 ans. Le niveau des répercussions désigne l'ampleur des répercussions d'une menace donnée et de la mesure dans laquelle elle influence la survie ou le rétablissement de la population. Les menaces ont reçu une cote de certitude causale de 5 si un lien plausible est établi, mais qu'il n'y a pas de preuve directe des répercussions; une cote de 4 s'il y a des preuves solides des répercussions provenant d'études en laboratoire, mais des preuves plus faibles des effets sur l'environnement naturel ou des preuves que le facteur de stress n'a pas de répercussions sur l'environnement naturel en Ontario; et 3 s'il y a des preuves solides provenant d'études en laboratoire et dans l'environnement naturel que le facteur de stress entraîne des déclins des populations de moules d'eau douce quelque part. La réalisation de la menace au niveau de la population (RMP), la fréquence de la menace au niveau de la population (FMP) et l'étendue de la menace au niveau de la population (EMP) ont également été évaluées et se sont vu attribuer un statut en fonction des définitions figurant au tableau 6 (classements dans les tableaux 7 et 8). La probabilité de réalisation et le niveau d'impact pour chaque population ont ensuite été combinés dans la matrice des risques des menaces au niveau de la population (tableau 9; classements dans le tableau 10). D'autres justifications pour les cotes de menace se trouvent à l'annexe 2.

À l'heure actuelle, on pense que les populations existantes de *ptychobranche* réniforme sont stables ou en légère augmentation en Ontario, de sorte que le niveau d'impact des menaces semble faible (aucune diminution mesurable des populations). Toutefois, le cadre d'évaluation des menaces ne permet pas d'évaluer les effets de multiples menaces simultanées (c.-à-d. effets cumulatifs des menaces, interactions des menaces), ni d'évaluer les répercussions sous le niveau de la population (p. ex. effets sublétaux, effets sur les taux vitaux). La première ne changerait pas l'interprétation du niveau des répercussions, compte tenu des taux de

croissance positive de la population. Certaines menaces peuvent avoir des répercussions extrêmes à l'échelle locale, à certaines périodes de l'année, ou à des stades biologiques plus sensibles. L'évaluation des menaces ne comprend pas non plus une composante d'exposition (ou intensité/étendue). La menace peut être présente dans le bassin versant (probabilité de réalisation « connue ») et peut avoir un niveau élevé de répercussions à certaines intensités (ou dans certaines circonstances), mais ne pas être présente à des niveaux nocifs à l'heure actuelle. Ce niveau d'exposition (ou intensité/étendue) de la menace peut varier d'un endroit à l'autre en fonction des caractéristiques du paysage, du degré d'interférence humaine ou de l'état d'invasion. Même si les menaces sont classées comme « faible » sur le plan individuel, un grand nombre de menaces se produisent simultanément, ce qui se traduit par des conditions d'habitat généralement mauvaises. D'autres espèces de moules d'eau douce semblent être en déclin aux mêmes sites où l'on trouve des *ptychobranche* réniformes (T. Morris, MPO comm. pers.), ce qui porte à croire que ces menaces ont des répercussions négatives sur la communauté de moules. Tout changement dans l'intensité des menaces existantes ou de toute nouvelle menace peut accroître considérablement le risque pour les populations de *ptychobranche* réniformes. La population humaine dans le sud-ouest de l'Ontario⁴ devrait croître de 40,9 % d'ici 2046 ([ministère des Finances de l'Ontario 2023](#)); cela entraînera une plus grande perte ou dégradation de l'habitat, une augmentation du ruissellement urbain et des apports d'eaux usées domestiques, ce qui intensifiera la menace.

⁴ Plus précisément, la population du comté de Middlesex (la majeure partie de la rivière Ausable) devrait augmenter de 53,7 % (principalement associé à la ville de London), et les populations des comtés de Chatham-Kent et de Lambton (rivière Sydenham) devraient augmenter de 14,9 % et de 18,6 %, respectivement.

Tableau 6. Définition et termes utilisés pour décrire la probabilité de réalisation (PR), le niveau des répercussions (NR), la certitude causale (CC), la réalisation de la menace au niveau de la population (RMP), la fréquence de la menace au niveau de la population (FMP) et l'étendue de la menace au niveau de la population (EMP), reproduits de MPO (2014).

Terme	Définition
Probabilité de réalisation (PR)	
Menace connue ou très susceptible de se réaliser (K)	Cette menace a été observée dans 91 % à 100 % des cas.
Menace susceptible de se réaliser (L)	Il y a de 51 % à 90 % de chance que cette menace se réalise.
Peu probable (UL)	Il y a de 11 % à 50 % de chance que cette menace se réalise.
Faible (R)	Il y a de 1 % à 10 % de chance ou moins que cette menace se réalise.
Inconnue (U)	Il n'y a pas de données ni de connaissances préalables sur la réalisation de cette menace maintenant ou à l'avenir.
Niveau des répercussions (NR)	
Extrême (E)	Déclin important de la population (p. ex. de 71 % à 100 %) et possibilité de disparition du Canada
Élevé (H)	Perte de population importante (de 31 % à 70 %) ou menace <u>compromettant</u> la survie ou le rétablissement de la population.
Moyen (M)	Perte modérée de la population (de 11 à 30 %) ou menace <i>susceptible de compromettre</i> sa survie ou son rétablissement
Faible (L)	Peu de changements dans la population (de 1 à 10 %) ou menace <i>peu susceptible de compromettre</i> sa survie ou son rétablissement
Inconnu (U)	Aucune connaissance, documentation ou donnée antérieure pour orienter l'évaluation de la gravité de la menace pour la population.
Certitude causale (CC)	
Très élevée (1)	Des preuves très solides indiquent que la menace se réalise et que l'ampleur des répercussions sur la population peut être quantifiée.
Élevée (2)	Des preuves concluantes établissent un lien de cause à effet entre la menace et les déclin de la population ou le danger pour sa survie ou son rétablissement.
Moyenne (3)	Certaines preuves établissent un lien de cause à effet entre la menace et les déclin de la population ou le danger pour sa survie ou son rétablissement.
Faible (4)	Il y a des preuves limitées soutenant un lien théorique entre la menace et les déclin de la population ou le danger pour sa survie ou son rétablissement.
Très faible (5)	Il y a un lien plausible sans aucune preuve indiquant que la menace entraîne un déclin de la population ou met en danger sa survie ou son rétablissement.
Réalisation de la menace au niveau de la population (RMP)	
Historique (H)	Menace qui s'est réalisée par le passé et qui a eu un impact négatif sur la population.
Actuelle (C)	Menace qui se réalise actuellement et qui a un impact négatif sur la population.
Prévue (A)	Une menace dont on prévoit la réalisation et qui aura un impact négatif sur la population.
Fréquence de la menace au niveau de la population (FMP)	
Unique (S)	La menace se réalise une fois.
Récurrente (R)	La menace se réalise périodiquement ou à répétition.

Terme	Définition
Continue (C)	La menace se réalise sans interruption.
Étendue de la menace au niveau de la population (EMP)	
Considérable (E)	De 71 à 100 % de la population est touchée par la menace
Vaste (B)	De 31 à 70 % de la population est touchée par la menace
Faible (N)	De 11 à 30 % de la population est touchée par la menace
Limitée (R)	De 1 à 10 % de la population est touchée par la menace

Tableau 7. Probabilité de réalisation de la menace (PRM), niveau des répercussions (NR), certitude causale (CC), réalisation de la menace au niveau de la population (RMP), fréquence de la menace au niveau de la population (FMP) et étendue de la menace au niveau de la population (EMP) pour les populations de *ptychobranches* réniformes dans la rivière Ausable. Les définitions et les termes utilisés pour décrire les cotes des menaces se trouvent dans le tableau 6.

Catégorie de menace de l'UICN	Sous-catégorie	Détails	Probabilité de réalisation	Niveau d'impact	Certitude causale	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Pollution	Effluents agricoles et forestiers	Sédimentation (ruissellement sur le terrain, entretien des drains en amont)	K	L	3	H/C/A	C	E
		Charge en éléments nutritifs (+ ammoniac et potassium)	K	L	4	H/C/A	C	E
		Pesticides (+ Bayluscide granulaire)	K	L	4	H/C/A	C	E
	Eaux usées domestiques et urbaines (y compris les eaux de ruissellement urbaines)	Charge en éléments nutritifs (+ ammoniac)	K	L	4	H/C/A	C	B
		Produits pharmaceutiques et composés œstrogéniques	K	L	5	H/C/A	C	B
		Chlorure	K	L	4	H/C/A	R	B
		Métaux lourds / hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	K	L	4	H/C/A	C	B
	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques	Gobie à taches noires, moules dreissenidées	K	L	5	H/C/A	C	B
Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents		Sécheresses fréquentes et graves et températures extrêmes	K	L	3	H/C/A	R	E

Tableau 8. Probabilité de réalisation de la menace (PRM), niveau des répercussions (NR), certitude causale (CC), réalisation de la menace au niveau de la population (RMP), fréquence de la menace au niveau de la population (FMP) et étendue de la menace au niveau de la population (EMP) pour les populations de ptychobranches réniformes dans la rivière Sydenham. Les définitions et les termes utilisés pour décrire les cotes des menaces se trouvent dans le tableau 6.

Catégorie de menace de l'UICN	Sous-catégorie	Détails	Probabilité de réalisation	Niveau d'impact	Certitude causale	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Pollution	Effluents agricoles et forestiers	Sédimentation (ruissellement sur le terrain, entretien des drains en amont)	K	L	3	H/C/A	C	E
		Charge en éléments nutritifs (+ ammoniac et potassium)	K	L	4	H/C/A	C	E
		Pesticides (+ Bayluscide granulaire)	K	L	4	H/C/A	C	E
	Eaux usées domestiques et urbaines (y compris les eaux de ruissellement urbaines)	Charge en éléments nutritifs (+ ammoniac)	K	L	4	H/C/A	C	B
		Produits pharmaceutiques et composés œstrogéniques	K	L	5	H/C/A	C	B
		Chlorure	K	L	4	H/C/A	R	B
		Métaux lourds / hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	K	L	4	H/C/A	C	B
Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques	-	Gobie à taches noires, moules dreissénidées	K	L	5	H/C/A	C	E
Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	-	Sécheresses fréquentes et graves et températures extrêmes	K	L	3	H/C/A	R	E

Tableau 9. La matrice du niveau de menace combine les classements de la probabilité de réalisation et du niveau des répercussions afin d'établir le niveau de menace pour chaque population de ptychobranches réniformes au Canada. Le niveau de menace qui en résulte a été classé comme faible, moyen, élevé ou inconnu. Reproduit de MPO (2014).

		Niveau des répercussions				
		Faible	Moyen	Élevé	Extrême	Inconnu
Probabilité de réalisation	Menace connue ou très susceptible de se réaliser	Faible	Moyen	Élevé	Élevé	Inconnu
	Menace susceptible de se réaliser	Faible	Moyen	Élevé	Élevé	Inconnu
	Peu probable	Faible	Moyen	Moyen	Moyen	Inconnu
	Faible	Faible	Faible	Faible	Faible	Inconnu
	Inconnue	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu

Tableau 10. Évaluation du niveau de menace pour les populations de ptychobranches réniformes au Canada, résultant d'une analyse de la probabilité et des effets de la menace. Le chiffre entre parenthèses correspond à la certitude causale associée à l'incidence de la menace (1 = très élevée; 2 = élevée; 3 = moyenne; 4 = faible; 5 = très faible).

Catégorie de menace de l'UICN	Sous-catégorie	Détails	Rivière Ausable	Rivière Sydenham
Pollution	Effluents agricoles et forestiers	Sédimentation (ruissellement sur le terrain, entretien des drains en amont)	Faible (3)	Faible (3)
		Charge en éléments nutritifs (+ ammoniac et potassium)	Faible (4)	Faible (4)
		Pesticides (+ Bayluscide granulaire)	Faible (4)	Faible (4)
	Eaux usées domestiques et urbaines (y compris les eaux de ruissellement urbaines)	Charge en éléments nutritifs (+ ammoniac)	Faible (4)	Faible (4)
		Produits pharmaceutiques et composés œstrogéniques	Faible (5)	Faible (5)
		Chlorure	Faible (4)	Faible (4)
		Métaux lourds / hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	Faible (4)	Faible (4)
Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques	-	Gobie à taches noires, moules dreissénidées	Faible (5)	Faible (5)
Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	-	Sécheresses fréquentes et graves et températures extrêmes	Faible (3)	Faible (3)

Élément 9 : *Énumérer les activités les plus susceptibles de menacer (c.-à-d. endommager ou détruire) les propriétés de l'habitat décrites dans les éléments 4 et 5, et fournir des renseignements sur l'ampleur et les conséquences de ces activités.*

Les rivières de petite à moyenne taille avec des courants modérés à rapides, ou les habitats lacustres littoraux avec une action des vagues au-dessus de substrats stables de sable, de gravier et de galets qui soutiennent les dards hôtes sont les caractéristiques d'habitat les plus importantes pour le Ptychobranchie réniforme. Il y a plusieurs activités dans l'habitat du Ptychobranchie réniforme qui sont susceptibles d'endommager ou de détruire ces propriétés, directement ou indirectement. Ces activités peuvent comprendre, sans s'y limiter :

- Perte ou modification de l'habitat physique par le nivellement, le dragage (pour l'entretien des infrastructures de navigation ou des drains agricoles en amont de l'aire de répartition du Ptychobranchie réniforme), l'excavation, la canalisation, le remplissage ou le défrichage de la végétation riveraine qui entraîne des changements dans la quantité et la qualité de l'habitat, des changements dans les régimes de températures, d'écoulement et de transport de sédiments, et l'homogénéisation des substrats.
- Une application excessive, un mauvais usage ou une utilisation intensive de pesticides, d'engrais ou de sels de voirie peuvent entraîner des effets sur le comportement (p. ex. fermeture des valves, enfouissement) et pouvant aller jusqu'à la mortalité, selon la concentration et la durée de l'exposition.
- Les activités de construction ou d'entretien de ponts et de ponceaux qui comportent des travaux dans un cours d'eau. Cela risque de modifier le substrat du site et d'avoir une incidence sur la vitesse de l'eau et le transport des sédiments, ce qui accroît la turbidité. Ces projets peuvent fragmenter des tronçons de rivières temporairement pendant les travaux, ou de façon permanente s'ils sont trop petits ou s'ils sont perchés.
- Les bassins de retenue (p. ex. les barrages et les déversoirs) qui entraînent la fragmentation de l'habitat peuvent avoir une incidence sur les poissons hôtes et sur le cycle de reproduction du Ptychobranchie réniforme, peuvent entraîner la perte de l'habitat lotique en amont et peuvent modifier les régimes de températures, d'écoulement et de transport des sédiments en amont et en aval.
- L'utilisation de véhicules récréatifs (p. ex. VTT) dans les cours d'eau peut accroître la turbidité et les polluants (p. ex. gaz, pétrole, métaux lourds), peut perturber le substrat (c.-à-d. le compactage, qui peut avoir des répercussions sur l'enfouissement), et peut également être un vecteur d'EAE.
- L'accès des bovins aux cours d'eau (en amont de l'aire de répartition du Ptychobranchie réniforme) peut entraîner une augmentation de la turbidité, une instabilité des berges, de l'érosion et des apports d'éléments nutritifs ou de la remise en suspension.

Élément 10 : *Évaluer tout facteur naturel susceptible de limiter la survie et le rétablissement du Ptychobranchie réniforme.*

Il y a des facteurs naturels qui pourraient limiter le Ptychobranchie réniforme, dont la plupart sont liés au stade larvaire parasite obligatoire exigeant la rencontre avec les poissons hôtes et une période d'enkystement. Certains des hôtes présumés sont rares dans les systèmes habités par le Ptychobranchie réniforme en Ontario (p. ex., dard barré, dard à ventre jaune, épinoche à cinq épines), et, s'il s'avère que ce sont les hôtes de prédilection, alors le succès de reproduction pourrait être limité (COSEPAC 2003, McNichols 2007). La plupart des dards ont des capacités de dispersion relativement limitées, ce qui pourrait également présenter une limite, car le transport par l'hôte est la seule possibilité de dispersion à grande échelle des unionidés. À

l'automne, dans un ruisseau de l'Ohio, les raseux-de-terre noirs et les dards barrés ont parcouru en moyenne 55 m (maximum de 109,3 m) et 62 m (maximum de 185,1 m), respectivement (Mundahl et Ingersoll 1983). Seulement 3,2 % des raseux-de-terre noir se sont déplacé vers un bassin ou un radier différent de l'endroit où ils ont été capturés la première fois (sur 91 % qui ont été recapturés), tandis que 12,8 % des dards barrés ont changé d'endroit (sur 39 % qui ont été recapturés). Une étude du dard arc-en-ciel dans la rivière Grand a révélé que la distance de déplacement médiane était de 5 m (à partir de quatre échantillonnages réalisés pendant deux étés), sauf pendant le mois de mai, la saison de fraie présumée, où un petit nombre de déplacements dépassaient 100 m (dont un poisson qui s'était déplacé de près d'un kilomètre). Dans l'ensemble, environ 85 % des individus marqués étaient demeurés à l'intérieur du radier où ils ont été capturés la première fois (Hicks et Servos 2017).

La prédation est également un risque potentiel pour tous les stades biologiques du Ptychobranche réniforme d'un certain nombre d'espèces de poissons (p. ex. l'esturgeon jaune [*Acipenser fulvescens*], le malachigan [*Aplodinotus grunniens*], le crapet-soleil [*Lepomis gibbosus*], les chevaliers [genre *Moxostoma*], les barbottes), d'oiseaux (p. ex., le canard plongeur) et de mammifères (p. ex. vison/pékan, rat musqué, raton laveur) [Custer et Custer 1996, Mulcrone 2005]. Owen *et al.* (2011) ont découvert que le Ptychobranche réniforme était l'une des nombreuses espèces de moules à coquille large et épaisse que le rat musqué évite généralement. La plupart des rencontres avec des prédateurs sont probablement opportunistes et peu susceptibles de limiter les populations de Ptychobranche réniformes, particulièrement lorsqu'elles se produisent dans une communauté diversifiée de moules avec des espèces plus petites et à coquille plus mince.

Élément 11 : Décrire les répercussions écologiques possibles des menaces associées à l'élément 8 sur l'espèce cible et les espèces coexistantes. Énumérer les avantages et les inconvénients potentiels pour l'espèce ciblée et les espèces coexistantes qui peuvent être présents si les menaces sont atténuées. Énumérer les activités de surveillance existantes concernant l'espèce ciblée et les espèces coexistantes qui sont associées à chaque menace, et relever les lacunes dans les connaissances.

La réduction de la qualité de l'habitat par les pratiques d'utilisation des terres agricoles et urbaines qui entraînent d'importantes charges d'éléments nutritifs, l'envasement et la sédimentation des cours d'eau, et les apports de contaminants provenant des eaux de ruissellement des routes ou des champs ou des eaux usées constitue la plus grande menace pour la plupart des populations actuelles de Ptychobranche réniformes au Canada. La charge en éléments nutritifs peut entraîner une augmentation de la croissance des algues et une diminution de l'oxygène dissous, ce qui peut nuire à la productivité des poissons et des moules. Une sédimentation accrue peut obstruer les siphons ou les branchies et diminuer l'alimentation, la respiration et la reproduction, et la turbidité peut réduire la visibilité des congénères imitant des proies, ce qui réduit les rencontres avec les hôtes et le succès du recrutement. Les moules peuvent subir les effets toxiques d'une exposition à court ou à long terme aux contaminants. Les concentrations de contaminants très toxiques peuvent nuire à la survie des moules, et l'exposition chronique peut nuire à la croissance, à la reproduction et à la survie. Les changements climatiques sont susceptibles d'avoir des répercussions très variées qui toucheront différemment les différentes espèces, mais qui, en général, aggraveront la dégradation de l'habitat causée par les perturbations anthropiques.

Les Unionidés sont tous sensibles à la qualité de l'eau et, par conséquent, tout effort visant à réduire les apports de pollution ou la sédimentation provenant de sources agricoles et urbaines profiterait à toutes les espèces de moules qui cohabitent avec le Ptychobranche réniforme. Dans les rivières Ausable et Sydenham, où vit le Ptychobranche réniforme, on trouve de nombreuses autres moules inscrites en vertu de la LEP, notamment 26 espèces de moules (y

compris 7 espèces en péril) et 34 espèces de moules (14 espèces en péril), respectivement (McNichols-O'Rourke *et al.* 2012). L'amélioration des pratiques agricoles et l'utilisation de mesures d'atténuation appropriées (p. ex. écrans à sédiments, zones tampons riveraines adéquates, clôtures pour le bétail, etc.), ainsi que des améliorations des usines de traitement des eaux usées qui se déversent dans ces rivières (Nikel *et al.* 2023) profiteraient au ptychobranche réniforme et à toutes les espèces aquatiques qui occupent son habitat. Il convient de souligner que l'habitat essentiel désigné pour le ptychobranche réniforme (MPO 2013, MPO 2016) chevauche l'habitat essentiel désigné pour plusieurs autres espèces en péril, notamment la troncille pied-de-faon (*Truncilla donaciformis*), l'épioblasme ventrue (*Epioblasma rangiana*), la villeuse haricot (*Paetulonio fabalis*), l'obovarie ronde (*Obovaria subrotunda*), le pleurobème écarlate (*Pleurobema sintoxia*), la muette du necture (*Simpsonaias ambigua*), l'épioblasme tricolore (*E. triquetra*), l'oblique à trois cornes (*Obliquaria reflexa*), ainsi que de poissons benthiques comme le dard de sable (*Ammocrypta pellucida*) et le chat-fou du Nord (*Noturus stigmosus*); toutes ces espèces bénéficieraient de la réduction des menaces qui pèsent sur le ptychobranche réniforme.

La surveillance normalisée des moules et des poissons a lieu périodiquement dans les rivières Ausable et Sydenham par l'entremise du réseau Unionid Monitoring and Biodiversity Observation (UMBO) du MPO, en partenariat avec l'Office de protection de la nature d'Ausable Bayfield et l'Office de protection de la nature de la région de Sainte-Claire. Étant donné que le ptychobranche réniforme est une espèce longévive, des données de surveillance à long terme sont nécessaires pour évaluer adéquatement les répercussions des menaces ou des mesures d'atténuation et de réduction des menaces. Une variété de relevés de pêche, notamment des relevés périodiques des poissons inscrits sur la liste de la LEP et des relevés annuels des carpes asiatiques envahissantes (p. ex., Barnucz *et al.* 2020, Barnucz et Drake 2021a,b, Aguiar *et al.* 2021), sont effectués dans les rivières Ausable et Sydenham qui pourraient fournir une indication de l'état et des tendances des populations de poissons hôtes, et pourraient probablement détecter des poissons envahissants et peut-être d'autres taxons aquatiques envahissants, s'ils se présentaient. La surveillance de la qualité de l'eau se fait également dans les bassins hydrographiques où il y a des ptychobranches réniformes. Le Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau échantillonne de nombreux sites (à tour de rôle) chaque année et mesure les éléments nutritifs (totaux et dissous), les métaux et le chlorure (voir l'annexe 3 de Colm et Morris 2023). Les offices de protection de la nature de l'Ontario (ABCA 2018a,b, SCRCA 2018) mènent d'autres activités de surveillance de la qualité de l'eau visant en grande partie la gestion des éléments nutritifs (y compris la biosurveillance du phosphore total, d'*E. coli* et des invertébrés benthiques). Il serait utile de surveiller les contaminants préoccupants au fil du temps sur les sites où l'on trouve le ptychobranche réniforme afin de comprendre les niveaux d'exposition.

SCÉNARIOS D'ATTÉNUATION DES MENACES ET ACTIVITÉS DE RECHANGE

Élément 16 : Énumérer des mesures d'atténuation réalisables et des activités de rechange raisonnables aux activités menaçant l'espèce et son habitat (définies aux éléments 8 et 10).

Les menaces pour la survie et le rétablissement des espèces peuvent être réduites par la mise en œuvre de mesures d'atténuation visant à réduire ou à éliminer les effets nocifs potentiels qui pourraient résulter des ouvrages, entreprises ou activités (OEA) associés à des projets menés dans l'habitat du ptychobranche réniforme.

Dans l'habitat du ptychobranche réniforme, une diversité d'OEA ont été réalisés au cours des dernières années. La base de données du système Suivi des activités du programme de l'habitat (SAPH) du MPO a été examinée afin d'estimer le nombre d'OEA qui ont eu lieu au

cours de la période de novembre 2013 à août 2023 dans l'aire de répartition connue du Ptychobranche réniforme. Un cas d'OEA a été signalé dans un rayon de 2 km de lieux d'occurrence du Ptychobranche réniforme (remplacement d'un pont sur la rivière Ausable) et 16 OEA ont été relevés dans un rayon de 2 km de lieux d'occurrence sur de plus petits affluents des rivières Ausable et Sydenham. Il ne s'agit probablement pas d'une liste exhaustive, car certains OEA peuvent avoir lieu à proximité (mais à plus de 2 km) des lieux d'occurrence de Ptychobranches réniformes qui peuvent également avoir des répercussions; et certains OEA peuvent ne pas avoir été signalés au MPO si le risque de détérioration, de perturbation ou de destruction de l'habitat était peu susceptible de se réaliser et si des mesures de protection du poisson et de son habitat ont été prises. L'examen n'a pas porté sur les zones où des mentions historiques indiquent que l'espèce est disparue (c.-à-d. le lac Sainte-Claire, le bassin hydrographique de la rivière Thames, la rivière Détroit, la rive nord du lac Érié, la rivière Grand et la rivière Niagara). Parmi les types de projets de la base de données du système SAPH trouvés sur les affluents près de mentions de Ptychobranches réniformes, mentionnons la construction et l'entretien de ponts et de ponceaux (n=4 sur les affluents de la rivière Sydenham) et le dragage pour l'entretien des drains agricoles (n=4 sur les affluents de la rivière Ausable; n=8 sur les affluents de la rivière Sydenham). De plus, il y a eu respectivement deux (dont un ci-dessus), trois, trois et zéro projets dans l'habitat essentiel des rivières Ausable, Sydenham et Thames et du ruisseau Medway. Les mesures d'atténuation pour les projets d'entretien des drains qui ont eu lieu en amont des lieux d'occurrence de Ptychobranches réniformes comprenaient l'installation de mesures de contrôle de l'érosion et des sédiments, le travail pendant les périodes de débit faibles ou nuls et les périodes qui posent le moins de risque. Aucun projet n'était autorisé en vertu de la *Loi sur les pêches*. En supposant que les futures pressions exercées par l'aménagement seront similaires aux pressions antérieures, il est à prévoir que des types de projets d'OEA similaires continueront, dans les années à venir, d'être réalisés dans l'habitat du Ptychobranche réniforme ou à proximité.

De nombreuses menaces touchant les populations de Ptychobranche réniforme au Canada sont liées à la perte, à la dégradation ou à la fragmentation de l'habitat. Les menaces liées à l'habitat du Ptychobranche réniforme ont été associées aux séquences des effets élaborées par le Programme de protection du poisson et de son habitat (PPPH; tableau 11). L'équipe de ce programme du MPO a élaboré des directives sur les mesures d'atténuation pour 18 séquences des effets afin de protéger les espèces aquatiques en péril dans la région de l'Ontario et des Prairies (qui faisait anciennement partie de la région du Centre et de l'Arctique; Coker *et al.* 2010). Il convient de se référer à ces orientations lorsqu'on envisage des stratégies d'atténuation et de remplacement pour les menaces liées à l'habitat.

En plus des lignes directrices sur les séquences des effets, le MPO a élaboré des codes de pratique pour les types de projets courants dans l'eau et autour de l'eau, y compris pour les ponts à portée libre et l'entretien de ponceaux, documents qui devraient être consultés lorsque ces activités sont réalisées dans l'habitat du Ptychobranche réniforme. De même, le ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario a un certain nombre de meilleures pratiques de gestion pertinentes pour réduire la sédimentation, les charges en éléments nutritifs et d'autres sources de pollution agricole autour des milieux aquatiques, dont certaines sont décrites dans le MPO (2013). De plus, les avantages des zones tampons de végétation riveraine intacte pour les moules d'eau douce (y compris le Ptychobranche réniforme) a récemment été évalué dans la rivière Sydenham, où la qualité de l'eau s'est améliorée (c.-à-d. diminution des concentrations d'ammoniac et augmentation de l'oxygène dissous dans les eaux de surface) sur des sites avec des zones tampons de végétation intacte par rapport à des sites avec des zones tampons de végétation fragmentée (Lu 2023). Le MPO a également formulé des conseils sur le déplacement des moules pendant les travaux dans un cours d'eau (Mackie *et al.* 2008). Ces conseils sont résumés ci-dessous. Des mesures

d'atténuation et de rechange supplémentaires pour les menaces non liées à l'habitat (p. ex. les espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques) sont également fournies.

PROTOCOLE DE RELOCALISATION DES MOULES

Mackie et ses collaborateurs (2008) fournissent des lignes directrices sur la réalisation de relevés pour détecter la présence d'espèces de moules en péril, la relocalisation des moules pendant les OEA et la surveillance après la réinstallation. Les présentes directives s'appliquent aux projets prévus dans l'eau et à proximité de l'eau, comme la construction de ponts ou de ponceaux, les traversées de pipelines et les activités de dragage à des endroits où des espèces de moules en péril pourraient être touchées. Après avoir déterminé que des espèces de moules en péril sont présentes, qu'un déplacement est jugé faisable et que les permis appropriés ont été obtenus, le déplacement peut commencer. Voir Mackie *et al.* (2008) pour une méthodologie détaillée, et noter que cette orientation est en cours de mise à jour.

Mesures d'atténuation

- Identifier un site de relocalisation approprié, généralement en amont de l'OEA, qui possède des propriétés d'habitat (superficie, profondeur de l'eau, types de substrat, vitesse de l'eau) et une structure biotique (communautés de poissons et de moules, absence d'EAE) semblables;
- Procéder au déplacement au moins un mois avant que la température de l'eau ne tombe sous les 16 °C (habituellement entre le milieu et la fin août en Ontario);
- S'assurer que toutes les moules juvéniles et adultes sont retirées de la zone touchée;
- Garder les moules humides ou dans l'eau, éviter le surpeuplement et réduire au minimum le temps de transit afin de réduire le stress pour les moules;
- Viser à replacer les moules dans la même orientation et dans un substrat semblable à celui dans lequel elles ont été trouvées;
- Effectuer une surveillance de suivi un mois, un an et deux ans après la relocalisation. La surveillance doit être effectuée lorsque la température de l'eau est supérieure à 16 °C afin de s'assurer que les moules peuvent s'enfouir à nouveau par elles-mêmes.

Solutions de rechange

- Si le projet est planifié autour d'un gisement de moules ou à proximité d'une parcelle de moules en péril à forte densité, envisager de déplacer le projet en aval ou de le remanier pour éviter les effets dans le cours d'eau.

ESPÈCES ET GÈNES ENVAHISSANTS OU AUTREMENT PROBLÉMATIQUES

Plusieurs taxons aquatiques envahissants menacent le ptichobranche réniforme directement (par la concurrence/la prédation) et indirectement (par la modification de l'habitat, la fixation/les bioalissures ou les impacts sur les hôtes).

Mesures d'atténuation

- Élaborer des campagnes de sensibilisation du public et encourager l'utilisation des systèmes existants de signalement des espèces envahissantes (par exemple, ligne d'assistance téléphonique du Programme de sensibilisation aux espèces envahissantes de l'Ontario, EDDMapS).

-
- Effectuer une surveillance ou un suivi pour la détection précoce des espèces envahissantes qui pourraient avoir des effets négatifs directement sur les populations de *ptychobranche réniforme* ou sur son habitat de prédilection.
 - Élaborer un plan d'intervention portant sur les risques possibles, les répercussions ainsi que les mesures proposées si la surveillance permet de détecter l'arrivée ou l'établissement d'une espèce envahissante.

Solutions de rechange

- Introductions non autorisées
 - Aucune
- Introductions autorisées
 - Ne pas ensemençer des espèces non indigènes dans les zones fréquentées par le *ptychobranche réniforme*.
 - Ne pas améliorer l'habitat d'espèces non indigènes dans les zones fréquentées par le *ptychobranche réniforme*.
 - Suivre le Code national sur l'introduction et le transfert d'organismes aquatiques pour toutes les introductions d'organismes aquatiques (MPO 2017).

SOURCES D'INCERTITUDE

Les sources d'incertitude ont été organisées en thèmes de recherche d'après Drake *et al.* (2021) afin d'uniformiser les évaluations du potentiel de rétablissement et de faciliter la planification et la hiérarchisation des objectifs de recherche.

Écologie des populations

Abondance et répartition

L'abondance et l'aire de répartition historiques du *ptychobranche réniforme* en Ontario sont mal comprises, ce qui rend difficile la détermination d'objectifs appropriés d'abondance et de répartition. Sur certains sites, seules des coquilles ont été trouvées (p. ex. les rivières Thames et Grand), de sorte qu'on ne peut pas connaître l'étendue complète de l'aire de répartition. On ne sait pas non plus si les mentions éparses dans le lac Sainte-Claire et le lac Érié représentaient réellement des populations, ou s'il s'agissait d'individus qui avaient été expulsés des rivières avoisinantes (p. ex. rivières Sainte-Claire, Détroit, Grand). Les observations historiques de l'espèce étaient souvent accessoires et ne comprenaient pas d'information sur l'effort d'échantillonnage; des efforts d'échantillonnage normalisés n'avaient pas été effectués sur la plupart des sites avant 1997. De plus, les efforts d'échantillonnage normalisés peuvent être difficiles à réaliser à certains endroits (c.-à-d. là où la plongée sous-marine est nécessaire) ou impossibles à réaliser (p. ex. dans le cours supérieur de la rivière Niagara en raison des débits). Toutes ces lacunes font en sorte qu'il est difficile de savoir quels changements dans l'abondance et la répartition surviendront au fil du temps. Bien que ces lacunes ne peuvent pas être comblées, elles soulignent l'importance d'une surveillance normalisée à long terme qui se poursuivra dans l'avenir.

Les estimations actuelles de l'abondance sont également insuffisantes. Des estimations grossières ont été faites pour les rivières Ausable et Sydenham, mais des données supplémentaires sont nécessaires pour les peaufiner. Aucune observation de l'espèce n'a été faite dans le lac Sainte-Claire ou le ruisseau Medway depuis 2003 ou 2008, respectivement, et

il n'y avait aucune preuve de reproduction à cette époque. Ces populations sont probablement disparues du pays.

Interactions des espèces

Il y a peu d'information disponible sur les relations entre le *ptychobranche réniforme* et ses poissons hôtes (p. ex., la densité idéale de l'hôte, le moment exact et les taux d'infestation, le déplacement des hôtes, etc.). Une étude sur la reproduction menée dans les rivières Ausable et Sydenham a démontré que l'utilisation des hôtes peut différer d'un site à l'autre. La spécificité du bassin hydrographique des hôtes pourrait avoir des répercussions si des transferts étaient entrepris.

Le gobie à taches noires a une incidence négative sur de nombreux dards dans le bassin des Grands Lacs. Les présumés dards hôtes du *ptychobranche réniforme* persistent toujours dans les rivières Ausable et Sydenham, malgré le chevauchement avec le gobie à taches noires, mais on ne sait pas dans quelle mesure le gobie à taches noires peut avoir une incidence indirecte sur le *ptychobranche réniforme* en raison d'autres limites des poissons hôtes, ou dans quelle mesure la communauté de poissons benthiques sera touchée dans la rivière Ausable si le gobie à taches noires s'étend plus en amont.

Les moules d'eau douce sont souvent présentes dans des gisements de plusieurs espèces et des espèces en péril sont habituellement présentes parmi ces agrégations d'espèces complexes plutôt qu'individuellement (Eveleens *et al.* 2023), mais les mécanismes d'interaction au sein de ces gisements et leur influence sur la dynamique des populations soient mal compris. Bien que la plupart des autres moules présentes dans l'habitat du *ptychobranche réniforme* n'aient pas fait l'objet d'analyses quantitatives, sur le plan qualitatif, les populations de certaines espèces semblent être en déclin, tandis que d'autres (y compris celles du *ptychobranche réniforme*) semblent être stables ou en croissance.

Cycle biologique

Il reste de nombreuses variables inconnues au sujet du cycle biologique du *ptychobranche réniforme* (voir Fung *et al.* 2025). Le moment exact de la fraie et de la libération des congénats en Ontario est inconnu, car il y a des différences entre le moment indiqué dans la documentation (principalement dans l'aire de répartition aux États-Unis) et les observations sur le terrain en Ontario. Ceci est important pour identifier les périodes appropriées pour les travaux dans l'eau.

Habitat

Associations espèces-habitats par stade biologique

Les caractéristiques générales de l'habitat du *ptychobranche réniforme* ont été décrites dans la documentation et décrivent probablement assez bien l'habitat convenable. Cependant, l'habitat optimal pour le *ptychobranche réniforme* est mal compris. La documentation porte à croire que le *ptychobranche réniforme* préfère l'eau claire, mais il persiste dans des environnements en Ontario où la turbidité est extrêmement élevée. La température, le débit, la profondeur et la concentration en oxygène dissous de prédilection ne sont pas connus. Ces paramètres sont importants pour tenir compte des causes possibles de la disparition, de la vulnérabilité aux menaces et des objectifs de restauration de l'habitat.

Offre d'habitat

La disponibilité d'habitats convenables dans les sites existants est également inconnue. De longs tronçons (de 70 à 100 km) des rivières Ausable et Sydenham où l'espèce a été détectée ont été identifiés comme habitat probable, mais il est peu probable que la totalité de ces

tronçons soit appropriée. Les poissons hôtes fonctionnels présumés du ptychobranche réniforme sont répandus dans ces tronçons identifiés et on suppose que l'habitat est suffisant pour eux également, mais ce n'est peut-être pas le cas si les hôtes ne sont pas à la densité optimale.

Menaces

Il existe une abondante documentation évaluant les répercussions directes de nombreux facteurs de stress (en particulier les polluants) sur les moules d'eau douce; cependant, la mesure dans laquelle ces facteurs de stress ont une incidence sur les populations de ptychobranche réniformes au Canada n'est pas claire. Les populations des rivières Ausable et Sydenham semblent stables ou en croissance, mais les menaces répandues sur ces sites, en grande partie liées à l'utilisation des terres agricoles, ralentissent probablement le rétablissement. Les seuils physiologiques pour l'espèce ne sont pas connus et peuvent aider à comprendre le mécanisme ou l'ampleur des répercussions des menaces. Par exemple, un cas de mortalité massive rapide à la suite d'un déversement agricole dans une rivière de l'Ohio donne à penser que le ptychobranche réniforme pourrait être particulièrement sensible à la faible teneur en oxygène dissous, mais cela n'a pas été étudié. De plus, il y a peu d'information disponible sur les relations entre le ptychobranche réniforme et les poissons hôtes en général, de sorte que l'influence des menaces qui pèsent sur le ptychobranche réniforme ou leurs hôtes sur ces relations et l'influence indirecte des menaces qui pèsent les hôtes sur le ptychobranche réniforme sont également inconnues.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Abbett, R., Waldt, E.M., Johnson, J.H., McKenna, J.E., and Dittman, D.E. 2013. Interactions between invasive round gobies (*Neogobius melanostomus*) and fantail darters (*Etheostoma flabellare*) in a tributary of the St. Lawrence River, New York, USA. *J. Freshw. Ecol.* 28(4): 529–537.
- Aguiar, F., Colm, J., and Marson, D. 2021. [Results of Fisheries and Oceans Canada's 2020 Asian Carp early detection field surveillance program](#). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3168-3: vii + 57 p.
- Aldridge, D.W., Payne, B.S., and Miller, A.C. 1987. The effects of intermittent exposure to suspended solids and turbulence on three species of freshwater mussels. *Environ. Pollut.* 45(1): 17–28.
- 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.
- Anthony, J.L., and Downing, J.A. 2001. Exploitation trajectory of a declining fauna: a century of freshwater mussel fisheries in North America. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 28: 2071–2090.
- Archambault, J.M., Prochazka, S.T., Cope, W.G., Shea, D., and Lazaro, P.R. 2018. Polycyclic aromatic hydrocarbons in surface waters, sediments, and unionid mussels: relation to road crossings and implications for chronic mussel exposure. *Hydrobiologia* 810: 465–476.
- Atkinson, C.L., Julian, J.P., and Vaughn, C.C. 2014. Species and function lost: role of drought in structuring stream communities. *Biol. Cons.* 176: 30–38.

-
- Augspurger, T., Keller, A.E., Black, M.C., Cope, G., and Dwyer F.J. 2003. Derivation of water quality guidance for protection of freshwater mussels (Unionidae) from ammonia exposure. *Environ. Toxicol. Chem.* 22(11): 2569–2575.
- ABCA (Ausable Bayfield Conservation Authority). 2018a. [Middle Ausable Watershed Report Card 2018](#). Ausable Bayfield Conservation Authority, Exeter, ON. 4 p.
- ABCA (Ausable Bayfield Conservation Authority). 2018b. [Lower Ausable Watershed Report Card 2018](#). Exeter, ON. 4 p.
- Barnucz, J., and Drake, D.A.R. 2021a. [Targeted sampling for Northern Madtom \(*Noturus stigmosus*\) in the Lower East Sydenham River, Ontario, 2019](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1317: vi + 15 p.
- Barnucz, J., and Drake, D.A.R. 2021b. [Targeted sampling for Pugnose Minnow \(*Opsopoeodus emiliae*\) in the St. Clair River and Lower Sydenham River, Ontario, 2019](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1318: viii + 44 p.
- Barnucz, J., Reid, S.M., Drake, D., and Andrew, R. 2020. [Targeted surveys for Eastern Sand Darter in the upper Ausable River and Big Otter Creek, 2018](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1312: iv + 26 p.
- Beckett, D.C., Green, B.W., Thomas, S.A., and Miller, A.C. 1996. Epizotic invertebrate communities on Upper Mississippi River Unionid bivalves. *Am. Midland Nat.* 135(1): 102–114.
- Beermann, A.J., Elbrecht, V., Karnatz, S., Ma, L., Matthaei, C.D., Piggott, J.J., and Leese, F. 2018. Multiple-stressor effects on stream macroinvertebrate communities: a mesocosm experiment manipulating salinity, fine sediment and flow velocity. *Sci. Total Environ.* 610–611: 961–971.
- Beussink, Z.S. 2007. The effects of suspended sediment on the attachment and metamorphosis success of freshwater mussel parasitic life stages. Thesis (M.Sc.) Missouri State University, Springfield, MO. 180 p.
- Bogan, A.E. 1993. Freshwater bivalve extinctions (Mollusc: Unionoida): a search for a cause. *Am. Zool.* 33(6): 599–609.
- Bogan, A.E., and Woolnough, D. 2017. [Ptychobranthus fasciolaris](#). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T18824A62905619. (accessed 19 June 19 2023).
- Brim Box, J., and Mossa, J. 1999. Sediment, land use, and freshwater mussels: prospects and problems. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 18(1): 99–107.
- Bringolf, R.B., Cope, W.G., Mosher, S., Barnhart, M.C., and Shea, D. 2007. Acute and chronic toxicity of glyphosate compounds to glochidia and juveniles of *Lampsilis siliquoidea* (Unionidae). *Environ. Toxicol. Chem.* 26(10): 2094–2100.
- Brinker, S.R., Garvey, M., and Jones, C.D. 2018. Climate change vulnerability assessment of species in the Ontario Great Lakes Basin. Climate Change Research Report CCRR-48. Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry, Peterborough, ON. 85 p. + appendices.
- Burkett, E.M., and Jude, D.J. 2015. Long-term impacts of invasive round goby *Neogobius melanostomus* on fish community diversity and diets in the St. Clair River, Michigan. *J. Great Lakes Res.* 41: 862–872.
- Byrne, R.A., Gnaiger, E., McMahon, R.F., and Dietz, T.H. 1990. Behavioral and metabolic responses to emersion and subsequent reimmersion in the freshwater bivalve, *Corbicula fluminea*. *Biol. Bull.* 178(3): 251–259.
-

-
- Clarke, A.H. 1992. Ontario's Sydenham River, an important refugium for native freshwater mussels against competition from the Zebra Mussel *Dreissena polymorpha*. *Malacol. Data Net* 3: 43–55.
- Christian, A.D., Smith, B.N., Berg, D.J., Smoot, J.C., and Findlay, R.H. 2004. Trophic position and potential food sources of 2 species of unionid bivalves (Mollusca: Unionidae) in 2 small Ohio streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 23(1): 101–113.
- Coker, G.A., Ming, D.L., and Mandrak, N.E. 2010. [Mitigation guide for the protection of fishes and fish habitat to accompany the species at risk recovery potential assessments conducted by Fisheries and Oceans Canada \(DFO\) in Central and Arctic Region. Version 1.0](#). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2904. vi + 40 p.
- Colm, J.E. et Morris, T.J. 2023. [Renseignements à l'appui d'une évaluation du potentiel de rétablissement de la moule verruqueuse \(*Cyclonaias tuberculata*\) au Canada](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/088. v + 76 p.
- Cope, W.G., Bringolf, R.B., Buchwalter, D.B., Newton, T.J., Ingersoll, C.G., Wang, N., Augspurger, T., Dwyer, F.J., Barnhart, C.M., Neves, R.J., and Hammer, E. 2008. Differential exposure, duration, and sensitivity of unionoidean, bivalve life stages to environmental contaminants. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 27(2): 451–462.
- Cope, W.G., Bergeron, C.M., Achambault, J.M., Jones, J.W., Beaty, B., Lazaro, P.R., Shea, D., Callihan, J.L., and Rogers, J.J. 2021. Understanding the influence of multiple pollutant stressors on the decline of freshwater mussels in a biodiversity hotspot. *Sci. Total Environ.* 773: 144757.
- COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada). 2003. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le Ptychobranche réniforme \(*Ptychobranchus fasciolaris*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, ON. vii + 37 p.
- COSEPAC. 2013. [Sommaire du statut de l'espèce du COSEPAC sur le Ptychobranche réniforme \(*Ptychobranchus fasciolaris*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, ON. xviii p.
- COSEPAC. 2021. [Mulette verruqueuse \(*Cyclonaias tuberculata*\) : évaluation et rapport de situation du COSEPAC 2021](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, ON. xi + 64 p.
- Cudmore, B. and Mandrak, N.E. 2022. [The baitfish primer 2022 : a guide to identifying and protecting Ontario's baitfishes](#). Fisheries and Oceans Canada, Burlington, ON. 40 p.
- Custer, C.M., and Custer, T.W. 1996. Food habits of diving ducks in the Great Lakes after the Zebra Mussel invasion. *J. Field Ornith.* 67(1): 86–99.
- Daniel, W.M., Cooper, A.R., Badra, P.J., and Infante, D.M. 2018. Predicting habitat suitability for eleven imperiled fluvial freshwater mussels. *Hydrobiologia* 809: 265–283.
- de Solla, S.R., Gilroy, E.A.M., Klinck, J.S., King L.E., McInnis, R., Struger, J., Backus, S., Gillis, P.L. 2016. Bioaccumulation of pharmaceuticals and personal care products in the unionid mussel *Lasmigona costata* in a river receiving wastewater effluent. *Chemosphere* 146: 486–496.
- Drake, D.A.R., and Mandrak, N.E. 2014. Ecological risk of live bait fisheries: a new angle on selective fishing. *Fish.* 39(5): 193–237.
-

-
- Drake, D.A.R., Lamothe, K.A., Thiessen, K.E., Morris, T.J., Koops, M.A., Pratt, T.C., Reid, S.M., Jackson, D.A., and Mandrak, N.E. 2021. Fifteen years of Canada's *Species at Risk Act*: evaluating research progress for aquatic species in the Great Lakes – St. Lawrence River basin. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 78: 1205–1218.
- ECCC (Environnement et Changement climatique Canada). 2022. [Grands Lacs : secteurs préoccupants](#). (accédé le 23 août 2022).
- ECCC. 2023. [Chronologie : les grandes étapes de la prévention de la pollution](#). (accédé le 12 décembre, 2023).
- Eveleens, R.A., Morris, T.J., Woolnough, D.A., and Febria, C.M. 2023. One informs the other: Unionid species at risk benthic macroinvertebrate community monitoring data are complementary. *Facets* 8: 1–13.
- Firth, B.L., Poesch, M.S., Koops, M.A., Drake, D.A.R., and Power, M. 2021. Diet overlap of common and at-risk riverine benthic fishes before and after Round Goby (*Neogobius melanostomus*) invasion. *Biol. Invasions*. 23: 221–234.
- Fogelman, K.J., Archambault, J.M., Irwin, E., Walsh, M., Brewer, S., and Stoeckel, J.A. 2023. A review of lethal thermal tolerance among freshwater mussels (Bivalvia: Unionida) within the North American faunal region. *Environ. Rev.* 31: 278–297.
- French, J.R.P., and Jude, D.J. 2001. Diets and diet overlap of nonindigenous gobies and small benthic native fishes co-inhabiting the St. Clair River, Michigan. *J. Great Lakes Res.* 27(3): 300–311.
- French, S.K., and Ackerman, J.D. 2014. Responses of newly settled juvenile mussels to bed shear stress: implications for dispersal. *Freshwat. Sci.* 33(1): 46–55.
- Fung, S.R., van der Lee, A.S., et Koops, M.A. 2025. [Modélisation du potentiel de rétablissement du Ptychobranche réniforme \(*Ptychobranthus fasciolaris*\) au Canada](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/041. v + 45 p.
- Fuzzen, M.L.M., Bragg, L.M., Tetreault, G.R., Bahamonde, P.A., Tanna, R.N., Bennett, C.J., McMaster, M.E., Servos, M.R. 2016. An assessment of the spatial and temporal variability of biological responses to municipal wastewater effluent in Rainbow Darter (*Etheostoma caeruleum*) collected along an urban gradient. *PLoS ONE* 11(10): e0164879.
- Gagné, F., Blaise, C., and Hellou, J. 2004. Endocrine disruption and health effects of caged mussels, *Elliptio complanata*, placed downstream from a primary-treated municipal effluent plume for 1 year. *Comp. Biochem. Physiol. Part C* 138(1): 33–44.
- Gagné, F., Bouchard, B., Farcy, A.E., and Fournier, M. 2011. Evidence of feminization of wild *Elliptio complanata* mussels in the receiving waters downstream of a municipal effluent outfall. *Comp. Biochem. Phys. Part C* 153: 99–106.
- Galbraith, H.S., Zanatta, D.T., and Wilson, C.C. 2015. Comparative analysis of riverscape genetic structure in rare, threatened and common freshwater mussels. *Conserv. Gen.* 16: 845–857.
- Galbraith, H.S., Spooner, D.E., and Vaughn, C.C. 2010. Synergistic effects of regional climate patterns and local water management on freshwater mussel communities. *Biol. Cons.* 143: 1175–1183.
- Gatenby, C.M., Neves, R.J., and Parker, B.C. 1997. Influence of sediment and algal food on cultured juvenile freshwater mussels. *J. North Am. Benthol. Soc.* 15(4): 597–609.

-
- Gewurtz, S.B., Bhavsar, S.P., Jackson, D.A., Fletcher, R., Awad, E., Moody, R., and Reiner, E.J. 2010. Temporal and spatial trends of organochlorines and mercury in fishes from the St. Clair River/Lake St. Clair corridor, Canada. *J. Great Lakes Res.* 36(1): 100–112.
- Gillis, P.L. 2011. Assessing the toxicity of sodium chloride to the glochidia of freshwater mussels: implications for salinization of surface waters. *Environ. Pollut.* 159(6): 1702–1708.
- Gillis, P.L. 2012. Cumulative impacts of urban runoff and municipal wastewater effluents on wild freshwater mussels (*Lasmigona costata*). *Sci. Total Environ.* 431: 348–356.
- Gillis, P.L., and Mackie, G.L. 1994. Impact of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, on populations of Unionidae in Lake St. Clair. *Can. J. Zool.* 72(7): 1260–1271.
- Gillis, P.L., Mitchell, R.J., Schwalb, A.N., McNichols, K.A., Mackie, G.L., Wood, C.M., and Ackerman, J.D. 2008. Sensitivity of the glochidia (larvae) of freshwater mussels to copper: Assessing the effect of water hardness and dissolved organic carbon on the sensitivity of endangered species. *Aquat. Toxicol.* 88(2): 137–145.
- Gillis, P.L., Higgins, S.K., and Jorge, M.B. 2014. Evidence of oxidative stress in wild freshwater mussels (*Lasmigona costata*) exposed to urban-derived contaminants. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 102: 62–69.
- Gillis, P.L., McInnis, R., Salerno, J., de Solla, S.R., Servos, M.R., and Leonard, E.M. 2017a. Freshwater mussels in an urban watershed: Impacts of anthropogenic inputs and habitat alterations on populations. *Sci. Total Environ.* 574: 671–679.
- Gillis, P.L., McInnis, R., Salerno, J., de Solla, S.R., Servos, M.R., and Leonard, E.M. 2017b. Municipal wastewater treatment plant effluent-induced effects on freshwater mussel populations and the role of mussel refugia in recolonizing an extirpated reach. *Environ. Pollut.* 225: 460–468.
- Gillis, P.L., Salerno, J., Bennett, C.J., Kudla, Y., Smith, M. 2021. The relative toxicity of road salt alternatives to freshwater mussels; examining the potential risk of eco-friendly de-icing products to sensitive aquatic species. *Environ. Sci. Tech. Water* 1(7): 1628–1636.
- Gillis, P.L., Salerno, J., McKay, V.L., Bennett, C.J., Lemon, K.L.K., Rochfort, Q.J., and Prosser, R.S. 2022. Salt-laden winter runoff and freshwater mussels; assessing the effect on early life stages in the laboratory and wild mussel populations in receiving waters. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 82: 239–254.
- Gilroy, E.A.M., Klinck, J.S., Campbell, S.D., McInnis, R., Gillis, P.L., de Solla, S.R. 2014. Toxicity and bioconcentration of the pharmaceuticals moxifloxacin, rosuvastatin, and drospirenone to the unionid mussel *Lampsilis siliquoidea*. *Sci. Total Environ.* 487: 537–544.
- Gilroy, E.A.M., Gillis, P.L., King, L.E., Bendo, N.A., Salerno, J., Giacomini, M., and de Solla, S.R. 2017. The effects of pharmaceuticals on a unionid mussel (*Lampsilis siliquoidea*): an examination of acute and chronic endpoints of toxicity across life stages. *Environ. Toxicol. Chem.* 36(6): 1572–1583.
- Godwin, C.D., Doody, J.S., and Crother, B.I. 2021. The impact of ATVs on survival of softshell turtle (*Apalone* spp.) nests. *J. Herp.* 55(2): 201–207.
- Goldsmith, A.M., Jaber, F.H., Ahmari, H., and Randklev, C.R. 2021. Clearing up cloudy waters: a review of sediment impacts to unionid freshwater mussels. *Environ. Rev.* 29(1): 100–108.
- Golladay, S.W., Gagnon, P., Kearns, M., Battle, J.M., and Hicks, D.W. 2004. Response of freshwater mussel assemblages (Bivalvia: Unionidae) to a record drought in the Gulf Coastal Plain of southwestern Georgia. *J. North Am. Benthol. Soc.* 23(3): 494–506.
-

-
- Goguen, M.N., McNichols-O'Rourke, K.A., and Morris, T.J. 2022. [Freshwater mussel surveys in the Sydenham River Nature Reserve, Ontario, 2017](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1351: vi + 17 p.
- Goguen, M.N., McNichols-O'Rourke, K.A., and Morris, T.J. 2023. [Freshwater mussel timed-search surveys at historically sampled sites in the Grand River and Thames River watersheds, Ontario, 2021](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1352: v + 23 p.
- Gordon, M.E., and Layzer, J. 1989. Mussels (Bivalvia: Unionidea) of the Cumberland River: a review of life histories and ecological relationships. U.S. Fish and Wildlife Service Biol. Rep. 89(15). 99 p.
- Grabarkiewicz, J.D. 2012. Habitat use and community structure of unionid mussels in three Lake Erie tributaries. Thesis (M.Sc.) University of Toledo, Toledo, OH. 83 p.
- Gutierrez, J.L., Jones, C.G., Strayer, D.L., and Iribarne, O.O. 2003. Mollusks as ecosystem engineers: the role of shell production in aquatic habitats. *Oikos* 101: 79–90.
- Haag, W.R. 2012. North American Freshwater Mussels: natural history, ecology, and conservation. Cambridge University Press, New York, NY. 505 p.
- Haag, W.R., and Rypel, A.L. 2011. Growth and longevity in freshwater mussels: evolutionary and conservation implications. *Biol. Rev.* 86: 225–247.
- Haag, W.R., and Warren, M.L. 2008. Effects of severe drought on freshwater mussel assemblages. *Trans. Am. Fish. Soc.* 137(4): 1165–1178.
- Hayward, E.E., Gillis, P.L., Bennett, C.J., Prosser, R.S., Salerno, J., Liang, T., Robertson, S., and Metcalfe, C.D. 2022. Freshwater mussels in an impacted watershed: influences of pollution from point and non-point sources. *Chemosphere* 307: 135996.
- Hicks, K.A., and Servos, M.R. 2017. Site fidelity and movement of a small-bodied fish species, the rainbow darter (*Etheostoma caeruleum*): implications for environmental effects assessment. *River Res. Applic.* 33: 1016–1025.
- Hlohowskyj, I., and Wissing, T.E. 1984. Seasonal changes in the critical thermal maxima of fantail (*Etheostoma flabellare*), greenside (*Etheostoma blennioides*), and rainbow *Etheostoma caeruleum* darters. *Can. J. Zool.* 63: 1629–1633.
- Hodgson, R., Bragg, L., Dhiyebi, H.A., Servos, M.R., and Craig, P.M. 2020. Impacts on metabolism and gill physiology of darter species (*Etheostoma* spp.) that are attributed to wastewater effluent in the Grand River. *Appl. Sci.* 10(23): 8364.
- Holm, E., Mandrak, N.E., and Burridge, M. 2009. The ROM field guide to freshwater fishes of Ontario. Royal Ontario Museum, Toronto, ON. 462 p.
- Hornbach, D.J., Hove, M.C., Liu, H., Schenck, F.R., Rubin, D., and Sansom, B.J. 2014. The influence of two differently sized dams on mussel assemblage and growth. *Hydrobiologia* 724: 279–291.
- Horvath, T.G., Lamberti, G.A., Lodge, D.M., and Perry, W.L. 1996. Zebra Mussel Dispersal in Lake-Stream Systems: Source-Sink Dynamics? *J. N. Am. Benthol. Soc.* 15(4): 564–575.
- Howard, J.K., and Cuffey, K.M. 2006. The functional role of native freshwater mussels in the fluvial benthic environment. *Freshw. Biol.* 51: 460–474.
- Ingersoll, C.G., and Claussen, D.L. 1984. Temperature selection and critical thermal maxima of the fantail darter, *Etheostoma flabellare*, and johnny darter, *E. nigrum*, related to habitat and season. *Environ. Biol. Fishes* 2(2): 131–138.
-

-
- Ingersoll, C.G., Hlohowskyj, I., and Mundahl, N. 1984. Movements and densities of the darters *Etheostoma flabellare*, *E. spectabile*, and *E. nigrum*, during spring spawning. J. Freshw. Ecol. 2(4): 345–351.
- Illinois Natural History Survey (INHS). 2023. [Kidneyshell – INHS Mollusk Collection \(illinois.edu\)](#) (accessed 23 June 2020).
- Jaruga, P., Coskun, E., Kimbrough, K., Jacob, A., Johnson, W.E., and Dizdaroglu, M. 2017. Biomarkers of oxidatively induced DNA damage in dreissenid mussels: a genotoxicity assessment tool for the Laurentian Great Lakes. Environ. Tox. 32: 2144–2153.
- Keller, A.E., and Ruessler, D.S. 1997. The toxicity of malathion to unionid mussels: relationship to expected environmental concentrations. Environ. Toxicol. Chem. 16(5): 1028–1033.
- Keller, A.E., and Zam, S. 1991. The acute toxicity of selected metals to the freshwater mussel, *Anodonta imbecilis*. Environ. Toxicol. Chem. 10(4): 539–546.
- Keretz, S. 2022. Surveys and habitat modeling for invasive and native mollusks in two large connection waters of the Laurentian Great Lakes. Thesis (Ph.D.) Central Michigan University, Mount Pleasant, MI. 226 p.
- Keretz, S.S., Woolnough, D.A., Elgin, A.K., Morris, T.J., Roseman, E., and Zanatta, D.T. 2022. Limited co-existence of native unionids and invasive dreissenid mussels more than 30 Y post dreissenid invasion in a large river system. Am. Midl. Nat. 186(2): 157–175.
- LeBaron, A., Hassal, E., and Reid, S.M. 2023. [Results from freshwater mussel bait sampling in non-wadeable habitats of four southwestern Ontario rivers](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1377: viii + 74 p.
- Lemmen, D.S., and Warren, F.J. 2004. [Climate change impacts and adaptation: A Canadian perspective](#). Natural Resources Canada, Ottawa, ON. 174 p.
- Lopez, J.W., DuBoise, T.P., Franzen, A.J., Atkinson, C.L., and Vaughn, C.C. 2022. Long-term monitoring shows that drought sensitivity and riparian land use change coincide with freshwater mussel declines. Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst. 32(1): 1571–1583.
- Lu, A. 2023. Effect of riparian vegetation buffers on unionid mussel habitats. Thesis (M.Sc.) University of Guelph, Guelph, ON. ix + 87 p.
- Luck, K., and Ackerman, J.D. 2022. Threats to freshwater mussels: the interactions of water temperature, velocity and total suspended solids on ecophysiology and growth. Sci. Total Environ. 821(2022): 153101.
- Mackie, G.L. 1995. Adaptations of North American exotic mollusca for life in regulated rivers and their potential impacts. In Proceedings of the Sixth Symposium on the natural history of the lower Tennessee and Cumberland River valleys. Edited by S.W. Hamilton, D.S. White, E.W. Chester, and A.F. Scott. pp. 39–78.
- Mackie, G., Morris, T.J., and Ming, D. 2008. [Protocol for the detection and relocation of freshwater mussel species at risk in Ontario-Great Lakes Area \(OGLA\)](#). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2790: vi +50 p.
- Madon, S.P., Schneider, D.W., Stoeckel, J.A., and Sparks, R.E. 1998. Effects of inorganic sediment and food concentrations on energetic processes of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*: implications for growth in turbid rivers. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55(2): 401–413.
- Marvin, C.H., McCarry, B.E., and Bryant, D.W. 1994. Determination of genotoxicity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons isolated from *Dreissena polymorpha* (Zebra Mussels) sampled from Hamilton Harbour. J. Great Lakes Res. 20(3): 523–530.
-

-
- McAllister, K., Drake, D.A.R., and Power, M. 2022. Round Goby (*Neogobius melanostomus*) impacts on benthic fish communities in two tributaries of the Great Lakes. *Biol. Invasions* 24: 2885–2903.
- McDermid, J., Fera, S., and Hogg, A. 2015. Climate change projections for Ontario: an updated synthesis for policymakers and planners. Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry, Science and Research Branch, Peterborough, ON. Climate Change Research Report CCRR-44: vi + 27 p.
- McNichols, K.A. 2007. Implementing recovery strategies for mussel Species at Risk in Ontario. Thesis (M.Sc.) University of Guelph, Guelph, ON. 193 p.
- McNichols-O'Rourke, K. A., Robinson, A. and Morris, T. J. 2012. [Summary of freshwater mussel timed search surveys in southwestern Ontario in 2010 and 2011](#). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3009: vi + 42 p.
- Metcalf-Smith, J.L., Staton, S.K., Mackie, G.L., and Lane, N.M. 1998. Changes in the biodiversity of freshwater mussels in the Canadian waters of the Lower Great Lakes drainage basin over the past 140 years. *J. Great Lakes Res.* 24(4): 845–858.
- Metcalf-Smith, J.L., Staton, S.K., Mackie, G.L., and Scott, I.M. 1999. Range, population stability and environmental requirements of rare species of freshwater mussels in southern Ontario. National Water Research Institute Contribution No. 99-058: 103 p.
- Metcalf-Smith, J.L., Mackie, G.L., Di Maio, J., and Staton, S.K. 2000. Changes over time in the diversity and distribution of freshwater mussels (Unionidae) in the Grand River, Southwestern Ontario. *J. Great Lakes Res.* 26(4): 445–459.
- Metcalf-Smith, J.L., Di Maio, J., Staton, S.K., and de Solla, S.R. 2003. Status of the freshwater mussel communities of the Sydenham River. National Water Research Institute Contribution No. 01-328: vi + 38.
- Metcalf-Smith, J.L., McGoldrick, M. Williams, Schloesser, D.W., Biberhofer, J., Mackie, G.L., Arts, M.T., Zanatta, D.T., Johnson, K., Marangelo, P., and Spencer, T.D. 2004. Status of a refuge for native freshwater mussels (Unionidae) from impacts of the exotic Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) in the Delta area of Lake St. Clair. National Water Research Institute Technical Note No. AEI-TN-04-001: iv + 50 p.
- Metcalf-Smith, J.L., MacKenzie, A., Carmichael, I., and McGoldrick, D. 2005. Photo field guide to the freshwater mussels of Ontario. St. Thomas Field Naturalist Club Inc., St. Thomas, ON. 61 p.
- Ministère des Finances de l'Ontario. 2023. [Projections démographiques pour l'Ontario](#). (accessed 12 December 2023)
- Morris, T.J., and Edwards, A. 2007. [Freshwater mussel communities of the Thames River, Ontario: 2004-2005](#). Can. Manuscr. Rpt. Fish. Aquat. Sci. 2810: v + 30 p.
- MPO. 2007. [Protocole révisé pour l'exécution des évaluations du potentiel de rétablissement](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2007/039.
- MPO. 2010. [Lignes directrices sur la terminologie et les concepts utilisés dans le programme sur les espèces en péril](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2009/065.
- MPO. 2011. [Évaluation des méthodes de désignation de l'habitat essentiel des moules d'eau douce](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2011/047.
-

-
- MPO. 2013. [Programme de rétablissement pour l'obovarie ronde \(*Obovaria subrotunda*\) et le Ptychobranche réniforme \(*Ptychobranthus fasciolaris*\) au Canada](#). Série de programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril. Pêches et Océans Canada, Ottawa, ON. viii + 78 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)
- MPO. 2017. [2017 Code national sur les introductions et transferts d'organismes aquatiques](#). Pêches et Océans Canada, Ottawa, ON. 50 p.
- MPO. 2019. [Arrêté visant l'habitat essentiel de l'obovarie ronde \(*Obovaria subrotunda*\)](#). Gazette due Canada Partie II. SOR/DORS/2019-309.
- Mundahl, N.D., and Ingersoll, C.G. 1983. Early autumn movements and densities of Johnny (*Etheostoma nigrum*) and fantail (*E. flabellare*) darters in a southwestern Ohio stream. J. of Freshw. Ecol. 2(4): 345–351.
- Muttray, A.F., Muir, D.C.G., Tetreault, G.R., McMaster, M.E., and Sherry, J.P. 2021. Spatial trends and temporal declines in tissue metals/metalloids in the context of wild fish health at the St. Clair Area of Concern. J. Great Lakes Res. 47(3): 900–915.
- Naimo, T.J. 1995. A review of the effects of heavy metals on freshwater mussels. Ecotoxicol. 4: 341–362.
- Nalepa, T.F., Hartson, D.J., Gostenik, G.W., Fanslow, D.L., and Lang, G.A. 1996. Changes in the freshwater mussel community of Lake St. Clair: from Unionidae to *Dreissena polymorpha* in eight years. J. Great Lakes Res. 22(2): 354–369.
- NatureServe. 2023. [NatureServe Explorer](#). (accessed 17 August 2023)
- 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.
- Neves, R.J., and Odom, M.C. 1989. Muskrat predation on endangered freshwater mussels in Virginia. J. Wildl. Manag. 53(4): 934–941.
- Nichols, S.J., and Wilcox, D.A. 1997. Burrowing saves Lake Erie clams. Nature 38: 921.
- Nico, L.G., Williams, J.D., and Jelks, H.L. 2005. Black Carp: biological synopsis and risk assessment of an introduced fish. American Fisheries Society, Bethesda, MD. 337 p.
- Ortmann, A.E. 1919. A monograph of the naiades of Pennsylvania. Part III. Systematic account of the genera and species. Memoirs of the Carnegie Museum. 3(1): 385 p.
- Osterling, M.E., Arvidsson, B.L., and Greenberg, L.A. 2010. Habitat degradation and the decline of the threatened mussel *Margaritifera margaritifera*: influence of turbidity and sedimentation on the mussel and its host. J. Appl. Ecol. 47(4): 759–768.
- Owen, C.T., McGregor, M.A., Cobbs, G.A., and Alexander, J.E. 2011. Muskrat predation on a diverse unionid mussel community: impacts of prey species composition, size and shape. Freshw. Biol. 56(3): 554–564.
- Pandolfo, T.J., Kwak, T.J., and Cope, W.G. 2012a. Thermal tolerances of freshwater mussels and their host fishes: species interactions in a changing climate. Freshw. Mollusk Biol. Conserv. 15(1): 69–82.

-
- Pandolfo, T.J., Cope, W.G., Young, G.B., Jones, J.W., Hua, D., and Lingenfelser, S.B. 2012b. Acute effects of road salts and associated cyanide compounds on the early life stages of the unionid mussel *Villosa iris*. *Environ. Toxicol. Chem.* 31(8): 1801–1806.
- Parmalee, P.W., and Polhemus, R.R. 2004. Prehistoric and pre-impoundment populations of freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae) in the South Fork Holston River, Tennessee. *Southeastern Nat.* 3(2): 231–240.
- Poos, M., Dextrase, A.J., Schwalb, A.N., and Ackerman, J.D. 2010. Secondary invasion of the round goby into high diversity Great Lakes tributaries and species at risk hotspots: potential new concerns for endangered freshwater species. *Biol. Invasions* 12: 1269–1284.
- Prosser, R.S., de Solla, S.R., Holman, E. A. M., Osborne, R., Robinson, S.A., Bartlett, A.J., Maisonneuve, F.J., and Gillis, P.L. 2016a. Sensitivity of the early-life stages of freshwater mollusks to neonicotinoid and butenolide insecticides. *Environ. Pollut.* 218: 428–435.
- Prosser, R.S., Rochfort, Q., McInnis, R., Exall, K., and Gillis, P.L. 2016b. Assessing the toxicity and risk of salt-impacted winter road runoff to the early life stages of freshwater mussels in the Canadian province of Ontario. *Environ. Pollut.* 230: 589–597.
- Raab, D., Mandrak, N.E., and Ricciardi, A. 2018. Low-head dams facilitate Round Goby *Neogobius melanostomus* invasion. *Biol. Invasions* 20: 757–776.
- Reid, S.M. 2019. Summer microhabitat use and overlap by the invasive Round Goby (*Neogobius melanostomus*) and native darters in the Trent River (Ontario, Canada). *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 420(23): 8 p.
- Reid, S.M., and Mandrak, N.E. 2008. Historical changes in the distribution of threatened channel darter (*Percina copelandi*) in Lake Erie with general observations on the beach fish assemblage. *J. Great Lakes Res.* 43: 324–333.
- Reid, S.M., and Morris, T. 2017. Tracking Freshwater Mussel Recovery in Ontario Rivers: Evaluation of a Quadrat-based Monitoring Protocol. *Diversity* 9: 5.
- Reid, S.M., LeBaron, A., Kopf, V., and Morris, T. 2016. Remnant freshwater mussel diversity in Rondeau Bay, Lake Erie. *Canadian Field-Naturalist* 130: 76–81.
- Ricciardi, A., and Rasmussen, J.B. 1999. Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conserv. Biol.* 13(5): 1220–1222.
- Ricciardi, A., Whoriskey, F.G., and Rasmussen, J.B. 1996. Impact of *Dreissena* invasion on native unionid bivalves in the upper St. Lawrence River. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53(6): 1434–1444.
- Richman, L.A., Hobson, G., Willians, D.J., and Reiner, E. 2011. The Niagara River mussel biomonitoring program (*Elliptio complanata*): 1983–2009. *J. Great Lakes Res.* 37: 213–225.
- Salafsky, N., Salzer, D., Stattersfield, A., Hioton-Taylor, C., Neugarten, R., Butchart, S.H.M., Collen, B., Cox, N., Master, L.L., O'Conner, S., and Wilkie, S. 2008. A standard lexicon for biodiversity conservation: united classifications of threats and actions. *Conserv. Biol.* 22(4): 897–911.
- Salerno, J., Bennett, C.J., Holman, E., Gillis, P.L., Sibley, P.K., Prosser, R.S. 2018. Sensitivity of multiple life stages of two freshwater mussel species (Unionidae) to various pesticides detected in Ontario (Canada) surface waters. *Environ. Toxicol. Chem.* 37(11): 2871–2880.

-
- Salerno, J., Gillis, P.L., Khan, H., Burton, E., Deeth, L.E., Bennett, C.J., Sibley, P.K., and Prosser, R.S. 2020. Sensitivity of larval and juvenile freshwater mussels (unionidae) to ammonia, chloride, copper, potassium and selected binary chemical mixtures. *Environ. Pollut.* 256: 113398.
- Schloesser, D.W., and Nalepa, B.F. 1994. Dramatic decline of unionid bivalves in offshore waters of western Lake Erie after infestation by the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51(10): 2234–2242.
- Schloesser, D.W., Metcalfe-Smith, J.L., Kovalak, W.P., Longton, G.D., and Smithee, R.D. 2006. Extirpation of freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae) following the invasion of Dreissenid mussels in an interconnecting river of the Laurentian Great Lakes. *Am. Midl. Nat.* 155(2): 307–320.
- Schwalb, A.N., and Ackerman, J.D. 2011. Settling velocities of juvenile Lampsilini mussels (Mollusca: Unionidae): the influence of behavior. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 30(3): 702–709.
- Scott, W.B., and Crossman, E.J.. 1973. *Freshwater Fishes of Canada*. Fish. Res. Board Can. Bull. 184. 966 p. 1998 reissue.
- St. Clair Region Conservation Authority (SCRCA). 2018. [St. Clair Region Watershed Report Card 2018](#). St. Clair Region Conservation Authority, Strathroy, ON. 91 p.
- Smith, B.R., Edds, D.R., and Goeckler, J.M. 2015. Lowhead dams and the downstream dispersal of zebra mussels. *Hydrobiologia* 755: 1–12.
- Smodis, S.L. 2022. Temporal dynamics of freshwater mussel larvae. Thesis (M.Sc.) University of Guelph, Guelph, ON. 96 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.
- Sparks, B.L., and Strayer, D.L. 1998. Effects of low dissolved oxygen on juvenile *Elliptio complanata* (Bivalvia: Unionidae), *J. North Am. Benthol. Soc.* 17(1): 129–134.
- Spooner, D.E., and Vaughn, C.C. 2006. Context dependent effects of freshwater mussels on benthic communities. *Freshw. Biol.* 51: 1016–1024.
- Spooner, D.E., Xenopoulos, M.A., Schneider, C., and Woolnough, D.A. 2011. Coextirpation of host-affiliate relationships in rivers: the role of climate change, water withdrawal and host-specificity. *Global Change Biol.* 17: 1720–1732.
- Stoeckel, J.A., Schneider, D.W., Soeken, L.A., Blodgett, K.D., and Sparks, R.E. 1997. Larval dynamics of a riverine metapopulation: implications for zebra mussel recruitment, dispersal, and control in a large-river system. *J. North A. Benthol. Soc.* 16(3): 561–601.
- Tetreault, G.R., Bennett, C.J., Shires, K., Knight, B., Servos, M.R., and McMaster, M.E. 2011. Intersex and reproductive impairment of wild fish exposed to multiple municipal wastewater discharges. *Aquat. Toxicol.* 104(3–4): 278–290.
- Tetzloff, J. 2001. [Survival rates of unionid species following a low oxygen event in Big Darby Creek, Ohio](#). *Ellipsaria* 3: 18–19.
- Todd, A.K., and Kaltenecker, G. 2012. Warm season chloride concentrations in stream habitats of freshwater mussel species at risk. *Environ. Pollut.* 171: 199–206.
-

-
- Tokumen, R., Cataldo, D., and Boltovskoy, D. 2016. Effects of suspended inorganic matter on filtration and grazing rates of the invasive mussel *Limnoperma fortunei* (Bivalvia: Mytiloidea). J. Molluscan Stud. 82(1): 201–204.
- Tran, K. and Ackerman, J.D. 2019. Mussels partition resources from natural waters under flowing conditions. Sci. Total Environ. 696: 133870.
- Tremblay, M.E.M., Morris, T.J., and Ackerman, J.D. 2015. [A multivariate approach to the identification of unionid glochidia with emphasis on Species at Risk in Southern Ontario](#). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3057: vii + 51 p.
- Tremblay, M.E.M., Morris, T.J., and Ackerman, J.D. 2016. Loss of reproductive output caused by an invasive species. R. Soc. Open Sci. 3(4): 150481.
- Tuttle-Raycraft, S., and Ackerman, J.D. 2019. Living the high turbidity life: the effects of total suspended solids, flow, and gill morphology on mussel feeding. Limnol. Oceanogr. 64(6): 2526–2537.
- Tuttle-Raycraft, S., Morris, T.J., and Ackerman, J.D. 2017. Suspended solid concentration reduces feeding in freshwater mussels. Sci. Total Environ. 598: 1160–1168.
- van der Schalie, H. 1970. Hermaphroditism among North American freshwater mussels. Malacologia 10(1): 93–112.
- van der Schalie, H. 1988. The Naiad fauna of the Huron River, in southeastern Michigan. University of Michigan, Ann Arbor. Misc. Pub. No. 40. 83 p.
- Van Tassel, N., Morris, T.J., Wilson, C.G., and Zanatta, D.T. 2021. Genetic diversity maintained in comparison of captive-propagated and wild populations of *Lampsilis fasciola* and *Ptychobranhus fasciolaris* (Bivalvia: Unionidae). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 78: 1312–1320.
- Vaughn, C.C., and Hakenkamp, C.C. 2001. The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. Freshw. Biol. 46: 1431–1446.
- Vaughn, C.C., Gido, K.B., and Spooner, D.E. 2004. Ecosystem processes performed by unionid mussels in stream mesocosms: species roles and effects of abundance. Hydrobiologia 527: 35–47.
- Vaughn, C.C., Nichols, S.J., and Spooner, D.E. 2008. Community and foodweb ecology of freshwater mussels. J. N. Am. Benthol. Soc. 27(2): 409–423.
- Visha, A., Gandhi, N., Bhavsar, S.P., and Arhonditsis, G.B. 2018. Assessing mercury contamination patterns of fish communities in the Laurentian Great Lakes: A Bayesian perspective. Environ. Pollut. 243(Part A): 777–789.
- Wang, N., Ingersoll, C.G., Hardesty, D.K., Ivey, C.D., Kunz, J.L., May, T.W., Dwyer, F.J., Roberts, A.D., Augspurger, T., Kane, C.M., Neves, R.J., and Barnhart, M.C. 2007. Acute toxicity of copper, ammonia, and chlorine to glochidia and juveniles of freshwater mussels (Unionidae). Environ. Toxicol. Chem. 26(10): 2036–2047.
- Watters, G.T. 1999. Morphology of the conglutinate of the Kidneyshell freshwater mussel, *Ptychobranhus fasciolaris*. Invert. Biol. 118 (3): 289–295.
- Watters, G.T., Menker, T., Thomas, S., and Kuehn, K. 2005. Host identifications or confirmations. Ellipsaria 7 (2): 11–12.
- Watters, G.T., Hoggarth, M.A., and Stansbery, D.H. 2009. The Freshwater Mussels of Ohio. The Ohio State University Press, Columbus, OH. 421 p.

-
- White, L.R., McPheron, B.A., and Stauffer, J.R. 1996. Molecular genetic identification tools for the unionids of French Creek, Pennsylvania. *Malacologia* 38: 181–202.
- Williams, J.D., Warren, M.L., Cummings, K.S., Harris, J.L., and Neves, R.J. 1993. Conservation status of the freshwater mussels of the United States and Canada. *Fish.* 18(9): 6–22.
- Wright, K. A., McNichols-O'Rourke, K. A., Sheldon, M. N. and Morris, T. J. 2017. [Freshwater mussel surveys of the Welland River watershed: 2014-16](#). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3115: v + 28 p.
- Zanatta, D.T., Mackie, G.L., Metcalfe-Smith, J.L., Woolnough, D.A. 2002. A refuge for native freshwater mussels (Bivalvia: Unionidea) from impacts of the exotic Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) in Lake St. Clair. *J. Great Lakes Res.* 28(3): 479–489.
- Zimmerman, G.F., and de Szalay, F.A. 2007. Influence of unionid mussels (Mollusca: Unionidae) on sediment stability: an artificial stream study. *Fund. Appl. Limnol.* 168(4): 299–306.

ANNEXE 1

Tableau A1.1. Résumé de tous les échantillonnages selon un temps déterminé effectués dans les plans d'eau où le ptychobranche réniforme était présent historiquement (individus vivants ou coquilles) de 1997 à 2023. L'effort, s'il a été indiqué, a généralement été déclaré en heures-personnes (HP) de recherche, mais a parfois été déclaré en superficie couverte (m²). Les données sont résumées à partir de la base de données des unionidés du bassin inférieur des Grands Lacs.

Cours d'eau	Année	Nombre de ptycho-branches réniformes vivants	Nombre de coquilles ou de valves fraîches	Nombre de coquilles ou de valves altérées	Nombre de sites échantillonnés	Nombre de sites avec ptychobranche s réniformes vivants	Effort (si indiqué)
Rivière Ausable	1998	27	17	8	9	3	34,5 HP
Rivière Ausable	1999	0	0	0	2	0	-
Rivière Ausable	2000	0	0	0	1	0	-
Rivière Ausable	2001	0	0	0	1	0	-
Rivière Ausable	2002	32	0	0	4	4	18,0 HP
Rivière Ausable	2003	0	0	0	1	0	-
Rivière Ausable	2004	4	0	1	8	2	36,0 HP
Rivière Ausable	2007	0	0	0	1	0	4,5 HP
Rivière Ausable	2008	88	0	0	9	4	18,0 HP
Rivière Ausable	2009	0	0	0	3	0	9,0 HP
Rivière Ausable	2010	1	0	0	-	1	-
Rivière Ausable	2012	265	0	0	1	1	-
Rivière Ausable	2013	73	0	0	6	2	0,8 HP; 300 m ²
Rivière Ausable	2014	4	0	0	1	1	-
Rivière Ausable	2015	0	0	0	1	0	-
Rivière Ausable	2016	0	0	2	1	0	-
Rivière Ausable	2018	0	0	0	2	0	-
Rivière Ausable	2022	0	0	0	23	0	11 100 m à l'épuisette
Ruisseau Bear (rivière Sydenham Nord)	1997	0	0	0	1	0	4,5 HP
Ruisseau Bear (rivière Sydenham Nord)	1998	0	0	0	3	0	13,5 HP

Cours d'eau	Année	Nombre de ptycho- branches réniformes vivants	Nombre de coquilles ou de valves fraîches	Nombre de coquilles ou de valves altérées	Nombre de sites échantil- lonnés	Nombre de sites avec ptychobranche s réniformes vivants	Effort (si indiqué)
Ruisseau Bear (rivière Sydenham Nord)	2011	0	0	0	1	0	-
Ruisseau Bear (rivière Sydenham Nord)	2013	0	0	0	1	0	-
Ruisseau Bear (rivière Sydenham Nord)	2016	0	0	0	3	0	455 m ²
Ruisseau Bear (rivière Sydenham Nord)	2017	0	0	0	15	0	63,0 HP; 10 m ²
Ruisseau Bear (rivière Sydenham Nord)	2018	0	0	1	21	0	94,6 HP
Ruisseau Bear (rivière Sydenham Nord)	2020	0	0	0	4	0	9,0 HP; 10 m ²
Ruisseau Bear (rivière Sydenham Nord)	2022	0	0	0	7	0	18 HP
Rivière Détroit	1998	1	0	0	11	1	-
Rivière Détroit	2019	0	0	121	56	0	64,0 HP
Rivière Détroit	2022	0	0	0	4	0	4 HP
Canal d'alimentation (rivière Niagara)	2008	0	0	0	2	0	-
Canal d'alimentation (rivière Niagara)	2012	0	0	0	1	0	-
Canal d'alimentation (rivière Niagara)	2015	0	0	1	4	0	7,5 HP
Rivière Grand	1997	0	0	4	13	0	54,5 HP
Rivière Grand	1998	0	0	0	10	0	22,5 HP
Rivière Grand	2001	0	0	0	2	0	-
Rivière Grand	2004	0	0	0	9	0	22,5 HP
Rivière Grand	2005	0	0	0	2	0	2,5 HP
Rivière Grand	2006	0	0	0	8	0	-
Rivière Grand	2007	0	0	0	9	0	8,7 HP
Rivière Grand	2008	0	0	0	15	0	825 m ²

Cours d'eau	Année	Nombre de ptycho- branches réniformes vivants	Nombre de coquilles ou de valves fraîches	Nombre de coquilles ou de valves altérées	Nombre de sites échantil- lonnés	Nombre de sites avec ptychobranche s réniformes vivants	Effort (si indiqué)
Rivière Grand	2009	0	0	0	9	0	37,2 HP
Rivière Grand	2010	0	0	0	8	0	39,6 HP
Rivière Grand	2011	0	0	0	21	0	84,8 HP; 441,2 m ²
Rivière Grand	2012	0	0	0	33	0	98 HP
Rivière Grand	2013	0	0	0	15	0	44,5 HP; 30 m ²
Rivière Grand	2014	0	0	0	6	0	51,3 HP
Rivière Grand	2015	0	0	0	4	0	17,5 HP
Rivière Grand	2016	0	0	0	1	0	-
Rivière Grand	2017	0	0	0	7	0	27,2 HP
Rivière Grand	2018	0	0	0	7	0	36,0 HP
Rivière Grand	2019	0	0	0	107	0	54,5 HP; 72 000 m à l'épuisette
Rivière Grand	2020	0	1	2	5	0	1,5 HP; 15 814 m ²
Rivière Grand	2021	0	0	0	18	0	81,0 HP
Lac Érié (baie Rondeau)	2001	0	0	>0	6	0	-
Lac Érié (île Pelée)	2005	0	0	4	17	0	17,3 HP
Lac Érié	2006	0	0	0	1	0	1,2 HP
Lac Érié	2013	0	0	0	4	0	-
Lac Érié (baie Rondeau)	2014	0	0	12	12	0	54,0 HP
Lac Érié (baie Rondeau)	2015	0	0	0	15	0	67,5 HP
Lac Érié	2021	0	0	0	1	0	-
Lac Sainte-Claire	1998	0	0	0	19	0	-
Lac Sainte-Claire	1999	6	0	0	71	5	-
Lac Sainte-Claire	2000	0	0	0	10	0	-
Lac Sainte-Claire	2001	1	0	0	10	1	-

Cours d'eau	Année	Nombre de ptycho- branches réniformes vivants	Nombre de coquilles ou de valves fraîches	Nombre de coquilles ou de valves altérées	Nombre de sites échantil- lonnés	Nombre de sites avec ptychobranche s réniformes vivants	Effort (si indiqué)
Lac Sainte-Claire	2003	2	0	0	28	2	10,7 HP
Lac Sainte-Claire	2004	0	0	0	5	0	-
Lac Sainte-Claire	2005	0	0	0	4	0	14,5 HP
Lac Sainte-Claire	2006	0	0	0	2	0	-
Lac Sainte-Claire	2011	0	0	0	11	0	27,0 HP
Lac Sainte-Claire	2015	0	0	0	1	0	-
Lac Sainte-Claire	2016	0	0	0	8	0	1,0 HP
Lac Sainte-Claire	2017	0	0	0	2	0	-
Ruisseau Medway (rivière Thames)	1998	0	0	0	1	0	-
Ruisseau Medway (rivière Thames)	2001	0	0	0	1	0	-
Ruisseau Medway (rivière Thames)	2003	0	0	0	2	0	1,0 HP
Ruisseau Medway (rivière Thames)	2004	2	0	0	3	1	9,0 HP
Ruisseau Medway (rivière Thames)	2005	0	0	0	1	0	4,5 HP
Ruisseau Medway (rivière Thames)	2006	2	0	0	1	1	-
Ruisseau Medway (rivière Thames)	2007	0	0	0	1	0	-
Ruisseau Medway (rivière Thames)	2008	2	0	0	2	1	-
Ruisseau Medway (rivière Thames)	2010	0	0	0	4	0	6 m ²
Ruisseau Medway (rivière Thames)	2012	0	0	0	3	0	40,0 HP
Ruisseau Medway (rivière Thames)	2013	0	0	0	6	0	50,0 HP; 60 m ²
Ruisseau Medway (rivière Thames)	2014	0	0	0	3	0	14,0 HP

Cours d'eau	Année	Nombre de ptycho- branches réniformes vivants	Nombre de coquilles ou de valves fraîches	Nombre de coquilles ou de valves altérées	Nombre de sites échantil- lonnés	Nombre de sites avec ptychobranche s réniformes vivants	Effort (si indiqué)
Ruisseau Medway (rivière Thames)	2015	0	0	0	5	0	14 HP
Ruisseau Medway (rivière Thames)	2018	0	0	0	1	0	-
Ruisseau Medway (rivière Thames)	2021	0	0	0	3	0	8,5 HP
Ruisseau Nairn (rivière Ausable)	2002	0	0	0	1	0	4,5 HP
Ruisseau Nairn (rivière Ausable)	2010	1	0	0	2	1	30 HP
Ruisseau Nairn (rivière Ausable)	2014	0	0	0	9	0	-
Rivière Niagara	2001	0	1	2	7	0	31,5 HP
Rivière Niagara	2002	0	1	0	5	0	22,5 HP
Rivière Nith (rivière Grand)	1997	Inconnu	Inconnu	Inconnu	11	0	9,0 HP
Rivière Nith (rivière Grand)	1998	0	0	0	4	0	4,5 HP
Rivière Nith (rivière Grand)	2006	0	0	0	1	0	-
Rivière Nith (rivière Grand)	2007	0	0	0	3	0	-
Rivière Nith (rivière Grand)	2019	0	0	0	1	0	4,5 HP
Rivière Nith (rivière Grand)	2021	0	0	0	1	0	4,5 HP
Rivière Sydenham	1997	11	45	2	8	5	36,0 HP
Rivière Sydenham	1998	16	8	7	5	4	18,5 HP
Rivière Sydenham	1999	0	0	0	6	0	-
Rivière Sydenham	2000	0	0	0	1	0	-
Rivière Sydenham	2001	0	0	0	15	0	-
Rivière Sydenham	2002	75	0	0	34	22	4,5 HP

Cours d'eau	Année	Nombre de ptycho- branches réniformes vivants	Nombre de coquilles ou de valves fraîches	Nombre de coquilles ou de valves altérées	Nombre de sites échantil- lonnés	Nombre de sites avec ptychobranche s réniformes vivants	Effort (si indiqué)
Rivière Sydenham	2003	51	0	0	9	4	39,3 HP
Rivière Sydenham	2004	0	0	0	2	0	46,0 HP
Rivière Sydenham	2005	37	0	0	9	4	40,0 HP
Rivière Sydenham	2006	21	0	0	6	2	20,5 HP
Rivière Sydenham	2007	0	0	0	2	0	16,0 HP
Rivière Sydenham	2008	241	0	0	19	18	34,45 HP; 168 m ²
Rivière Sydenham	2009	59	0	0	14	7	45,9 HP
Rivière Sydenham	2010	19	1	0	2	2	37,5 HP
Rivière Sydenham	2011	18	0	0	6	3	96,0 HP
Rivière Sydenham	2012	27	0	0	5	4	230,0 HP
Rivière Sydenham	2013	96	0	0	6	5	120,5 HP
Rivière Sydenham	2014	43	0	0	4	4	60,0 HP
Rivière Sydenham	2015	40	0	0	4	3	24,0 HP
Rivière Sydenham	2016	35	5	0	5	3	71,0 HP
Rivière Sydenham	2017	46	0	0	7	6	64,5 HP
Rivière Sydenham	2018	25	0	0	17	6	79,5 HP
Rivière Sydenham	2019	8	0	1	32	8	152,2 HP
Rivière Sydenham	2020	35	6	0	14	12	49,5 HP; 50 m ²
Rivière Sydenham	2021	0	0	0	5	0	-
Rivière Sydenham	2022	53	0	0	40	5	18,0 HP; 16 200 m à l'épuisette
Rivière Thames	1997	0	2	4	12	0	45,0 HP
Rivière Thames	1998	0	0	1	6	0	4,5 HP
Rivière Thames	2001	0	0	0	1	0	-
Rivière Thames	2004	0	0	0	6	0	12,0 HP
Rivière Thames	2005	0	1	2	9	0	40,5 HP
Rivière Thames	2006	0	0	0	1	0	-

Cours d'eau	Année	Nombre de ptycho- branches réniformes vivants	Nombre de coquilles ou de valves fraîches	Nombre de coquilles ou de valves altérées	Nombre de sites échantil- lonnés	Nombre de sites avec ptychobranche s réniformes vivants	Effort (si indiqué)
Rivière Thames	2008	0	0	0	9	0	4,0 HP
Rivière Thames	2009	0	0	0	2	0	-
Rivière Thames	2010	0	0	0	2	0	1,0 HP
Rivière Thames	2011	0	1	1	8	0	80,0 HP; 70 m ²
Rivière Thames	2012	0	0	0	7	0	1007 m ²
Rivière Thames	2013	0	0	0	6	0	643 m ²
Rivière Thames	2014	0	0	0	2	0	32,0 HP
Rivière Thames	2015	0	0	0	8	0	50,0 HP
Rivière Thames	2016	0	0	0	6	0	38,0 HP
Rivière Thames	2017	0	0	1	1	0	-
Rivière Thames	2018	0	0	0	4	0	9,0 HP
Rivière Thames	2019	0	0	0	4	0	13,5 HP
Rivière Thames	2020	0	0	0	2	0	1,5 HP
Rivière Thames	2021	0	0	1	14	0	41,5 HP
Rivière Thames	2022	0	0	1	45	0	54,0 HP; 19 500 m à l'épuisette
Rivière Welland (rivière Niagara)	2008	0	0	0	6	0	-
Rivière Welland	2014	0	0	0	1	0	12,5 HP
Rivière Welland	2015	0	0	0	9	0	37,5 HP
Rivière Welland	2016	0	0	0	1	0	9,0 HP
Rivière Welland	2017	0	0	0	2	0	14,5 HP
Rivière Welland	2019	0	0	0	2	0	-
Rivière Welland	2020	0	0	0	2	0	-

Tableau A1.2. Résumé de tous les relevés par quadrat effectués dans les plans d'eau où le ptychobranche réniforme était présent historiquement (individus vivants ou coquilles) de 1997 à 2023.

Cours d'eau	Année	Nombre de ptycho-branches réniformes vivants	Nombre de quadrats échantillonnés (m ²)	Nombre de quadrats avec ptychobranches réniformes vivants	Nombre de blocs échantillonnés	Nombre de blocs avec des ptychobranches réniformes vivants
Rivière Ausable	2006	138	506	78	144	44
Rivière Ausable	2007	0	66	0	22	0
Rivière Ausable	2008	4	199	4	74	4
Rivière Ausable	2009	0	146150	0	56	0
Rivière Ausable	2011	102	457	4	6	4
Rivière Ausable	2013	0	75	0	3	0
Rivière Ausable	2018	36	226	2	3	2
Rivière Ausable	2019	229	226	2	3	2
Rivière Ausable	2022	0	75	0	3	0
Rivière Little Ausable	2006	0	77	0	1	0
Rivière Little Ausable	2011	0	75	0	1	0
Rivière Little Ausable	2018	1	75	1	1	1
Ruisseau Nairn	2014	0	1	0	1	0
Rivière Grand	2007	0	234	0	78	0
Rivière Grand	2010	0	225	0	75	0
Rivière Grand	2017	0	300	0	100	0
Rivière Grand	2018	0	225	0	75	0
Rivière Sydenham	1999	20	147	19	49	15
Rivière Sydenham	2001	17	156	14	52	13
Rivière Sydenham	2002	23	306	21	102	18
Rivière Sydenham	2003	11	312	11	104	11
Rivière Sydenham	2012	243	591	190	97	57
Rivière Sydenham	2013	139	300	82	100	48
Rivière Sydenham	2015	216	150	110	50	49
Rivière Sydenham	2017	13	50	4	5	2
Rivière Sydenham	2020	6	50	6	5	4
Rivière Sydenham	2021	19	50	12	5	4
Rivière Sydenham	2022	218	300	142	100	78
Ruisseau Bear (rivière Sydenham Nord)	2001	0	80	0	20	0

Cours d'eau	Année	Nombre de ptycho- branches réniformes vivants	Nombre de quadrats échantil-lonnés (m ²)	Nombre de quadrats avec ptychobranches réniformes vivants	Nombre de blocs échantillonnés	Nombre de blocs avec des ptychobranches réniformes vivants
Ruisseau Bear (rivière Sydenham Nord)	2002	0	72	0	24	0
Ruisseau Bear (rivière Sydenham Nord)	2003	0	75	0	25	0
Ruisseau Bear (rivière Sydenham Nord)	2012	0	73	0	24	0
Ruisseau Bear (rivière Sydenham Nord)	2013	0	75	0	25	0
Ruisseau Bear (rivière Sydenham Nord)	2015	0	75	0	25	0
Ruisseau Bear (rivière Sydenham Nord)	2022	0	75	0	25	0
Rivière Thames	2004	0	66	0	22	0
Rivière Thames	2005	0	69	0	23	0
Rivière Thames	2010	0	270	0	90	0
Rivière Thames	2015	0	150	0	50	0
Rivière Thames	2016	0	150	0	50	0
Rivière Thames	2017	0	150	0	50	0

Tableau A1.3. Enregistrements historiques de ptychobranches réniformes dans l'aire de répartition canadienne. L'effort ou la méthode d'échantillonnage étaient rarement consignés. L'état du spécimen ou l'état des coquilles n'était pas toujours disponible (indiqué par « inconnu »).

Nom du plan d'eau	Année	Ptychobranches réniformes vivants	Coquilles ou valves fraîches	Coquilles ou valves altérées
Rivière Ausable	1994	6	0	0
Rivière Welland (ruisseau Chippawa)	Avant 1926	0	0	~15
Rivière Détroit	1982	16	9	0
Rivière Détroit	1983	17	0	30
Rivière Détroit	1984	6	0	27
Rivière Détroit	1992	63	70	0
Rivière Détroit	1994	1	54	0
Rivière Grand	1934	0	1	0
Rivière Grand	1935	Inconnu	≥1	Inconnu
Rivière Grand	1963	0	2	0
Rivière Grand	1966	0	0	>0
Rivière Grand	1972	0	21	0
Rivière Grand	1988	0	1	0
Lac Érié (Port Colborne)	1885	0	2	0
Lac Érié (rive nord du bassin ouest)	1890	0	1	0
Lac Érié (Port Colborne)	1934	0	1	0
Lac Érié	1937	Inconnu	Inconnu	Inconnu
Lac Érié	1939	Inconnu	Inconnu	Inconnu
Lac Érié (île Pelée)	1953	0	1	0
Lac Érié (île Pelée)	1957	0	1	0
Lac Érié (île Pelée)	1960	0	13	0
Lac Érié (île Pelée)	1961	0	1	0
Lac Érié (Pelée, PC, baie Long Point)	1963	Inconnu	≥4	Inconnu
Lac Érié (île Pelée)	1966	0	3	0
Lac Érié (île Pelée)	1967	0	4	0
Lac Érié (île Pelée)	1968	Inconnu	Inconnu	Inconnu
Lac Érié (île Pelée)	1969	0	9	0
Lac Érié (île Pelée)	1977	0	3	0
Lac Érié (île Pelée)	1978	0	5	0
Lac Érié (rive nord du bassin ouest)	1982	Inconnu	Inconnu	Inconnu
Lac Érié (île Pelée)	1985	Inconnu	Inconnu	Inconnu
Lac Érié (île Pelée)	1990	0	11	0
Lac Érié (île Pelée)	1992	Inconnu	Inconnu	Inconnu
Lac Érié (rive nord du bassin ouest)	1993	Inconnu	Inconnu	Inconnu
Lac Sainte-Claire	1934	0	2	0
Rivière Niagara	1934	0	1	0

Nom du plan d'eau	Année	Ptychobranches réniformes vivants	Coquilles ou valves fraîches	Coquilles ou valves altérées
Rivière Sydenham	1963	1	0	0
Rivière Sydenham	1965	2	23	0
Rivière Sydenham	1967	13	35	0
Rivière Sydenham	1971	3	0	0
Rivière Sydenham	1973	5	5	0
Rivière Sydenham	1985	Inconnu	Inconnu	Inconnu
Rivière Sydenham	1991	14	0	0
Rivière Sydenham	1992	Inconnu	Inconnu	Inconnu
Rivière Thames	1894	0	2	0
Rivière Thames	1933	Inconnu	Inconnu	Inconnu
Rivière Thames	1995	0	1	0

ANNEXE 2

Tableau A2.1. Justification supplémentaire et documentation à l'appui des répercussions des menaces et de la notation de la certitude causale. La liste de référence fournie n'est pas une liste exhaustive de la documentation sur le sujet, mais elle se veut représentative des considérations importantes pour le *ptychobranche réniforme* en Ontario.

Catégorie de menace de l'UICN	Sous-catégorie	Détails	Niveau des répercussions	Références
Pollution	Effluents agricoles et forestiers	Sédimentation (ruissellement sur le terrain, entretien des drains en amont)	Les glochidies sont très sensibles aux polluants comme le chlorure, l'ammoniac, le potassium, etc., mais les populations de <i>ptychobranche réniforme</i> sont plus sensibles aux dommages causés aux adultes (Fung <i>et al.</i> 2025). Il existe une abondante documentation sur les effets de la pollution sur les moules d'eau douce à tous les stades biologiques et pendant les périodes d'exposition aiguë et chronique, mais rien n'indique que ces polluants causent actuellement un déclin dans les rivières Ausable et Sydenham. Certains polluants peuvent avoir des répercussions extrêmes localement (p. ex., immédiatement en aval des sources ponctuelles), à certaines périodes de l'année (p. ex., les hausses de chlorure associées à la fonte printanière), ou à des stades biologiques plus sensibles (p. ex., les glochidies). Il est probable que ces contaminants ne soient pas présents à des concentrations suffisamment élevées (du moins de façon chronique) pour avoir des répercussions au niveau de la population. Ces considérations rendent possibles différentes interprétations du niveau des répercussions de divers polluants.	Aldridge <i>et al.</i> 1987, Madon <i>et al.</i> 1998, Brim-Box et Mossa 1999, Osterling <i>et al.</i> 2010, Tokumen <i>et al.</i> 2016, Tuttle-Raycraft et Ackerman 2017 et 2019, Goldsmith <i>et al.</i> 2021, Luck et Ackerman 2022
		Charge en éléments nutritifs (+ ammoniac et potassium)		Augspurger <i>et al.</i> 2003, Wang <i>et al.</i> 2007, Salerno <i>et al.</i> 2020, Gillis <i>et al.</i> 2021
		Pesticides (+ Bayluscide granulaire)		Keller et Ruessler 1997, Bringolf <i>et al.</i> 2007, Prosser <i>et al.</i> 2016, Salerno <i>et al.</i> 2018, Newton <i>et al.</i> 2017, Andrews <i>et al.</i> 2021, Smyth et Drake 2021
	Eaux usées domestiques et urbaines (y compris les eaux de ruissellement urbaines)	Charge en éléments nutritifs (+ ammoniac)		Augspurger <i>et al.</i> 2003, Wang <i>et al.</i> 2007, Gillis <i>et al.</i> 2017b, Salerno <i>et al.</i> 2020, Gillis <i>et al.</i> 2021,
		Produits pharmaceutiques et composés œstrogéniques		Gagné <i>et al.</i> 2004, Gagné <i>et al.</i> 2011, de Solla <i>et al.</i> 2016, Gilroy <i>et al.</i> 2014, 2017, Gillis <i>et al.</i> 2014, 2017, Hayward <i>et al.</i> 2022
		Chlorure		Gillis 2011, Todd et Kaltenecker 2012, Pandolfo <i>et al.</i> 2012b, Prosser <i>et al.</i> 2017, Gillis <i>et al.</i> 2021, Gillis <i>et al.</i> 2022
		Métaux lourds / hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)		Keller et Zam 1991, Marvin <i>et al.</i> 1994, Naimo 1995, Archambault <i>et al.</i> 2018, Salerno <i>et al.</i> 2020
Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques		Gobie à taches noires, Moules dreissénidées	Les moules dreissénidées sont la cause probable de la disparition de la plupart des moules unionidées indigènes (y compris le <i>ptychobranche réniforme</i>) dans les Grands Lacs et les voies interlacustres, mais ont moins de succès dans les systèmes lotiques, et les	Poos <i>et al.</i> 2010, French et Jude 2001, Tremblay <i>et al.</i> 2016, Gillis et Mackie 1994, Schloesser et Nalepa 1994, Nalepa <i>et al.</i> 1996, Ricciardi <i>et al.</i> 1996, Schloesser <i>et al.</i> 2006

Catégorie de menace de l'UICN	Sous-catégorie	Détails	Niveau des répercussions	Références
			densités auxquelles on croit qu'elles peuvent persister représentent probablement une faible menace pour le ptychobranche réniforme sur les sites existants. On pense que le gobie à taches noires a peu de répercussions directes sur le ptychobranche réniforme. Il est probable qu'il ait des répercussions indirectes découlant de ses interactions négatives avec les hôtes, mais les résultats sont très incertains et dépendent du contexte.	
Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents		Sécheresses fréquentes et graves et températures extrêmes	Les répercussions des changements climatiques sont mesurables en Ontario. Les températures annuelles moyennes augmentent, les précipitations augmentent en hiver et diminuent en été, les périodes avec couverture de glace sont réduites. Mais il ne semble pas que cela entraîne un déclin du ptychobranche réniforme pour le moment.	Golladay <i>et al.</i> 2004, Haag et Warren 2008, Galbraith <i>et al.</i> 2010, Spooner <i>et al.</i> 2011, Atkinson <i>et al.</i> 2014, McDermid <i>et al.</i> 2015, Brinker <i>et al.</i> 2018, Lopez <i>et al.</i> 2022, Fogelman <i>et al.</i> 2023