



ÉVALUATION DU POTENTIEL DE RÉTABLISSEMENT DU PTYCHOBranche RÉNIFORME (*PTYCHOBranCHUS FASCIOLARIS*)



Photo d'un *ptychobranche* réniforme de la rivière Sydenham (crédit photo : MPO).

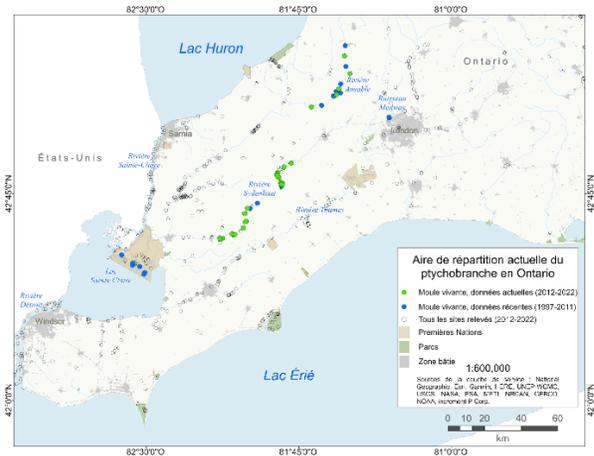


Figure 1. Aire de répartition récente (1997-2011; bleu) et actuelle (2012-2022; vert) du *ptychobranche* réniforme au Canada. Des cercles vides illustrent tous les échantillonnages de moules effectués de 2012 à 2022.

CONTEXTE

Le *ptychobranche* réniforme (*Ptychobranche fasciolaris*) est une moule d'eau douce de taille moyenne ayant une durée de vie relativement longue que l'on trouve actuellement dans deux bassins hydrographiques du sud-ouest de l'Ontario. En mai 2003, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a évalué que le *ptychobranche* réniforme était une espèce menacée et, en mai 2013, il a ré-évalué l'espèce et a confirmé son statut. Cette situation s'explique par une perte considérable de l'aire de répartition historique de l'espèce, attribuable aux répercussions de la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) et aux pratiques d'utilisation des terres agricoles. Le *ptychobranche* réniforme a été inscrit à l'annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril (LEP) en 2005.

Un processus d'évaluation du potentiel de rétablissement élaboré par Pêches et Océans Canada (MPO) a été entrepris pour le *ptychobranche* réniforme en octobre 2023. Il résume l'information jusqu'en 2022 sur la répartition, l'abondance, les tendances des populations, les besoins en matière d'habitat, les menaces, les objectifs de rétablissement et une analyse des dommages admissibles pour le *ptychobranche* réniforme au Canada. Ces renseignements peuvent être utilisés pour mettre à jour le programme de rétablissement et le plan d'action, et pour fournir les avis scientifiques nécessaires pour satisfaire aux diverses exigences de la LEP, y compris les décisions relatives à la délivrance de permis et d'autorisations.

Le présent avis scientifique découle de l'examen par les pairs régional du 24 au 26 octobre 2023 sur l'Évaluation du potentiel de rétablissement du ptychobranche réniforme (*Ptychobranchus fasciolaris*). Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le [calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada \(MPO\)](#).

SOMMAIRE

- Au Canada, la répartition actuelle du ptychobranche réniforme se limite à la rivière Ausable (bassin hydrographique du lac Huron) et à la rivière Sydenham (bassin hydrographique du lac Sainte-Claire). Les données actuelles indiquent que l'espèce est disparue des rivières Détroit, Grand, Niagara, Sainte-Claire et Thames, et des lacs Sainte-Claire et Érié.
- On trouve habituellement le ptychobranche réniforme dans des cours d'eau de petite ou de moyenne taille à débit modéré à rapide ou dans des zones peu profondes de lacs, dans des substrats de sable et de gravier. Au Canada, le ptychobranche réniforme occupe des zones relativement peu profondes (moins d'un mètre) de cours d'eau de taille moyenne où les courants sont modérés à rapides et où il y a une proportion élevée de gravier, de sable et de galets.
- Les larves du ptychobranche réniforme doivent s'encapsuler sur les branchies d'un poisson hôte approprié pour survivre et se métamorphoser en juvéniles. Les poissons hôtes fonctionnels du ptychobranche réniforme au Canada comprennent le dard noir (*Percina maculata*), le raseux-de-terre noir (*Etheostoma nigrum*) et le fouille-roche zébré (*P. caprodes*), mais d'autres espèces du genre *Percina* ou du genre *Etheostoma* et l'épinoche à cinq épines (*Culaea inconstans*) peuvent aussi remplir ce rôle.
- Les projections de modélisation indiquent que, pour atteindre une probabilité de persistance de 99 % sur 100 ans, il faut environ 5 250 ptychobranches réniformes adultes (intervalle de confiance [IC] : 2 250 à 9 750). Avec les densités actuelles, il faudrait environ 260 et 50 ha d'habitat convenable dans les rivières Ausable et Sydenham, respectivement. On pense que la superficie de l'habitat est probablement suffisante dans les deux rivières, mais avec moins de certitude dans la rivière Ausable.
- Des taux de croissance positifs de la population ont été observés dans la plupart des sites des deux rivières. En moyenne, les populations de la rivière Ausable ont affiché une croissance de 7 % (IC : 2 à 13 %) par année d'après les cinq sites échantillonnés pour chacune des trois périodes entre 2006 et 2019, tandis que celles de la rivière Sydenham ont affiché une croissance de 13 % (IC : 11 à 15 %) par année selon les 10 sites échantillonnés au cours de deux ou trois périodes entre 1999 et 2022. Dans l'ensemble, l'abondance est interprétée comme étant stable dans la rivière Ausable et en hausse dans la rivière Sydenham.
- Les populations de ptychobranches réniformes sont généralement les plus sensibles aux perturbations de la survie des adultes. Elles peuvent devenir plus sensibles aux perturbations de la survie des juvéniles lorsque le taux de croissance de la population est plus élevé et que la maturité est atteinte plus tard. La population de la rivière Ausable devrait être plus sensible aux perturbations de la survie des adultes en raison de son taux de croissance actuel plus faible.
- Les moules du genre *Dreissenidae* sont la cause probable de la disparition du ptychobranche réniforme des Grands Lacs et des cours d'eau qui les relient, y compris la rivière Sainte-Claire, le lac Sainte-Claire, la rivière Détroit et le lac Érié. L'utilisation des

terres à des fins agricoles et urbaines, les barrages et d'autres modifications passées de l'habitat ont probablement contribué à la disparition de l'espèce des rivières Thames et Grand.

- À l'heure actuelle, un certain nombre de menaces, y compris des sources de pollution agricoles et urbaines, des espèces aquatiques envahissantes et les changements climatiques, contribuent à la dégradation de l'habitat. Les menaces actuelles ne semblent pas être à l'origine du déclin au niveau de la population sur les sites existants, mais des répercussions localisées peuvent se produire à un niveau inférieur. Les effets cumulatifs des menaces et de leurs interactions sont mal compris. Des recherches récentes portent à croire que certaines combinaisons de menaces ont des répercussions plus importantes que les menaces individuelles seules.
- Il reste des lacunes importantes dans les connaissances sur : les paramètres du cycle biologique (p. ex. âge à la maturité, survie des juvéniles); les relations entre les larves et les hôtes; les préférences en matière d'habitat selon le stade biologique; la structure, l'abondance et la dynamique des populations; l'ampleur, l'étendue spatiale et les répercussions des menaces (individuellement et en combinaison).

INTRODUCTION

En mai 2003, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a évalué le ptychobranche réniforme pour la première fois, le classant comme étant une espèce menacée (COSEPAC 2003); en 2013, il a ré-évalué l'espèce et a confirmé son statut (COSEPAC 2013). La raison de cette désignation est que l'espèce a perdu environ 70 % de son aire de répartition historique en raison des répercussions de la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) et des pratiques d'utilisation des terres agricoles qui ont entraîné une dégradation importante de l'habitat. L'espèce a déjà été observée sur au moins 10 sites du sud-ouest de l'Ontario, mais sa présence n'est actuellement confirmée que dans les rivières Ausable et Sydenham. Le ptychobranche réniforme a été inscrit à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) en 2005. Un programme de rétablissement a d'abord été établi en 2006, et une version finale modifiée a été publiée en 2013 (MPO 2013). Pêches et Océans Canada (MPO) a élaboré le processus d'évaluation du potentiel de rétablissement 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 (ou la mise à jour ou modification) du programme de rétablissement et du plan d'action, et des autorisations de mener des activités qui contreviendraient autrement à la LEP. Le processus est fondé sur ce qui est décrit dans MPO (2007) et les lignes directrices mises à jour (MPO inédites) qui évaluent 22 éléments potentiels de rétablissement. Des renseignements complémentaires se trouvent dans Colm et Morris (2025) et Fung *et al.* (2025).

ÉVALUATION

Caractéristiques biologiques, abondance, répartition et paramètres du cycle biologique

Description de l'espèce et données biologiques

Le ptychobranche réniforme est une moule (famille *Unionidae*) de taille moyenne (taille maximale de l'adulte allant de 125 à 150 mm) munie d'une coquille elliptique allongée qui est 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. Le périostracum est de couleur jaune à brun et est orné de larges rayons verts discontinus qui forment des taches ressemblant à des carrés. La nacre est blanche. La sculpture des sommets est peu développée, et la cavité ombonale est peu profonde. Les dents pseudo-cardinales sont épaisses et triangulaires, et les dents latérales sont courtes, épaisses et peuvent être cannelées. L'espèce est dioïque et ne présente pas de dimorphisme sexuel important.

La fraie en Ontario a probablement lieu de la fin juin à la mi-août, mais pourrait se poursuivre jusqu'en octobre. Les mâles libèrent leur sperme dans l'eau et celui-ci est capté par filtration par les femelles des environs. Après la fécondation des œufs, les glochidies se développent dans les branchies externes (marsupium) pendant l'hiver; le ptychobranche réniforme est une espèce dont la période de gravidité est longue. D'après une relation avec la longueur corporelle des femelles adultes, on pense que ces dernières portent environ 80 000 œufs (Fung *et al.* 2025). Le nombre moyen de glochidies portées par trois ptychobranches réniformes femelles de la rivière Sydenham était de 88 641 (McNichols 2007). Les glochidies sont libérées du printemps à l'été (de la fin d'avril à août), à partir du moment où les températures atteignent environ 14,5 à 17 °C (Ortmann 1919, Gordon et Layzer 1989, Watters 1999, McNichols 2007). Le sexe-ratio était de 1,3:1 et de 1,8:1 pour les mâles et les femelles dans les rivières Ausable et Sydenham, respectivement, de 2012 à 2014.

Le ptychobranche réniforme au stade de la glochidie doit s'attacher à un hôte vertébré pour compléter son cycle de vie. Pour attirer des poissons hôtes, les glochidies se regroupent en conglutinats qui ressemblent à des alevins ou à des larves d'insectes. Ces conglutinats se brisent lorsqu'ils sont mordus par un poisson, ce qui permet aux glochidies de se fixer à ses branchies. Les conglutinats de ptychobranches réniformes ont tous des « taches oculaires » avec des lignes pigmentées (points faibles dans la membrane du conglutinat), mais certaines peuvent être de type « majeur », d'environ 7 à 10 mm de longueur, avec des lignes supplémentaires ressemblant à des myomères d'alevins, ou de type « mineur », d'environ 4 à 6 mm de long avec un disque rouge autour de la « tête » et ressemblant à des larves d'insectes (Watters 1999). Le conglutinat présente une extrémité adhésive qui peut se fixer à divers types de substrats. Chaque conglutinat peut contenir de 150 à 500 glochidies (Watters 1999, McNichols 2007).

Après avoir formé une capsule, les glochidies se nourrissent de fluides de tissus branchiaux et développent leurs organes internes. Il s'agit de la principale possibilité de dispersion de l'espèce. Des études en laboratoire menées aux États-Unis et au Canada ont révélé la transformation réussie de ptychobranches réniformes au stade de la glochidie sur des dards, des chabots et une épinoche (White *et al.* 1996, Watters *et al.* 2005, McNichols 2007). Les études sur le terrain menées en Ontario appuient davantage l'utilisation de plusieurs espèces de dards, notamment le dard noir (*Percina maculata*), le raseux-de-terre noir (*Etheostoma nigrum*), le fouille-roche zébré (*Percina caprodes*) et le dard vert (*Etheostoma blennioides*), avec certaines preuves que les hôtes principaux peuvent différer légèrement d'un bassin hydrographique à l'autre (données non publiées du MPO). Dans des études en laboratoire menées en Ontario, la métamorphose sur les poissons hôtes s'est terminée en 22 à 35 jours (McNichols 2007, Van Tassel *et al.* 2021).

Une fois la transformation terminée, les juvéniles se détachent du poisson hôte et s'établissent dans le substrat. Les juvéniles restent généralement enfouis pendant les premières années de leur vie jusqu'à ce qu'ils atteignent la maturité (environ 3 à 5 ans). L'âge et la longueur maximums devraient être de 32 ans selon les estimations d'âge et de 157,4 mm selon une fonction de croissance de von Bertalanffy, dans la rivière Licking, au Kentucky (Haag et Rypel 2011). Les âges évalués au moyen de 98 coquilles vides trouvées dans la rivière Ausable

variaient de 1 à 33 ans (moyenne de 11,2 ans; figure 2), et le plus grand spécimen enregistré en Ontario mesurait 125 mm (données non publiées du MPO). D'après un récent échantillonnage par quadrat, la taille moyenne des individus dans les rivières Ausable et Sydenham était de 64,6 et 74,3 mm, respectivement (Fung *et al.* 2025). La durée d'une génération du ptychobranche réniforme a été estimée grossièrement comme étant de 11 à 14 ans dans la rivière Ausable et de 9 à 11 ans dans la rivière Sydenham (données non publiées du MPO).

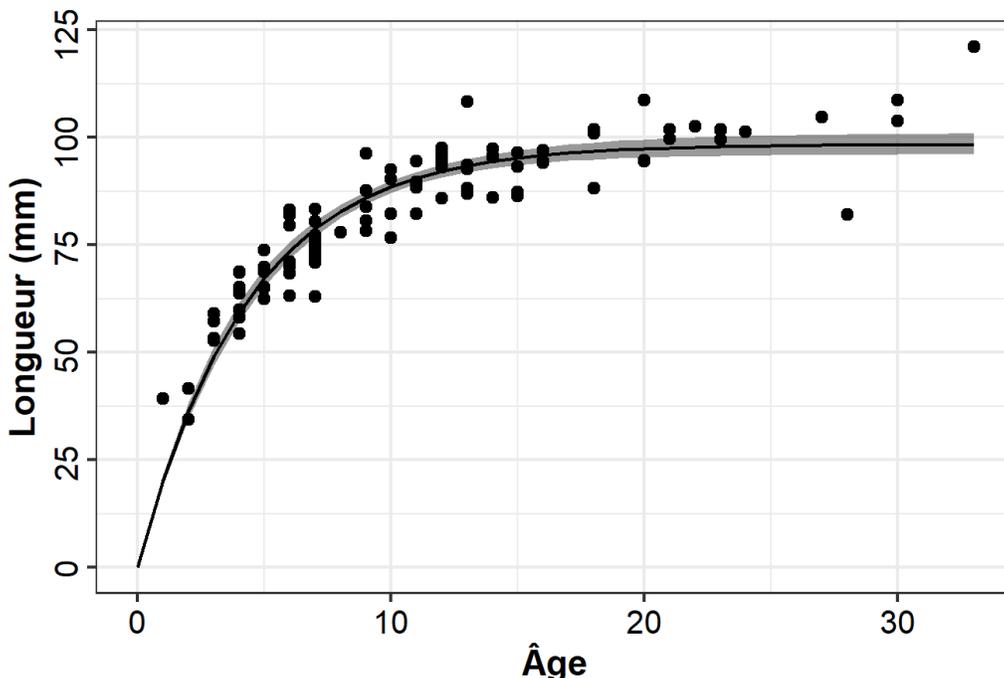


Figure 2. Données sur la longueur selon l'âge d'après des coquilles de ptychobranche réniforme vides recueillies dans la rivière Ausable ($n = 98$). La ligne pleine représente une fonction de croissance de von Bertalanffy ajustée ($L_t = 98,27(1 - e^{-0,23t})$) et la zone grise représente l'intervalle de crédibilité à 95 %.

Les moules adultes de la famille *Unionidae* sont des suspensivores qui consomment généralement des débris organiques, des algues et des bactéries provenant de la colonne d'eau et des sédiments. Les juvéniles restent enfouis dans les sédiments pendant les premières années de leur vie et se nourrissent de matières organiques disponibles dans les eaux interstitielles. Les larves (glochidies) se nourrissent de tissus des poissons hôtes pendant qu'elles sont encapsulées.

Analyse de l'abondance et des tendances

Il n'y a pas d'estimations récentes de l'abondance de la population globale de ptychobranches réniformes au Canada. Les données de suivi à long terme recueillies sur les rivières Ausable et Sydenham par l'entremise du réseau Unionid Monitoring and Biodiversity Observation (UMBO) ont été utilisées pour modéliser des estimations de la densité et de la trajectoire propres à la population (Fung *et al.* 2025). Des relevés normalisés par quadrat ont été effectués à cinq sites de la rivière Ausable pendant trois périodes et à dix sites de la rivière Sydenham, dont quatre sites ont fait l'objet d'un relevé pour une troisième fois. Le nombre de ptychobranches réniformes recensés lors des relevés par quadrat a été adapté à des modèles statistiques

distincts par rivière afin d'estimer l'abondance, la densité et les taux de croissance propres à la population du site (tableau 1; Fung *et al.* 2025). Des modèles linéaires mixtes généralisés avec une répartition binomiale négative ont été mis au point et ajustés à l'aide d'une approximation de Laplace imbriquée intégrée, y compris des covariables d'habitat. L'abondance globale à l'échelle de tous les quadrats a été estimée à 1 129 individus (IC à 95 % : 933 à 1 360) pour la rivière Ausable et à 6 949 individus (5 371 à 9 059) pour la rivière Sydenham; ces estimations représentent probablement une taille de population minimale pour chaque rivière, car le ptychobranche réniforme occupe des zones au-delà des sites de relevé, mais il manque de l'information pour estimer la population à l'échelle de l'aire de répartition dans chaque rivière. La densité moyenne au cours des périodes était de 0,45 individu/m² dans la rivière Ausable et de 0,42 individu/m² dans la rivière Sydenham.

En ce qui concerne les tendances des populations estimées au fil du temps, le nombre d'individus par quadrat a considérablement augmenté au fil des ans dans les deux rivières (figure 3). Pour la rivière Sydenham, d'après trois périodes d'échantillonnage (partielles) entre 1999 et 2022, le taux de croissance estimé de la population était de 1,13 (IC à 95 % : 1,11 à 1,15). Toutes les estimations par quadrat du taux de croissance de la population propre au site étaient supérieures à 1. Pour la rivière Ausable, d'après trois périodes d'échantillonnage entre 2006 et 2019, le taux de croissance estimé de la population était de 1,07 (IC à 95 % : 1,02 à 1,13). Trois des cinq sites d'estimation par quadrat affichaient un taux de croissance de la population supérieur à 1, un autre site affichait un taux stable (correspondant à 1), et le dernier site affichait une diminution importante.

Tableau 1. Résumé de la longueur et de la superficie du tronçon occupé de la rivière (selon les segments contigus de la couche de cours d'eau du réseau d'Ontario Hydro et les mentions d'occurrence de 2012 à 2022), et de la densité moyenne, de l'estimation par quadrat de l'abondance sur le site d'échantillonnage et du taux de croissance de la population d'après Fung et al. (2025).

Mesures d'habitat et de la population	Rivière Ausable	Rivière Sydenham
Longueur approximative du tronçon occupé de la rivière (km)	57 (+ 3 km de la rivière Little Ausable)	92
Superficie approximative du tronçon occupé de la rivière (ha)	110	241
Densité moyenne (individu/m ²)	0,450	0,417
Abondance projetée regroupée entre les sites d'échantillonnage (IC à 95 %)	1 129 (933 à 1 360)	6 949 (5 371 à 9 059)
Taux de croissance de la population (IC à 95 %)	1,07 (1,02 à 1,13)	1,13 (1,11 à 1,15)

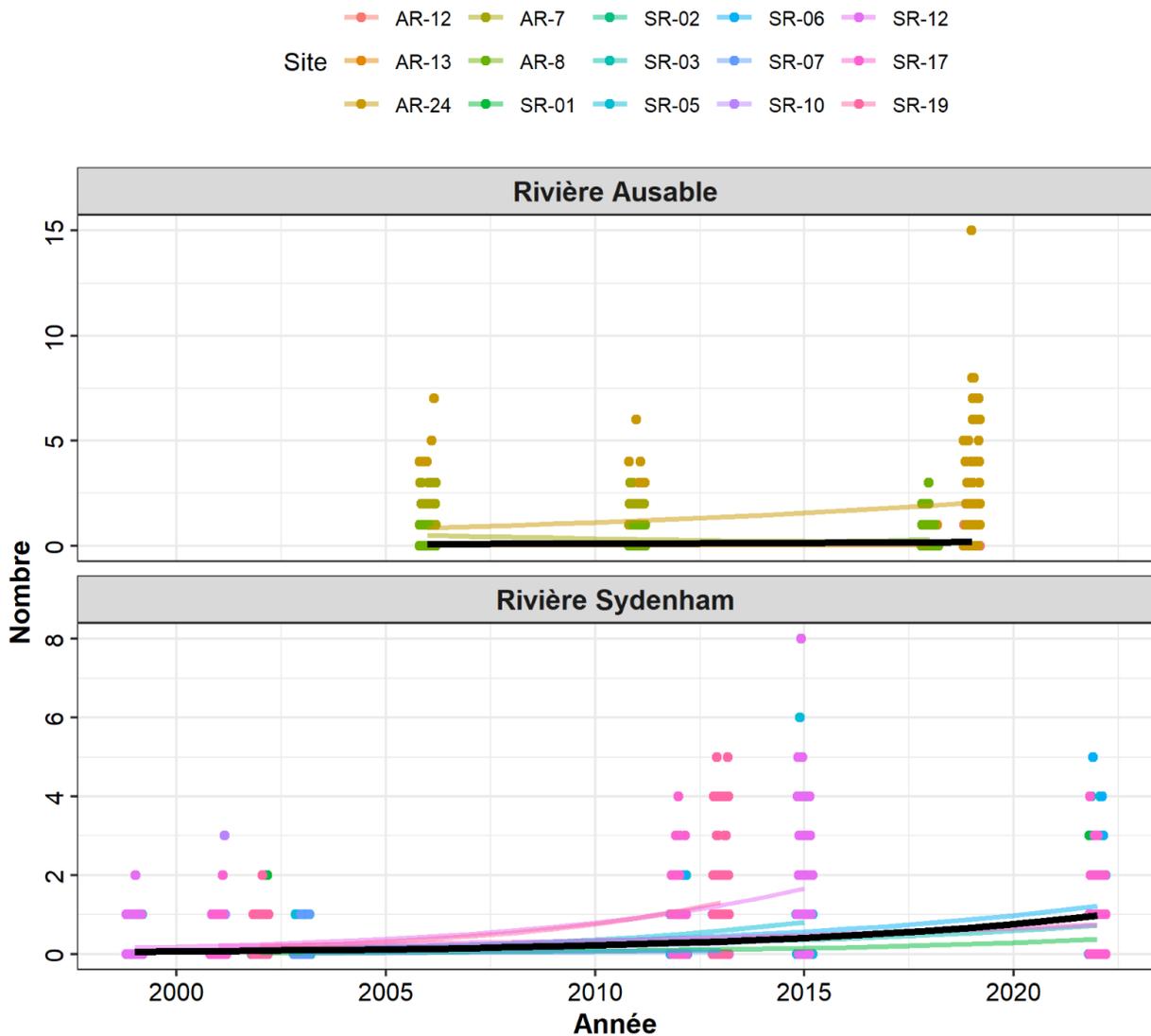


Figure 3. Données de dénombrement par quadrat (individus/m²) du ptychobranche réniforme recueillies aux sites d'échantillonnage de l'UMBO dans les rivières Ausable et Sydenham au fil du temps. Chaque point représente un point de données de quadrat. La couleur indique le site échantillonné et les lignes représentent les tendances estimées au fil du temps, la ligne noire indiquant la tendance combinée au site et les lignes colorées montrant les tendances propres au site.

Répartition

On trouve le ptychobranche réniforme dans l'est de l'Amérique du Nord, principalement dans le bassin hydrographique de la rivière Ohio et dans la partie inférieure du bassin hydrographique des Grands Lacs. Sa répartition est généralisée, mais sporadique. L'espèce est présente dans 13 États américains et dans une province canadienne. En Ontario, il était autrefois 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 peut-être la rivière Welland. Sa présence est actuellement confirmée dans les rivières Ausable et Sydenham (figure 1).

Les efforts d'échantillonnage du ptychobranche réniforme au Canada ont été menés au moyen d'une combinaison de relevés à intervalle chronométré et de relevés par quadrat normalisés. Les relevés à intervalle chronométré (recherche visuelle et tactile) sont utiles pour comprendre la répartition de l'espèce et permettent de couvrir une vaste zone relativement rapidement. Les relevés par quadrat (excavation) sont conçus pour évaluer les tendances au fil du temps et les données démographiques. Un bref résumé des données d'échantillonnage les plus récentes de chaque site est fourni ci-dessous, et des dossiers complets se trouvent dans Colm et Morris (2025).

Rivière Ausable

C'est en 1994 qu'on a trouvé le ptychobranche réniforme pour la première fois dans la rivière Ausable. Depuis 1998, environ 506 et 509 individus ont été trouvés à l'aide de relevés à intervalle chronométré et de relevés par quadrat, respectivement. L'espèce se trouvait autrefois dans un tronçon d'environ 70 km de Crediton à Springbank; elle se trouve actuellement dans un tronçon d'environ 57 km d'après les relevés de répartition effectués de 2012 à 2022.

De plus, un seul individu vivant a été trouvé dans le ruisseau Nairn (en 2010) et dans la rivière Little Ausable (en 2018); les deux individus se trouvaient environ trois kilomètres en amont de l'endroit où ces affluents rejoignent la rivière Ausable.

Rivière Sainte-Claire

On n'a pas signalé la présence de ptychobranches réniformes (vivants ou coquilles vides) du côté canadien de la rivière, mais on a trouvé des coquilles du côté américain. Plus récemment, des relevés en plongée ont permis de trouver six vieilles coquilles en 2021 (Keretz 2022). Le ptychobranche réniforme est probablement disparu de cet endroit.

Lac Sainte-Claire

Le ptychobranche réniforme a été signalé pour la première fois dans le lac Sainte-Claire en 1934. Des individus vivants ont été trouvés pour la dernière fois près de l'embouchure de la rivière Puce en 1990 (Gillis et Mackie 1994) et, plus récemment, neuf individus ont été trouvés à sept endroits autour du delta de la rivière Sainte-Claire de 1998 à 2003 (deux d'entre eux provenaient du côté américain du delta). Environ 33 sites ont été relevés dans le lac de 2004 à 2021, y compris les sites où des individus vivants ont été trouvés pour la dernière fois, mais aucun autre spécimen vivant ou coquille n'a été trouvé. La répartition historique de l'espèce dans le lac Sainte-Claire s'étend du delta de la rivière Sainte-Claire vers la baie Mitchell et près de l'embouchure de la rivière Puce vers l'embouchure de la rivière Détroit. L'espèce est probablement disparue du lac Sainte-Claire.

Rivière Sydenham

On trouve régulièrement des ptychobranches réniformes vivants dans la rivière East Sydenham depuis 1963. De 1997 à 2022, 1 036 individus vivants ont été recueillis dans 237 sites au cours de relevés d'échantillonnage à intervalle chronométré, et 925 individus vivants ont été trouvés au cours de relevés par quadrat d'environ 2 265 m². On sait que le ptychobranche réniforme était et est toujours présent dans un tronçon d'environ 100 km de la rivière Sydenham Est, de Napier à Dresden. Une vieille coquille a été observée en 2018 dans le ruisseau Bear, un affluent de la rivière Sydenham Nord, mais aucun individu vivant ni aucune autre coquille n'y a été trouvé malgré de vastes recherches et des relevés par quadrat.

Rivière Thames

On n'a pas recensé de ptychobranches réniformes vivants dans les principaux affluents de la rivière Thames, mais on a trouvé périodiquement des coquilles datant de 1894. De 1997 à

2022, environ 141 sites ont été relevés à l'aide de méthodes d'échantillonnage à intervalle chronométré, et environ 855 m² ont été excavés lors de relevés par quadrat. Il existe des signalements de coquilles de Big Bend à Chatham; cependant, on ne sait pas si cela reflète fidèlement la répartition historique des individus vivants dans la rivière Thames.

Quatre individus vivants ont été trouvés dans le ruisseau Medway, un affluent de la rivière Thames Nord en 2004 (n = 2) et en 2006 (n = 2), mais ils étaient âgés et sénescents. Quelques relevés ont été effectués dans le ruisseau Medway avant et après cette période, mais aucune autre preuve de la présence de l'espèce n'a été trouvée. À la suite de l'aménagement d'un lotissement autour du ruisseau, les conditions de l'habitat ne sont plus considérées comme convenables et l'espèce est probablement disparue de ce site. En 2017, une vieille coquille a été trouvée dans la rivière Thames Sud, à environ 12 km en amont de la fourche de la rivière à London.

Rivière Détroit

Des ptychobranches réniformes vivants ont été recueillis pour la première fois dans la rivière Détroit en 1982 et ont été trouvés de façon constante jusqu'au milieu des années 1990. La plupart des enregistrements d'individus vivants provenaient du côté américain de la rivière, notamment 63 individus trouvés en 1992, 2 en 1994 et le dernier en 1998. Seules des coquilles ont été trouvées du côté canadien de la rivière après 1984. Des relevés par plongée approfondis ont été effectués dans la rivière Détroit (eaux canadiennes et américaines) en 2019 afin de rechercher des moules de la famille *Unionidae* vivantes dans des sites de refuge potentiels; aucun ptychobranche réniforme vivant n'a été trouvé, mais 121 vieilles coquilles 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 l'espèce est considérée comme disparue de ce réseau.

Lac Érié (sous-populations)

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). Toutefois, l'état de ces spécimens au moment de la collecte est essentiellement inconnu. Deux individus vivants ont été trouvés pour la dernière fois dans les eaux américaines en 1992. L'espèce (principalement des coquilles) a été détectée de façon sporadique le long de la rive nord du lac, y compris autour de la décharge de la rivière Détroit, en direction de l'embouchure du ruisseau Cedar, de l'île Pelée, de la baie Rondeau, de la baie Long Point et entre l'embouchure de la rivière Grand et de la rivière Niagara. Il s'agissait probablement de plusieurs sous-populations lorsqu'elles existaient, mais on pense qu'elles sont toutes disparues du pays maintenant.

Rivière Grand

La présence de ptychobranches réniformes vivants n'a pas été confirmée dans la rivière Grand. Il existe des signalements historiques de 1934 à 1969, mais l'état des spécimens au moment de la collecte est inconnu. De 1997 à 2022, environ 294 sites ont été relevés à l'aide de méthodes d'échantillonnage à intervalle chronométré, et environ 984 m² de quadrats ont été excavés, mais aucun individu vivant n'a été trouvé. Des coquilles ont été trouvées en 2020 et en 2021. Des mentions de coquilles provenant de l'embranchement principal de la rivière Grand existent de Caledonia à l'embouchure de Port Maitland; cependant, on ne sait pas si cela reflète 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 ni sur l'effort d'échantillonnage. Environ 21 activités d'échantillonnage ont eu lieu dans la rivière Nith de 1997 à 2021 à l'aide de

méthodes d'échantillonnage à intervalle chronométré, mais aucun spécimen vivant ni aucune autre coquille n'a été trouvé.

Rivière Niagara (cours supérieur)

On n'a pas prélevé de ptychobranche réniformes vivants du côté canadien de la rivière Niagara. Une coquille fraîche a été observée pour la première fois en 1934 au-dessus des chutes (c'est-à-dire le bassin hydrographique du lac Érié). Il existe un petit nombre de relevés historiques du côté américain de la rivière. Un relevé par plongée a été effectué en 2001 pour trouver des moules de la famille *Unionidae* vivantes, mais seulement trois individus ont été trouvés. La répartition historique dans la rivière Niagara n'est pas bien comprise étant donné les conditions d'échantillonnage difficiles, et on présume que l'espèce est disparue de ce réseau. 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'embouchure où il se déverse dans la rivière Niagara. Une coquille a été découverte près d'un canal d'alimentation qui remplit le canal Welland en 2015, mais il est possible qu'elle ait été déposée avec des matériaux de remplissage pendant la construction ou l'entretien des canaux.

Évaluation de l'état des populations

Pour évaluer l'état des populations de ptychobranche réniformes, nous les avons classées en fonction de l'abondance (indice de l'abondance relative : disparue du pays, faible, moyenne, élevée ou inconnue) et de la trajectoire (trajectoire de la population : augmentation, diminution, stable ou inconnue). L'indice d'abondance relative tient compte des estimations de la densité moyenne ainsi que des estimations grossières de la longueur des tronçons occupés des rivières, et la trajectoire de la population est fondée sur les estimations du taux de croissance de la population (tableau 1; Fung *et al.* 2025). Une valeur de certitude a été attribuée en fonction du type de renseignements utilisés pour évaluer la population (1 = analyse quantitative, 2 = capture par unité d'effort, 3 = opinion d'expert). L'indice d'abondance relative et la trajectoire de la population ont été combinés pour produire un état de la population (tableau 2). Voir les méthodes détaillées dans Colm et Morris (2025).

Tableau 2. État de toutes les populations de ptychobranche réniformes 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	Disparue du pays
Lac Érié (sous-populations)	Disparue du pays

Besoins en matière d'habitat

En règle générale, le ptychobranche réniforme se trouve dans des substrats de gravier et de sable stables, dans des cours d'eau de petite ou moyenne taille qui comporte des habitats composés de radiers et de rapides où le courant est modéré à fort. À l'occasion, il occupe des zones peu profondes (moins d'un mètre de profondeur) et des hauts-fonds de sable ou de gravier avec action des vagues dans des lacs (Ortmann 1919, COSEPAC 2003). 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*) où le courant était 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. D'après une analyse des données d'un relevé par quadrat effectué en Ontario, l'abondance du ptychobranche réniforme a augmenté avec l'augmentation des proportions de substrats de sable et de gravier dans la rivière Sydenham et dans la rivière Ausable, ainsi qu'avec la profondeur (de 0,02 à 0,52 m; Fung *et al.* 2025). On pense que l'habitat est le même pour les adultes et les juvéniles.

L'habitat utilisé au stade de la glochidie est considéré comme l'habitat dont les hôtes ont besoin (dard noir, raseux-de-terre noir, fouille-roche zébré, dard vert et peut-être d'autres espèces). Il s'agit habituellement d'espèces riveraines préférant les radiers et les rapides à débit lent ou modéré et les substrats plus grossiers, mais il y a des différences au niveau du microhabitat parmi les espèces d'hôtes. Plusieurs des espèces hôtes sont communes et largement répandues dans les rivières Ausable et Sydenham (en particulier le dard noir et le raseux-de-terre noir), et on ne pense pas qu'elles soient limitatives pour le ptychobranche réniforme pour le moment.

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 la désignation ou la précision de l'habitat essentiel de cette espèce (tableau 3). 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 biologique, une caractéristique de l'habitat a été attribuée à chaque stade de vie. Un paramètre 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 dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce qui proviennent de la documentation ont été combinés aux paramètres recensés lors 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 la désignation de l'habitat essentiel des moules d'eau douce se trouvent dans MPO (2011).

Tableau 3. Résumé des fonctions, caractéristiques et paramètres essentiels de l'habitat pour chaque stade biologique du ptychobranche réniforme au Canada. Le tableau, qui provient de MPO (2013), a été modifié pour inclure l'information sur l'habitat provenant des activités d'échantillonnage actuelles (2012 à 2022). Les paramètres de l'habitat tirés de la documentation publiée et ceux qui ont été consignés lors des activités d'échantillonnage récentes peuvent être utilisés pour appuyer ou préciser la désignation de l'habitat essentiel. Il est à noter que l'habitat décrit sous « Connaissances récentes » peut constituer un habitat sous-optimal.

Stade biologique	Fonction	Caractéristique	Paramètre		Habitat essentiel
			Documentation scientifique	Connaissances récentes	
Fraie et fertilisation (de la mi-juin à août)	Reproduction	Tronçons de rivières et de ruisseaux avec des habitats composés de radiers et rapides (ou habitats littoraux avec action des vagues en milieu lacustre) avec présence de substrats de gravier et de sable	-	<ul style="list-style-type: none"> On suppose qu'il s'agit du même habitat que celui utilisé par les adultes avec des profondeurs suffisantes en été 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. 	<ul style="list-style-type: none"> 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 m), claire et bien oxygénée. Des substrats de gravier, de sable et de galets.
Glochidie encapsulée (libération au printemps, dans la capsule pendant 22 à 35 jours sur l'hôte)	Alimentation Couvert Alevinage	Comme ci-dessus avec des 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)	<ul style="list-style-type: none"> Des températures de l'eau printanières (avril) de 17 °C pour que les femelles libèrent des conglutinats de glochidies (Watters 1999). 	<p>Le dard noir et le raseux-de-terre noir dans les rivières Ausable et Sydenham (base de données sur la biodiversité des poissons) ont été trouvés sur des sites avec :</p> <ul style="list-style-type: none"> 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 concentration moyenne d'oxygène dissous de 4,85 mg/L (0,70 à 12,25 mg/L); des substrats composés en moyenne de gravier (24,5 %), de sable (24,2 %), de galets (19,8 %) et de limon (12 %). 	<ul style="list-style-type: none"> Des températures printanières de l'eau d'environ 17 °C pour que les femelles commencent à libérer des conglutinats de glochidies. Une eau claire (haute visibilité des conglutinats). La présence de poissons hôtes (dards noirs et raseux-de-terre noir et fouille-roche zébré probablement les principaux hôtes).
Juvenile	Alimentation Couvert	Tronçons de rivières et de ruisseaux avec des habitats composés de radiers et rapides (ou habitats littoraux avec action des vagues en milieu lacustre) avec présence de substrats de gravier et de sable	<ul style="list-style-type: none"> Des courants modérés à forts dans les radiers ou une action des vagues dans les lacs (Ortmann 1919). Une faible profondeur (moins d'un mètre). Des substrats composés de petit gravier (54 %), de sable (20 %) et de gros gravier (10 %) ou de galets bien tassés avec suffisamment d'eau interstitielle accessible (Ortmann 1919, Grabarkiewicz 2012). 	-	<ul style="list-style-type: none"> Un habitat identique à celui utilisé par l'adulte avec des substrats bien oxygénés.
Adulte	Alimentation Couvert	Comme ci-dessus.	<ul style="list-style-type: none"> Des courants modérés à forts dans les radiers ou une action des vagues dans les lacs (Ortmann 1919). Une faible profondeur (moins d'un mètre). Des substrats composés 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). 	<p>Adultes dans les rivières Ausable et Sydenham (base de données sur les Unionidés des Grands Lacs inférieurs) :</p> <ul style="list-style-type: none"> 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); des substrats composés en moyenne de gravier (34,4 %), de sable (20,9 %) et de galets (18,4 %). 	<ul style="list-style-type: none"> 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, détritiques organiques, protozoaires).

Menaces et facteurs limitatifs liés à la survie et au rétablissement du Ptychobranche réniforme

Les moules d'eau douce comptent parmi les taxons les plus en péril au monde, en raison des récoltes passées, de l'altération généralisée de l'habitat, de la pollution et des espèces aquatiques envahissantes (surtout les moules du genre *Dreissenidae*). De plus, en tant que parasites au stade larvaire, les moules sont également touchées par les menaces qui pèsent sur les espèces hôtes. En Ontario, les menaces qui pèsent sur le Ptychobranche réniforme sont considérées comme étant la pollution provenant de sources agricoles et urbaines, les répercussions des changements climatiques (sécheresses et températures extrêmes), les espèces envahissantes (gobie à taches noires [*Neogobius melanostomus*] et moules du genre *Dreissenidae*) et les modifications de l'habitat par des bassins de retenue. On pense que certaines de ces menaces combinées sont responsables de la disparition du Ptychobranche juvénile dans une grande partie de son aire de répartition historique en Ontario. Le Ptychobranche réniforme est un stratège de l'équilibre du cycle biologique qui a une durée de vie relativement longue, une croissance lente et une maturité tardive, ce qui signifie que le rétablissement des populations à la suite de perturbations ou de catastrophes est probablement lent (Haag et Warren 2008, Haag 2012).

Pollution

En tant qu'organismes filtreurs 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). Les contaminants provenant de sources industrielles et urbaines qui ont atteint un sommet dans les années 1970 ont probablement contribué au déclin et à la perte de nombreuses moules d'eau douce en Ontario, et ces contaminants hérités du passé et les pratiques actuelles d'utilisation des terres continuent d'entraîner une mauvaise qualité de l'habitat. 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 convertis en canaux, en drains en tuyaux ou en drains enfouis (ABCA 2018a,b, SCRCA 2018). L'envasement et la sédimentation peuvent découler d'un grand nombre de ces modifications des cours d'eau ou de l'accès du bétail aux cours d'eau, de mauvaises pratiques de rétention du sol et de l'absence de zones tampons riveraines. Les sédiments en suspension peuvent obstruer les siphons et les branchies, interrompre l'alimentation, la respiration, la croissance et la reproduction, et filtrer de grandes quantités de sédiments demande beaucoup d'énergie. Une turbidité élevée peut également réduire la visibilité des conglobulins de glochidies imitant des proies pour les poissons hôtes. Lorsque les sédiments se déposent après la suspension, ils peuvent étouffer des individus. Les charges en éléments nutritifs peuvent également avoir un effet négatif sur les moules ou les poissons hôtes, car une productivité primaire accrue peut réduire la concentration en oxygène dissous pendant certaines périodes de la journée ou de façon saisonnière. De plus, les engrais contiennent du potassium et d'autres composés azotés, ce qui peut entraîner une augmentation des niveaux d'ammoniac. Les moules d'eau douce sont très sensibles au potassium et à l'ammoniac, en particulier aux premiers stades de leur cycle biologique. Les pesticides peuvent également être toxiques ou avoir des effets sublétaux sur les moules d'eau douce, mais les concentrations mesurées récemment dans certains cours d'eau de l'Ontario laissent croire qu'elles ne sont pas à des niveaux suffisamment élevés pour avoir ces effets. Le Bayluscide granulaire est un pesticide ciblé appliqué dans le bassin hydrographique des Grands Lacs pour évaluer et contrôler la lamproie marine (*Petromyzon marinus*) qui est envahissante et il présente un risque de mortalité pour le Ptychobranche réniforme à des concentrations

d'application typiques (Newton *et al.* 2017); cependant, il n'y a pas eu d'applications récentes dans l'aire de répartition connue du ptychobranche réniforme (Andrews *et al.* 2021).

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 déglçage en hiver sont une préoccupation importante, car le chlorure est l'une des substances les plus toxiques pour les moules de la famille *Unionidae*, particulièrement au stade de la glochidie, et les niveaux supérieurs associés à la fonte printanière peuvent parfois être suffisamment élevés pour avoir une incidence sur la viabilité des glochidies. D'autres contaminants associés aux routes (p. ex. hydrocarbures aromatiques polycycliques et métaux lourds) pourraient nuire à l'alimentation, au comportement, à la reproduction et à la croissance, et ces contaminants peuvent être particulièrement problématiques pour les individus dans les tronçons en aval des bassins hydrographiques où ils peuvent s'accumuler (Archambault *et al.* 2018). Les usines d'épuration des eaux usées ou autres peuvent également apporter des nutriments et d'autres substances toxiques aux écosystèmes des cours d'eau. Il y a trois et deux grandes installations de traitement des eaux usées immédiatement en amont de l'aire de répartition du ptychobranche réniforme dans les rivières Ausable et Sydenham, respectivement, ainsi qu'un certain nombre de fosses septiques qui pourraient contribuer à la contamination s'ils sont vieux et qu'ils se lixivient. Dans la rivière Grand, une concentration élevée de nitrite et d'ammoniac, ainsi qu'une faible concentration d'oxygène dissous, ont donné lieu à un habitat hautement inadéquat dépourvu de moules sur un tronçon immédiatement en aval d'une grande usine de traitement des eaux usées (Gillis *et al.* 2017), et les composés œstrogéniques présents dans les eaux usées ont eu des conséquences sur la reproduction du dard arc-en-ciel (*Etheostoma caeruleum*) (Fuzzen *et al.* 2016, Hodgson *et al.* 2020).

Espèces, maladies ou gènes envahissants ou autrement problématiques

L'invasion de moules du genre *Dreissenidae* (moule zébrée et moule quagga [*Dreissena rostriformis*]) dans le bassin hydrographique des Grands Lacs a presque entraîné l'éradication des moules de la famille *Unionidae* indigènes des lacs, des cours d'eau les reliant et des tronçons inférieurs des affluents au milieu des années 1990. Les moules du genre *Dreissenidae* se fixent aux moules indigènes par le biais de byssus et peuvent s'accumuler sur leur coquille en très grand nombre, ce qui peut obstruer le siphon (réduire l'alimentation, la respiration et la reproduction), empêcher ou inhiber les mouvements des valvules, entraver les activités d'enfouissement et nuire à la formation de la coquille. Les moules du genre *Dreissenidae* peuvent également concurrencer les moules indigènes pour la nourriture. Elles se trouvent généralement en faible abondance dans les habitats riverains, car elles ont de faibles capacités de fixation dans des conditions d'écoulement. Elles ont probablement été la principale cause de la disparition du ptychobranche réniforme de plusieurs des sites autrefois occupés par l'espèce dans les Grands Lacs et les cours d'eau les reliant, mais il est peu probable qu'elles aient une grande incidence sur les populations existantes des rivières Ausable et Sydenham, où on ne les trouve que près des embouchures, là où les débits sont lents et où les substrats ne conviennent pas au ptychobranche réniforme.

Le gobie à taches noires est un poisson benthique envahissant qui est maintenant largement 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 cours inférieurs de la rivière Ausable et l'ensemble de l'aire de répartition connue du ptychobranche réniforme dans la rivière Sydenham. Il est peu probable que le gobie à taches noires consomme des

ptychobranche réniforme en raison de la petite taille de sa bouche, mais il peut servir de puits pour les glochidies lorsqu'il y a fixation, mais la transformation échouera (Tremblay *et al.* 2016). Les répercussions du gobie à taches noires sur le Ptychobranche réniforme pourraient être indirectes, car 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 et dans de nombreux affluents des Grands Lacs en raison de l'augmentation du chevauchement des régimes alimentaires, de la prédation aux premiers stades biologiques (œufs, larves et jeunes de l'année) et du déplacement de l'habitat. 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 moules de la famille *Unionidae* indigènes s'il arrivait dans le bassin hydrographique des Grands Lacs (Nico *et al.* 2005); cependant, il est peu probable qu'il 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). L'Ontario devrait observer des augmentations de ses températures annuelles moyennes et de ses précipitations hivernales, ainsi qu'une diminution de ses précipitations estivales (McDermid *et al.* 2015). 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. Ces dernières entraîneront une perte de superficie de l'habitat, un risque accru de dessiccation, un risque accru de prédation par des animaux terrestres et aviaires, et des effets dépendants 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 concentration d'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. 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 al.* 2011).

De plus, 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. Les maximums thermiques critiques (ou d'autres paramètres thermiques) n'ont pas été évalués pour le Ptychobranche réniforme en particulier, mais un examen des études de tolérance thermique de moules de la famille *Unionidae* en Amérique du Nord a révélé une tolérance thermique létale moyenne globale (CL50) de 34,6 °C pour les expositions aiguës (moins de 4 jours), et de 32 °C pour les expositions chroniques moyennes (7 à 10 jours) chez toutes les espèces étudiées, avec une certaine variabilité selon le stade biologique (Fogelman *et al.* 2023). Les tolérances thermiques des hôtes peuvent également être limitatives, certaines valeurs signalées pour les dards dans les Grands Lacs variant de 30,5 à 36 °C, selon l'espèce, la saison et la température d'acclimatation (Hlohowskyj et Wissing 1984, Ingersoll et Claussen 1984, Pandolfo *et al.* 2012).

Les changements climatiques peuvent avoir d'autres 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 de maladies et les changements dans l'aire de répartition des

poissons hôtes, des concurrents ou des prédateurs. 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.

Modifications des systèmes naturels

Les barrages, bien que leurs répercussions varient selon le type et la taille, entraînent habituellement des environnements lenticules (c'est-à-dire 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, l'élimination de l'habitat de prédilection du ptychobranche réniforme (et de ses hôtes) de part et d'autre du barrage. Cela peut également rendre l'habitat plus favorable aux moules du genre *Dreissenidae* et empêcher le déplacement des poissons hôtes. On ne trouve pas de ptychobranche réniforme à environ 15 à 30 km en aval des barrages des rivières Ausable et Sydenham; cependant, en raison de l'absence de données historiques complètes sur l'aire de répartition, on ne sait pas dans quelle mesure ces barrages existants ont une incidence sur le ptychobranche réniforme. Les grands barrages de la rivière Grand et de la rivière Thames Nord ont peut-être joué un rôle dans la disparition de l'espèce dans ces réseaux.

Autres considérations relatives aux menaces

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. La croissance de la population humaine en Ontario pourrait intensifier les menaces au cours de la prochaine décennie. De plus, le ptychobranche réniforme fait face à un grand nombre de menaces simultanément, et les facteurs de stress peuvent interagir entre eux de façon complexe et imprévisible. Les multiples interactions entre les effets de la menace et la menace ont été la plus grande source d'incertitude dans la compréhension et la quantification du contexte actuel des menaces qui pèsent sur le ptychobranche réniforme.

Évaluation des menaces

Les menaces ont été évaluées conformément aux lignes directrices présentées dans MPO (2014) à l'aide des définitions figurant dans le tableau 4. Compte tenu de la durée de génération du ptychobranche réniforme en Ontario, qui est d'environ 9 à 14 ans, les menaces ont été évaluées sur une période de 10 ans (tableau 5). À l'heure actuelle, on pense que les populations existantes de ptychobranche réniforme sont stables ou en légère augmentation, 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 cumulatifs des menaces ou les interactions entre les menaces ni d'évaluer les répercussions à un niveau inférieur à celui de la population (p. ex. effets sublétaux, effets sur les taux vitaux). Les menaces pourraient également avoir des répercussions extrêmes à de petites échelles spatiales (p. ex. immédiatement en aval d'une source ponctuelle), à certaines périodes de l'année ou à certains stades biologiques. Individuellement, ces circonstances peuvent ne pas entraîner de déclin au niveau de la population, mais compte tenu de la répartition relativement faible sur deux sites restants seulement (et des incertitudes dans la structure de la métapopulation), les combinaisons de ces scénarios pourraient être préoccupantes. En outre, des menaces individuelles sont classées dans la catégorie « faible », mais un grand nombre de menaces se produisent simultanément, ce qui se traduit par des conditions d'habitat généralement mauvaises, et tout changement dans l'intensité des menaces existantes ou toute

nouvelle menace peut accroître considérablement le risque pour ces populations. Cette situation est préoccupante compte tenu des activités anthropiques projetées en Ontario.

Tableau 4. Définitions des termes utilisés pour décrire la probabilité de réalisation, le niveau des répercussions, la certitude causale, la réalisation de la menace au niveau de la population, la fréquence de la menace au niveau de la population et l'étendue de la menace au niveau de la population, reproduits à partir de MPO (2014).

Terme	Définition
Probabilité de réalisation	
Menace connue ou très susceptible de se réaliser	La menace a été observée dans 91 à 100 % des cas.
Menace susceptible de se réaliser	Il y a de 51 à 90 % de risques que la menace se concrétise actuellement ou éventuellement.
Peu probable	Il y a de 11 à 50 % de risques que la menace se concrétise actuellement ou éventuellement.
Faible	Il y a de 1 à 10 % de risques que la menace se concrétise actuellement ou éventuellement.
Inconnue	Aucune donnée ou connaissance préalable n'indique que la menace se concrétise actuellement ou se concrétisera à l'avenir.
Niveau des répercussions	
Extrême	Déclin important de la population (de 71 à 100 %) et possibilité de disparition du Canada.
Élevé	Perte de population importante (de 31 à 70 %) ou menace <i>compromettant</i> la survie ou le rétablissement de la population
Moyen	Perte modérée de la population (de 11 à 30 %) ou menace <i>susceptible de compromettre</i> sa survie ou son rétablissement
Faible	Peu de changements dans la population (de 1 à 10 %) ou menace <i>peu susceptible de compromettre</i> sa survie ou son rétablissement
Inconnu	Aucune connaissance, documentation ou donnée antérieure pour orienter l'évaluation de la gravité de la menace pour la population
Certitude causale	
Très élevée	Des preuves très solides indiquent que la menace se concrétise et que l'ampleur des répercussions sur la population peut être quantifiée.
Élevée	Preuves solides établissant un lien de cause à effet entre la menace et le déclin de la population ou la mise en péril de la survie ou du rétablissement.
Moyenne	Certaines preuves établissent un lien de cause à effet entre la menace et le déclin de la population ou la mise en péril de sa survie ou de son rétablissement.
Faible	Il y a des preuves limitées qui soutiennent un lien théorique entre la menace et le déclin de la population ou la mise en péril de sa survie ou de son rétablissement.
Très faible	Il y a un lien plausible sans aucune preuve indiquant que la menace entraîne un déclin de la population ou met en péril sa survie ou son rétablissement.
Réalisation de la menace au niveau de la population	
Passée	On sait qu'une menace s'est concrétisée par le passé et a eu un impact négatif sur la population.
Actuelle	Menace qui se réalise actuellement et qui a une incidence négative sur la population.

Terme	Définition
Prévue	Une menace dont on prévoit la réalisation dans l'avenir et qui aura une incidence négative sur la population.
Fréquence de la menace au niveau de la population	
Unique	La menace se réalise une fois.
Récurrente	La menace se réalise périodiquement ou à répétition.
Continue	La menace se réalise sans interruption.
Étendue de la menace au niveau de la population	
Considérable	De 71 à 100 % de la population est touchée par la menace.
Vaste	De 31 à 70 % de la population est touchée par la menace.
Faible	De 11 à 30 % de la population est touchée par la menace.
Limitée	De 1 à 10 % de la population est touchée par la menace.

Tableau 5. Synthèse de l'évaluation des menaces au niveau de la population pour le ptychobranche réniforme au Canada, découlant d'une analyse de la probabilité de réalisation de la menace et du niveau des répercussions 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). Les menaces ont reçu une cote de certitude causale de 5 si un lien plausible est établi entre la menace et un déclin, mais 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 une cote de 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 répercussions au niveau de la population chez des moules d'eau douce quelque part.

Catégorie de menace de l'UICN	Sous-catégorie	Détails	Ptychobranche réniforme au Canada
Pollution	Effluents agricoles et forestiers	Sédimentation (ruissellement sur le terrain, entretien des drains en amont)	Faible (3)
		Charge en éléments nutritifs (y compris ammoniac et potassium)	Faible (4)
		Pesticides (y compris Bayluscide granulaire)	Faible (4)
	Eaux usées domestiques et urbaines (y compris les eaux de ruissellement urbaines)	Charge en éléments nutritifs (y compris ammoniac)	Faible (4)
		Produits pharmaceutiques et composés œstrogéniques	Faible (5)
		Chlorure	Faible (4)
		Métaux lourds ou hydrocarbures aromatiques polycycliques	Faible (4)
Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques	-	Gobie à taches noires, moules du genre <i>Dreissenidae</i>	Faible (5)

Catégorie de menace de l'UICN	Sous-catégorie	Détails	Ptychobranche réniforme au Canada
Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	-	Sécheresses fréquentes et graves et températures extrêmes	Faible (3)

Facteurs limitatifs

Il y a des facteurs naturels qui pourraient limiter le Ptychobranche réniforme, dont la plupart sont liés au stade larvaire parasite exigeant la rencontre avec un poisson hôte et une période d'encapsulation. Les hôtes doivent être présents en quantité suffisante (et en bonne santé) et au bon moment pour être appropriés. Le transport par l'hôte est la principale possibilité de dispersion pour le Ptychobranche réniforme, mais les dards sont de petite taille et ont généralement des capacités de dispersion limitées. Les dards peuvent faire de plus en plus de déplacements sur de plus longues distances pendant la période de la fraie printanière, qui chevauche probablement en partie la période de libération des glochidies. La prédation par des poissons, des oiseaux et des prédateurs terrestres molluscivores est un risque pour tous les stades biologiques du Ptychobranche réniforme. Les adultes sont de taille moyenne et ont des coquilles relativement solides qui les protègent, et les juvéniles demeurent enfouis et ne sont probablement pas facilement accessibles aux prédateurs. La plupart des rencontres avec des prédateurs sont probablement de nature opportuniste 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.

Objectifs de rétablissement et dommages admissibles

La modélisation du potentiel de rétablissement pour déterminer les objectifs de rétablissement potentiels et évaluer les dommages a été effectuée en trois étapes principales. Premièrement, l'information sur les taux vitaux a été compilée pour construire des matrices de projection qui intègrent l'incertitude des paramètres, la stochasticité environnementale et la dépendance à la densité agissant sur la première année de vie (plus précisément, après le détachement du poisson hôte pendant la phase d'établissement). Les répercussions des dommages d'origine anthropique sur les populations ont été quantifiées au moyen d'analyses de l'élasticité et par simulation. Enfin, nous avons estimé les éventuels objectifs de rétablissement pour l'abondance et l'habitat en évaluant la population minimale viable et la superficie minimale pour une population viable. Comme il subsiste de nombreuses incertitudes au sujet du cycle biologique du Ptychobranche réniforme, certains paramètres ont été tirés de plages de valeurs plausibles. Les estimations des dommages et des objectifs de rétablissement peuvent être précisées à mesure que des recherches plus poussées sont effectuées sur l'espèce afin de combler les lacunes en matière de connaissances. De l'information sur les méthodes complètes se trouve dans Fung *et al.* (2025).

Modélisation des répercussions des dommages

Les répercussions des dommages d'origine anthropique causés aux populations de Ptychobranche réniforme ont été analysées à l'aide d'une analyse déterministe de l'élasticité sur le taux de croissance de la population et de l'utilisation de simulations de population.

L'élasticité du taux de croissance de la population face à des perturbations des taux vitaux donne une indication de la façon dont la population peut réagir à de petits changements (moins

de 30 %) permanents des taux vitaux. Dans la plupart des cas, les populations de ptychobranches réniformes étaient les plus sensibles aux changements du taux de survie des adultes. Cependant, à mesure qu'une population augmente, elle devient moins sensible à la survie des adultes et plus sensible à la survie des juvéniles. Lorsque le taux de croissance de la population est supérieur à environ 1,05, la valeur d'élasticité pour la survie des juvéniles peut chevaucher ou dépasser celle de la survie des adultes selon d'autres paramètres du cycle biologique. Étant donné que la population de la rivière Ausable a un taux de croissance actuel plus faible, elle est plus sensible aux perturbations de la survie des adultes et moins sensible aux perturbations de la survie et du recrutement des juvéniles d'âge 1+ que la population de la rivière Sydenham, dont le taux de croissance est plus élevé. L'âge à la maturité a produit des élasticités négatives indiquant qu'une maturité tardive entraînerait une diminution du taux de croissance de la population. Dans la plupart des conditions, le recrutement, qui englobe tous les aspects de la reproduction, de la production d'œufs à la survie à la première année, avait de petites élasticités par rapport à la survie des adultes. L'élasticité du recrutement chez les adultes âgés était faible et inférieure à celle des jeunes adultes, de sorte que la population était plus sensible aux changements de la contribution des jeunes adultes à la reproduction par rapport à celle des adultes âgés.

L'analyse par simulation a été utilisée pour étudier les répercussions des dommages causés par des perturbations périodiques survenant chaque année (pour comparaison avec l'analyse de l'élasticité), tous les deux ans, tous les cinq ans et tous les dix ans. Les dommages ont été appliqués à intervalles réguliers au stade du recrutement, au stade du juvénile, au stade de l'adulte ou aux trois stades. Dans les simulations, les dommages ont eu l'effet le plus fort lorsqu'ils étaient appliqués à tous les stades biologiques. Lorsque les dommages n'étaient appliqués qu'à un seul stade biologique, les perturbations au stade adulte produisaient l'effet le plus important sur la densité. Par exemple, une augmentation de 3 % des taux de mortalité annuels appliquée aux adultes a entraîné une diminution de 25 % de la taille de la population, tandis qu'une augmentation de 10 % appliquée aux juvéniles d'âge 1+ était nécessaire pour obtenir la même réduction de la taille totale de la population. Les populations de ptychobranches réniformes ont été les moins touchées par les dommages causés au recrutement, ce qui représente des interruptions de reproduction ou des dommages aux glochidies et aux moules d'âge 0 après l'établissement. Les résultats des simulations concordent avec les résultats de l'analyse de l'élasticité.

Objectifs de rétablissement

Population minimale viable (PMV)

La durabilité des populations a été estimée à l'aide de simulations qui intégraient l'incertitude des paramètres, la stochasticité environnementale et la dépendance à la densité. Les résultats de la simulation de quasi-extinction binomiale ont été rajustés à l'aide d'une régression logistique en fonction de l'abondance des femelles adultes (tirée au hasard d'une population initiale de 100 à 10 000 individus), du taux d'événements catastrophiques par génération (tiré au hasard de 5 à 20 %) et des taux de croissance maximale de la population (tirés au hasard de 1,1 à 1,4). L'estimation de la PMV moyenne des femelles adultes, qui correspond à un risque d'extinction de 5 % sur 100 ans, était d'environ 600 individus (IC à 95% : 260 à 1 150) et un risque d'extinction de 1 % sur 100 ans correspondait à environ 2 100 individus (IC : 900 à 3 900). Si l'on suppose un ratio de 1:1,5 entre les mâles et les femelles, les valeurs de la PMV pour tous les ptychobranches réniformes adultes seraient d'environ 1 500 individus (IC : 650 à 2 875) et d'environ 5 250 individus (IC à 95% : 2 250 à 9 750) pour des risques d'extinction de 5 et 1 % sur 100 ans, respectivement (figure 4).

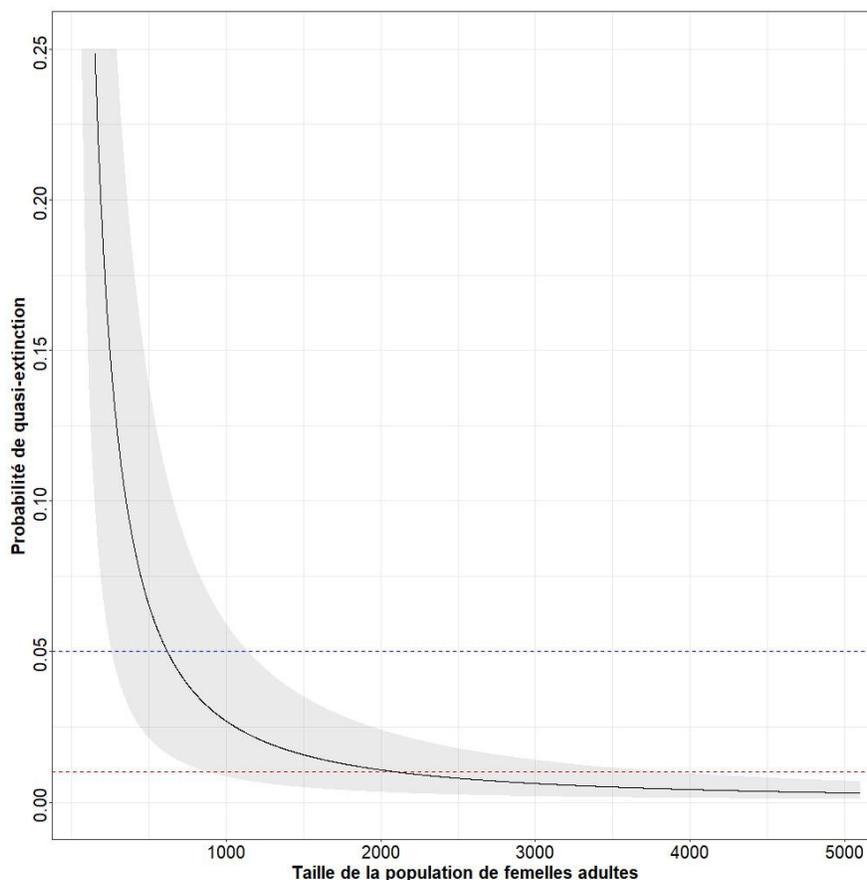


Figure 4. Probabilité de quasi-extinction dans les 100 ans en fonction de la taille de la population de femelles adultes. La ligne noire pleine représente la tendance de la régression logistique, la zone grise représentant l'intervalle de confiance à 95 % (pour des taux de catastrophe variant de 5 à 20 % par génération et un taux de croissance maximal de la population allant de 1,1 à 1,4). Les lignes pointillées horizontales bleues et rouges représentent le seuil de 5 % et de 1 % pour la quasi-extinction respectivement.

Superficie minimale pour une population viable (SMPV)

La quantité d'habitat nécessaire pour soutenir une PMV de ptychobranches réniformes estimée à l'aide de deux méthodes fondées sur les densités actuelles ou les densités extrapolées dans une population stable (figure 5). La densité actuelle (basée uniquement sur la période d'échantillonnage la plus récente) des femelles adultes dans les sites des quadrats de la rivière Ausable a été estimée à 0,072 individu/m² (IC à 95% : 0,044 à 0,099) et, pour la rivière Sydenham, à 0,369 individu/m² (IC à 95% : 0,291 à 0,449). Cela correspond à des estimations de la SMPV médiane d'environ 260 ha (IC à 95% : 105 à 680) pour la rivière Ausable et d'environ 50 ha (IC à 95% : 22 à 113) pour la rivière Sydenham.

Les densités extrapolées de femelles adultes dans une population stable (c'est-à-dire où le taux de croissance de la population est de 1) étaient fondées sur l'estimation de la densité actuelle de la population, du taux de croissance de la population et de la matrice de projection de la population avec la relation présumée de dépendance à la densité. La densité prévue des femelles adultes dans une population stable était de 0,17 individu/m² (IC à 95% : 0,004 à 3,1) pour la rivière Ausable et de 1,71 individu/m² (IC à 95% : 0,19 à 24,7) pour la rivière Sydenham.

Cela correspond à des estimations de la SMPV médiane d'environ 108 ha (IC à 95% : 4,7 à 5 100) pour la rivière Ausable et d'environ 10 ha (IC à 95% : 0,62 à 109) pour la rivière Sydenham.

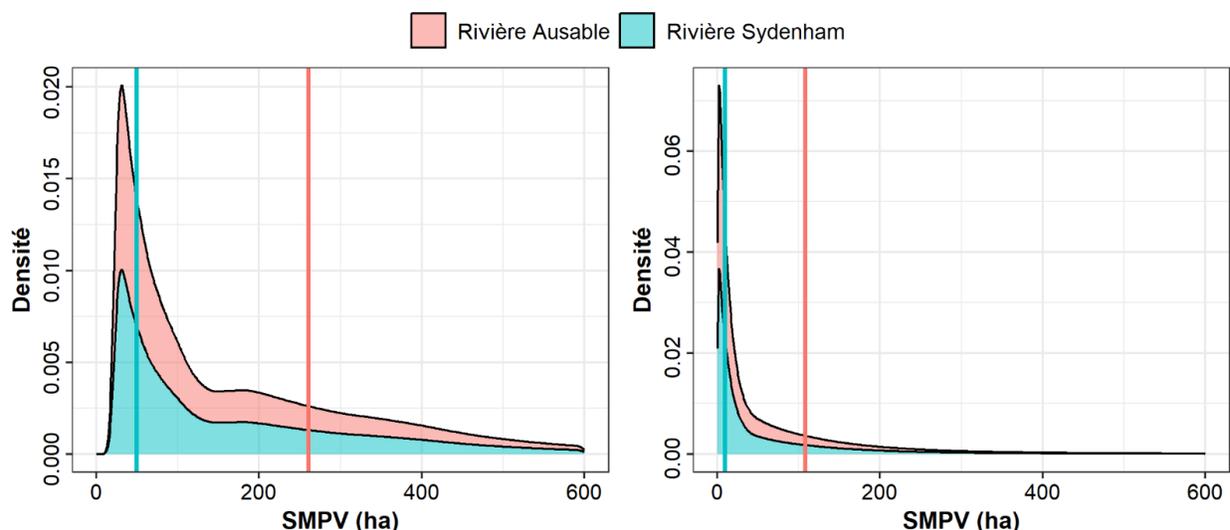


Figure 5. Diagramme de densité de la superficie minimale pour une population viable (SMPV) estimée pour les populations de ptychobranches réniformes en fonction des densités actuelles (tableau de gauche) ou des densités prévues avec un taux de croissance stable de la population (tableau de droite). Les couleurs représentent les populations de la rivière Ausable (rouge) et de la rivière Sydenham (bleu). Les lignes verticales indiquent les estimations médianes.

Projections des populations

Le temps prévu pour que les populations de ptychobranches réniformes atteignent la PMV a été estimé à l'aide de modèles de simulation. Cela a été fait pour la population de la rivière Ausable seulement, car celle de la rivière Sydenham dépasse déjà la PMV estimée selon les relevés par quadrat. Pour les populations simulées dont la taille initiale se situe dans la plage crédible des abondances projetées dans la portion échantillonnée par quadrat de la rivière Ausable en 2019 (IC à 95% : 933 à 1 360), 87 % des populations simulées atteignent la PMV en moins de 100 ans, et le temps médian pour atteindre la PMV est de 52 ans (IC à 95% : 22 à 167) si la capacité de charge était la même que celle de la PMV. Si la capacité de charge correspondait au double de la valeur de la PMV, la durée médiane est réduite à 16 ans (IC à 95% : 11 à 42). Cela ne tient compte que de la proportion de la population trouvée dans les quadrats, en supposant qu'il y a un habitat suffisant dans ces endroits pour soutenir une population de la taille de la PMV, et que l'habitat dans la rivière est relié et contient une seule population biologique.

Scénarios pour l'atténuation des menaces et activités de recharge

Les menaces pour la survie et le rétablissement de l'espèce 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. 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 allant de novembre 2013 à août 2023 dans l'aire de

répartition connue du ptychobranche réniforme. Un OEA a été signalé dans un rayon de deux kilomètres d'un lieu d'occurrence enregistré du ptychobranche réniforme (remplacement d'un pont sur la rivière Ausable) et 16 OEA ont été signalés dans un rayon de deux kilomètres 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 deux kilomètres) des lieux d'occurrence enregistrés du ptychobranche réniforme 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 l'habitat était peu susceptible de se réaliser et si des mesures de [protection du poisson et de son habitat](#) ont été prises. De plus, il y a eu deux (dont un ci-dessus), trois, trois et zéro projets dans l'habitat essentiel des rivières Ausable, Sydenham et Thames et du ruisseau Medway, respectivement. Les mesures d'atténuation pour les projets d'entretien de drains qui ont eu lieu en amont des lieux d'occurrence enregistrés du ptychobranche réniforme comprenaient l'installation de mesures de contrôle de l'érosion et des sédiments, ainsi que la réalisation des travaux pendant les périodes de débit faible ou nul et les périodes qui posent le moins de risque. Aucun projet n'était autorisé en vertu de la LEP. 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 ptychobranches réniformes 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. 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 directives lorsqu'on envisage des stratégies d'atténuation et de rechange pour les menaces liées à l'habitat.

En plus des directives sur les séquences des effets, le MPO a élaboré des codes de pratique pour les types de projets courants réalisés dans l'eau et près 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 MPO (2013). L'avantage 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'est-à-dire une 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 avis sur la relocalisation des moules pendant des travaux dans un cours d'eau (Mackie *et al.* 2008). Ces avis sont résumés ci-dessous. Des mesures d'atténuation et de rechange supplémentaires pour les menaces non liées à l'habitat (p. ex. les espèces envahissantes) sont également fournies.

Protocole de relocalisation des moules

Mackie *et al.* (2008) ont mis au point des lignes directrices sur la réalisation de relevés pour détecter la présence d'espèces de moules en péril, la relocalisation des moules pendant des

OEA et le suivi subséquent. Ces lignes directrices 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 et qu'une relocalisation est réalisable et obtenu les permis appropriés, on peut entamer la relocalisation. Voir Mackie *et al.* (2008) pour obtenir de l'information détaillée sur la méthodologie, et noter que les lignes directrices sont en cours de mise à jour.

Mesures d'atténuation

- Trouver un site de contrôle et 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'espèces aquatiques envahissantes) semblables.
- Procéder à la relocalisation 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.
- S'efforcer de replacer les moules dans la même orientation et dans un substrat semblable à celui dans lequel elles ont été trouvées.
- Effectuer un suivi un mois, un an et deux ans après la relocalisation. Le suivi doit être effectué 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 près 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 aquatiques envahissantes

Plusieurs taxons aquatiques envahissants menacent le Ptychobranche réniforme directement (par la concurrence ou la prédation) et indirectement (par la modification de l'habitat, la fixation, la bioassurure ou des répercussions 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 (p. ex. la 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 réniformes ou sur l'habitat de prédilection de l'espèce.
- Élaborer un plan d'intervention portant sur les risques possibles, les répercussions ainsi que les mesures proposées si le suivi permet de détecter l'arrivée ou l'établissement d'une espèce envahissante.

Sources d'incertitude

- Bon nombre des paramètres du cycle biologique requis pour le modèle de population étaient inconnus (p. ex. âge à la maturité, taux de croissance maximal de la population, survie des juvéniles). Pour tenir compte de ces variables inconnues, une gamme de valeurs potentielles a été utilisée en fonction des distributions de probabilité. Ces incertitudes pourraient avoir une incidence sur l'interprétation des résultats du modèle. À titre d'exemple, les populations de ptychobranche réniformes modélisées sont habituellement les plus sensibles aux dommages causés au stade de l'adulte, mais lorsque certains des paramètres incertains ont été modifiés (p. ex. augmentation de l'âge à la maturité), les dommages causés au stade du juvénile deviennent plus importants. Cela pourrait avoir des conséquences sur les décisions d'octroi de permis ou les mesures de rétablissement si les activités sont susceptibles d'avoir une incidence différente sur les stades biologiques.
- 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 en matière d'abondance et de répartition. Des relevés normalisés ne sont menés que depuis 25 ans (c'est-à-dire depuis 1997-1998). Des dossiers historiques fragmentaires et souvent incomplets empêchent la mise au point d'une base de référence appropriée. Il y a eu de nombreux événements au cours des 100 dernières années qui ont probablement entraîné des changements majeurs dans la répartition et l'abondance (p. ex. occupation humaine, défrichage des terres, pic de pollution industrielle dans les années 1970, changements législatifs et efforts d'assainissement, développement urbain), mais il est difficile de quantifier les répercussions de ces changements. De plus, les coquilles trouvées indiquent que plusieurs populations ont existé, mais qu'elles étaient disparues du pays avant les relevés. Sans savoir quand des populations viables ont existé pour la dernière fois, notre compréhension des raisons pour lesquelles elles ont disparu du pays est spéculative, et il est difficile de planifier une réintroduction sans savoir où se trouvaient les individus vivants. Ces paramètres inconnus ne peuvent pas être résolus, mais il faut faire preuve de prudence lorsque l'on tient compte des populations disparues du pays et des réintroductions possibles.
- Des estimations de l'abondance ont été établies pour les deux populations existantes, mais elles représentent une estimation du nombre d'individus sur les sites de quadrats seulement. Ces estimations représentent probablement une taille minimale de la population, car on trouve le ptychobranche réniforme au-delà de ces sites. Ces derniers ont été choisis pour évaluer simultanément l'état et les tendances au fil du temps pour plusieurs espèces de moules inscrites en vertu de la LEP, mais comme leur répartition n'est pas aléatoire, on ne sait pas avec certitude si les estimations de la densité et les tendances de la croissance sont représentatives de l'ensemble de la population. Dans la rivière Sydenham, il y a suffisamment d'individus juste à l'intérieur des sites de quadrats pour atteindre le seuil minimal de la taille de population viable; ce n'est pas le cas pour la population de la rivière Ausable. De même, il y a suffisamment d'habitat dans les sites de quadrats de la rivière Sydenham pour soutenir une population viable, mais on ne sait pas si c'est le cas dans la rivière Ausable; ces estimations des besoins en matière d'habitat dépendent fortement de l'estimation de la densité utilisée, et la densité réelle est inconnue.
- Il existe d'autres interprétations de l'état des deux populations, qui ne peuvent être résolues qu'avec des données supplémentaires. La trajectoire de la population de la rivière Ausable a été interprétée comme étant stable par mesure de précaution. Le taux de croissance moyen de la population était positif, ce qui indique qu'elle est probablement en hausse; cependant, il y avait moins de sites de relevé que dans la rivière Sydenham, et les

tendances variaient d'un site à l'autre. Dans le cas de la rivière Sydenham, les taux de croissance de la population propres au site étaient plus faibles lorsque la troisième période d'échantillonnage partielle était incluse que lorsqu'elle était exclue, ce qui pourrait signifier que la population se stabilise. Toutefois, utilisant une autre trajectoire de l'une ou l'autre des populations ne changerait pas l'état global de la population.

- La modélisation de la population suppose que chaque rivière représente une population biologique, mais qu'une structure de population plus complexe est possible. Cela pourrait avoir une incidence sur tous les objectifs de rétablissement, comme la population minimale viable, la superficie minimale pour une population viable et le temps nécessaire pour le rétablissement, ainsi que sur la probabilité de persistance pour la population.
- Il y a de nombreuses variables inconnues liées au ptychobranche réniforme juvénile et à ses interactions avec les poissons hôtes. Certains aspects de ses interactions avec les hôtes sont susceptibles d'avoir une incidence sur sa survie et son rétablissement, mais ils ne sont pas compris et ne peuvent donc pas être pris en considération dans les modèles. Par exemple, les incertitudes incluent la façon dont les fluctuations (stochasticité naturelle ou dommages d'origine anthropique) de la dynamique de la population hôte ont une incidence sur le ptychobranche réniforme, ou l'incidence que les menaces (directes ou indirectes) pour les hôtes a sur le ptychobranche réniforme.
- On comprend généralement mal le mécanisme d'impact de la plupart des menaces qui pèsent sur les taxons d'eau douce, et on est encore plus incertain quant à l'étendue ou à l'ampleur des répercussions des menaces. Plus important encore, il manque de données pour établir un lien entre les changements dans l'habitat et les autres répercussions des menaces et les changements dans les taux vitaux. L'incorporation complète des effets environnementaux dans le modèle de population afin d'analyser les répercussions des menaces ou les mesures d'atténuation potentielles nécessitera de plus amples renseignements sur la relation entre ces facteurs et les taux vitaux du ptychobranche réniforme.
- Les deux populations de ptychobranches réniformes existantes en Ontario font face à de multiples menaces simultanément, mais on ne sait pas comment les effets de ces menaces interagissent ni quel est l'effet de ces interactions sur l'espèce (ou ses poissons hôtes). Le cadre actuel d'évaluation des menaces tient compte des menaces individuellement et évalue uniquement les répercussions au niveau de la population. Cela fait en sorte que le véritable paysage de menace auquel l'espèce fait face est probablement sous-représenté. Il s'agissait de l'une des plus grandes incertitudes et préoccupations relevées.

LISTE DES PARTICIPANTS DE LA RÉUNION

Nom	Organisme/Affiliation
Josef Ackerman	University of Guelph
Erin Carroll	Upper Thames Valley Conservation Authority
Julia Colm	MPO, Science
Kim Cuddington	University of Waterloo
Lauren Damphousse (rapporteuse)	University of Windsor
Andrew Drake (président)	MPO, Science
Jessica Epp-Martindale	MPO, Gestion des espèces en péril

Nom	Organisme/Affiliation
Simon Fung	MPO, Science
Henrique Giacomini	Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry
Mandy Gibson (rapporteuse)	MPO, Science
Patty Gillis	Environnement et Changement climatique Canada
Lee Gutowsky	MPO, Science
Kari Jean	Ausable Bayfield Conservation Authority
Marten Koops	MPO, Science
Anita LeBaron	Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry
Ashley Lindley	MPO, Programme de protection du poisson et de son habitat
Vicki McKay	Lower Thames Valley Conservation Authority
Kelly McNichols-O'Rourke	MPO, Science
Todd Morris	MPO, Science
Emily Morton	MPO, Programme de protection du poisson et de son habitat
Craig Paterson	St. Clair Region Conservation Authority
Joclyn Paulic	MPO, Science
Scott Reid	Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry
Justin Shead	MPO, Science
Josh Stacey	MPO, Gestion des espèces en péril
Christopher Wilson	Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

- 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.
- 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.
- 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. Ausable Bayfield Conservation Authority, Exeter, ON. 4 p.
- 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.
- 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. 2025. [Information à l'appui d'une évaluation du potentiel de rétablissement du Ptychobranche réniforme \(*Ptychobranchus fasciolaris*\)](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/040. v + 74 p.
- 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.
- 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.
- Fung, S.R., van der Lee, A.S., et Koops, M.A. 2025. [Modélisation du potentiel de rétablissement du Ptychobranche réniforme \(*Ptychobranchus fasciolaris*\) 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., and 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.
- 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., McInnis, R., Salerno, J., de Solla, S.R., Servos, M.R., and Leonard, E.M. 2017. 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.
- 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.
- 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.
- 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.

- 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.
- 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.
- Lu, A. 2023. Effect of riparian vegetation buffers on unionid mussel habitats. Thesis (M.Sc.) University of Guelph, Guelph, ON. ix+ 87 p.
- 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.
- 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.) Department of Integrative Biology, University of Guelph, Guelph, ON. 193 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. 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 \(*Ptychobranchus fasciolaris*\) 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)
- 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.
- 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.
- Pandolfo, T.J., Kwak, T.J., and Cope, W.G. 2012. Thermal tolerances of freshwater mussels and their host fishes: species interactions in a changing climate. *Freshw. Mollusk Biol. Conserv.* 15(1): 69–82.
- SCRCA (St. Clair Region Conservation Authority). 2018. St. Clair Region Watershed Report Card 2018. St. Clair Region Conservation Authority, Strathroy, ON. 91 p.

- 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.
- 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.
- Van Tassel, N., Morris, T.J., Wilson, C.G., and Zanatta, D.T. 2021. Genetic diversity maintained in comparison of captive-propogated and wild populations of *Lampsilis fasciola* and *Ptychobranthus fasciolaris* (Bivalvia: Unionidae). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 78: 1312–1320.
- Watters, G.T. 1999. Morphology of the conglutinate of the Kidneyshell freshwater mussel, *Ptychobranthus fasciolaris*. *Invert. Biol.* 118 (3): 289–295.
- Watters, G.T., Menker, T., Thomas, S., and Kuehnl, 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.

CE RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU :

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

xcna-csa-cas@dfo-mpo.gc.ca
www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-5117

ISBN 978-0-660-77788-7 N° cat. Fs70-6/2025-033F-PDF

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

Ce rapport est publié sous la [Licence du gouvernement ouvert – Canada](#)



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2025. Évaluation du potentiel de rétablissement du ptychobranche réniforme (*Ptychobranthus Fasciolaris*). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2025/033.

Also available in English:

DFO. 2025. *Recovery Potential Assessment for Kidneyshell (Ptychobranthus Fasciolaris).* DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2025/033.