



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2023/088

Région de l'Ontario et des Prairies

**Renseignements à l'appui d'une évaluation du potentiel de rétablissement de la
mulette verruqueuse (*Cyclonaias tuberculata*) au Canada**

Julia E. Colm et Todd J. Morris

Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques
Pêches et Océans Canada
867, chemin Lakeshore
Burlington (Ontario) L7S 1A1

Avant-propos

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

Publié par :

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

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2023

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-68886-2 N° cat. Fs70-5/2023-088F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Colm, J.E. et Morris, T.J. 2023. Renseignements à l'appui d'une évaluation du potentiel de rétablissement de la muette verruqueuse (*Cyclonaias tuberculata*) au Canada. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/088. v + 76 p.

Also available in English:

Colm, J.E. and Morris, T.J. 2023. Information in Support of a Recovery Potential Assessment of Purple Wartyback (Cyclonaias tuberculata) in Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2023/088. v + 65 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	v
INTRODUCTION	1
PARAMÈTRES DE LA BIOLOGIE, DE L'ABONDANCE, DE LA RÉPARTITION ET DU CYCLE VITAL	1
DESCRIPTION.....	1
CYCLE VITAL	2
ALIMENTATION ET RÉGIME ALIMENTAIRE	6
IMPORTANCE DE L'ESPÈCE	7
ABONDANCE	7
RÉPARTITION	8
SITUATION ACTUELLE.....	8
Rivière Ausable	9
Rivière Sydenham.....	10
Rivière Thames	10
Rivière Détroit	11
Lac Érié.....	11
ÉVALUATION DE LA POPULATION	12
BESOINS EN MATIÈRE D'HABITAT ET DE RÉSIDENCE	15
HABITAT DES ADULTES	15
HABITAT DES JUVÉNILES	16
HABITAT DES GLOCHIDIES.....	16
FONCTIONS, CARACTÉRISTIQUES ET PARAMÈTRES	17
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS POUR LA SURVIE ET AU RÉTABLISSEMENT DE LA MULETTE VERRUQUEUSE	21
POLLUTION.....	21
Effluents agricoles et sylvicoles	22
Eaux usées domestiques et urbaines	24
CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET PHÉNOMÈNES MÉTÉOROLOGIQUES VIOLENTS	25
Sécheresses	25
Températures extrêmes	26
ESPÈCES ET GÈNES ENVAHISSANTS OU AUTREMENT PROBLÉMATIQUES	27
Espèces ou maladies exotiques (non indigènes) envahissantes	27
MODIFICATIONS DES SYSTÈMES NATURELS.....	28
Autres modifications de l'écosystème	28
CORRIDORS DE TRANSPORT ET DE SERVICES	28
Routes et voies ferrées	28
INTRUSIONS ET PERTURBATIONS HUMAINES	28
Activités récréatives	28
RÉPERCUSSIONS DES MENACES MULTIPLES	29
ÉVALUATION DES MENACES	29

SCÉNARIOS POUR L'ATTÉNUATION DES MENACES ET ACTIVITÉS DE RECHANGE.....	43
PROTOCOLE DE DÉPLACEMENT DES MOULES	46
Mesures d'atténuation	46
Options	47
ESPÈCES ET GÈNES ENVAHISSANTS ET AUTREMENT PROBLÉMATIQUES	47
Mesures d'atténuation	47
Options	47
SOURCES D'INCERTITUDE	47
ÉCOLOGIE DE LA POPULATION	48
Cycle vital	48
Abondance	48
Répartition	48
Interactions entre les espèces	48
HABITAT	48
Relations entre les espèces et l'habitat par stade biologique	48
Disponibilité de l'habitat	49
MENACES	49
Mécanisme d'impact	49
Probabilité, étendue et ampleur des répercussions	49
RÉFÉRENCES CITÉES	49
ANNEXE A	61
ANNEXE B	63
ANNEXE C	74
ANNEXE D	75

RÉSUMÉ

La moule verruqueuse (*Cyclonaias tuberculata*) est une espèce de moule d'eau douce longévive que l'on trouve actuellement dans trois bassins versants du Canada, du lac Huron inférieur au lac Sainte-Claire. Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné l'espèce comme menacée en mai 2021, en raison du petit nombre de sites existants et du déclin continu de la qualité de l'habitat dans l'ensemble de son aire de répartition. L'espèce est considérée comme disparue de deux lieux historiques. L'évaluation du potentiel de rétablissement offre les renseignements généraux et l'avis scientifique requis pour respecter les différentes exigences de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). Le présent document de recherche décrit l'état actuel des connaissances sur l'espèce, y compris la biologie, la répartition, les tendances des populations, les besoins en matière d'habitat et les menaces. La moule verruqueuse a une courte période de reproduction; elle utiliserait des barbottes (Ictaluridés) comme hôtes pour compléter son cycle vital. On la trouve dans des rivières relativement profondes, moyennes à grandes, avec des courants modérés à rapides et parfois des zones lenticulaires sur des substrats de sable, de gravier et de galets. Les données d'échantillonnage normalisées à long terme indiquent qu'au moins deux des trois populations du Canada pourraient être en croissance; toutefois, il faut davantage d'années de données pour couvrir une génération complète de cette espèce longévive. Une évaluation des menaces a révélé que les plus grandes menaces pour la moule verruqueuse au Canada sont la pollution provenant de sources agricoles et urbaines, les changements climatiques (notamment les sécheresses), les espèces aquatiques envahissantes (y compris les dreissenidés et le gobie à taches noires [*Neogobius melanostomus*]) et le dragage. Il existe peu de renseignements permettant d'évaluer l'incidence de ces menaces sur la moule verruqueuse en particulier. Des mesures d'atténuation et d'autres activités concernant les menaces liées à l'habitat sont présentées. Il subsiste d'importantes lacunes dans les connaissances sur l'étendue de sa répartition dans les bassins versants connus, les préférences en matière d'habitat selon le stade biologique, les interactions entre les moules et leurs hôtes, ainsi que les tolérances physiologiques aux conditions environnementales et aux polluants.

INTRODUCTION

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné la moule verruqueuse (*Cyclonaias tuberculata*) comme espèce menacée en mai 2021 (COSEPAC 2021). Cette désignation s'explique par la superficie limitée de son aire de répartition, sa présence dans seulement trois rivières de l'Ontario (Ausable, Sydenham et Thames) et sa disparition de deux zones qu'elle occupait par le passé (rivière Détroit et ouest du lac Érié). En outre, la qualité de l'habitat dans l'ensemble de son aire de répartition diminue en raison des sources de pollution agricoles et urbaines, des répercussions liées aux changements climatiques (sécheresses), des espèces aquatiques envahissantes (EAE) et des activités de dragage. La moule verruqueuse est une espèce longévive et, comme toutes les moules d'eau douce, elle est sédentaire chez les juvéniles et les adultes, ce qui la rend particulièrement vulnérable aux menaces liées à l'habitat, et en tant que parasite obligatoire au stade larvaire, elle peut également être limitée par ses poissons-hôtes. À l'heure actuelle, la moule verruqueuse ne figure pas sur la liste de la LEP.

Pêches et Océans Canada (MPO) a mis au point le processus d'évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) afin de fournir les renseignements et les avis scientifiques nécessaires pour éclairer les décisions relatives à l'inscription sur la liste de la LEP et satisfaire aux exigences de cette dernière, y compris l'élaboration de programmes de rétablissement et les autorisations de mener des activités qui, autrement, contreviendraient à la loi. Le processus est fondé sur les travaux du MPO (2007) et les lignes directrices mises à jour (MPO, données non publiées) évaluant 22 éléments de potentiel de rétablissement. Le présent document résume les renseignements relatifs à la biologie, à la répartition, aux paramètres de la population, aux menaces et aux mesures d'atténuation applicables afin d'appuyer le processus d'EPR pour la moule verruqueuse. Le présent document de recherche accompagne un document de recherche sur la modélisation du potentiel de rétablissement (van der Lee et Koops 2023) et, ensemble, ils traitent des 22 éléments décrits dans le processus d'EPR (MPO 2007, MPO, données non publiées).

PARAMÈTRES DE LA BIOLOGIE, DE L'ABONDANCE, DE LA RÉPARTITION ET DU CYCLE VITAL

Élément 1 : Résumer les caractéristiques biologiques de la moule verruqueuse.

DESCRIPTION

La moule verruqueuse est dotée d'une coquille épaisse généralement arrondie sur le côté antérieur et carrée sur le côté postérieur avec la partie dorsale derrière la région du sommet (Metcalf-Smith *et al.* 2005, Sietman 2018, WIDNR 2020, COSEPAC 2021, MSU 2022). Le sommet est bas avec une cavité profonde et la sculpture du sommet présente de nombreuses crêtes ondulées (ou en zigzag). La coquille est comprimée avec de nombreux nodules de forme variable qui peuvent se transformer en crêtes sur la partie dorsale. Les dents pseudocardinales sont larges et striées; les dents latérales sont courtes et souvent légèrement incurvées. La morphologie de la coquille de la moule verruqueuse (c.-à-d., la présence de nodules, la sculpture du sommet, le profil bas et compressé ainsi que la partie dorsale carrée) laisse supposer qu'elle est adaptée pour résister à des débits élevés (Watters 1994). Le périostacum est généralement jaune-brun à rouge-brun chez les adultes, mais généralement jaunâtre chez les juvéniles. La nacre est violette et irisée (Metcalf-Smith *et al.* 2005). Il est souvent rapporté que l'espèce atteint une longueur de 130 mm, mais il lui arrive d'atteindre un maximum de 200 mm au Canada (COSEPAC 2021). Elle n'est pas sexuellement dimorphe. La moule verruqueuse est considérée comme l'une des espèces de moules d'eau douce les plus

facilement identifiables et peut être distinguée des espèces étroitement liées et se chevauchant sur le plan spatial, soit la mulette pustulée (*Cyclonaias pustulosa*), qui a une large rayure verte sur le sommet et des nodules qui ne s'étendent pas sur la partie dorsale, et la mulette feuille-d'érable (*Quadrula quadrula*), qui est davantage quadrangulaire et comporte généralement des nodules qui s'étendent sur deux lignes distinctes du sommet à la marge ventrale d'un côté ou de l'autre d'un sillon central. La nacre de la mulette feuille-d'érable est généralement blanche (Sietman 2018, Zoo de Toronto 2021).

CYCLE VITAL

La mulette verruqueuse est une espèce dioïque, et les cas d'hermaphrodisme sont rares (Haggerty *et al.* 1995, Boyles 2004). Les mâles et les femelles montrent des signes de production de gamètes tout au long de l'année, les gamètes matures étant généralement prêts en novembre et conservés pendant l'hiver. La fraie a lieu au début du printemps jusqu'à l'été dans les rivières de Virginie occidentale et du Tennessee (Jirka et Neves 1992, Haggerty *et al.* 1995, COSEPAC 2021). Comme toutes les moules d'eau douce, les mâles libèrent leur sperme dans l'eau par leur siphon exhalant, et les femelles se trouvant en aval le captent par filtration avec leurs branchies. Le succès de la reproduction peut être partiellement influencé par le débit fluvial, car il peut déterminer la dispersion des spermatozoïdes dont disposent les femelles (Haggerty *et al.* 1995). Les mâles commencent à libérer du sperme dès le mois de mars, lorsque la température de l'eau atteint environ 9 °C, et peuvent continuer jusqu'en juillet (Jirka et Neves 1992, Haggerty *et al.* 1995). Les femelles commencent à frayer (c.-à-d. que les ovules ne sont plus présents dans les cellules alvéolaires) au printemps lorsque la température de l'eau atteint environ 10 °C, typiquement du début avril à juin (Jirka et Neves 1992).

Une fois filtré par la femelle, le sperme pénètre dans la partie postérieure de la branchie (chambres suprabranchiales) où les ovules matures sont stockés puis fécondés, et les embryons se développent dans l'ensemble externe des branchies (marsupiums). Ce processus diffère des autres membres de la tribu des Quadrulini qui utilisent les quatre séries de branchies pour garder les petits (Campbell *et al.* 2005). La mulette verruqueuse a une courte période de reproduction (tachytique), ce qui signifie que les œufs sont fertilisés et les glochidies libérées au cours de la même saison de fraie. D'après une étude réalisée dans la rivière Tennessee, 75 % des mulettes verruqueuses femelles examinées avaient des embryons dans leurs chambres suprabranchiales au début avril, la plupart des femelles avaient des embryons dans leurs branchies externes entre la fin mai et la mi-juillet, et les glochidies matures ont été trouvées principalement entre la fin juillet et le mois d'août (Haggerty *et al.* 1995). Dans une rivière de Virginie-Occidentale, des glochidies matures ont été observées pour la première fois chez les femelles en mai, et le moment de la libération des glochidies semble être en corrélation avec le réchauffement des températures de l'eau; aucune glochidie n'a été libérée à une température de 9 °C ou moins (Jirka et Neves 1992). L'abondance des glochidies de la mulette verruqueuse dans la rivière Sydenham, en Ontario, était plus élevée à la fin de l'été qu'au début de l'automne (Smodis 2022). Les glochidies de la mulette verruqueuse sont facilement identifiables; elles sont relativement grandes, avec un bord lisse et arrondi, et sont dépourvues de crochet (Jirka et Neves 1992, Tremblay *et al.* 2015). Les glochidies prélevées sur des femelles gravides dans les rivières Ausable, Sydenham et Thames avaient une coquille d'une longueur moyenne de 0,264 mm (ET = ± 0,005 mm), une hauteur moyenne de coquille de 0,325 mm (ET = ± 0,009 mm), et une longueur moyenne de charnière de 0,124 mm (ET = ± 0,005 mm) (Tremblay *et al.* 2015) et Watters *et al.* (2009) rapportent des longueurs moyennes de spécimens américains de 0,267 mm (fourchette : 0,25-0,29 mm) et des hauteurs moyennes de 0,325 mm (fourchette : 0,28-0,35 mm).

Une fois matures, les glochidies doivent trouver un poisson-hôte sur lequel elles s'enkystent pour achever leur développement. On pense que la mulette verruqueuse utilise des membres plus grands de la famille des barbottes (Ictaluridés), y compris les barbottes noires et jaunes

(*Ameiurus melas*, *A. natalis*), la barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*) et la barbue à tête plate (*Pylodictis olivaris*), sur la base d'études d'infestation en laboratoire réalisées aux États-Unis (Hove *et al.* 1994, Hove *et al.* 1997). Les moules d'eau douce femelles utilisent diverses techniques pour attirer les hôtes afin d'augmenter les chances de rencontre et d'infestation des glochidies sur l'hôte. Deux techniques d'attraction de l'hôte ont été observées chez les femelles de la mulette verruqueuse dans les populations américaines, soit le déploiement du manteau et la libération d'un conglutinant amorphe. Toutefois, les femelles semblent utiliser l'une ou l'autre pendant une saison de fraie donnée (Sietman *et al.* 2012). En cas de déploiement du manteau, les glochidies étaient présentes dans le magasin du manteau en « forme de stomate » (tissu gonflé autour du siphon exhalant). Si un conglutinant était libéré, il formait des brins de mucus gélatineux et lâches dans lesquels des glochidies étaient incrustées. On ne sait toujours pas si la mulette verruqueuse libère des glochidies de manière réflexive (Barhnart *et al.* 2008, Sietman *et al.* 2012). Au Minnesota, les mulettes verruqueuses femelles déployaient leurs manteaux pendant environ un mois, de juin au début août, lorsque les températures de l'eau variaient de 19 à 27 °C (Sietman *et al.* 2012). Sietman *et al.* (2012) ont décrit l'apparence des conglutinants de la mulette verruqueuse comme étant de couleur pâle et ressemblant à des tissus morts. Comme les hôtes de la famille des Ictaluridés sont omnivores, nocturnes et ont une alimentation benthique, c'est-à-dire qu'ils consomment des matières végétales, des insectes, des mollusques et des poissons (Scott et Crossman 1998), ces conglutinants non spécifiques sont probablement efficaces pour attirer ces hôtes. En utilisant un passeur d'échantillons de glochidies sur une période de 24 heures dans la rivière Sydenham, Smodis (2022) a détecté des glochidies de mulette verruqueuse tout au long de la période d'échantillonnage, mais l'abondance était la plus élevée à l'aube et au crépuscule, ce dernier pic laissant supposer que le moment de la libération correspond généralement bien aux périodes d'activité des hôtes présumés de la famille des Ictaluridés. On ne dispose actuellement d'aucun renseignement concernant la rencontre des hôtes, l'infestation, la métamorphose ou les taux de survie de la glochidie de la mulette verruqueuse, comme c'est le cas pour d'autres espèces de moules (McNichols *et al.* 2011). Idéalement, les poissons-hôtes sont présents en nombre suffisant et en bonne santé pour servir d'hôte candidat (Bouvier *et al.* 2014), mais les espèces qui déploient des glochidies avec des leurres ou des conglutinants sont considérées comme moins dépendantes de la densité des hôtes (Haag et Warren 1998). Selon les observations, la durée de l'enkystement des glochidies de la mulette verruqueuse serait de 17 à 38 jours, mais le moment peut dépendre de la température de l'eau et de l'espèce de l'hôte (Hove *et al.* 1994, 1997). Pendant l'enkystement, les glochidies se nourrissent des liquides corporels de l'hôte et subissent une métamorphose. En outre, la dispersion du poisson-hôte permet le déplacement en amont des moules et l'échange génétique entre les sous-populations.

Après la période d'enkystement, les moules juvéniles se détachent du poisson-hôte et s'enfouissent dans les sédiments où elles restent pendant plusieurs années (probablement plus de six ans pour la mulette verruqueuse) pour se développer (Jirka et Neves 1992, COSEPAC 2021, van der Lee *et al.*, en préparation¹). Une fois matures, les moules adultes remontent à la surface des sédiments et demeurent relativement sédentaires. Les adultes effectuent des mouvements verticaux dans la couche supérieure du substrat (10 à 15 cm) de manière saisonnière (c.-à-d. pendant l'hiver), en fonction des changements de niveau d'eau ou de température. La taille du corps peut également influencer la propension aux mouvements verticaux (Schwalb et Pusch 2007, Sullivan et Woolnough 2021). Les moules peuvent

¹ van der Lee, A.S., Goguen, M.N., McNichols-O'Rourke, K.A., Morris, T.J., and Koops, M.A. En prép. Evaluating the status and biology of an imperilled freshwater mussel, Purple Wartyback (*Cyclonaias tuberculata*), in Southern Ontario. En préparation.

également effectuer des mouvements horizontaux sur de courtes distances, de façon quotidienne et saisonnière, en réponse aux changements de niveau d'eau ou à d'autres conditions défavorables, pendant la saison de fraie, et parfois de façon irrégulière, possiblement pour se nourrir (Balfour et Smock 1995, Schwalb et Pusch 2007). Les mouvements horizontaux observés varient selon les espèces et les conditions de profondeur et de débit, mais ont été rapportés comme allant d'une moyenne de 2 cm par jour (fourchette : 0-32 cm par jour) pour les espèces examinées dans les cours d'eau allemands (Schwalb et Pusch 2007) jusqu'à 14 cm par jour (fourchette : 0-128 cm par jour) pour l'épioblasme tricolore (*Epioblasma triquetra*) dans les cours d'eau du Michigan (Sullivan et Woolnough 2021) et 57 cm par jour (fourchette : 1-141 cm par jour) pour la moule nacrée à gros portefeuille (*Potamilus capax*) en Arkansas (Peck *et al.* 2014).

La mulette verruqueuse est une espèce longévive (Haag 2012). De récentes données sur le vieillissement indiquent qu'elle peut vivre plus de 90 ans (van der Lee *et al.*, en préparation¹), et la durée d'une génération des populations canadiennes a été estimée à 26 ans à partir de matrices de projection stochastiques (van der Lee et Koops 2023). La plus jeune femelle mature observée dans la rivière New, en Virginie-Occidentale, était âgée de 6 ans (56,8 mm de longueur; Jirka et Neves 1992). L'âge à la maturité au Canada est estimé à 7,2 ans (53,14 mm de longueur) à partir d'une relation prédictive avec le coefficient de croissance k de von Bertalanffy (van der Lee *et al.*, en préparation¹). Les données sur la distribution des longueurs des trois populations canadiennes indiquent que le recrutement a sans doute eu lieu récemment dans les trois populations (COSEPAC 2021, van der Lee *et al.*, en préparation¹). Dans la rivière Ausable, le recrutement a été observé sur les trois mêmes sites de huit au cours des trois périodes d'échantillonnage (2006-2008, 2011-2013, 2018-2022) et sur un site supplémentaire au cours de la période d'échantillonnage la plus récente; les juvéniles représentaient en moyenne 33,8 % des individus sur les sites de quadrats. Dans la rivière Sydenham, le recrutement a été observé lors de la surveillance subséquente (2012-2018) sur six des sept sites où il avait été observé lors des relevés initiaux (1999-2003), et les juvéniles représentaient en moyenne 13,2 % des individus sur les sites de quadrats. De même, dans la rivière Thames, le recrutement a été observé sur trois des sept sites lors de la surveillance subséquente (2015-2017) par rapport à aucun site lors des relevés initiaux (2004-2010), et les juvéniles représentaient en moyenne 46,8 % des individus sur les sites de quadrats (COSEPAC 2021, van der Lee *et al.*, en préparation¹).

D'après les relevés par quadrat effectués de 1997 à 2021, la longueur moyenne de la coquille de la mulette verruqueuse observée était de 60,3 mm dans la rivière Ausable, de 80,4 mm dans la rivière Sydenham et de 59,8 mm dans la rivière Thames (van der Lee *et al.*, en préparation¹). Le plus grand spécimen canadien, d'une longueur de 198,9 mm, a été observé dans la rivière Sydenham, et l'individu le plus âgé avait 92 ans (van der Lee *et al.*, en préparation¹; Figure 1). La Figure 2 présente les distributions annuelles des fréquences de longueur issues des relevés par quadrat dans les rivières Ausable, Sydenham et Thames.

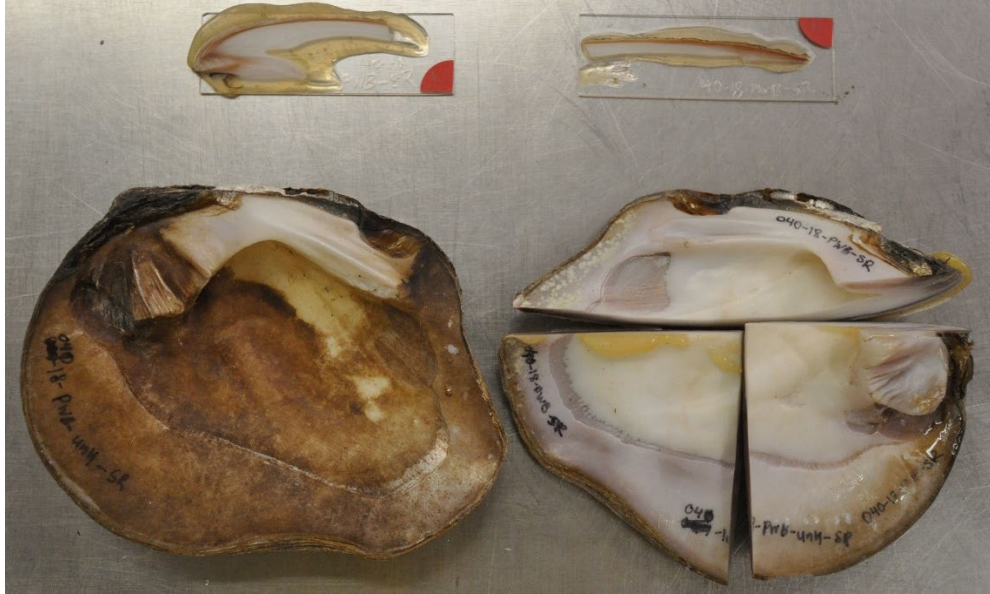


Figure 1. Une mulette verruqueuse prélevée dans la rivière Sydenham en 2018 mesurant 128,04 mm de longueur. L'âge a été estimé à 92 ans. Crédit photo : Rachel Jones (MPO).

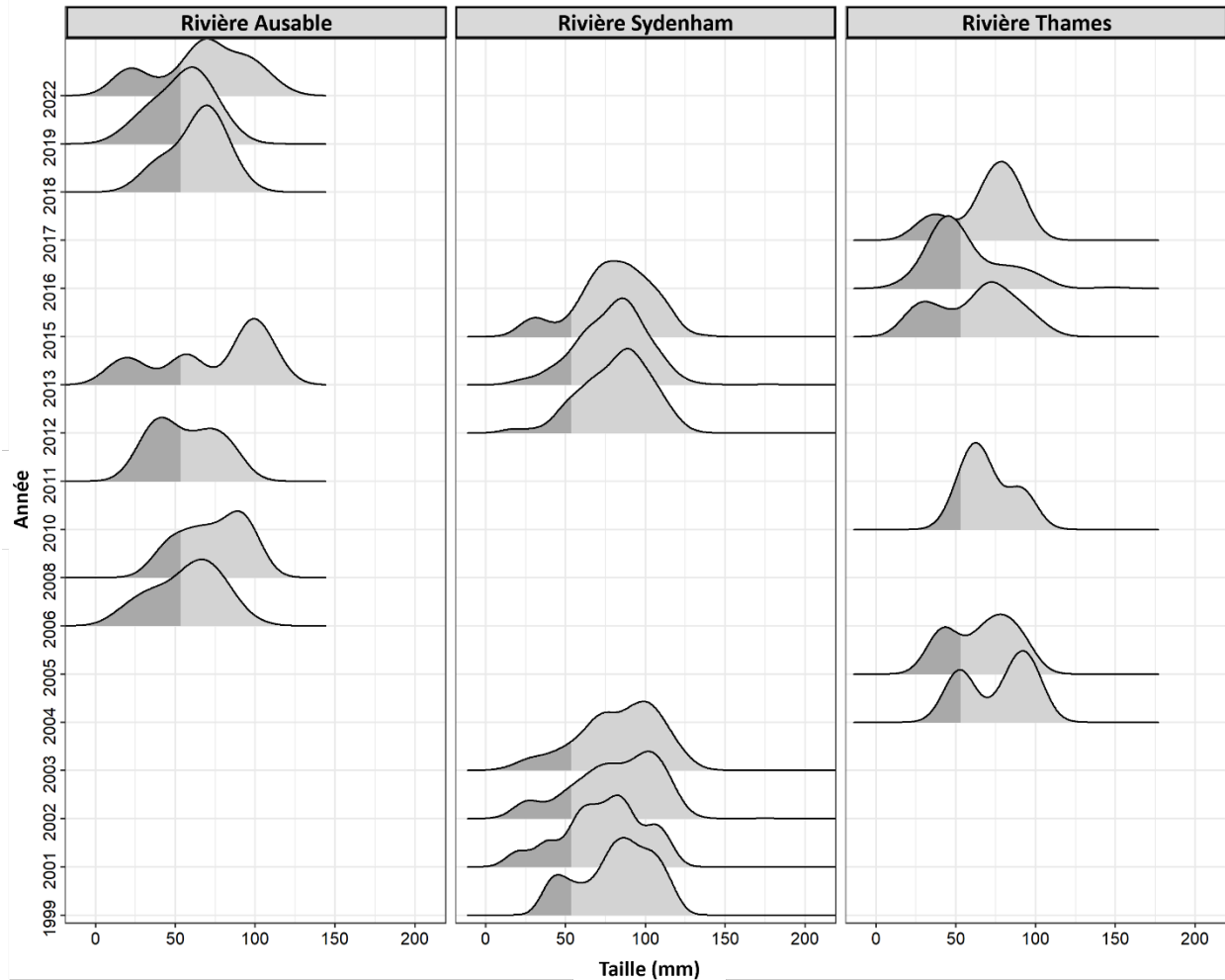


Figure 2. Répartition de la fréquence des longueurs par année pour les rivières Ausable, Sydenham et Thames à partir d'échantillons de quadrats. Le gris foncé représente les individus d'une longueur inférieure à 53,1 mm, présumés être des juvéniles, ce qui indique que le recrutement a eu lieu dans les dernières années. Figure modifiée d'après van der Lee et al. (en préparation¹) pour inclure la rivière Ausable. Comme la taille des échantillons varie selon les populations (Ausable : $n = 136$; Sydenham : $n = 3085$; et Thames : $n = 190$), les échelles ne sont donc pas directement comparables entre les bassins versants.

ALIMENTATION ET RÉGIME ALIMENTAIRE

Les unionidés adultes sont des suspensivores qui consomment généralement des débris organiques, des algues et des bactéries provenant de la colonne d'eau et des sédiments. Les cils créent des courants autour de la moule pour faire circuler l'eau nouvelle et non filtrée autour du siphon inhalant. Les matières sont triées sur le palpe, les particules alimentaires sont dirigées vers la bouche pour être digérées, et les autres matières sont enveloppées dans le mucus et expulsées sous forme de matières pseudofécales. Les juvéniles restent enfouis dans les sédiments pendant les premières années de leur vie et se nourrissent de matière organique obtenue dans l'eau interstitielle (porale). Les juvéniles nouvellement métamorphosés se nourrissent souvent à l'aide de leur pied : le pied se déplace le long du substrat pour recueillir des particules, puis il est ramené vers l'intérieur et les cils du pied dirigent les particules de nourriture vers la bouche. La durée du stade d'alimentation à l'aide du pied semble variable selon les espèces (Gatenby *et al.* 1997). Au stade larvaire (glochidies), les moules se nourrissent des tissus du poisson-hôte lorsqu'elles sont enkystées. Il n'existe aucune étude sur

le régime alimentaire de la moule verruqueuse, mais on estime que les différentes espèces peuvent choisir des aliments particuliers ou des particules d'une taille précise sur une base préférentielle, ce qui peut réduire la concurrence parmi les divers assemblages de moules (Beck et Neves 2003, Tran et Ackerman 2019).

IMPORTANCE DE L'ESPÈCE

En règle générale, les moules d'eau douce sont de bons indicateurs de la qualité de l'eau et de la santé des cours d'eau, car elles habitent depuis longtemps des écosystèmes aquatiques et elles sont relativement immobiles et vulnérables à la pollution. En outre, comme elles s'alimentent par filtration, elles participent à de nombreux processus de cycle de l'eau, des nutriments et des sédiments (COSEPAC 2021). Les moules sont souvent la proie de mammifères terrestres (p. ex. le rat musqué et le raton laveur) et peuvent contribuer au transfert d'énergie vers les systèmes terrestres (Neves et Odom 1989).

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

ABONDANCE

Il n'existe aucune estimation fiable de l'abondance de toutes les populations de la moule verruqueuse au Canada. Pour comprendre grossièrement la taille relative de la population, le COSEPAC (2021) a calculé le taux de captures par unité d'effort (CPUE; à partir de relevés à intervalle chronométré) et la densité moyenne (estimée à partir de relevés par quadrat)² pour chaque rivière. De plus, la longueur de la portée occupée dans chaque rivière est estimée en fonction de la longueur des tronçons de cours d'eau continus du Réseau des données hydrographiques de l'Ontario et des registres d'occurrence (Mandrak *et al.* 2014) (Tableau 1). Des estimations d'abondance propres au site ont été générées à l'aide de données de relevés par quadrat provenant du réseau Unionid Monitoring and Biodiversity Observation (UMBO) du MPO pour les rivières Sydenham et Thames (van der Lee *et al.*, en préparation¹), et pour la rivière Ausable en suivant les méthodes de van der Lee *et al.*, en préparation¹. (Vous trouverez plus de détails sur le modèle à l'Annexe A.) Un modèle bayésien hiérarchique a été utilisé pour projeter des estimations de densité propres au site dans l'ensemble de l'habitat relevé. Des projections ont été faites pour 2022 dans la rivière Ausable, pour 2015 dans la rivière Sydenham et pour 2017 dans la rivière Thames; ces années représentent l'année d'échantillonnage la plus récente dans chaque rivière. On évalue donc les estimations d'abondance à 294 (intervalles de crédibilité à 95 % [IC] : 207-409) dans la rivière Ausable, 10 504 (IC à 95 % : 9 563-11 505) dans la rivière Sydenham et 872 (IC à 95 % : 696-1091) dans la rivière Thames, couvrant environ 2 490 m², 3 600 m², 3000 m², respectivement, dans chaque rivière (Annexe A, van der Lee *et al.*, en préparation¹). Les taux de croissance de la population ont également été estimés à partir de ce modèle en utilisant les données des quadrats de 2006 à 2022 dans la rivière Ausable, de 1999 à 2015 dans la rivière Sydenham et de 2004 à 2017 dans la rivière Thames, les populations de ces deux dernières rivières ayant augmenté depuis le début du relevé, tandis qu'aucune tendance importante n'a été détectée dans la rivière Ausable (Tableau 1).

² Le COSEPAC (2021) a estimé grossièrement l'abondance de la population en extrapolant les densités moyennes à l'échelle des sites dans l'ensemble de l'aire de répartition connue de chaque rivière. Les estimations de la population surestiment probablement la taille réelle de la population, car l'échantillonnage a été conçu pour évaluer les tendances au fil du temps et non pour estimer la taille de la population et donc, ne sont pas inclus ici.

Tableau 1. Taux actuel de captures par unité d'effort (CPUE; individus/heure-personne) à partir de relevés à intervalle chronométré et densité moyenne à partir de relevés par quadrat pour la muette verruqueuse au Canada; adapté d'après les travaux du COSEPAC (2021). Une estimation de l'habitat occupé est fournie sur la base des tronçons continus et occupés du Réseau des données hydrographiques de l'Ontario. Estimations de la densité médiane et du taux de croissance de la population (y compris les IC à 95 %) tirées de van der Lee et al. (en préparation¹) pour les rivières Sydenham et Thames, et calculées pour la rivière Ausable selon les méthodes de van der Lee et al. (en préparation¹).

Localité	CPUE (ind./HP ± ET)	Densité moyenne (vivantes/m ² ± ET)	Longueur approximative de la rivière occupée (km)	Densité médiane (vivantes/m ²) (IC à 95 %)	Taux de croissance de la population (IC à 95 %)
Rivière Ausable	0,61 (± 0,17)	0,09 (± 0,03)	62,2 km	0,031 (IC : 0,002-0,25)	1,016 (IC : 0,985-1,049)
Rivière Sydenham	6,63 (± 2,38)	2,52 (± 0,76)	85,9 km	1,82 (IC : 0,94-3,87)	1,047 (IC : 1,037-1,058)
Rivière Thames	1,53 (± 0,27)	0,26 (± 0,12)	136,0 km (inférieur) 23,6 km (Sud) 9,6 km (Nord)	0,12 (IC : 0,03-0,42)	1,157 (IC : 1,10-1,221)

RÉPARTITION

À l'échelle mondiale, la muette verruqueuse est connue dans le bassin versant de la rivière Mississippi et des Grands Lacs inférieurs. On la trouve en Ontario, au Canada, et dans 18 États américains dont les suivants : Alabama, Arkansas, Illinois, Indiana, Iowa, Kansas, Kentucky, Michigan, Minnesota, Mississippi, Missouri, Caroline du Nord, Ohio, Oklahoma, Tennessee, Virginie, Virginie-Occidentale et Wisconsin. On pense qu'elle a disparu de la Pennsylvanie et du Dakota du Sud (Woolnough et Bogan 2017).

SITUATION ACTUELLE

Au Canada, l'aire de répartition actuelle et historique de la muette verruqueuse se limite à cinq plans d'eau dans le sud-ouest de l'Ontario, dont deux où elle est actuellement considérée comme disparue (Figure 3, Annexe B). Les sites existants comprennent la rivière Ausable dans le bassin versant du lac Huron, et les rivières Sydenham et Thames (y compris la rivière North Thames, la rivière South Thames et le bras principal) dans le bassin versant du lac Sainte-Claire. On pense que la muette verruqueuse a disparu de la rivière Détroit et du lac Érié autour de l'île Pelée. Depuis sa découverte au Canada, environ 7 000 individus vivants ont été observés à partir de plus de 200 enregistrements d'échantillonnage (base de données sur les Unionidés des Grands Lacs inférieurs du MPO, données non publiées, COSEPAC 2021). Les efforts d'échantillonnage ont consisté en une combinaison de relevés à intervalle chronométré et de relevés par quadrat normalisés (UMBO). Les relevés à intervalle chronométré sont généralement utilisés pour comprendre de manière générale la répartition des espèces. Ils utilisent une combinaison de méthodes visuelles et tactiles qui permettent de couvrir une grande surface assez rapidement, mais tendent à privilégier les individus de grande taille. Les relevés par quadrat de l'UMBO sont conçus pour évaluer les tendances dans le temps et la démographie des populations. Ils font appel à une conception à stratification aléatoire avec une couverture de 20 %, selon lequel un site de 400 m² est divisé en blocs de 15 m² et trois

quadrats de 1 m² sont creusés à 15 cm sous la surface du substrat à l'intérieur de chaque bloc. Bien que les renseignements relatifs à l'échantillonnage (période ou zone de recherche, méthode d'échantillonnage) et l'état des spécimens ou même le nombre de spécimens recueillis aient rarement été rapportés dans les enregistrements historiques, ils sont résumés pour les enregistrements actuels (1997-2021) dans l'Annexe B.

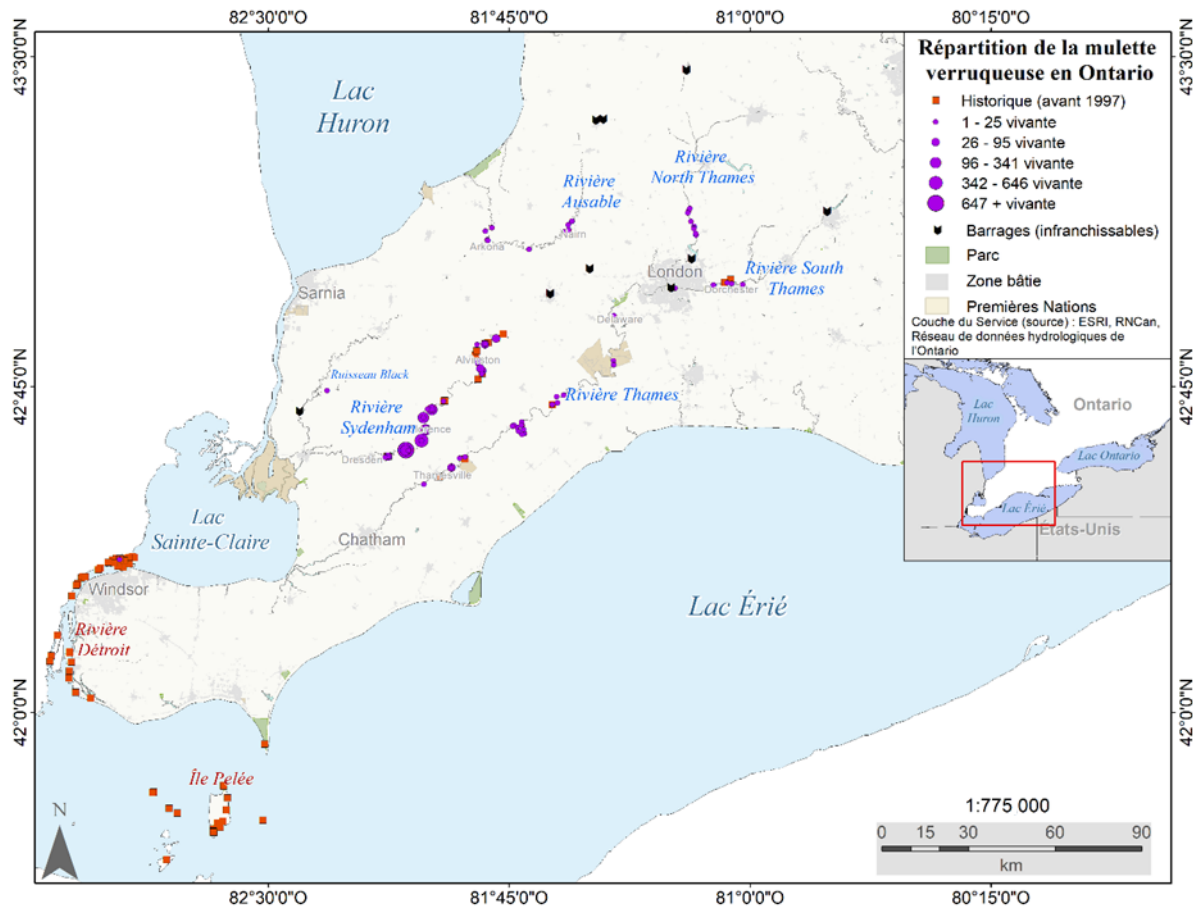


Figure 3. Répartition de la mulette verruqueuse au Canada. Les carrés rouges sont des enregistrements historiques (antérieurs à 1997) et peuvent représenter des individus vivants ou des coquilles dont l'état est variable ou inconnu. Les cercles violets indiquent des collectes récentes (1997 à 2021) d'individus vivants uniquement.

Rivière Ausable

La présence de la mulette verruqueuse dans la rivière Ausable est une découverte relativement récente et sans doute le résultat d'un effort de recherche accru. La rivière Ausable est la seule rivière du bassin versant du lac Huron connue pour abriter l'espèce. L'espèce a été signalée pour la première fois en 1998, lorsque quatre individus vivants et deux coquilles fraîches (une entière, une valve) ont été détectés dans le cadre d'un relevé à intervalle chronométré.

L'espèce a ensuite été détectée dans le cadre de relevés à intervalle chronométré en 2002 (n = 2), 2004 (1 coquille altérée), 2007 (n = 2), 2008 (n = 5 + 1 coquille altérée), 2012 (n = 25), 2013 (n = 26), 2014 (n = 3), 2015 (n = 2), 2016 (n = 10), et 2018 (n = 1). L'espèce a été détectée lors de relevés par quadrat en 2006 (n = 38; 506 m²), 2008 (n = 9; 75 m²), 2011 (n = 26; 534 m²), 2013 (n = 9; 75 m²), 2018 (n = 12; 301 m²), 2019 (n = 27; 226 m²), et 2022 (n = 15; 75 m²). On pensait auparavant que la répartition des animaux vivants dans la rivière

Ausable était constituée de deux tronçons distincts, l'un à Nairn et l'autre à Arkona, totalisant environ 18,5 km (COSEPAC 2021). Cela dit, une détection en 2019 entre ces tronçons donne à penser que la moule verruqueuse pourrait occuper un tronçon plus long d'environ 62,2 km².

Rivière Sydenham

La rivière Sydenham est le système le plus diversifié au Canada pour les moules d'eau douce, abritant 34 espèces, dont 13 sont inscrites sur la liste de la LEP ou évaluées comme étant en péril par le COSEPAC (McNichols-O'Rourke *et al.* 2012, données non publiées du MPO). La présence de la moule verruqueuse a été documentée pour la première fois dans la rivière Sydenham Est en 1963 (n = 5), ce qui représente les premiers individus vivants de l'espèce signalés au Canada. Des individus vivants ont été détectés de façon constante depuis ce temps, avec des enregistrements en 1965 (n = 3 + 25 coquilles fraîches), 1967 (n = 10), 1971 (n = 17), 1973 (n = 14 + 8 coquilles fraîches), 1985 (n = 1), 1991 (n = 21), 1997 (n = 241 + 53 coquilles fraîches et 1 valve fraîche), 1998 (n = 40 + 3 coquilles fraîches), 2002 (n = 45), 2008 (n = 110), 2010 (n = 25), 2012 (n = 51), 2013 (n = 74), 2014 (n = 153), 2015 (n = 50), 2017 (n = 192), 2018 (n = 29), 2019 (n = 11), 2020 (n = 47), et 2022 (n = 110) représentant des relevés à intervalle chronométré. Des relevés par quadrat ont également permis de détecter la moule verruqueuse en 1999 (n = 44; 147 m² étudiés), 2001 (n = 95; 230 m²), 2002 (n = 659; 381 m²), 2003 (n = 392; 387 m²), 2012 (n = 2835; 669 m²), 2013 (n = 907; 375 m²), 2015 (n = 374; 225 m²), 2017 (n = 25; 50 m²), 2020 (n = 221; 417 m²), 2021 (n = 265; 80 m²) et 2022 (n = 570; 375 m²). En 2022, le ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario (MRNFO) a effectué des relevés à l'épuisette et a détecté une seule moule verruqueuse vivante et deux coquilles fraîches (LeBaron *et al.* 2023). L'aire de répartition de la moule verruqueuse dans la rivière Sydenham Est s'étend sur environ 85,9 km (presque sans interruption) de Napier à l'aval de Dresden.

En 2013, une seule moule verruqueuse vivante a été observée accidentellement dans le ruisseau Black, un affluent de la rivière Sydenham Nord (COSEPAC 2021). Il s'agit de la seule occurrence de l'espèce en dehors de la rivière Sydenham Est dans ce bassin versant. D'autres individus représentant plusieurs classes d'âge ou de taille capturés au fil du temps seraient nécessaires pour confirmer s'il s'agit d'une population.

Rivière Thames

Des preuves de la présence de la moule verruqueuse ont été trouvées pour la première fois dans le cours inférieur de la rivière Thames en 1935 (quatre coquilles fraîches) et en 1965 (une coquille fraîche), mais le premier individu vivant n'a été détecté qu'en 1985. D'autres observations de l'espèce ont été signalées dans le cadre de relevés à intervalle chronométré en 1986 (n = 1), 1994 (1 valve fraîche), 1997 (n = 30 + 11 coquilles et valves fraîches, 23 coquilles et valves altérées), 2005 (n = 59 + 1 coquille fraîche), 2015 (1 coquille altérée), 2018 (n = 3), 2021 (n = 28 + 1 valve altérée), et 2022 (n = 10 + 1 coquille altérée et 1 valve altérée). L'espèce a aussi été détectée lors de relevés par quadrat dans la rivière Thames en 2004 (n = 9; 336 m² étudiés), 2005 (n = 6; 75 m²), 2010 (n = 7; 318 m²), 2012 (n = 39; 696 m²), 2013 (n = 37 + 1 coquille altérée; 636 m²), 2015 (n = 24; 150 m²), 2016 (n = 125; 375 m²), 2017 (n = 1; 150 m²). Dans le cours inférieur de la rivière Thames, la moule verruqueuse est répandue du Delaware jusqu'en aval de Thamesville (Kent Bridge), ce qui représente une longueur de rivière totale de 136 km, mais étant donné la continuité de l'habitat convenable et l'absence de relevés plus en aval, la répartition pourrait se poursuivre jusqu'à l'embouchure de la rivière, soit sur 46,9 km supplémentaires. En 2022, le MRNFO a effectué des relevés à l'épuisette de Kent Bridge jusqu'au confluent du ruisseau Jeannette et n'a pas détecté de moule verruqueuse; les données préliminaires sur l'habitat indiquent que les substrats sont plus mous et que l'habitat pourrait devenir moins convenable à l'approche de l'embouchure (LeBaron *et al.* 2023).

Bien que l'on ait historiquement trouvé des coquilles de la moule verruqueuse dans le bassin versant supérieur de la rivière Thames (en amont du confluent des rivières North Thames, South Thames et Middle Thames), la découverte de spécimens vivants est assez récente. Une coquille fraîche a été observée pour la première fois dans la rivière South Thames à Dorchester en 1936. Seulement quatre relevés ont été effectués dans le bassin versant supérieur de la rivière Thames jusqu'en 1997, date à laquelle les premiers individus vivants ($n = 2$) ont été trouvés près de la coquille historique de Dorchester au cours d'un relevé à intervalle chronométré. Des individus vivants ont été observés dans la rivière South Thames dans le cadre de relevés par quadrat en 2004 ($n = 3$; 75 m^2), 2017 ($n = 8$; 75 m^2) et 2018 ($n = 5$; 75 m^2). Des coquilles et des valves altérées ont été observées dans le cadre de relevés à intervalle chronométré en 2001, 2003, 2004 et 2015. L'aire de répartition de la moule verruqueuse dans la rivière South Thames s'étend de Dorchester à la ville de London (en amont du barrage Hunt et « The Forks »), ce qui représente environ 21,4 km. Dans la rivière North Thames, des individus vivants ont été observés pour la première fois en 2004 ($n = 9$), puis en 2008 ($n = 20$), 2021 ($n = 14$) et 2022 ($n = 72$) dans le cas de relevés à intervalle chronométré. Des relevés par quadrat ont également permis de détecter l'espèce en 2015 ($n = 6$; 75 m^2) et 2018 ($n = 7$; 75 m^2). Les observations dans la rivière North Thames ont lieu sur un tronçon de 7 km, de Plover Mills à l'amont immédiat du lac Fanshawe.

Rivière Détroit

Le premier signalement connu de la moule verruqueuse au Canada provient de la rivière Détroit en 1934, bien que l'état du spécimen soit inconnu. Les premiers individus vivants enregistrés dans la rivière Détroit ont été observés en 1982 ($n = 5 + 4$ valves fraîches). La moule verruqueuse était historiquement répartie dans toute la rivière Détroit, avec la plupart des détections provenant de l'entrée du lac Sainte-Claire à l'extrémité nord de l'île Fighting, et de l'embouchure de la rivière Canard jusqu'à la sortie du lac Érié. Au total, 32 individus vivants ont été capturés dans les années 1980 et 1990, et 38 valves fraîches et 22 valves altérées supplémentaires ont été recueillies au cours de cette période. L'espèce n'a pas été détectée dans la rivière Détroit depuis 1998, date à laquelle un individu vivant a été observé. On pense que l'invasion de dreissenidés (*Dreissena polymorpha* et *D. rostriformis*) a entraîné sa disparition et probablement celle de tous les unionidés indigènes dans ce système (Schloesser et Nalepa 1994, Schloesser *et al.* 2006). En 2019, 72 coquilles altérées ont été signalées dans la rivière Détroit après 29 heures-personnes de recherche sur 23 sites. Cependant, aucun individu vivant n'a été recueilli et l'espèce est considérée comme disparue de ce système (Keretz *et al.* 2021, COSEPAC 2021).

Lac Érié

La moule verruqueuse était historiquement connue de l'île Pelée et des îles avoisinantes (île Sister Est, récif de Little Chicken, île Hen) ainsi que du parc national de la Pointe-Pelée. Il est difficile d'échantillonner les moules dans ces zones en raison de l'accès et de la profondeur. L'espèce a été signalée pour la première fois en 1960³, alors que 20 coquilles fraîches ont été observées (19 coquilles entières, une valve). Depuis, seuls six individus vivants ont été signalés (1969, $n = 2$; 1970, $n = 3$; 1982, $n = 1$). De 1961 à 1990, 236 coquilles fraîches ont été observées (en plus de sept autres valves fraîches) dans le cadre de nombreux relevés à intervalle chronométré. Un individu vivant a été observé pour la dernière fois dans le lac Érié en 1982, et les cinq valves altérées recueillies en 2005 sont la preuve la plus récente de la

³ Les archives de musée de cette espèce existent depuis 1941, 1954 et 1975, mais ne contiennent pas suffisamment d'information pour le confirmer.

présence de l'espèce à cet endroit. La mulette verruqueuse est considérée comme disparue de cet endroit (COSEPAC 2021).

ÉVALUATION DE LA POPULATION

Pour évaluer l'état des populations de mulette verruqueuse en Ontario, chaque population a été classée d'après son abondance (indice d'abondance relative) et sa trajectoire (trajectoire de la population; Tableau 2). L'indice d'abondance relative (disparue du pays, faible, moyenne, élevée ou inconnue) tient compte des estimations de la densité médiane et des estimations grossières de la longueur des rivières occupée présentées dans le Tableau 1. La population de la rivière Sydenham est la plus importante et la mieux étudiée au Canada, de sorte qu'elle sert de comparatif pour l'évaluation des autres populations.

La trajectoire de la population (en déclin, stable, en augmentation, inconnue) est basée sur les meilleures connaissances disponibles sur la trajectoire actuelle de chaque population. Les données de relevé préliminaires montrent que la densité de la mulette verruqueuse dans la rivière Ausable a peu changé au cours de trois périodes d'échantillonnage, passant d'une moyenne de bassin versant de 0,18 (ET \pm 0,12) individu/m² lors des relevés par quadrat initiaux de 2006 à 2008 à 0,16 (\pm 0,07) individus/m² au cours des relevés de suivi de 2011 à 2013, et à 0,18 (\pm 0,14) individus/m² au cours des relevés de 2018 à 2022. Le taux de croissance modélisé de la population de la rivière Ausable au cours de cette période était de 1,016 (IC : 0,985 à 1,049), qui n'est pas très éloigné de 1 (c.-à-d. stable; Annexe A). Dans la rivière Sydenham, la densité a augmenté, passant d'une moyenne de 1,56 (\pm 0,49) individu/m² dans le bassin versant lors des premiers relevés par quadrat (1999-2003) à 2,69 (\pm 0,91) individus/m² lors des relevés de suivi (2012-2015); cette augmentation de la densité a été observée dans huit des dix sites de quadrats individuels échantillonnés (COSEPAC 2021). Le taux de croissance modélisé de la population pour la rivière Sydenham était de 1,047 (IC à 95 % : 1,037 à 1,058) (van der Lee *et al.*, en préparation¹). De même, dans la rivière Thames, la densité a augmenté, passant d'une moyenne de 0,10 (\pm 0,05) individu/m² dans le bassin versant lors des premiers relevés par quadrat (2004-2010) à 0,31 (\pm 0,15) individus/m² lors des relevés de suivi (2015-2017); cette augmentation de la densité a été observée dans six des huit sites de quadrats individuels (COSEPAC 2021). Le taux de croissance modélisé de la population pour la rivière Thames était de 1,157 (IC à 95 % : 1,10 à 1,221) (van der Lee *et al.*, en préparation¹). L'analyse des tendances démographiques est illustrée à la Figure 4. Ces données de séries temporelles sont essentielles pour établir des trajectoires de population. Cela dit, les périodes entre les relevés initiaux et de suivi sont trop courtes dans le contexte de la durée d'une génération de cette espèce (c.-à-d. environ 26 ans) pour tirer des conclusions solides quant à la trajectoire.

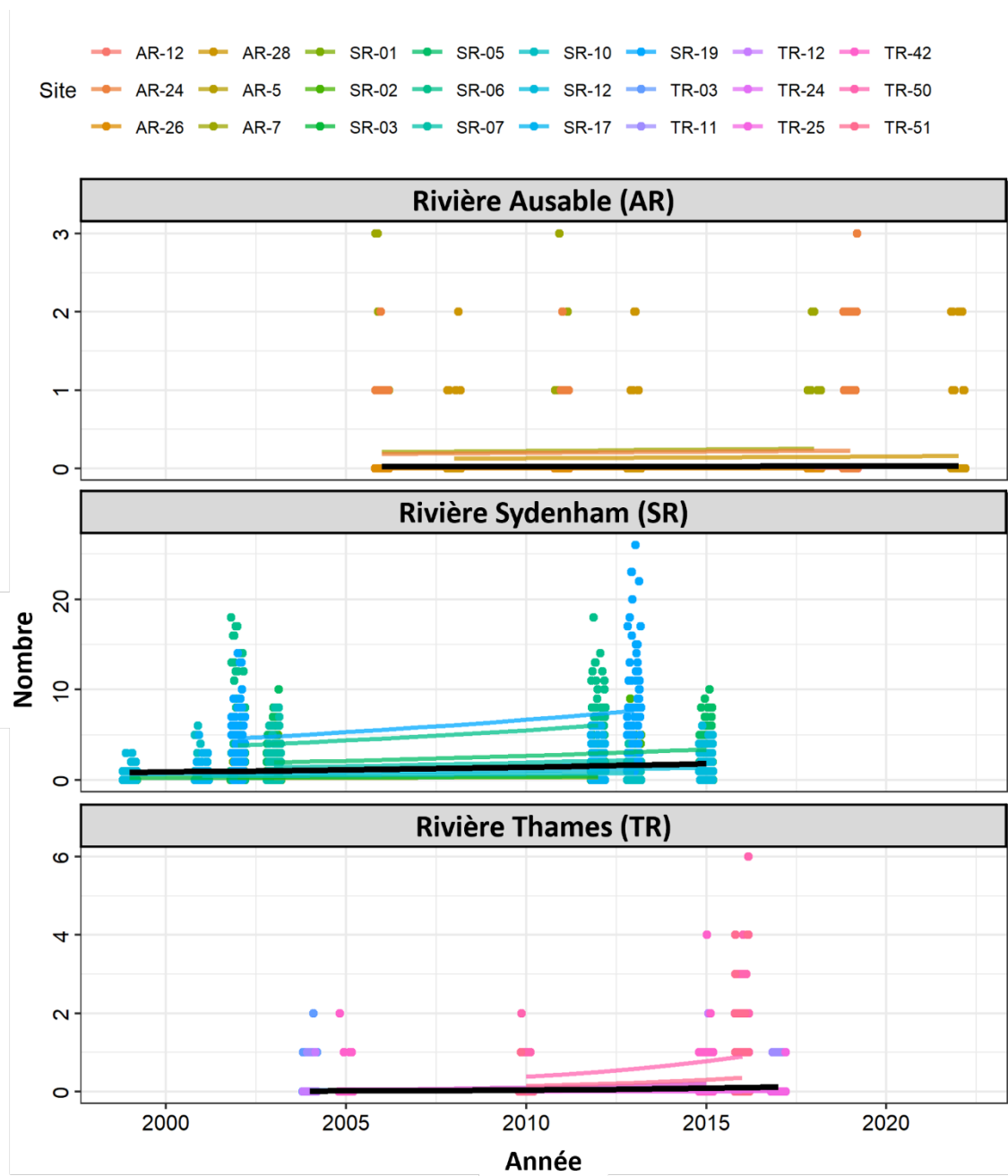


Figure 4. Tendances démographiques pour les rivières Ausable, Sydenham et Thames à la suite d'une analyse de la densité et de la trajectoire de la population sur des sites de quadrats normalisés dans chaque rivière (van der Lee et al., en préparation¹; Annexe A).

Tableau 2. Indice d'abondance relative et trajectoire des populations de mulette verruqueuse en Ontario. Une certitude a été associée à chaque paramètre selon les éléments suivants : 1 = analyse quantitative; 2 = CPUE ou échantillonnage normalisé; 3 = opinion d'expert. Les taux de croissance de la population (λ) pour les rivières Sydenham et Thames sont tirés de van der Lee et al. (en préparation¹), et ont été calculés pour la rivière Ausable selon les mêmes méthodes (voir l'Annexe A).

Population	Indice d'abondance relative	Certitude	Trajectoire de la population*	Certitude
Rivière Ausable	Faible	1	Stable ($\lambda = 1.016$)	1
Rivière Sydenham	Élevé	1	En augmentation ($\lambda = 1.047$)	1
Rivière Thames	Moyen	1	En augmentation ($\lambda = 1.157$)	1

*Les taux de croissance de la population (λ) sont basés sur des données qui s'étendent sur 16, 16 et 13 ans pour les rivières Ausable, Sydenham et Thames, respectivement, ce qui est inférieur à la durée estimée la plus récente pour une génération de l'espèce, qui est de 26 ans (van der Lee et Koops 2023). Ces valeurs représentent la tendance actuelle, mais ne devraient pas être considérées comme une référence de trajectoire définitive sans années de données supplémentaires.

Le résultat de l'indice d'abondance relative est faible pour la rivière Ausable en raison de la faible densité estimée et de la petite zone occupée, moyen pour la rivière Thames en raison de la densité moyenne et de la grande zone occupée, et élevé pour la rivière Sydenham en raison de la forte densité et de la zone occupée modérée à grande.

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

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

		Trajectoire de la population			
		En augmentation	Stable	En diminution	Inconnue
Indice d'abondance relative	Faible	Mauvais	Mauvais	Mauvais	Mauvais
	Moyen	Passable	Passable	Mauvais	Mauvais
	Élevé	Bon	Bon	Passable	Passable
	Inconnue	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu
	Disparue	Disparue	Disparue	Disparue	Disparue

Tableau 4. État de toutes les populations de moule verruqueuse 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	Certitude
Rivière Ausable	Mauvais	1
Rivière Sydenham	Bon	1
Rivière Thames	Passable	1

BESOINS EN MATIÈRE D'HABITAT ET DE RÉSIDENCE

Élément 4 : Décrire les propriétés de l'habitat de la moule verruqueuse nécessaires pour compléter toutes les étapes du cycle biologique. Décrire la (ou les) fonction(s), la (ou les) caractéristique(s) et le(s) attribut(s) de l'habitat et quantifier la variation du (ou des) fonction(s) biologique(s) qu'assurent le(s) composante(s) de l'habitat selon l'état ou l'étendue de l'habitat, y compris les limites de la capacité de charge, s'il y en a.

HABITAT DES ADULTES

La moule verruqueuse habite les rivières de taille moyenne à grande et, occasionnellement, les habitats lacustres plus profonds. On la trouve généralement dans des zones où le courant est modéré à rapide, mais elle tolère un écoulement lent et a été observée dans des zones endiguées (Ostby 2005, Haggerty *et al.* 1995). On la trouve à la jonction entre le substrat et l'eau à des profondeurs très variables allant jusqu'à 6 m, et généralement sur des substrats plus grossiers de galets, de gravier, de sable, et occasionnellement de boue et de galets (Parmalee et Bogan 1998, COSEPAC 2021, données non publiées du MPO). La moule verruqueuse a été associée à une augmentation de la profondeur de l'eau et à une diminution de la contrainte de cisaillement dans la rivière Clinch, au Tennessee (Ostby 2005). Un modèle de répartition des espèces d'unionidés en péril au Michigan a révélé la corrélation positive entre la moule verruqueuse et des débits élevés, ainsi que la corrélation négative entre la moule verruqueuse et une forte intensité d'utilisation des terres urbaines dans le bassin récepteur, et la quantité de rivière ouverte en amont des barrages, cette dernière indiquant probablement sa tolérance à des conditions de débit variables (Daniel *et al.* 2018). D'après les relevés de l'UMBO et les récents échantillonnages effectués en Ontario (c.-à-d. depuis 1997) où des données sur l'habitat ont été recueillies, la vitesse moyenne d'écoulement de l'eau était de 0,376 m/s (fourchette : 0,00-2,63 m/s) et la profondeur moyenne de l'eau était de 0,249 m (0,04-0,78 m) sur les sites où l'on trouvait des moules verruqueuses adultes (plus de 55 mm). Le substrat de ces sites était composé en moyenne de 32 % (fourchette : 0-90 %) de gravier, 26 % (0-80 %) de sable, 24 % (0-70 %) de galets, 10 % (0-80 %) de rochers et 6 % (0-60 %) de limon (données non publiées de la base de données sur les Unionidés des Grands Lacs inférieurs).

Les moules adultes se trouvent souvent dans des gisements de moules d'espèces multiples, que l'on présume être des parcelles d'habitat de haute qualité. Ces gisements se trouvent souvent dans des rivières dont les substrats sont stables lors des débits de pointe, mais qui restent mouillés lors des faibles débits (Strayer 1999, Morales *et al.* 2006, Randklev *et al.* 1999). L'emplacement des gisements de moules peut aussi être lié à l'hydrodynamique, les moules juvéniles se déposant dans un habitat approprié (French et Ackerman 2014, Lum 2020). Ces gisements leur offrent sans doute une certaine protection contre les prédateurs grâce à leur nombre.

HABITAT DES JUVÉNILES

On sait peu de choses sur les préférences des moules juvéniles en matière d'habitat en raison de leur capacité assez limitée à choisir un habitat approprié lorsqu'elles abandonnent leur poisson-hôte (Schwalb et Ackerman 2011), ou à se déplacer vers un meilleur habitat. Neves et Widlak (1987) ont évalué l'utilisation des microhabitats par les moules juvéniles dans le ruisseau Big Moccasin, en Virginie (la moule verruqueuse n'y est pas présente), et ont observé une plus grande abondance de moules juvéniles dans les bancs et les rapides derrière les rochers que dans les autres types d'habitats. La majorité des juvéniles prélevés se trouvaient à une profondeur de 0 à 8 cm sous la surface du substrat. En Ontario, on a trouvé des juvéniles de moule verruqueuse dans les mêmes habitats que les adultes, enfouis dans les sédiments. D'après les relevés de l'UMBO tirés des récents échantillonnages effectués en Ontario où des données sur l'habitat ont été recueillies, la vitesse moyenne d'écoulement de l'eau était de 0,373 m/s (fourchette : 0 à 2,05 m/s) et la profondeur moyenne de l'eau était de 0,250 m (0,04-0,78 m) sur les sites où l'on trouvait des moules verruqueuses juvéniles (≤ 55 mm). Le substrat de ces sites était composé en moyenne de 33 % (0-85 %) de gravier, de 25 % (0-75 %) de sable, de 25 % (0-70 %) de galets, de 10 % (0-80 %) de rochers et de 5 % (0-40 %) de limon.

HABITAT DES GLOCHIDIÉS

Une fois que les glochidiés sont relâchés par la femelle (sur le magasin du manteau ou dans un conglutinant), elles doivent trouver un poisson-hôte, réussir à s'y attacher et à s'enkyster dans les tissus des branchies. Bien qu'aucune recherche sur les poissons-hôtes de la moule verruqueuse n'ait été menée au Canada, on pense que les plus grandes espèces de barbottes (Ictaluridés) servent d'hôtes (Hove *et al.* 1997, COSEPAC 2021). Les barbottes (*Ameiurus* spp.) sont omniprésentes dans les cours d'eau chauds à faible gradient et les zones humides (ainsi que dans les baies chaudes et peu profondes des lacs) dans une grande partie du sud de l'Ontario, y compris dans les rivières Ausable, Sydenham et Thames. Elles sont benthiques et occupent généralement des habitats fortement végétalisés dont les cours d'eau comportant de nombreux éléments de couvert et des substrats mous (Scott et Crossman 1998, Holm *et al.* 2009). La barbotte de rivière est connue pour occuper les lacs et les rivières de taille moyenne à grande dans le sud de l'Ontario où se trouvent des substrats plus grossiers (sable, gravier, galets). Certains individus se déplacent sur de longues distances de façon quotidienne ou saisonnière (p. ex. déplacement annuel moyen de 32,7 à 91,0 km [ET \pm 28,0-93,8 km] selon une étude dans le lac Winnipeg), les périodes d'activité coïncidant avec la période de dégel (Scott et Crossman 1998, Enders *et al.* 2019). En outre, la barbotte à tête plate a été identifiée comme un poisson-hôte potentiel et a été régulièrement détectée dans le cours inférieur de la rivière Thames depuis 2016. La présence de plusieurs classes de taille de cette espèce indique qu'une reproduction est probablement en cours (Illes *et al.* 2019). La barbotte à tête plate préfère les eaux profondes des rivières ou des lacs de taille moyenne à grande dont les cours d'eau comportent de nombreux éléments de couvert et des rives surplombantes. Les enregistrements de ces espèces dans le sud-ouest de l'Ontario provenant de divers efforts d'échantillonnage du MPO sont illustrés à la Figure 5. La barbotte noire, la barbotte jaune et la barbotte de rivière sont considérées comme étant « non en péril » ou « apparemment non en péril » en Ontario (NatureServe 2022). Toutes ces espèces sont aussi considérées comme tolérantes à la pollution, capables de résister à un large éventail de conditions (Scott et Crossman 1998) et, à ce titre, il est peu probable qu'elles empêchent la moule verruqueuse de terminer son cycle vital. Une étude réalisée au Michigan a montré que la répartition de la moule verruqueuse était moins limitée par la disponibilité des hôtes que celle d'autres unionidés (Daniel *et al.* 2018).

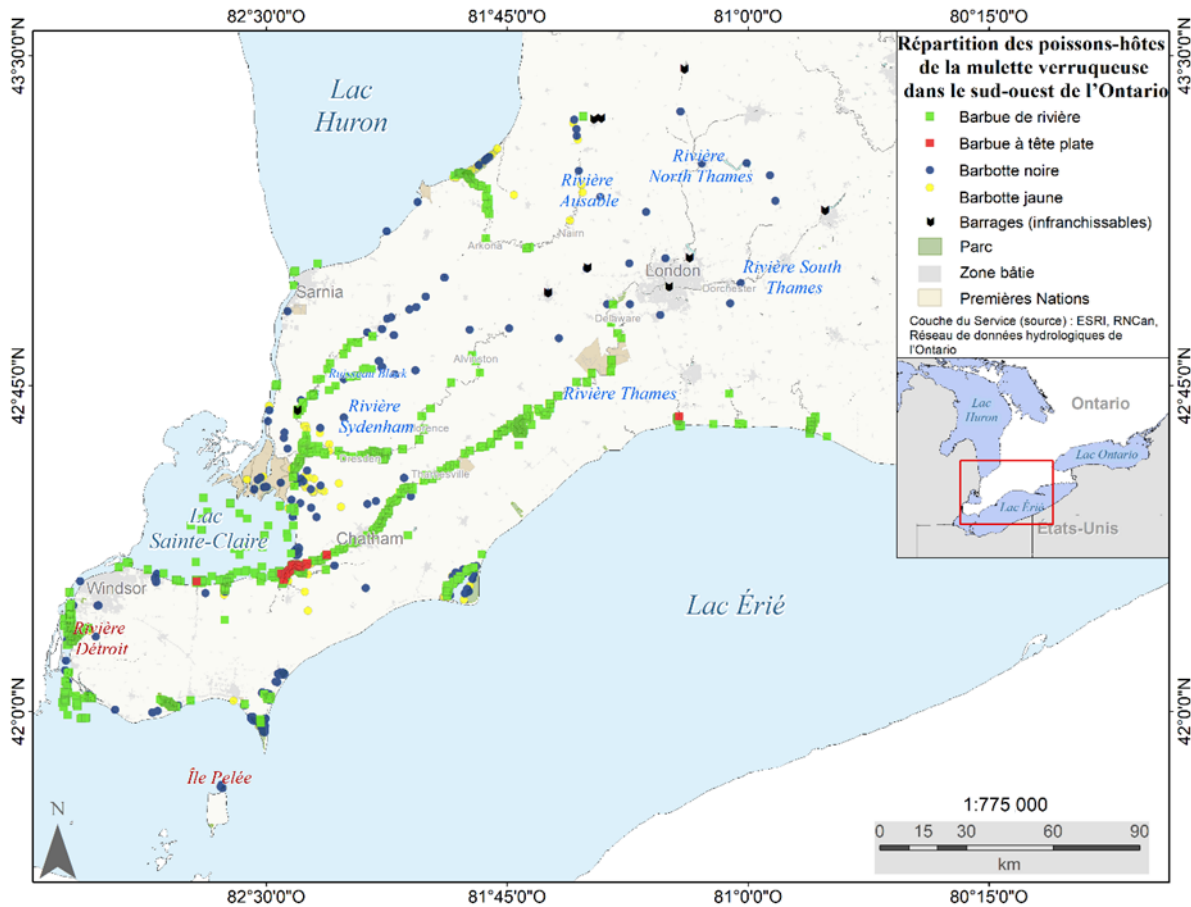


Figure 5. Enregistrements de la barbotte, de la barbue de rivière et de la barbue à tête plate dans le sud-ouest de l'Ontario provenant de divers efforts d'échantillonnage ([Base de données sur la biodiversité des poissons](#)). Remarque : ces enregistrements ne représentent peut-être pas la répartition complète des espèces du sud-ouest de l'Ontario.

FONCTIONS, CARACTÉRISTIQUES ET PARAMÈTRES

Les fonctions, les caractéristiques et les paramètres essentiels associés à l'habitat de la mulette verruqueuse au Canada sont décrits pour guider la désignation de l'habitat essentiel de cette espèce (Tableau 5). L'habitat nécessaire à chacun des stades du cycle vital de l'espèce s'est vu attribuer une fonction du cycle vital qui correspond à un besoin biologique de la mulette verruqueuse. En plus de la fonction correspondant à un besoin biologique, un élément de l'habitat a été attribué à chaque stade du cycle vital. Une caractéristique est une composante structurelle de l'habitat dont l'espèce a besoin pour terminer son cycle vital. Le tableau décrit également les paramètres de l'habitat; il s'agit de composantes mesurables décrivant la façon dont les caractéristiques de l'habitat soutiennent la fonction de chacun des stades biologiques. Les paramètres de l'habitat optimal tirés de la documentation ont été combinés avec les paramètres des enregistrements récents pour montrer la plage de valeurs de l'habitat dans lequel la mulette verruqueuse peut être trouvée (remarque : l'espèce peut actuellement occuper des zones où l'habitat n'est pas optimal).

Tableau 5. Résumé des fonctions, des caractéristiques et des paramètres essentiels de l'habitat pour chaque stade du cycle vital de la moule verruqueuse au Canada. Les paramètres de l'habitat tirés de la documentation publiée et ceux enregistrés lors d'échantillonnages récents peuvent être utilisés pour appuyer la délimitation de l'habitat essentiel.

Stade du cycle vital	Fonction	Caractéristique	Paramètre		Habitat essentiel
			Ouvrages scientifiques	Connaissances récentes	
Fraie et fertilisation (du printemps au début de l'été)	Reproduction	Tronçons de rivières petites à grandes	Substrat de galets, de gravier, de petits rochers; profondeur de l'eau 0,4-1,2 m; température de l'eau 9 °C ou plus (Jirka et Neves 1992)	-	Tronçons de rivières de taille moyenne à grande avec un courant modéré à rapide et substrats de sable, de gravier et de galets.
Stade de glochidie enkystée (de la fin de l'été à l'automne)	Alimentation Refuge Reproduction	Comme ci-dessus en présence de poissons-hôtes (les poissons-hôtes présumés comprennent : les barbottes noires et jaunes, la barbue de rivière et possiblement la barbue à tête plate).	Barbottes noires et jaunes : cours d'eau à faible gradient, baies chaudes et peu profondes des lacs et des zones humides; Barbue de rivière et barbue à tête plate : rivières de taille moyenne à grande ou zones plus profondes des lacs avec une végétation abondante et un refuge dans le cours d'eau (p. ex. des débris ligneux grossiers) (Scott et Crossman 1998, Holm <i>et al.</i> 2009).	Chimie de l'eau : conductivité moyenne = 558,6 µs/cm (fourchette : 5,49-863 µs/cm); oxygène dissous moyen = 9,07 mg/l (5,68-20 mg/l); pH moyen = 8,32 (7,19-9,12); Paramètres physiques : profondeur moyenne = 2,07 m (0,26-9,60 m); vitesse moyenne d'écoulement de l'eau = 0,02 m/s (0-0,26 m/s); largeur moyenne du cours d'eau = 93 m (11-233 m); couverture moyenne de débris ligneux = 13 % (0-60 %); Composition moyenne du substrat : 39 % (0-95 %) d'argile, 36 % (0-80 %) de limon, 13 % (0-80 %) de matière organique, 9 % (0-100 %) de sable. (Base de données sur la biodiversité des poissons des rivières Ausable, Sydenham et Thames où les poissons-hôtes sont présents)	Comme ci-dessus. Présence d'un nombre suffisant de poissons-hôtes.

Stade du cycle vital	Fonction	Caractéristique	Paramètre		Habitat essentiel
			Ouvrages scientifiques	Connaissances récentes	
Juvenile (de 0 à environ 7 ans ou 55 mm)	Alimentation Refuge Reproduction	Tronçons de rivières petites à grandes présentant une combinaison de substrats mous et durs propices à l'enfouissement.	-	Vitesse moyenne d'écoulement de l'eau de 0,373 m/s (fourchette : 0,00-2,05 m/s); Profondeur moyenne de 0,250 m (0,04-0,78 m); Composition moyenne du substrat : 33 % (0-85 %) de gravier, 25 % (0-75 %) de sable, 25 % (0-70 %) de galets, 10 % (0-80 %) de rochers et 5 % (0-40 %) de limon (données non publiées de la base de données sur les Unionidés des Grands Lacs inférieurs)	Comme ci-dessus.
Adulte (> 7 ans ou 55 mm)	Alimentation Refuge	Tronçons de rivières petites à grandes	Substrat variable de sable, de gravier, de galets, de petits rochers, parfois de limon; débit presque nul à rapide; (Jirka et Neves 1992, Haggerty <i>et al.</i> 1995); profondeurs de 0,6 à 6 m (Parmalee et Bogan 1998, COSEPAC 2021)	Vitesse moyenne d'écoulement de l'eau : 0,376 m/s (fourchette : 0,00-2,63 m/s); Profondeur moyenne de l'eau : 0,249 m (0,04-0,78 m); Composition moyenne du substrat : 32 % (0-90 %) de gravier, 26 % (0-80 %) de sable, 24 % (0-70 %) de galets, 10 % (0-80 %) de rochers et 6 % (0-60 %) de limon (données non publiées de la base de données sur les Unionidés des Grands Lacs inférieurs)	Comme ci-dessus.

Élément 5 : *Fournir des renseignements sur l'étendue spatiale des zones de l'aire de répartition de la moule verruqueuse qui sont susceptibles de présenter les propriétés de l'habitat.*

Comme la compréhension de l'habitat de la moule verruqueuse est assez générale, la majeure partie de son aire de répartition en Ontario est susceptible de contenir des parcelles ou des tronçons d'habitat approprié, mais l'étendue spatiale n'a pas été explicitement cartographiée. Les zones susceptibles de contenir un substrat et des conditions d'écoulement adéquats sont considérées comme le tronçon entre Nairn et Arkona dans la rivière Ausable, d'une longueur d'environ 62,2 km; un tronçon presque continu dans la rivière Sydenham Est de 85,9 km de Napier à l'aval de Dresden; et 9,6 km de Plover Mills à l'amont du lac Fanshawe sur la rivière North Thames, 23,6 km de Dorchester jusqu'à « The Forks » (barrage Hunt) à London sur la rivière South Sud, et 136,0 km du Delaware jusqu'à Kent Bridge (peut-être 46,9 km supplémentaires jusqu'à l'embouchure) sur le cours principal de la rivière Thames. Il est peu probable que l'ensemble de ces tronçons soit approprié et il existe sans doute d'autres habitats appropriés au-delà de ces segments de rivière connus.

Élément 6 : *Quantifier la présence et l'étendue des contraintes associées à la configuration spatiale, comme la connectivité et les obstacles à l'accès, s'il y en a.*

Il existe plusieurs barrières physiques qui pourraient empêcher la moule verruqueuse et ses poissons-hôtes de se disperser ou d'accéder à de nouveaux habitats. Il y a deux barrages importants, soit le barrage Exeter et le barrage Morrison, sur la rivière Ausable, situés à environ 25 km en amont de Nairn, l'extrémité en amont de l'aire de répartition connue de la moule verruqueuse (COSEPAC 2021, K. Jean, comm. pers.). Il y a deux barrages situés en amont de Napier sur la rivière Sydenham, sur la rue Head à Strathroy (53 km en amont d'Alvinston) et du barrage Coldstream à Greystead (72 km en amont d'Alvinston), et 11 barrages et barrières supplémentaires plus petits à travers l'aire de répartition de la moule verruqueuse. La rivière Sydenham possède également l'une des plus grandes structures de contrôle des inondations en Ontario, le canal d'évacuation des crues McKeough, situé à 12 km au nord de Wallaceburg, en Ontario. Cette structure contrôle environ 37 % des bassins versants des rivières Sydenham Est et Nord (Office de protection de la nature de la région de St. Clair 2018; Office de protection de la nature de la région de St. Clair 2022). Les vannes restent ouvertes dans des conditions de débit normales, mais se ferment en cas de débit élevé et l'eau déborde dans un canal de dérivation. Les poissons et les moules peuvent être entraînés dans le canal de dérivation lors de ces événements. Il y a trois grands barrages et dix barrages de taille petite à moyenne dans le bassin versant de la partie supérieure de la rivière Thames qui pourraient avoir un impact sur la dispersion; quatre d'entre eux se trouvent à l'intérieur de l'aire de répartition de la moule verruqueuse, et cinq autres se trouvent à plus de 40 km en amont de l'aire de répartition connue. Le barrage de Fanshawe est totalement infranchissable pour les poissons et isole la sous-population de moule verruqueuse de la rivière North Thames du reste de la rivière Thames. Le barrage de Hunt est situé à 2 km en amont de « The Forks » à London et peut limiter le passage des poissons et des moules entre la rivière South Thames et d'autres bras. Il y a 225 barrières supplémentaires dans le bassin versant (Office de protection de la nature de la rivière Thames supérieure 2022). Dans les trois bassins versants, on ne sait pas dans quelle mesure ces petits barrages et ces barrières empêchent le déplacement des animaux aquatiques.

Il n'y a pas de barrières physiques majeures empêchant le déplacement de la moule verruqueuse ou de ses poissons-hôtes entre les populations (y compris les sites desquels elle a disparu). L'habitat dans le corridor Huron-Érié (c.-à-d. le lac Huron inférieur, la rivière Sainte-Claire, le lac Sainte-Claire, la rivière Détroit jusqu'à l'ouest du lac Érié) est probablement inadéquat et les distances sont trop grandes pour que les barbottes hôtes se déplacent, mais il se peut que ça ne soit pas le cas pour la barbotte de rivière. Cela dit, les dreissenidés peuvent

créer une barrière biologique à la dispersion, étant donné que l'habitat dans les Grands Lacs et les voies interlacustres est encore en grande partie inhospitalier pour les unionidés en raison de la présence de dreissenidés. La moule verruqueuse semble tolérer une gamme de conditions environnementales, mais sa répartition très limitée dans le sud-ouest de l'Ontario indique qu'il y a probablement un habitat ou d'autres variables environnementales qui sont importantes pour l'espèce et qui sont encore inconnues.

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

Au sens de la LEP, « Résidence » s'entend d'un « gîte – terrier, nid ou autre aire ou lieu semblable – occupé ou habituellement occupé par un ou plusieurs individus pendant tout ou partie de leur vie, notamment pendant la reproduction, l'élevage, les haltes migratoires, l'hivernage, l'alimentation ou l'hibernation ». Selon l'interprétation du MPO, la résidence est construite par l'organisme (MPO 2010). Dans le contexte de la description narrative ci-dessus des exigences en matière d'habitat aux stades de glochidie, de juvénile et d'adulte, la moule verruqueuse ne construit pas de résidence au cours de son cycle vital.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS POUR LA SURVIE ET AU RÉTABLISSEMENT DE LA MULETTE VERRUQUEUSE

Élément 8 : *Évaluer et prioriser les menaces à la survie et au rétablissement de la moule verruqueuse.*

Les moules d'eau douce sont parmi les taxons les plus menacés au monde. Environ 72 % des espèces d'Amérique du Nord font l'objet de préoccupations liées à la conservation, en raison de l'altération généralisée de l'habitat, de la pollution et des EAE (en particulier les dreissenidés) (Bogan 1993, Williams *et al.* 1993, Metcalfe-Smith *et al.* 1998, Ricciardi et Rasmussen 1999). Un certain nombre de menaces peuvent compromettre la survie et le rétablissement de la moule verruqueuse au Canada. La pollution d'origine agricole et urbaine, les répercussions des changements climatiques (p. ex. les sécheresses), les interactions biotiques des EAE et le dragage sont considérés comme les plus grandes menaces pour cette espèce (COSEPAC 2021). Bien que la moule verruqueuse dépende de poissons-hôtes, probablement des ictaluridés de plus grande taille, pour terminer son cycle vital, l'évaluation des menaces ne prend pas en compte les menaces pesant sur ces espèces. La barbotte est connue pour être une espèce d'eau chaude tolérante à la pollution qui fraye dans des habitats variables à la fin du printemps (Scott et Crossman 1998) et est susceptible d'être affectée dans une moindre mesure que la moule verruqueuse par les effets de la pollution ou des changements climatiques. Ces poissons peuvent entrer en compétition avec des EAE comme le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*) pour les proies benthiques, mais leur stratégie d'alimentation omnivore ou opportuniste réduit probablement les interactions concurrentielles. Les obstacles au passage des poissons sur les rivières Ausable, Sydenham et Thames ne constituent probablement pas une menace pour les barbottes hôtes qui terminent leur propre cycle vital, mais pourraient représenter un obstacle à la dispersion des glochidies de la moule verruqueuse. Les menaces sont classées d'après les indications du COSEPAC (2021), en fonction de Salafsky *et al.* (2008).

POLLUTION

Comme elles s'alimentent par filtration et de façon sédentaire, les moules d'eau douce sont généralement vulnérables aux effets de la pollution, tant dans la colonne d'eau que dans les sédiments. Les glochidies et les moules juvéniles sont les plus vulnérables aux effets des contaminants, tandis que les adultes sont mieux à même de résister à des expositions aiguës

par l'évitement comportemental (fermeture des valves et fouissage) avec moins de conséquences métaboliques (Shick *et al.* 1988, Byrne *et al.* 1990, Cope *et al.* 2008). Il existe des preuves que les conglutinants de glochidies enrobés de mucus peuvent offrir une protection contre certains contaminants (Gillis *et al.* 2008, Gillis 2011). Les premiers stades du cycle vital sont les plus vulnérables à la pollution (Gillis *et al.* 2008, Gillis 2011). Cependant, les polluants qui ont un impact sur les adultes sont les plus susceptibles d'entraîner un déclin de la population (van der Lee et Koops 2023). À notre connaissance, la muette verruqueuse n'a pas été utilisée dans le cadre d'essais de toxicité et les effets particuliers des contaminants sont inconnus pour cette espèce, mais elle se situe probablement dans les fourchettes de vulnérabilité connues publiées pour d'autres espèces de moules d'eau douce (Raimondo *et al.* 2016).

Effluents agricoles et sylvicoles

Les trois bassins hydrographiques de l'Ontario où l'on trouve des populations de muettes verruqueuses sont tous caractérisés par une utilisation intensive des terres agricoles, allant d'environ 70 à 80 %, avec une forte proportion de cours d'eau canalisés ou faisant l'objet de drainage souterrain ou au moyen de tuyaux (Office de protection de la nature de la région d'Ausable Bayfield 2018a,b, Office de protection de la nature de la région de St. Clair 2018, Office de protection de la nature de la rivière Thames supérieure 2017a,b,c,d). Environ 4 700 km de cours d'eau dans le bassin versant de la rivière Sydenham sont classés comme faisant l'objet de drainage (60 % des cours d'eau), et 4 800 km dans la partie inférieure de la rivière Thames. Ces bassins versants ont des niveaux de nutriments qui dépassent souvent les lignes directrices provinciales (Annexe D), et les zones riveraines tampons qui filtreraient le ruissellement agricole sont souvent mal établies (Poole et Downing 2004).

L'envasement et la sédimentation des cours d'eau constituent une menace généralisée pour la vie aquatique dans le sud-ouest de l'Ontario et peuvent provenir de nombreuses sources agricoles, notamment l'accès du bétail aux rivières, les mauvaises pratiques de rétention des sols, les problèmes d'érosion et de stabilité des berges, et sont aggravés par l'absence de zones riveraines tampons. Les sédiments peuvent être en suspension, ce qui entraîne une turbidité élevée, ou se déposer sur des substrats plus grossiers et des animaux vivants. Les sédiments en suspension peuvent obstruer les siphons inhalants et les branchies, interrompant l'alimentation, la respiration, la croissance et la reproduction (Tuttle-Raycraft *et al.* 2017, Goldsmith *et al.* 2021, Luck et Ackerman 2022). Lorsque les moules filtrent l'eau, elles retirent les éléments non alimentaires pour les expulser et, dans les zones très turbides, le tri des sédiments peut devenir trop coûteux sur le plan énergétique par rapport à l'apport de nourriture (Madon *et al.* 1998, Tokumen *et al.* 2016, Tuttle-Raycraft et Ackerman 2019). Les sédiments peuvent obstruer les branchies, entraînant une réduction des taux de respiration et d'absorption de l'oxygène (Madon *et al.* 1998, Aldridge *et al.* 1987). La quantité totale élevée de solides en suspension peut nuire à la reproduction chez les femelles et une production accrue de matières pseudofécales peut entraîner l'expulsion du sperme avant qu'il ne soit capté. Dans une étude, l'espèce avec une courte période de reproduction utilisant les quatre ensembles de branchies pour couvrir les glochidies a connu un plus grand stress respiratoire que l'espèce avec une longue période de reproduction n'utilisant que deux ensembles de branchies (Gascho Landis et Stoeckel 2016). Cependant, la muette verruqueuse semble n'utiliser que les deux hémibranches extérieures (Campbell *et al.* 2005). Osterling *et al.* (2010) ont constaté une réduction du recrutement de juvéniles et de la croissance des adultes dans les cours d'eau dont la turbidité était trois à quatre fois plus élevée. Des charges élevées de sédiments en suspension peuvent réduire les interactions entre les moules et les poissons-hôtes, en particulier lorsque des leurres, des manteaux et des conglutinants imitant les proies sont utilisés pour attirer les poissons-hôtes (Goldsmith *et al.* 2021), bien que la muette verruqueuse puisse

être moins touchée que d'autres espèces lorsqu'elle utilise des masses de congulants non spécifiques. Les fortes charges sédimentaires peuvent également rendre les poissons-hôtes moins susceptibles d'être infestés, car les tissus des branchies des poissons peuvent être endommagés par les sédiments abrasifs, ou le mucus sécrété pour protéger les tissus des branchies de l'abrasion peut réduire les taux de fixation et de métamorphose (Goldsmith *et al.* 2021 d'après Beussink 2007). Pour les moules enfouies, le dépôt de limon et d'autres particules fines peut obstruer l'espace interstitiel, réduisant l'alimentation (pour les juvéniles) et la respiration, et peut avoir un impact sur l'activité de fouissage ou mener à la mort (Brim Box et Mossa 1999).

La charge en nutriments est une autre conséquence de l'utilisation des terres agricoles qui peut avoir un effet négatif sur les moules et les poissons-hôtes. Les nutriments peuvent provenir d'un certain nombre de sources agricoles, dont les engrais et le fumier, et peuvent être remis en suspension lors des activités d'entretien des drains ou lorsque le bétail accède aux cours d'eau. Les nutriments augmentent la productivité primaire, surtout la croissance des algues, ce qui peut réduire l'oxygène dissous dans une journée et dans une saison (c.-à-d. pendant les périodes de décomposition). Cette réduction peut donc avoir un impact sur la respiration et causer la mortalité en raison de niveaux extrêmes d'anoxie (Sparks et Strayer 1998). Les engrais et autres composés azotés peuvent hausser les niveaux d'ammoniac dans l'environnement aquatique, et les moules d'eau douce sont parmi les taxons les plus vulnérables à l'ammoniac, surtout aux premiers stades du cycle vital (Augsburger *et al.* 2003, Wang *et al.* 2007). Le potassium, que l'on trouve souvent dans les engrais, est également toxique pour les moules aux premiers stades du cycle vital (Gillis *et al.* 2021). Les concentrations d'ammoniac et de potassium dans les rivières de l'Ontario dépassent parfois l'EC₁₀ (concentration à laquelle 10 % des individus présentent un effet) pour les glochidies de la villeuse irisée (*Cambarunio iris*), une autre moule dont la conservation est préoccupante (Salerno *et al.* 2020).

Enfin, les pesticides appliqués dans les champs agricoles ou occasionnellement dans l'eau ou à sa proximité pour lutter contre les espèces aquatiques envahissantes (p. ex. le glyphosate pour le *Phragmites australis australis*) peuvent aussi être toxiques pour les moules d'eau douce, en fonction du degré d'exposition (Keller et Ruessler 1997, Bringolf *et al.* 2007), et des effets génotoxiques ont également été signalés (Conners et Black 2004). Par ailleurs, des évaluations probabilistes des risques fondées sur les niveaux mesurés de pesticides largement utilisés (néonicotinoïdes, fongicides, carbamates, organophosphates et buténolides) dans les eaux de l'Ontario et sur chacune de leurs toxicités pour les moules d'eau douce (la lampsile siliquoïde [*Lampsilis siliquoidea*], la lampsile fasciolée [*Lampsilis Fasciola*] et la villeuse irisée) ont révélé que les moules n'étaient pas vulnérables aux 13 pesticides testés et qu'aucun n'était considéré comme présentant un risque aux niveaux actuels dans l'environnement (Prosser *et al.* 2016, Salerno *et al.* 2018). Le Bayluscide (sel niclosamide éthanolamine) est un lampricide chimique appliqué stratégiquement dans tout le bassin des Grands Lacs pour lutter contre la lamproie (*Petromyzon marinus*) et pourrait avoir des effets négatifs sur les espèces indigènes vulnérables⁴. Une évaluation des risques relatifs des applications de Bayluscide granulaire pour les poissons et les moules à risque a récemment été réalisée par Andrews *et al.* (2021), et bien que la muette verruqueuse n'ait pas été incluse, les risques pour les espèces étroitement liées et se chevauchant indiquent que le risque pour la muette verruqueuse est sans doute faible à l'heure actuelle. La muette feuille d'érable, espèce étroitement apparentée, présentait un score

⁴ Il convient de noter que le lampricide est appliqué pour lutter contre les EAE et que, bien qu'il ne soit pas utilisé à des fins agricoles ou sylvicoles, sa fonction de pesticide ayant des répercussions sur les organismes non ciblés est mieux illustrée dans cette catégorie.

de toxicité relativement faible (seulement 3 % de mortalité ont été observés chez des individus exposés à des concentrations importantes sur le plan environnemental (Newton *et al.* 2017), et le ptychobranche réniforme (*Ptychobranchus fasciolaris*), qui a une répartition actuelle très similaire, a montré un très faible chevauchement spatial avec les applications de Bayluscide granulaire de 2011 à 2017 (Andrews *et al.* 2021).

Eaux usées domestiques et urbaines

La majorité des terres entourant les rivières Ausable, Sydenham et Thames sont utilisées à des fins agricoles, mais ces systèmes ne sont pas à l'abri des effets de l'urbanisation, et l'on s'attend à ce que le développement urbain continue d'augmenter dans le sud-ouest de l'Ontario. Les eaux usées urbaines et les eaux de ruissellement peuvent être à l'origine de nombreuses sources ponctuelles et diffuses de polluants préoccupants pour les moules d'eau douce.

Les sels de voirie utilisés pour le déglçage hivernal constituent une préoccupation majeure pour les moules d'eau douce, car le chlorure est l'une des substances les plus toxiques pour les unionidés, en particulier au stade de glochidie (Gillis, 2011; Pandolfo *et al.* 2012 b). Todd et Kaltenecker (2012) ont indiqué que les valeurs maximales de chlorure mesurées dans les rivières de l'Ontario (y compris les rivières Ausable et Thames) dépassaient les tolérances d'EC20 des glochidies relevées lors des tests en laboratoire (Gillis 2011). En utilisant des distributions modélisées de l'exposition aux chlorures et de la vulnérabilité des espèces, Prosser *et al.* (2017) ont déterminé qu'il y avait une probabilité d'environ 97 % que les niveaux chroniques de chlorure observés dans les rivières Sydenham et Thames dépassent le niveau auquel 95 % des espèces de moules seraient touchées négativement. Cette situation est sans doute la plus préoccupante dans la rivière Thames, où la densité des routes et l'utilisation des terres urbaines sont les plus élevées (Todd et Kaltenecker 2012, Sorichetti *et al.* 2022). Gillis *et al.* (2022) ont signalé une faible viabilité des glochidies exposées aux eaux de ruissellement des routes en hiver à partir d'échantillons prélevés dans le bassin versant de la rivière Thames au cours de tests en laboratoire, liée à des concentrations élevées de chlorure (et peut-être amplifiée lorsque du potassium était aussi présent). D'autres contaminants associés aux routes (p. ex. les hydrocarbures aromatiques polycycliques [HAP] et les métaux lourds) sont susceptibles d'avoir des effets négatifs sur l'alimentation, le comportement, la reproduction et la croissance, mais peuvent également avoir des effets toxiques et mutagènes sur les moules d'eau douce (Keller et Zam 1991, Marvin *et al.* 1994, Naimo 1995, Archambault *et al.* 2018).

Les bassins versants des rivières Ausable (n = 14), Sydenham (n = 18) et Thames (n = 30) comptent de nombreuses usines de traitement des eaux usées ou des eaux d'égout qui pourraient avoir un impact négatif sur la muette verruqueuse (Office de protection de la nature de la région d'Ausable Bayfield 2018ab, Office de protection de la nature de la région de St. Clair 2018; Office de protection de la nature du bassin versant supérieur de la rivière Thames 2017a,b,c,d). La plupart des eaux usées sont traitées avant d'être rejetées dans les rivières, mais tous les contaminants ne sont pas éliminés. Gillis *et al.* (2017) ont signalé une absence totale de moules sur un tronçon d'environ 7 km en aval d'une grande usine de traitement des eaux usées (plus de 200 000 ménages desservis) sur la rivière Grand, en Ontario, contrairement à une communauté de moules en bonne santé immédiatement en amont, probablement liée à un taux élevé de nitrite et d'ammoniac et à un faible taux d'oxygène dissous. Outre l'ammoniac, les effluents d'eaux usées municipales contiennent souvent d'autres composés potentiellement toxiques, comme des produits pharmaceutiques et des produits de soins personnels. Les composés œstrogéniques peuvent entraîner une féminisation et d'autres perturbations neuroendocriniennes chez les moules et les poissons, ce qui a des conséquences sur la reproduction (Gagné *et al.* 2004, Gagné *et al.* 2011, Tetreault *et al.* 2011). Bien que des

dizaines de produits pharmaceutiques et de soins personnels aient été détectés dans les tissus des moules à l'état sauvage (de Solla *et al.* 2016), les évaluations de la toxicité des effluents d'eaux usées municipales de l'Ontario ont révélé qu'aucun n'était toxique pour les moules aux niveaux trouvés dans l'environnement. Néanmoins, certains effets comportementaux ont été observés (Gilroy *et al.* 2014, 2017). En outre, les contaminants présents dans les eaux de ruissellement urbaines (p. ex. les métaux lourds) peuvent interagir avec ceux présents dans les effluents d'eaux usées, ce qui entraîne une réduction de l'état corporel et de la longévité des moules trouvées en aval de ces apports (Gillis 2012, Gillis *et al.* 2014). Les microplastiques provenant de sources urbaines et industrielles apparaissent également dans les eaux de surface et les sédiments autour du bassin des Grands Lacs (Driedger *et al.* 2015, Dean *et al.* 2018) et ont été documentés chez la lasmigone cannelée (*Lasmigona costata*) dans la rivière Grand (Wardlaw et Prosser 2020). Weir *et al.* (en préparation⁵) ont constaté que différents tissus de moules accumulaient les microplastiques à des degrés différents, ce qui déterminerait quelles fonctions biologiques sont altérées (le cas échéant). Les fosses septiques défectueuses ou lessivées ont également été désignées comme un problème dans les bassins versants des rivières Ausable et Sydenham (Office de protection de la nature de la région de St. Clair 2018; Office de protection de la nature de la région d'Ausable Bayfield, comm. pers.). Ces systèmes peuvent apporter des nutriments qui entraînent une prolifération accrue d'algues et une diminution de l'oxygène dissous.

CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET PHÉNOMÈNES MÉTÉOROLOGIQUES VIOLENTS

En général, les moules d'eau douce sont considérées comme vulnérables aux effets des changements climatiques en raison de leur dépendance à l'égard des poissons-hôtes pour terminer leur cycle vital et d'une capacité limitée à se disperser vers de nouveaux habitats si les conditions deviennent défavorables (Brinker *et al.* 2018). Cela dit, on ne sait pas dans quelle mesure les changements climatiques affecteront la moule verruqueuse au Canada, et bien que leurs effets soient mesurables en Ontario, aucun ne peut être mesuré actuellement pour la moule verruqueuse (COSEPAC 2021). On s'attend à des changements considérables des températures et des précipitations sur l'ensemble du territoire ontarien d'ici 2100, avec une hausse des températures annuelles moyennes, une diminution des précipitations totales pendant les étés et une augmentation pendant les hivers par rapport aux décennies précédentes (McDermid *et al.* 2015). Les changements climatiques peuvent avoir des effets indirects sur les moules et leur habitat (p. ex. augmentation des charges de nutriments et de turbidité, modification des régimes d'écoulement et de la vitesse de l'eau, augmentation de la prévalence des maladies, modification de la répartition des concurrents ou des prédateurs) (Lemmen et Warren 2004, COSEPAC 2021).

Sécheresses

Le plus grand effet des changements climatiques prévu pour la moule verruqueuse est une réduction de la quantité d'habitats et de leur qualité en raison de l'augmentation de la fréquence et de la gravité des sécheresses. Les sécheresses entraîneront une perte d'habitat, un risque accru de dessiccation, un risque accru de prédation provenant des prédateurs terrestres et aviaires, et des effets dépendant de la densité, comme une réduction de l'approvisionnement en

⁵ Weir, E., Robson, E., Prosser, R., Gillis, P., Bennett, J., Salerno, J., and Kidd, K. En prép. Using wild-caught freshwater mussels as bio-indicators for microplastic accumulation downstream of municipal wastewater treatment plants in the Grand River watershed. En préparation.

nourriture en raison de la concurrence, un risque accru de transmission de maladies en raison du surpeuplement, et une réduction de l'oxygène dissous en raison de la consommation. Les faibles débits pendant les sécheresses peuvent également entraîner une hausse des températures, une diminution de l'oxygène dissous et une augmentation de la turbidité. Après une grave sécheresse en Géorgie, l'abondance des moules a diminué d'au moins 50 % par rapport aux relevés effectués avant la sécheresse dans six des tronçons les plus touchés, mais les tronçons contenant des débris ligneux où des dépressions peu profondes se sont formées semblaient offrir un certain refuge aux moules (Golladay *et al.* 2004). De même, dans une rivière de l'Oklahoma, les moules vulnérables à la sécheresse (y compris la mulette pustulée [*Cyclonaias pustulosa*]) ont diminué de 67 % (alors que l'abondance des espèces tolérantes à la sécheresse n'a pas changé) au cours d'une période d'étude où le nombre de jours de sécheresse a augmenté de 37 % et a coïncidé avec la hausse des températures de l'air (Lopez *et al.* 2022). La mulette verruqueuse est considérée comme tolérante aux débits lents (Ostby 2005) et est sans doute plus résistante aux conditions de sécheresse que les espèces spécialisées dans les milieux lotiques.

En plus des sécheresses, des inondations extrêmes pourraient chasser les moules vers des habitats moins idéaux et affouiller les lits des cours d'eau, modifiant ainsi la composition du substrat dans les parcelles appropriées. Si les inondations se produisent pendant la saison de fraie, l'absorption du sperme par les femelles pourrait être limitée, ce qui réduirait le succès de la fécondation. De plus, la présence des congulins pourrait aussi être affectée, ce qui empêcherait le développement des larves. Les trois rivières habitées par la mulette verruqueuse au Canada sont considérées comme ayant des crues soudaines en raison du degré élevé de surfaces semi-imperméables dans les bassins hydrographiques (Office de protection de la nature de la région d'Ausable Bayfield 2018a,b, Office de protection de la nature de la région de St. Clair 2018, Office de protection de la nature du bassin versant supérieur de la rivière Thames 2017a,b,c,d).

Températures extrêmes

Les vagues de chaleur sont également susceptibles d'augmenter la fréquence et l'intensité des changements climatiques. Dans le cadre d'essais en laboratoire visant à simuler les conditions d'une vague de chaleur, les moules d'eau douce ont présenté une réaction physiologique (p. ex. changements des taux de clairance) et ont accumulé un coût associé à la régulation positive des protéines de choc thermique afin de résister à des expositions aiguës aux augmentations de température (Payton *et al.* 2016, Ferreira-Rodriguez *et al.* 2018). Les événements de mortalité de masse sont extrêmes, bien qu'ils ne soient pas des conséquences improbables des expositions aux vagues de chaleur, mais les effets à long terme des expositions répétées à la chaleur extrême au niveau de la population sont encore mal compris pour les espèces d'eau douce. La tolérance thermique mortelle et la température optimale de la mulette verruqueuse sont inconnues. Pandolfo *et al.* (2010) ont signalé un seuil de mortalité supérieur moyen de 33,1 °C (fourchette de 21,4 à 42,7 °C) pour 8 espèces de moules d'eau douce (glochidie et juvénile), tandis que Martin (2016) a fait état de tolérances plus élevées, allant de 33,2 à 40,8 °C pour 3 espèces (en notant les différences relatives à la température d'acclimatation et à l'âge); cependant, la tolérance thermique du poisson-hôte peut être plus restreinte dans certains cas (Pandolfo *et al.* 2012a). Les seuils de tolérance thermique mortelle supérieurs des barbottes de la famille des Ictaluridés ont été observés entre 33,5 et 37,5 °C, selon les espèces et la température d'acclimatation (Scott et Crossman 1998). Bien que les barbottes hôtes putatives de mulette verruqueuse tolèrent une variété de conditions, cette relation glochidie-hôte peut être précaire dans des conditions idéales, et les changements climatiques peuvent entraîner des changements relatifs à la période de frai des moules et à l'occupation du site

hôte, aux comportements d'alimentation de l'hôte, à la santé de l'hôte et à la sensibilité à l'infestation.

ESPÈCES ET GÈNES ENVAHISSANTS OU AUTREMENT PROBLÉMATIQUES

Espèces ou maladies exotiques (non indigènes) envahissantes

L'invasion des moules de la famille des Dreissenidés (moule zébrée et moule quagga) dans le bassin des Grands Lacs a entraîné l'éradication presque complète des moules unionidés indigènes dans les lacs, les voies intercalustres et les tronçons inférieurs des tributaires au milieu des années 1990 (Gillis et Mackie 1994, Schloesser et Nalepa 1994, Nalepa *et al.* 1996, Ricciardi *et al.* 1996, Schloesser *et al.* 2006). Les dreissenidés se fixent aux moules indigènes au moyen de byssus et peuvent s'accumuler sur leurs coquilles en très grand nombre. Cette accumulation peut couvrir le siphon (réduire la capacité d'alimentation et de respiration), empêcher ou inhiber les mouvements de la valve, nuire aux activités de fouissage et altérer la formation de la coquille (Gillis et Mackie 1994, Nalepa *et al.* 1996, Schloesser *et al.* 2006). Les moules de la famille des Dreissenidés semblent également concurrencer les moules unionidés indigènes pour les ressources alimentaires. Nalepa *et al.* (1996) ont constaté que la capacité de filtration de la population de moules zébrées de la rivière Détroit était environ 12 fois plus élevée que celle de la population de moules unionidés indigènes plusieurs années auparavant, malgré une biomasse moyenne plus faible des moules zébrées. Les moules de la famille des Dreissenidés sont la cause probable de la disparition de la mulette verruqueuse de la rivière Détroit et de la partie ouest du lac Érié; cependant, des données récentes indiquent que l'incidence des Dreissenidés sur les moules unionidés indigènes est de moins en moins importante (Crail *et al.* 2011). Les moules de la famille des Dreissenidés sont des espèces lenticques, généralement présentes en faible abondance dans les habitats riverains, car elles ont de la difficulté à se fixer en présence d'écoulement (Horvath *et al.* 1996, Stoeckel *et al.* 1997). Les mulettes verruqueuses des rivières Ausable, Sydenham et Thames présentent un risque relativement faible de subir des répercussions de la part de ces moules envahissantes, bien que des moules zébrées aient été observées dans les tronçons inférieurs de la rivière Sydenham (sous la répartition des mulettes verruqueuses), dans le lac Fanshawe de la rivière Thames-Nord, et du confluent à Thamesville sur le cours inférieur de la rivière Thames, y compris celles fixées aux moules unionidés vivantes (Morris et Edwards 2007).

Le gobie à taches noires est un petit poisson benthique originaire de la région ponto-caspienne (comme les moules de la famille des Dreissenidés) qui a élargi son étendue dans le bassin des Grands Lacs. Il occupe maintenant des tronçons de la rivière Ausable, un secteur où l'on observe la mulette verruqueuse, ainsi que toute l'étendue de la répartition de la mulette verruqueuse dans les rivières Sydenham et Thames (Poos *et al.* 2010, K. Jean, comm. pers.). Le gobie à taches noires peut se nourrir de moules juvéniles (Clark *et al.* 2022), mais les conséquences négatives sur les poissons-hôtes (c.-à-d. par la concurrence ou la prédation) sont probablement plus importantes pour les moules unionidés (Poos *et al.* 2010). Le gobie à taches noires peut entrer en compétition avec les petits ictaluridés ou se nourrir de ceux-ci (p. ex. le chat-fou de type *Noturus*; French et Jude 2001). De plus, le gobie à taches noires peut parfois être infesté par des glochidies de moules unionidés indigènes, mais il semble être peu favorable à la métamorphose (Tremblay *et al.* 2016). On ignore dans quelle mesure le gobie à taches noires se nourrit de mulettes verruqueuses, ses effets sur les interactions avec les hôtes ou sa capacité à agir à titre de piège pour les glochidies.

La réglementation et la surveillance de l'eau de ballast se sont considérablement améliorées au Canada ces dernières années (Bailey *et al.* 2011) en grande partie à la suite des effets des moules de la famille des Dreissenidés et des gobies à taches noires, et on espère que leur

présence aura pour effet de freiner l'arrivée d'espèces semblables à l'avenir. D'autres voies (p. ex. le commerce des poissons d'aquarium et des plantes ornementales, l'étendue à des plans d'eau reliés) pourraient encore entraîner l'arrivée et la propagation de nouvelles EAE préoccupantes, y compris la carpe noire (*Mylopharyngodon piceus*), une espèce molluscivore qui s'est établie dans la rivière Mississippi et qui pourrait représenter une menace importante pour les moules unionidés indigènes si elle s'établissait dans les Grands Lacs (Nico *et al.* 2005). Cela dit, il est peu probable que cette situation se produise au cours de la période de dix ans examinée aux présentes.

MODIFICATIONS DES SYSTÈMES NATURELS

Autres modifications de l'écosystème

Le dragage aux fins de l'entretien des drains agricoles est effectué dans des affluents en amont de l'habitat de la moule verruqueuse dans les trois bassins versants qu'elle occupe et constitue un autre facteur qui contribue au déplacement des sédiments et des éléments nutritifs et à leur possible accumulation dans le chenal principal des rivières. Le dragage associé à l'entretien des drains peut également entraîner la mortalité directe de moules en raison de l'infliction de blessures physiques aux individus ou de leur ensevelissement dans des amas de matériaux dragués (Killeen *et al.* 1998, Aldridge *et al.* 2000). Néanmoins, on ne pense pas que le dragage se produise dans le tronçon du chenal principal occupé par la moule verruqueuse en Ontario. On discute ailleurs des répercussions de la sédimentation et de la remise en suspension des éléments nutritifs, mais étant donné que ces activités de dragage ne se produisent pas directement dans l'habitat de la moule verruqueuse, cette menace n'est pas évaluée.

CORRIDORS DE TRANSPORT ET DE SERVICES

Routes et voies ferrées

Les projets de construction ou d'entretien de ponts et de ponceaux peuvent entraîner des conséquences directes et indirectes à l'échelle locale, surtout si les déplacements de moules ne sont pas effectués avec des travaux en eau vive. Parmi ces conséquences, notons la mortalité, la turbidité accrue, la modification du substrat et des régimes d'écoulement, l'érosion des rives, l'altération des éléments nutritifs et des ressources alimentaires, ainsi que la perte de connectivité pour les poissons-hôtes (Wheeler *et al.* 2005, Cocchiglia *et al.* 2012). On a observé ces activités dans les rivières Sydenham (n = 1) et Thames (n = 9), dans l'aire de répartition de la moule verruqueuse au cours des dix dernières années. Bien que les conséquences à l'échelle locale puissent être graves, il est peu probable que les effets à l'échelle de la population se produisent. Nous estimons donc que l'effet global associé à cette menace est négligeable. Si ces activités deviennent plus fréquentes ou se produisent sans déplacements, ou si la planification du projet ne tient pas compte des îlots de forte densité de moules, alors cette menace doit être évaluée à nouveau.

INTRUSIONS ET PERTURBATIONS HUMAINES

Activités récréatives

L'utilisation de véhicules récréatifs (p. ex. VTT) dans les cours d'eau peut entraîner des répercussions dans les zones riveraines environnantes découlant du compactage du sol, de la végétation endommagée et du déplacement d'espèces envahissantes, ainsi que sur la qualité de l'eau (en raison de la pollution et de la turbidité accrues) et la composition des lits des cours

d'eau, et entraîner la mortalité d'animaux aquatiques (Kidd *et al.* 2014, Cooke et Xia 2020, Goodwin *et al.* 2021). L'utilisation de VTT dans les habitats aquatiques a été responsable de la mortalité dans les nids de tortues, surtout lorsqu'ils se trouvaient dans des tronçons peu profonds et que les VTT circulaient plus lentement ou effectuaient des virages sur ceux-ci (Godwin *et al.* 2021). On sait que l'utilisation de VTT dans les cours d'eau se produit dans les trois réseaux hydrographiques occupés par la moule verruqueuse (K. Jean, Office de protection de la nature de la région d'Ausable Bayfield, comm. pers., C. Paterson, Office de protection de la nature de la région de St. Clair, comm. pers., V. McKay, Office de protection de la nature de la région de Lower Thames Valley, comm. pers.). Étant donné que la zone touchée est précise, ces activités sont peu susceptibles d'entraîner des conséquences à l'échelle de la population, mais elles peuvent tout de même causer des blessures aux individus, même si la moule verruqueuse est une moule résistante dotée d'une coquille épaisse. Actuellement, on estime que cette menace a un impact négligeable sur la persistance de la moule verruqueuse, mais il faut l'évaluer à nouveau si les activités augmentent en fréquence ou en intensité.

RÉPERCUSSIONS DES MENACES MULTIPLES

Les zones fréquentées par la moule verruqueuse sont susceptibles d'être exposées simultanément à de nombreuses menaces. Elles peuvent donc interagir de façon complexe et selon le contexte pour causer des effets additifs. Des facteurs de stress peuvent aussi être amplifiés ou atténués en présence de menaces conjointes comparativement à la présence d'une seule menace. L'ampleur des répercussions et le chemin qu'ils suivront sont donc difficiles à prévoir, mais la recherche sur les répercussions des menaces multiples suscite de plus en plus d'intérêt. Luck et Ackerman (2022) ont évalué les effets interactifs de la température de l'eau, de la vitesse d'écoulement de l'eau et de la quantité totale de solides dissous selon trois mesures de l'écophysologie de la moule et ils ont observé que, dans plusieurs cas, la combinaison de facteurs de stress entraînait des effets de multiplication. On a déterminé que le pire scénario envisageable était la présence de températures estivales élevées combinée à une turbidité importante et à une vitesse soit supérieure ou inférieure à la moyenne; ce sont des conditions susceptibles de se produire dans la plupart des scénarios de changements climatiques qui prévoient que le nombre d'épisodes de sécheresse ou de pluie intense devrait augmenter (Luck et Ackerman, 2022). Beermann *et al.* (2021) ont aussi observé des effets synergiques généralement négatifs sur les communautés d'invertébrés benthiques lorsque la quantité de sédiments en suspension augmentait et que la vitesse d'écoulement diminuait; les taxons sensibles ont subi d'autres effets lorsque la salinité augmentait à son tour. Les contaminants, l'ammoniac, le chlorure, le cuivre et le potassium sont reconnus comme des substances parmi les plus toxiques pour les moules d'eau douce en isolement, mais elles coexistent probablement (avec d'autres facteurs de stress) dans l'environnement naturel. Salerno *et al.* (2020) ont étudié la toxicité de l'association de ces contaminants sur les moules aux premiers stades de leur vie, et ils ont constaté qu'ils produisaient généralement des effets synergiques (selon le niveau d'exposition) lorsque leur exposition était associée, comparativement aux expositions individuelles. Il est nécessaire d'étudier plus en détail les facteurs de stress multiples sur les indices vitaux des moules.

ÉVALUATION DES MENACES

Les menaces ont été évaluées conformément aux lignes directrices du MPO (2014). Ainsi, chaque menace a été classée en fonction de sa probabilité de réalisation (P), du niveau des répercussions (N) et de la certitude causale (CC). La probabilité de réalisation de la menace a été classée comme étant « menace connue », « menace susceptible de se réaliser », « peu probable », « faible » ou « inconnue », et s'entend de la mesure dans laquelle une menace précise est susceptible de se réaliser pour une population donnée sur une période de dix ans

ou de trois générations, selon la période la plus courte. Étant donné la longue durée de génération de la mulette verruqueuse (26 ans), cette évaluation de la menace a été effectuée sur une période de dix ans. Le niveau des répercussions de la menace a été classé comme « extrême », « élevé », « moyen », « faible » ou « inconnu », et s'entend de l'ampleur des répercussions d'une menace donnée et de la mesure dans laquelle elle influence la survie ou le rétablissement de la population. Le niveau de certitude causale associé à chaque menace a été évalué et classé comme suit : 1 = très élevé, 2 = élevé, 3 = moyen, 4 = faible, 5 = très faible. La réalisation de la menace au niveau de la population (RP), la fréquence de la menace au niveau de la population (FP) et l'étendue de la menace au niveau de la population (EP) ont été évaluées et un statut leur a été attribué en fonction des définitions figurant au Tableau 6 (rangs au Tableau 7). La probabilité de réalisation de la menace et le niveau des répercussions pour chaque population ont ensuite été combinés dans la matrice du risque de la menace pour la population (Tableau 8; rangs au Tableau 9). L'évaluation des menaces au niveau de l'espèce, présentée au Tableau 10, est une synthèse des menaces au niveau de la population indiquées au Tableau 9.

Tableau 6. Définitions et termes utilisés pour décrire la probabilité de réalisation (P), le niveau des répercussions (N), la certitude causale (CC), la réalisation de la menace au niveau de la population (RP), la fréquence de la menace au niveau de la population (FP) et l'étendue de la menace au niveau de la population (EP); selon les données du MPO (2014).

Terme	Définition
Probabilité de réalisation (P)	
Menace connue ou très susceptible de se réaliser (C)	Cette menace a été observée dans 91 % à 100 % des cas.
Menace susceptible de se réaliser (S)	Il y a de 51 à 90 % de chance que cette menace se réalise.
Peu probable (PP)	Il y a de 11 à 50 % de chance que cette menace se réalise.
Faible (F)	Il y a de 1 à 10 % de chance ou moins que cette menace se réalise.
Inconnu (I)	Il n'y a pas de données ni de connaissances préalables sur la réalisation de cette menace maintenant ou à l'avenir.
Niveau des répercussions (N)	
Extrême (Ex)	Déclin important de la population (p. ex. 71 à 100 %) et possibilité de disparition.
Élevé (É)	Perte de population importante (de 31 à 70 %) ou menace <i>compromettant</i> la survie ou le rétablissement de la population.
Moyen (M)	Perte modérée de population (de 11 à 30 %) ou menace <i>susceptible de compromettre</i> la survie ou le rétablissement de la population.
Faible (F)	Peu de changements dans la population (de 1 à 10 %) ou menace <i>peu susceptible de compromettre</i> la survie ou le rétablissement de la population.
Inconnu (I)	Aucune connaissance, documentation ou donnée antérieure pour orienter l'évaluation de la gravité de la menace sur la population.
Certitude causale (CC)	
Très élevée (1)	Des preuves très solides indiquent que la menace se réalise et que l'ampleur des répercussions sur la population peut être quantifiée.
Élevée (2)	Des preuves établissent un lien de cause à effet entre la menace et les déclins de la population ou le danger pour sa survie ou son rétablissement.
Moyenne (3)	Certaines preuves établissent un lien de cause à effet entre la menace et les déclins de la population ou le danger pour sa survie ou son rétablissement.
Faible (4)	Il y a des preuves limitées soutenant un lien théorique entre la menace et les déclins de la population ou le danger pour sa survie ou son rétablissement.

Terme	Définition
Très faible (5)	Il y a un lien plausible sans aucune preuve indiquant que la menace entraîne un déclin de la population ou met en danger sa survie ou son rétablissement.
Réalisation de la menace au niveau de la population (RP)	
Passée (P)	On sait qu'une menace s'est concrétisée par le passé et a eu un impact négatif sur la population.
Actuelle (Ac)	Une menace qui existe actuellement et qui a un impact négatif sur la population.
Anticipée (An)	Une menace dont on anticipe la concrétisation à l'avenir et qui aura un impact négatif sur la population.
Fréquence de la menace au niveau de la population (FP)	
Unique (U)	La menace se réalise une fois.
Récurrente (R)	La menace se réalise périodiquement ou à répétition.
Continue (C)	La menace se réalise sans interruption.
Étendue de la menace au niveau de la population (EP)	
Considérable (C)	De 71 à 100 % de la population est touchée par la menace.
Vaste (V)	De 31 à 70 % de la population est touchée par la menace.
Étroite (É)	De 11 à 30 % de la population est touchée par la menace.
Limitée (L)	De 1 à 10 % de la population est touchée par la menace.

Tableau 7. Probabilité de réalisation (P), niveau des répercussions (N) et certitude causale (CC) de la menace, réalisation de la menace au niveau de la population (RP), fréquence de la menace au niveau de la population (FP) et étendue de la menace au niveau de la population (EP) pour chaque population de moule verruqueuse au Canada. Les définitions et les termes utilisés pour décrire les indices associés à la menace se trouvent au Tableau 6. Justification supplémentaire des notes présentées au point d).

a) Rivière Ausable

Catégorie de menace de l'IUCN	Sous-catégorie	Détails	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Pollution	Eaux résiduaire de l'agriculture et de la foresterie	Sédimentation (eaux de ruissellement, entretien des drains en amont)	C	F	5	P/Ac/An	C	V
		Charge en éléments nutritifs (+ ammoniac)	C	F	5	P/Ac/An	C	V
		Pesticides (+ Bayluscide granulaire)	C	F	5	P/Ac/An	C	V
	Eaux usées domestiques et urbaines (y compris les eaux de ruissellement urbaines)	Charge en éléments nutritifs (+ ammoniac)	C	F	5	P/Ac/An	C	V
		Produits pharmaceutiques et composés œstrogéniques	C	F	5	P/Ac/An	C	V
		Chlorure	C	F	5	P/Ac/An	R	V
		Métaux lourds	C	F	5	P/Ac/An	C	V
Changements climatiques et phénomènes	-	Sécheresses et vagues de chaleur	C	F	5	Ac/An	R	V

Catégorie de menace de l'IUCN	Sous-catégorie	Détails	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
météorologiques violents		fréquentes et graves						
Espèces et gènes envahissants et autrement problématiques	-	Moules dreissenidés, gobies à taches noires	C	F	5	P/Ac/An	C	É

b) Rivière Sydenham

Catégorie de menace de l'IUCN	Sous-catégorie	Détails	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Pollution	Eaux résiduares de l'agriculture et de la foresterie	Sédimentation (eaux de ruissellement, entretien des drains en amont)	C	F	5	P/Ac/An	C	V
		Charge en éléments nutritifs (+ ammoniac)	C	F	5	P/Ac/An	C	V
		Pesticides (+ Bayluscide granulaire)	C	F	5	P/Ac/An	C	V
	Eaux usées domestiques et urbaines (y compris les eaux de ruissellement urbaines)	Charge en éléments nutritifs (+ ammoniac)	C	F	5	P/Ac/An	C	V
		Produits pharmaceutiques et composés œstrogéniques	C	F	5	P/Ac/An	C	V

Catégorie de menace de l'IUCN	Sous-catégorie	Détails	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
		Chlorure	C	F	5	P/Ac/An	R	V
		Métaux lourds	C	F	5	P/Ac/An	C	V
Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	-	Sécheresses et vagues de chaleur fréquentes et graves	C	F	5	Ac/An	R	V
Espèces et gènes envahissants et autrement problématiques	-	Moules dreissenidés, gobies à taches noires	C	F	5	P/Ac/An	C	É

c) Rivière Thames

Catégorie de menace de l'IUCN	Sous-catégorie	Détails	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Pollution	Eaux résiduares de l'agriculture et de la foresterie	Sédimentation (eaux de ruissellement, entretien des drains en amont)	C	F	5	P/Ac/An	C	V
		Charge en éléments nutritifs (+ ammoniac)	C	F	5	P/Ac/An	C	V
		Pesticides (+ Bayluscide granulaire)	C	F	5	P/Ac/An	C	V

Catégorie de menace de l'IUCN	Sous-catégorie	Détails	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
	Eaux usées domestiques et urbaines (y compris les eaux de ruissellement urbaines)	Charge en éléments nutritifs (+ ammoniac)	C	F	5	P/Ac/An	C	V
		Produits pharmaceutiques et composés œstrogéniques	C	F	5	P/Ac/An	C	V
		Chlorure	C	F	5	P/Ac/An	R	V
		Métaux lourds	C	F	5	P/Ac/An	C	V
Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	-	Sécheresses et vagues de chaleur fréquentes et graves	C	F	5	Ac/An	R	V
Espèces et gènes envahissants et autrement problématiques	-	Moules dreissenidés, gobies à taches noires	C	F	5	P/Ac/An	C	É

d) Justification

Catégorie de menace	Justification de la note
Pollution	<p>Niveau des répercussions : Les populations de moule verruqueuse sont actuellement stables (rivière Ausable) ou en croissance (rivières Sydenham et Thames), donc le niveau des répercussions des deux sous-catégories de pollution semble être faible. La pollution considérée comme facteur de production pourrait avoir des effets de niveau extrême localement dans certains endroits (p. ex. tout juste en aval des sources ponctuelles), à certains stades biologiques (p. ex. glochidies) ou à certains moments de l'année (p. ex. fonte printanière), mais elle ne cause pas de conséquences au niveau de la population pour le moment. Les glochidies sont le stade biologique le plus sensible aux polluants comme le chlorure, l'ammoniac, le potassium, etc., mais les populations de moule verruqueuse sont plus sensibles aux dommages subis au stade adulte (van der Lee et Koops 2023). Les répercussions des eaux usées domestiques et urbaines (y compris les eaux de ruissellement urbaines) sont probablement plus importantes dans la rivière Thames que dans les rivières Ausable ou Sydenham en raison de la densité urbaine supérieure, mais sont toujours faibles dans l'ensemble.</p> <p>Certitude causale : Bien qu'il existe un important corpus de littérature sur les effets des polluants sur les moules d'eau douce au niveau de l'individu et de la population, il n'existe aucune preuve du déclin de la moule verruqueuse dans l'une ou l'autre des trois populations évaluées; le niveau de certitude causale a été établi comme très faible (5), car le lien entre l'impact des menaces et un déclin n'a pas pu être établi avec les données actuellement disponibles.</p> <p>Fréquence de la menace (chlorure) : Bien que les niveaux de chlorure soient continuellement supérieurs à ceux observés avant la réalisation de projets dans les trois plans d'eau, des impulsions de chlorure qui peuvent être nuisibles se reproduisent périodiquement.</p>
Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	<p>Probabilité de réalisation et niveau des répercussions : Des effets des changements climatiques, dont l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des sécheresses et des vagues de chaleur, ont été observés en Ontario par rapport aux niveaux historiques, mais aucun impact sur la moule verruqueuse n'a encore été observé. Le niveau des répercussions devrait être faible au cours de la période de dix ans évaluée aux présentes.</p>
Espèces et gênes envahissants et autrement problématiques	<p>Niveau des répercussions : Bien qu'elles soient la cause présumée de la disparition de la moule verruqueuse de la rivière Détroit et de la partie ouest du lac Érié, les moules dreissenidés sont moins efficaces dans les écosystèmes lotiques (comparativement aux environnements lenticles) et on pense qu'elles présentent un risque relativement faible pour la moule verruqueuse dans les habitats toujours existants. Le niveau des répercussions peut être plus élevé dans la rivière Thames tout juste en aval du réservoir Fanshawe en raison de la possibilité de formation de charges importantes de larves véligères, mais ces larves sont peu susceptibles d'être retenues à un niveau ayant des effets sur la moule verruqueuse. Les effets du gobie à</p>

Catégorie de menace	Justification de la note
	taches noires sont vraisemblablement indirects en raison des interactions avec l'hôte, mais elles sont théoriques, car les déclinés présumés des barbottes hôtes n'ont pas été prouvés.

Tableau 8. La matrice du niveau de la menace combine les indices associés à la probabilité de réalisation et au niveau des répercussions pour établir le niveau de la menace pour chacune des populations de mulette verruqueuse au Canada. Le niveau de la menace ainsi obtenu a été classé comme « faible », « moyen », « élevé » ou « inconnu ». Selon les données du MPO (2014).

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

Tableau 9. Évaluation du niveau de la menace pour chacune des populations de moule verruqueuse au Canada à la suite d'une analyse de la probabilité de réalisation de la menace et du niveau des répercussions des menaces. Le chiffre entre parenthèses représente le niveau de certitude causale associé à l'impact des menaces (1 = très élevé, 2 = élevé, 3 = moyen, 4 = faible, 5 = très faible).

Catégorie de menace de l'IUCN	Sous-catégorie	Détails	Rivière Ausable	Rivière Sydenham	Rivière Thames
Pollution	Eaux résiduelles de l'agriculture et de la foresterie	Sédimentation (eaux de ruissellement, entretien des drains en amont)	Faible (5)	Faible (5)	Faible (5)
		Charge en éléments nutritifs (+ ammoniac)	Faible (5)	Faible (5)	Faible (5)
		Pesticides (+ Bayluscide granulaire)	Faible (5)	Faible (5)	Faible (5)
	Eaux usées domestiques et urbaines (y compris les eaux de ruissellement urbaines)	Charge en éléments nutritifs (+ ammoniac)	Faible (5)	Faible (5)	Faible (5)
		Produits pharmaceutiques et composés œstrogéniques	Faible (5)	Faible (5)	Faible (5)
		Chlorure	Faible (5)	Faible (5)	Faible (5)
		Métaux lourds	Faible (5)	Faible (5)	Faible (5)
Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	-	Sécheresses et vagues de chaleur fréquentes et graves	Faible (5)	Faible (5)	Faible (5)
Espèces et gènes envahissants et autrement problématiques	-	Moules dreissenidés, gobies à taches noires	Faible (5)	Faible (5)	Faible (5)

Tableau 10. Évaluation des menaces au niveau de l'espèce pour la mulette verruqueuse au Canada, fondée sur une synthèse de l'évaluation des menaces au niveau de la population. L'évaluation des menaces au niveau de l'espèce conserve le niveau de risque le plus élevé pour toute population, toutes les catégories de réalisation et de fréquence des menaces sont conservées, et l'étendue de la menace au niveau de l'espèce est établie comme étant le mode de l'étendue des menaces au niveau de la population.

Catégorie de menace de l'IUCN	Sous-catégorie	Détails	Menace au niveau de l'espèce (certitude)	Réalisation de la menace au niveau de l'espèce	Fréquence de la menace au niveau de l'espèce	Étendue de la menace au niveau de l'espèce
Pollution	Eaux résiduares de l'agriculture et de la foresterie	Sédimentation (eaux de ruissellement, entretien des drains en amont)	Faible (5)	P/Ac/An	C	V
		Charge en éléments nutritifs (+ ammoniac)	Faible (5)	P/Ac/An	C	V
		Pesticides (+ Bayluscide granulaire)	Faible (5)	P/Ac/An	C	V
	Eaux usées domestiques et urbaines (y compris les eaux de ruissellement urbaines)	Charge en éléments nutritifs (+ ammoniac)	Faible (5)	P/Ac/An	C	V
		Produits pharmaceutiques et composés œstrogéniques	Faible (5)	P/Ac/An	C	V
		Chlorure	Faible (5)	P/Ac/An	R	V
		Métaux lourds	Faible (5)	P/Ac/An	C	V
Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	-	Sécheresses et vagues de chaleur fréquentes et graves	Faible (5)	Ac/An	R	V
Espèces et gènes envahissants et autrement problématiques	-	Moules dreissenidés, gobies à taches noires	Faible (5)	P/Ac/An	C	É

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

Les rivières de taille moyenne à grande présentant des courants modérés à vifs sur des substrats de sable, de gravier et de pierre qui permettent l'existence de grosses barbottes hôtes de la famille des Ictaluridés sont les caractéristiques de l'habitat les plus importantes pour la muette verruqueuse. Plusieurs activités qui ont lieu dans l'habitat de la muette verruqueuse risquent d'endommager ou de détruire directement ou indirectement ces propriétés.

- Les pratiques en matière d'aménagement du territoire agricole ou urbain se traduisent par une réduction des surfaces perméables et des zones riveraines tampons autour des plans d'eau. Ces réductions peuvent entraîner l'augmentation de la sédimentation des cours d'eau (en raison de l'érosion des berges et de l'écoulement de surface) et une hausse de la température de l'eau.
- Le dragage aux fins des infrastructures de navigation (p. ex. canaux, marinas, quais) ou des problèmes associés au drainage agricole (en amont de la muette verruqueuse). Le dragage peut ensevelir ou déplacer des moules, et peut avoir des conséquences indirectes sur celles-ci en modifiant la composition du substrat et en augmentant la turbidité. L'entretien des drains agricoles est susceptible d'entraîner la remise en suspension de sédiments et d'éléments nutritifs. Il peut aussi altérer la vitesse d'écoulement de l'eau et la contrainte de cisaillement à la surface du substrat où se trouvent les moules.
- Les activités de construction ou d'entretien liées aux ponts et aux ponceaux dans le cadre desquelles des travaux sont effectués dans les cours d'eau. Ces activités sont susceptibles de modifier le substrat sur le site et peuvent avoir un impact sur la vitesse d'écoulement de l'eau et le déplacement des sédiments, entraînant ainsi une turbidité accrue.
- Altérations de cours d'eau, comme des drains fermés, le drainage au moyen de tuyaux ou la chenalisation. Ces altérations peuvent entraîner une perte d'habitat, des changements dans la composition du substrat et une modification du débit et du déplacement des sédiments.

Élément 10 : Évaluer tout facteur naturel susceptible de limiter la survie et le rétablissement de la muette verruqueuse.

La muette verruqueuse, comme tous les unionidés, est un parasite obligatoire au stade larvaire qui doit passer par une période d'enkystement sur un poisson hôte pour terminer son cycle biologique. Au Canada, on pense que les poissons-hôtes sont la barbue de rivière, les barbottes noires et jaunes et possiblement la barbue à tête plate. À l'exception de la barbue à tête plate, connue seulement dans le cours inférieur de la rivière Thames, ces espèces sont généralement communes dans les habitats riverains en Ontario. La muette verruqueuse court un risque de prédation à toutes les étapes biologiques par un certain nombre d'espèces de poissons (p. ex. l'esturgeon jaune [*Acipenser fulvescens*], le malachigan [*Aplodinotus grunniens*], le crapet-soleil [*Lepomis gibbosus*], le mosotome doré [taxon *Moxostoma* spp.]), d'oiseaux (p. ex. le canard plongeur) et de mammifères (p. ex. le vison ou le pékan, le rat musqué, le raton laveur) (Custer et Custer 1996, Mulcrone 2005). Owen *et al.* (2011) ont observé la muette verruqueuse dans le terrier de rats musqués, mais au moment d'analyser l'électivité des espèces de moules disponibles, ils ont constaté que la muette verruqueuse était généralement évitée. Les individus qui mesuraient environ 40 à 80 mm de long étaient les plus vulnérables à la prédation. La plupart des rencontres avec les prédateurs sont probablement opportunistes et peu susceptibles de limiter les populations de muette verruqueuse.

Élément 11 : Décrire les impacts écologiques potentiels des menaces évaluées dans l'élément 8 sur l'espèce ciblée et les espèces coexistantes. Énumérer les avantages et les inconvénients potentiels pour l'espèce ciblée et les espèces coexistantes qui peuvent survenir si les menaces sont atténuées. Énumérer les efforts existants de surveillance de l'espèce ciblée et des espèces coexistantes associés à chaque menace et relever toute lacune dans les connaissances.

La réduction de la qualité de l'habitat en raison des pratiques en matière d'aménagement du territoire agricole ou urbain qui entraînent d'importantes charges en éléments nutritifs, la siltation et la sédimentation des cours d'eau, l'apport de contaminants provenant de l'écoulement des routes ou des champs ou des eaux usées, et la réduction des zones riveraines constituent la plus grande menace pour la moule verruqueuse au Canada. La charge en éléments nutritifs peut favoriser la croissance des algues et diminuer l'oxygène dissous, ce qui peut nuire à la productivité des poissons et des moules. Une sédimentation accrue peut obstruer les siphons et diminuer les capacités d'alimentation et de respiration, et la turbidité peut réduire la visibilité des moules femelles ou des congénères et limiter les rencontres avec l'hôte et le recrutement. Les moules peuvent subir des effets toxiques après avoir fait l'objet d'une exposition aiguë ou chronique à des contaminants qui peuvent nuire à leur croissance, leur reproduction et leur survie. Les changements climatiques sont susceptibles d'entraîner d'importants effets qui auront une incidence sur les espèces de différentes façons, mais en général, ils exacerberont la dégradation de l'habitat en raison de perturbations anthropiques.

Les unionidés sont toutes sensibles à la qualité de l'eau. Ainsi, tous les efforts visant à réduire les apports de pollution ou la sédimentation provenant de sources agricoles et urbaines seraient bénéfiques pour toutes les espèces de moules coexistantes avec la moule verruqueuse. La moule verruqueuse est observée avec de nombreuses autres moules inscrites à la LEP, en particulier dans la rivière Sydenham, où sont observées 34 espèces de moules, dont 14 qui sont en péril. Les rivières Ausable et Thames présentent aussi une grande diversité de moules : 26 espèces (7 en péril) et 33 espèces (10 en péril) y sont observées, respectivement (McNichols-O'Rourke *et al.* 2012). Le recours à de meilleures pratiques agricoles et l'utilisation de mesures d'atténuation appropriées (p. ex. filtres à sédiments, zones riveraines tampons appropriées, clôtures de barbelés), ainsi que la modernisation des usines de traitement des eaux usées qui engendrent des rejets dans ces rivières (Nikel *et al.* 2023) seraient bénéfiques pour la moule verruqueuse et toutes les espèces aquatiques qui occupent son habitat.

La surveillance des espèces de moules et de leurs hôtes a lieu sur une base périodique dans les trois rivières connues pour abriter la moule verruqueuse par l'intermédiaire du réseau de surveillance Unionid Monitoring and Biodiversity Observation (UMBO) du MPO, en partenariat avec l'Office de protection de la nature de la région d'Autilisable-Bayfield et l'Office de protection de la nature de la région de St. Clair. Comme la moule verruqueuse est une espèce dont la durée de vie est particulièrement longue, des données de surveillance à long terme sont requises pour bien évaluer l'impact des menaces ou de leurs mesures d'atténuation et d'élimination. La surveillance de la qualité de l'eau se produit également dans ces rivières à des fins différentes. Le Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau prélève des échantillons à de nombreux sites (à tour de rôle) chaque année dans les rivières Ausable, Sydenham et Thames, et mesure les concentrations d'éléments nutritifs (quantité totale et quantité dissoute), de métaux et de chlorure (Annexe C; MEPP 2022). D'autres mesures de surveillance de la qualité de l'eau visant en grande partie la gestion des éléments nutritifs (y compris le phosphore total, la détection d'E. coli et la biosurveillance des invertébrés benthiques) sont réalisées par les offices de protection de la nature lorsque la moule verruqueuse est observée (Annexe D; Office de protection de la nature de la région d'Ausable Bayfield 2018a,b, Office de protection de la nature de la région de St. Clair 2018, Office de protection de la nature du bassin versant

supérieur de la rivière Thames 2017a,b,c,d). Il serait utile de surveiller les contaminants préoccupants au fil du temps dans les zones où la moule verruqueuse est observée pour comprendre les niveaux d'exposition. Une variété de relevés sur les pêches, notamment pour les poissons inscrits à la LEP sur une base périodique et les carpes asiatiques envahissantes sur une base annuelle (p. ex. Barnucz *et al.* 2020, Barnucz et Drake 2021a,b, Aguiar *et al.* 2021), sont effectués dans les rivières Ausable, Sydenham et Thames dans l'ensemble de l'aire de répartition de la moule verruqueuse afin de fournir une indication de l'état et des tendances de la population de poissons-hôtes, et permettraient probablement de détecter les poissons envahissants et, possiblement, d'autres taxons aquatiques envahissants, le cas échéant.

SCÉNARIOS POUR L'ATTÉNUATION DES MENACES ET ACTIVITÉS DE RECHANGE

Élément 16 : *Dresser une liste des mesures d'atténuation réalisables et des activités de rechange raisonnables aux activités posant des menaces pour l'espèce et son habitat (énumérées dans les éléments 8 et 10).*

Il est possible de limiter les menaces qui pèsent sur la survie et le rétablissement de l'espèce en adoptant des mesures d'atténuation visant à réduire ou éliminer les effets néfastes susceptibles de découler des ouvrages, des entreprises ou des activités associés aux projets qui sont réalisés dans l'habitat de la moule verruqueuse.

Une variété d'ouvrages, d'entreprises ou d'activités ont eu lieu au cours des dernières années au sein de l'habitat de la moule verruqueuse. La base de données du Système de suivi des activités du programme de l'habitat du MPO a été examinée pour estimer le nombre d'ouvrages, d'entreprises ou d'activités qui ont eu lieu pendant la période allant de novembre 2013 à janvier 2022 dans l'aire de répartition connue de la moule verruqueuse. Un total de 25 ouvrages, entreprises ou activités ont été recensés, dont 24 ayant eu lieu dans le bassin versant de la rivière Thames. Il ne s'agit probablement pas d'une liste complète, car certains ouvrages, entreprises ou activités peuvent se produire à proximité des occurrences de moule verruqueuse consignées (mais à l'extérieur de l'aire de répartition ayant fait l'objet de recherches) et avoir eux aussi des effets. En outre, certains ouvrages, entreprises ou activités n'ont peut-être pas été signalés au MPO, car ils répondaient aux exigences d'autoévaluation. Les zones qui comptent des données historiques et où l'espèce est considérée comme disparue (p. ex. la rivière Détroit, le lac Érié à l'île Pelée) n'ont pas été examinées. Les types de projets compris dans la base de données Suivi des activités du programme de l'habitat comprenaient les suivants : construction et entretien de ponts et ponceaux (n = 8), stabilisation des berges (n = 5), dragage (n = 3), quais ou hangars à bateaux (n = 3), forage directionnel (n = 2), modifications de chenaux (n = 1) et gestion des eaux pluviales (n = 1). Aucun projet n'a été autorisé en vertu de la *Loi sur les pêches*, car la plupart étaient considérés comme présentant un faible risque pour les poissons et leur habitat (y compris les moules) et ont été gérés au moyen de lettres d'avis fournissant des mesures d'atténuation ordinaires. Sans l'adoption de mesures d'atténuation appropriées, les projets ou les activités se déroulant aux abords ou à proximité de ces zones auraient pu avoir une incidence sur la moule verruqueuse (p. ex. en raison de la mortalité directe ou d'autres conséquences physiologiques, une turbidité accrue, la sédimentation). En supposant que les futures pressions exercées par le développement seront semblables aux pressions antérieures, des types d'ouvrages, d'entreprises ou d'activités similaires devraient être réalisés dans l'habitat de la moule verruqueuse ou à sa proximité dans le futur.

De nombreuses menaces touchant les populations de mulette verruqueuse au Canada sont liées à la perte, à la dégradation ou à la fragmentation de l'habitat. Les menaces liées à l'habitat de la mulette verruqueuse ont été liées à la séquence des effets élaborée par le Programme de protection du poisson et de son habitat (Tableau 11). Le Programme de protection du poisson et de son habitat du MPO a permis d'élaborer des lignes directrices sur les mesures d'atténuation pour 18 séquences des effets en vue de protéger les espèces aquatiques en péril en Ontario et dans les Prairies, autrefois une partie de la région du Centre et de l'Arctique (Coker *et al.* 2010). Ces lignes directrices devraient être consultées au moment d'examiner les stratégies d'atténuation et les solutions de rechange relatives aux menaces pesant sur l'habitat.

En plus des lignes directrices concernant les séquences des effets, le MPO a élaboré des codes de pratique pour les types de projets communs dans l'eau et à sa proximité, y compris pour les [ponts à portée libre](#) et l'[entretien de ponceaux](#), qui devraient être consultés lorsque ces activités se déroulent dans l'habitat de la mulette verruqueuse. De même, le ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario possède un certain nombre de [meilleures pratiques de gestion](#) pour réduire la sédimentation, les charges en éléments nutritifs et d'autres sources de pollution agricole autour des milieux aquatiques. Le MPO a également formulé des conseils pour déplacer les moules durant les travaux dans les cours d'eau (Mackie *et al.* 2008). Ces conseils sont résumés ci-dessous. D'autres mesures d'atténuation et solutions de rechange pour les menaces qui ne pèsent pas sur l'habitat (p. ex. espèces et gènes envahissants et autrement problématiques) sont également fournies.

Tableau 11. Résumé des ouvrages, projets et activités réalisés durant la période s'échelonnant entre novembre 2013 et janvier 2022 dans des zones que l'on sait occupées par la moule verruqueuse. Les menaces associées à ces types d'ouvrages, de projets et d'activités sont cochées. Le nombre d'ouvrages, de projets et d'activités associés à chaque population de moules verruqueuses, tel qu'il est déterminé par l'analyse réalisée dans le cadre de l'évaluation du projet, est présenté ci-dessous. La séquence d'effets applicable a été précisée pour chaque menace associée à un ouvrage, un projet ou une activité : 1 – défrichage de la végétation; 2 – nivellement; 3 – excavation; 4 – utilisation d'explosifs; 5 – utilisation d'équipement industriel; 6 – nettoyage ou entretien de ponts et des autres structures; 7 – reforestation des berges; 8 – pâturages riverains; 9 – relevés sismiques (eau salée); 10 – mise en place de matériaux ou de structures dans l'eau; 11 – dragage; 12 – extraction de l'eau; 13 – gestion des débris organiques; 14 – gestion des eaux usées; 15 – ajout ou enlèvement de plantes aquatiques; 16 – modification du moment, de la durée ou de la fréquence du débit; 17 – questions liées au passage du poisson; 18 – enlèvement des structures. * Les contaminants et les substances toxiques proviennent des pesticides agricoles, des eaux usées domestiques et urbaines ainsi que les eaux de ruissellement urbaines.

Ouvrage, entreprise ou activité	Menaces (associées aux ouvrages, projets ou activités)			Cours/plan d'eau (nombre d'ouvrages, d'entreprises, d'activités entre novembre 2013 et janvier 2022)		
	Pollution : sédimentation	Pollution : charge en éléments nutritifs	Pollution : contaminants et substances toxiques *	Rivière Ausable	Rivière Sydenham	Rivière Thames
Séquence des effets applicable pour l'atténuation des menaces et solutions de rechange au projet	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 12, 13, 15, 16, 18	1, 4, 7, 8, 11, 12, 13, 14, 15, 16	1, 4, 5, 6, 7, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 18			
Franchissement de cours d'eau (ponts, ponceaux, conduites)	✓	-	✓	0	1	9
Travaux sur les rives et les berges (digues, stabilisation des berges, remplissage, aménagement de plage, gestion de la végétation riveraine)	✓	✓	✓	0	0	5
Structures d'obstacles et de barrages dans l'eau (entretien, modifications, travaux d'amélioration aux centrales hydroélectriques)	✓	-	✓	0	0	4
Travaux dans les cours d'eau (entretien des drains, enlèvement de la végétation aquatique, dragage, modification et réorientation)	✓	✓	✓	0	0	1

Ouvrage, entreprise ou activité	Menaces (associées aux ouvrages, projets ou activités)			Cours/plan d'eau (nombre d'ouvrages, d'entreprises, d'activités entre novembre 2013 et janvier 2022)		
	Pollution : sédimentation	Pollution : charge en éléments nutritifs	Pollution : contaminants et substances toxiques *	Rivière Ausable	Rivière Sydenham	Rivière Thames
Séquence des effets applicable pour l'atténuation des menaces et solutions de rechange au projet	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 12, 13, 15, 16, 18	1, 4, 7, 8, 11, 12, 13, 14, 15, 16	1, 4, 5, 6, 7, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 18			
Gestion de l'eau (gestion des eaux pluviales, prélèvement d'eau)	✓	✓	✓	0	0	0
Structures dans l'eau (rampes de mise à l'eau, quais ou hangars à bateaux, émissaires d'évacuation, prises d'eau)	✓	✓	✓	0	0	4

PROTOCOLE DE DÉPLACEMENT DES MOULES

Mackie *et al.* (2008) offrent des directives pour la réalisation de relevés visant à détecter la présence de moules en péril, pour le déplacement des moules au cours des ouvrages, entreprises et activités, ainsi que pour le suivi après déplacement. Ces conseils sont prévus pour les projets planifiés dans et autour de l'eau, tels que la construction de ponts ou de ponceaux, les franchissements de pipelines et les activités de dragage où les moules en péril pourraient être affectées. Après avoir déterminé que les moules en péril sont présentes, que leur déplacement est jugé faisable et que les permis requis ont été obtenus, le déplacement peut avoir lieu. Voir Mackie *et al.* (2008) pour connaître les méthodes détaillées.

Mesures d'atténuation

- Déterminer un site de relocalisation approprié, généralement en amont des ouvrages/entreprises/activités, dont les propriétés de l'habitat (surface, profondeur de l'eau, types de substrat, vitesse d'écoulement de l'eau) et la structure biotique (communautés de poissons et de moules, absence d'EAE) sont similaires.
- Procéder au déplacement au moins un mois avant que la température de l'eau ne descende en dessous de 16 °C (habituellement de la mi-août à la fin août en Ontario).
- S'assurer que toutes les moules juvéniles et adultes sont évacuées de la zone affectée.
- Garder les moules humides ou dans l'eau, éviter l'entassement et limiter la durée du transfert afin de minimiser le stress subi par 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.
 - Mener une surveillance subséquente au bout d'un mois, d'un an et de deux ans après le déplacement. La surveillance doit être effectuée lorsque la température de l'eau est supérieure à 16 °C afin de s'assurer que les moules peuvent s'enfouir à nouveau.

Options

- Si le projet est prévu autour d'un gisement de moules ou à proximité d'un îlot de forte densité de moules en péril, il convient d'envisager de déplacer le projet en aval ou de le repenser afin qu'il n'ait pas d'effets sur le cours d'eau.

ESPÈCES ET GÈNES ENVAHISSANTS ET AUTREMENT PROBLÉMATIQUES

Plusieurs taxons aquatiques envahissants menacent directement la mulette verruqueuse (par la concurrence ou la prédation) et indirectement (par des modifications de l'habitat ou par la fixation ou l'encrassement biologique).

Mesures d'atténuation

- Élaborer des campagnes de sensibilisation du public et encourager l'utilisation des systèmes de signalement des espèces envahissantes existants (p. ex. la ligne d'urgence du Programme de sensibilisation aux espèces envahissantes de l'Ontario, EDDMapS);
- Effectuer une surveillance ou un suivi de la détection précoce des espèces envahissantes qui peuvent avoir un effet négatif direct sur les populations de mulette verruqueuse ou sur leur habitat de prédilection;
- Élaborer un plan d'intervention portant sur les risques possibles, les répercussions ainsi que les mesures proposées si la surveillance permet de détecter l'arrivée ou l'établissement d'une espèce exotique ou envahissante.

Options

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

SOURCES D'INCERTITUDE

Les sources d'incertitude ont été classées par thèmes de recherche selon Drake *et al.* (2021) afin de garantir la cohérence entre les EPR et de faciliter la planification et la hiérarchisation des objectifs de recherche.

ÉCOLOGIE DE LA POPULATION

Cycle vital

Il y a plusieurs lacunes dans nos connaissances sur le cycle vital de la moule verruqueuse. Plus particulièrement, on ne connaît pas le moment de la saison de fraie en Ontario. On a observé un faible nombre de spermatozoïdes et d'œufs chez la moule verruqueuse en Ontario en juin et juillet (ce qui donne à penser que la fraie a probablement déjà eu lieu) [COSEPAC 2021], et des glochidies ont été détectées à la fin de l'été (Smodis 2022). Cela dit, on ne connaît pas le moment précis et il serait utile de comprendre les périodes propices aux projets dans les cours d'eau, et de savoir si les impulsions de chlorure et d'autres contaminants associés à la fonte printanière coïncident avec la présence de glochidies vulnérables à la pollution. Le régime alimentaire de la moule verruqueuse est inconnu, de même que les stratégies d'alimentation, en particulier chez les juvéniles (c.-à-d. la durée de la période où ils se nourrissent à l'aide de leur pied).

Abondance

Les estimations de l'abondance ne sont pas complètes pour toutes les populations de moule verruqueuse au Canada (les estimations actuelles sont limitées sur le plan géographique). En incluant des données sur l'habitat et la densité tirées d'un plan d'étude randomisé, on pourrait mieux comprendre comment l'habitat influe sur la densité et estimer avec plus de précision l'abondance des populations dans l'ensemble des réseaux hydrographiques.

Répartition

En dépit d'efforts considérables déployés pour réaliser des relevés, il reste des incertitudes quant à la répartition complète de la moule verruqueuse dans les sites connus, et peut-être même au-delà. La répartition dans la rivière Ausable semblait être composée de deux tronçons distincts, mais une détection récente (2019) entre ces deux tronçons laisse supposer qu'elle pourrait y occuper un espace plus important. De même, sur la rivière Thames, la moule verruqueuse a été détectée du Delaware au Kent Bridge, et on suppose qu'elle occupe la rivière jusqu'à l'embouchure. Toutefois, cette hypothèse n'est pas confirmée en raison de la profondeur de l'eau et de la turbidité qui limitent l'échantillonnage. Un individu a récemment été détecté dans le ruisseau Black, un affluent de la rivière Sydenham Nord, mais on ne sait pas s'il y existe une population viable.

Interactions entre les espèces

De nombreuses incertitudes pèsent sur les interactions entre les moules et leurs hôtes. Les grosses barbottes de la famille des Ictaluridés sont des poissons-hôtes présumés de la moule verruqueuse au Canada, mais ce n'est pas confirmé. Il n'existe aucune donnée sur la densité optimale des poissons-hôtes pour des rencontres efficaces ni sur les taux d'infestation ou de métamorphose des glochidies sur les hôtes. La capacité de dispersion des glochidies enkystées sur les poissons-hôtes est également inconnue (ce qui permettrait de mieux comprendre la détection effectuée dans le ruisseau Black).

HABITAT

Relations entre les espèces et l'habitat par stade biologique

La moule verruqueuse semble assez tolérante à diverses conditions environnementales, mais l'habitat optimal pour achever les processus du cycle vital reste inconnu. Bien que des adultes

et des juvéniles aient été observés dans les mêmes zones, les adultes vivent généralement à l'interface substrat-eau, tandis que les juvéniles sont enfouis sous la surface. Les conditions idéales (ou les limites supérieures) de l'habitat (p. ex. le débit, le type de substrat, l'oxygène dissous, la température) et la présence de nourriture dans ces micro-habitats restent inconnues.

Disponibilité de l'habitat

La répartition de la mulette verruqueuse semble distincte dans chacune des trois rivières occupées, mais il est peu probable que l'intégralité de ces tronçons contienne un habitat approprié. Comme les propriétés idéales de l'habitat de la mulette verruqueuse ne sont pas explicitement définies, l'étendue spatiale de ces propriétés dans les rivières occupées (historiquement et actuellement) reste également inconnue. En outre, on ne connaît pas non plus la superficie de l'habitat nécessaire pour soutenir des populations saines et suffisamment denses de poissons-hôtes.

MENACES

Mécanisme d'impact

On sait que toutes les moules d'eau douce sont vulnérables à la pollution, mais les études toxicologiques sur la mulette verruqueuse visant spécifiquement à déterminer les seuils de mortalité ou les effets globaux sur le cycle vital sont peu nombreuses, voire inexistantes (p. ex. la croissance, le métabolisme, la reproduction). Des intervalles de toxicité sont définis par des études portant sur plusieurs espèces et il est probable que la mulette verruqueuse se situe dans ces intervalles, mais la recherche d'un substitut approprié serait bénéfique pour situer la réponse de la mulette verruqueuse dans le contexte de ces intervalles de toxicité connus. Les changements climatiques auront de nombreux effets sur les écosystèmes aquatiques, dont beaucoup sont susceptibles d'interagir avec d'autres facteurs de stress anthropiques. Les mécanismes par lesquels les changements climatiques auront un impact sur la mulette verruqueuse et ses poissons-hôtes demeurent inconnus. Cela dit, une étude plus approfondie des tolérances physiologiques aux facteurs de stress environnementaux (p. ex. la température, l'oxygène dissous, les changements rapides de débit) aiderait à lever certaines incertitudes.

Probabilité, étendue et ampleur des répercussions

Bien que des mesures précises de certains contaminants soient réalisées dans les bassins versants où l'on trouve la mulette verruqueuse, on ne connaît pas les concentrations atteintes au niveau des localités occupées par l'espèce ni la persistance des contaminants dans la colonne d'eau et à la surface du substrat. On ne peut déterminer clairement dans quelle mesure les barrages et autres obstacles peuvent avoir un impact sur la dispersion des poissons-hôtes, et dans quelle mesure cela affecte la dispersion de la mulette verruqueuse. De plus, les barrages sont relativement récents par rapport à la durée de vie de la mulette verruqueuse pour en déterminer les effets. Les mécanismes d'impact des EAE sont souvent évidents (concurrence, prédation, altération de l'habitat, encrassement biologique), mais l'étendue et l'ampleur de ces effets sur la mulette verruqueuse du gobie à taches noires et sur les moules dreissenidées dans les habitats riverains ne sont pas claires.

RÉFÉRENCES CITÉES

Aguiar, F., Colm, J., and Marson, D. 2021. [Results of Fisheries and Oceans Canada's 2020 Asian Carp early detection field surveillance program](#). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3168-3: vii + 57 p.

-
- Aldridge, D.C. 2000. The effects of dredging and weed cutting on a population of freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae). *Biol. Conserv.* 95(3): 247–257.
- Aldridge, D.W., Payne, B.S., and Miller, A.C. 1987. The effects of intermittent exposure to suspended solids and turbulence on three species of freshwater mussels. *Environ. Pollut.* 45(1): 17–28.
- Andrews, D.W., Smyth, E.R.B., Lebrun, D.E., Morris, T.J., McNichols-O'Rourke, K.A., et Drake, D.A.R. 2021. [Risque relatif des applications de Bayluscide granulaire pour les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante dans le bassin des Grands Lacs](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/034. viii + 184 p.
- 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.
- Augspurger, T., Keller, A.E., Black, M.C., Cope, G., and Dwyer F.J. 2003. Derivation of water quality guidance for protection of freshwater mussels (Unionidae) from ammonia exposure. *Environ. Toxicol. Chem.* 22(11): 2569–2575.
- Ausable Bayfield Conservation Authority (ABCA). 2018a. [Middle Ausable Watershed Report Card 2018](#). Exeter, ON. 4 pp.
- ABCA. 2018b. [Lower Ausable Watershed Report Card 2018](#). Exeter, ON. 4 pp.
- Bailey, S.A., Deneau, M.G., Jean, L., Willey, C.J., Leung, B., and McIsaac, H.J. 2011. Evaluating efficacy of an environmental policy to prevent biological invasions. *Environ. Sci. Technol.* 45(7): 2554–2561.
- Baitz, A., Veliz, M., Brock, H., and Staton, S.K. 2008. A monitoring program to track the recovery of endangered freshwater mussels in the Ausable River, Ontario - Draft Ausable Bayfield Conservation Authority and Fisheries and Oceans Canada, Ontario. 26 p.
- Balfour, D.L., and Smock, L.A., 1995. Distribution, age structure, and movements of the freshwater mussel *Elliptio complanate* (Mollusca: Unionidae) in a headwater stream. *J. Freshw. Ecol.* 10(3): 255–268.
- Barhnart, M.C., Haag, W.R., and Roston, W.N. 2008. Adaptations to host infection and larval parasitism in Unionoida. *J. North Am. Benthol. Soc.* 27(2): 370–394.
- Barnucz, J. and Drake, D.A.R. 2021a. [Targeted sampling for Northern Madtom \(*Noturus stigmosus*\) in the Lower East Sydenham River, Ontario, 2019](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1317: vi + 15 p.
- Barnucz, J., and Drake, D.A.R. 2021b. [Targeted sampling for Pugnose Minnow \(*Opsopoeodus emiliae*\) in the St. Clair River and Lower Sydenham River, Ontario, 2019](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1318: viii + 44 p.
- Barnucz, J., Reid, S.M., Drake, D., and Andrew, R. 2020. [Targeted surveys for Eastern Sand Darter in the upper Ausable River and Big Otter Creek, 2018](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1312: iv + 26 p.
- Beck, K., and Neves, R.J. 2003. An evaluation of selective feeding by three age-groups of the Rainbow mussel *Villosa iris*. *N. Am. J. Aquacult.* 65(3): 203–209.
- Beermann, A.J., Elbrecht, V., Karnatz, S., Ma, L., Matthaei, C.D., Piggott, J.J., and Leese, F. 2018. Multiple-stressor effects on stream macroinvertebrate communities: a mesocosm experiment manipulating salinity, fine sediment and flow velocity. *Sci. Total Environ.* 601–611: 961–971.

-
- Beussink, Z.S. 2007. The effects of suspended sediment on the attachment and metamorphosis success of freshwater mussel parasitic life stages. Thesis (M.Sc.) Missouri State University, Springfield, MO.
- Bogan, A.E. 1993. Freshwater bivalve extinctions (Mollusc: Unionoida): a search for a cause. *Am. Zool.* 33(6): 599–609.
- Bouvier, L.D., Young, J.A.M., and Morris, T.J. 2014. [Information in support of a Recovery Potential Assessment of Lilliput \(*Toxolasma parvum*\) in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/103. v + 42 p.
- Boyles, J.L. 2004. An evaluation of adult freshwater mussels held in captivity at the White Sulphur Springs National Fish Hatchery, West Virginia. Thesis (M. Sc.) Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, VA. 106 pp.
- Brim Box, J., and Mossa, J. 1999. Sediment, land use, and freshwater mussels: prospects and problems. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 18(1): 99–107.
- Bringolf, R.B., Cope, W.G., Mosher, S., Barnhart, M.C., and Shea, D. 2007. Acute and chronic toxicity of glyphosate compounds to glochidia and juveniles of *Lampsilis siliquoidea* (Unionidae). *Environ. Toxicol. Chem.* 26(10): 2094–2100.
- Brinker, S.R., Garvey, M., and Jones, C.D. 2018. Climate change vulnerability assessment of species in the Ontario Great Lakes Basin. Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry, Science and Research Branch, Peterborough, ON. Climate Change Research Report CCRR-48. 85 p. + append.
- Byrne, R.A., Gnaiger, E., McMahon, R.F., and Dietz, T.H. 1990. Behavioral and metabolic responses to emersion and subsequent reimmersion in the freshwater bivalve, *Corbicula fluminea*. *Biol. Bull.* 178(3): 251–259.
- Campbell, D.C., Serb, J.M., Buhay, J.E., Roe, K.J., Minton, R.L., and Lydeard, C. 2005. Phylogeny of North American amblesines (Bivalvia, Unionoida): prodigious polyphyly proves pervasive across genera. *Invert. Biol.* 124(2): 131–164.
- Clark, K.H., Iwanowicz, D.D., Iwanowicz, L.R., Mueller, S.J., Wisor, J.M., Bradshaw-Wilson, C., Schill, W.B., Stauffer, J.R., and Boyer, E.W. 2022. Freshwater unionid mussels threatened by predation of Round Goby (*Neogobius melanostomus*). *Nature* 12(12859): 11 p.
- Cocchiglia, L., Purcell, P.J., and Kelly-Quinn, M. 2012. A critical review of the effects of motorway river-crossing construction on the aquatic environment. *Freshw. Rev.* 5: 141–168.
- 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.
- Connors, D.E., and Black, M.C. 2004. Evaluation of lethality and genotoxicity in the freshwater mussel *Utterbackia imbecillis* (Bivalvia: Unionidae) exposed singly and in combination to chemicals used in lawn care. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 46: 362–371.
- Cooke, M.T., and Xia, L. 2020. Effects of land-based recreation on water quality. *Nat. Areas J.* 40(2): 179–188.
- Cope, W.G., Bringolf, R.B., Buchwalter, D.B., Newton, T.J., Ingersoll, C.G., Wang, N., Augspurger, T., Dwyer, F.J., Barnhart, C.M., Neves, R.J., and Hammer, E. 2008. Differential exposure, duration, and sensitivity of unionoidean, bivalve life stages to environmental contaminants. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 27(2): 451–462.

-
- COSEPAC. 2021. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la moule verrugueuse \(*Cyclonaias tuberculata*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. x + 73 p.
- Crail, T.D., Krebs, R.A., and Zanatta, D.T. 2011. Unionid mussels from nearshore zones of Lake Erie. *J. Great Lakes Res.* 37(1): 199–202.
- Custer, C.M., and Custer, T.W. 1996. Food habits of diving ducks in the Great Lakes after the Zebra Mussel invasion. *J. Field Ornith.* 67(1): 86–99.
- Daniel, W.M., Cooper, A.R., Badra, P.J., and Infante, D.M. 2018. Predicting habitat suitability for eleven imperiled fluvial freshwater mussels. *Hydrobiologia* 809: 265–283.
- Dean, B. Y., Corcoran, P.L., and Helm, P.A. 2018. Factors influencing microplastic abundances in nearshore, tributary and beach sediments along the Ontario shoreline of Lake Erie. *J. Great Lakes Res.* 44(5): 1002–1009.
- de Solla, S.R., Gilroy, E.A.M., Klinck, J.S., King L.E., McInnis, R., Struger, J., Backus, S., and Gillis, P.L. 2016. Bioaccumulation of pharmaceuticals and personal care products in the unionid mussel *Lasmigona costata* in a river receiving wastewater effluent. *Chemosphere* 146: 486–496.
- Drake, D.A.R., Lamothe, K.A., Thiessen, K.E., Morris, T.J., Koops, M.A., Pratt, T.C., Reid, S.M., Jackson, D.A., and Mandrak, N.E. 2021. Fifteen years of Canada's *Species at Risk Act*: evaluating research progress for aquatic species in the Great Lakes – St. Lawrence River basin. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 78: 1205–1218.
- Driedger, A.G.J., Durr, H.H., Mitchell, K., and Van Cappellen, P. 2015. Plastic debris in the Laurentian Great Lakes: a review. *J. Great Lakes Res.* 41(1): 9–19.
- Enders, E.C., Charles, C., Watkinson, D.A., Kovachik, C., Leroux, D.R., Hansen, H., and Pegg, M.A. 2019. Analysing habitat connectivity and home ranges of Bigmouth Buffalo and Channel Catfish using a large-scale acoustic receiver network. *Sustainability* 11(11): 17 p.
- Ferreira-Rodriguez, N., Fernandez, I., Cancela, M.L., and Pardo. I. 2018. Multibiomarker response shows how native and non-native freshwater bivalves differentially cope with heat-wave events. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 28(40): 934–943.
- French, S.K., and Ackerman, J.D. 2014. Responses of newly settled juvenile mussels to bed shear stress: implications for dispersal. *Freshwat. Sci.* 33(1): 46–55.
- French, J.R.P., and Jude, D.J. 2001. Diets and diet overlap of nonindigenous gobies and small benthic native fishes co-inhabiting the St. Clair River, Michigan. *J. Great Lakes Res.* 27(3): 300–311.
- Gagné, F., Blaise, C., and Hellou, J. 2004. Endocrine disruption and health effects of caged mussels, *Elliptio complanata*, placed downstream from a primary-treated municipal effluent plume for 1 year. *Comp. Biochem. Physiol. Part C* 138(1): 33–44.
- Gagné, F., Bouchard, B., Farcy, A.E., and Fournier, M. 2011. Evidence of feminization of wild *Elliptio complanata* mussels in the receiving waters downstream of a municipal effluent outfall. *Comp. Biochem. Phys. Part C* 153: 99–106.
- Gascho Landis, A.M., and Stoeckel, J.A. 2016. Multi-stage disruption of freshwater mussel reproduction by high suspended solids in short- and long-term brooders. *Freshwat. Biol.* 61(2): 229–238.
- Gatenby, C.M., Neves, R.J., and Parker, B.C. 1997. Influence of sediment and algal food on cultured juvenile freshwater mussels. *J. North Am. Benthol. Soc.* 15(4): 597–609.

-
- Gillis, P.L. 2011. Assessing the toxicity of sodium chloride to the glochidia of freshwater mussels: implications for salinization of surface waters. *Environ. Pollut.* 159(6): 1702–1708.
- Gillis, P.L. 2012. Cumulative effects of urban runoff and municipal wastewater effluents on wild freshwater mussels (*Lasmigona costata*). *Sci. Total Environ.* 431: 348–356.
- Gillis, P.L., and Mackie, G.L. 1994. Impact of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, on populations of Unionidae in Lake St. Clair. *Can. J. Zool.* 72(7): 1260–1271.
- Gillis, P.L., Mitchell, R.J., Schwalb, A.N., McNichols, K.A., Mackie, G.L., Wood, C.M., and Ackerman, J.D. 2008. Sensitivity of the glochidia (larvae) of freshwater mussels to copper: Assessing the effect of water hardness and dissolved organic carbon on the sensitivity of endangered species. *Aquat. Toxicol.* 88(2): 137–145.
- Gillis, P.L., Higgins, S.K., and Jorge, M.B. 2014. Evidence of oxidative stress in wild freshwater mussels (*Lasmigona costata*) exposed to urban-derived contaminants. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 102: 62–69.
- Gillis, P.L., McInnis, R., Salerno, J., de Solla, S.R., Servos, M.R., and Leonard, E.M. 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.
- Gillis, P.L., Salerno, J., Bennett, C.J., Kudla, Y., Smith, M. 2021. The relative toxicity of road salt alternatives to freshwater mussels; examining the potential risk of eco-friendly de-icing products to sensitive aquatic species. *Environ. Sci. Tech. Water* 1(7): 1628–1636.
- Gillis, P.L., Salerno, J., McKay, V.L., Bennett, C.J., Lemon, K.L.K., Rochfort, Q.J., and Prosser, R.S. 2022. Salt-laden winter runoff and freshwater mussels; assessing the effect on early life stages in the laboratory and wild mussel populations in receiving waters. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 82: 239–254.
- Gilroy, E.A.M., Klinck, J.S., Campbell, S.D., McInnis, R., Gillis, P.L., de Solla, S.R. 2014. Toxicity and bioconcentration of the pharmaceuticals moxifloxacin, rosuvastatin, and drospirenone to the unionid mussel *Lampsilis siliquoidea*. *Sci. Total Environ.* 487: 537–544.
- Gilroy, E.A.M., Gillis, P.L., King, L.E., Bendo, N.A., Salerno, J., Giacomini, M., and de Solla, S.R. 2017. The effects of pharmaceuticals on a unionid mussel (*Lampsilis siliquoidea*): an examination of acute and chronic endpoints of toxicity across life stages. *Environ. Toxicol. Chem.* 36(6): 1572–1583.
- Godwin, C.D., Doody, J.S., and Crother, B.I. 2021. The impact of ATVs on survival of softshell turtle (*Apalone* spp.) nests. *J. Herp.* 55(2): 201–207.
- Goldsmith, A.M., Jaber, F.H., Ahmari, H., and Randklev, C.R. 2021. Clearing up cloudy waters: a review of sediment effects to unionid freshwater mussels. *Environ. Rev.* 29(1): 100–108.
- Golladay, S.W., Gagnon, P., Kearns, M., Battle, J.M., and Hicks, D.W. 2004. Response of freshwater mussel assemblages (Bivalvia: Unionidae) to a record drought in the Gulf Coastal Plain of southwestern Georgia. *J. North Am. Benthol. Soc.* 23(3): 494–506.
- Haag, W.R. 2012. *North American Freshwater Mussels: natural history, ecology, and conservation*. Cambridge University Press, New York, NY. p. 180–214
- Haag, W.R., and Warren, M.L. 1998. Role of ecological factors and reproductive strategies in structuring freshwater mussel communities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55(2): 297–306.
-

-
- Haggerty, T.M., Garner, J.T., Patterson, G.H., and Jones, L.C. 1995. A quantitative assessment of the reproductive biology of *Cyclonaias tuberculata* (Bivalvia: Unionidae). *Can. J. Zool.* 73(1): 83–88.
- Holm, E., N. E. Mandrak, and M. Burrige. 2009. The ROM field guide to freshwater fishes of Ontario. Royal Ontario Museum, Toronto, ON. 462 p.
- Horvath, T.G., Lamberti, G.A., Lodge, D.M., and Perry, W.L. 1996. Zebra Mussel Dispersal in Lake-Stream Systems: Source-Sink Dynamics? *J. N. Am. Benthol. Soc.* 15(4): 564–575.
- Hove, M., Engelking, R., Evers, E., Peteler, M., and Peterson, E. 1994. *Cyclonaias tuberculata* host suitability tests. *Triannual Unionid Report* 5:10.
- Hove, M.C., Engelking, R.A., Peteler, M.E., Peterson, E.M., Kapuscinski, A.R., Sovell, L.A., and Evers, E.R. 1997. Suitable fish hosts for glochidia of four freshwater mussels. *Conservation and Management of Freshwater Mussels II: Proceedings of a UMRCC Symposium.* 21–25.
- Illes, C., Colm, J.E., Mandrak, N.E., and Marson, D.M. 2019. Flathead Catfish (*Pylodictis olivaris*) reproduction in Canada. *Can. Field-Nat.* 133(4): 372–380
- Jirka, K.J., and Neves, R.J. 1992. Reproductive biology of four species of freshwater mussels (Molluscs: Unionidae) in the New River, Virginia and West Virginia. *J. Freshw. Ecol.* 7(1): 35–44.
- Keller, A.E., and Ruessler, D.S. 1997. The toxicity of malathion to unionid mussels: relationship to expected environmental concentrations. *Environ. Toxicol. Chem.* 16(5): 1028–1033.
- Keller, A., and Zam, S. 1991. The acute toxicity of selected metals to the freshwater mussel, *Anodonta imbecilis*. *Environ. Toxicol. Chem.* 10(4): 539–546.
- Keretz, S.S., Woolnough, D.A., Elgin, A.K., Morris, T.J., Roseman, E., and Zanatta, D.T. 2021. 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.
- Kidd, K.R., Aust, W.M., and Copenheaver, C.A. 2014. Recreational stream crossing effects on sediment delivery and macroinvertebrates in southwestern Virginia, USA. *Environ. Manag.* 54: 505–516.
- Killeen, I.J., Oliver, P.G., and Fowles, A.P. 1998. The loss of freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) population in NW Wales. *J. Conc. Spec. Pub.* 2: 245–250.
- LeBaron, A., Hassal, E., and Reid, S.M. 2023. Results from freshwater mussel baird sampling in non-wadeable habitats of four southwestern Ontario rivers. *Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1377: viii + 74 p.
- Lemmen, D.S., and Warren, F.J. 2004. [Climate change effects and adaptation: A Canadian perspective](#). Natural Resources Canada, Ottawa, ON. 174 p.
- Lopez, J.W., DuBoise, T.P., Franzen, A.J., Atkinson, C.L., and Vaughn, C.C. 2022. Long-term monitoring shows that drought sensitivity and riparian land use change coincide with freshwater mussel declines. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 32(1): 1571–1583.
- Luck, K., and Ackerman, J.D. 2022. Threats to freshwater mussels: the interactions of water temperature, velocity and total suspended solids on ecophysiology and growth. *Sci. Total Environ.* 821(153 101): 10 p.
- Lum, J. 2020. Bed shear stress as a predictor of juvenile unionid habitat. Thesis (M.Sc.) University of Guelph, Guelph, ON. xi + 67 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.
- Madon, S.P., Schneider, D.W., Stoeckel, J.A., and Sparks, R.E. 1998. Effects of inorganic sediment and food concentrations on energetic processes of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*: implications for growth in turbid rivers. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55(2): 401–413.
- Mandrak, N.E., Boyko, A.L, and Staton, S.S. 2014. [Assessment of Information Required for the Identification of Critical Habitat for Northern Madtom \(*Noturus stigmosus*\), Spotted Gar \(*Lepisosteus oculatus*\), Lake Chubsucker \(*Erimyzon sucetta*\) and Pugnose Shiner \(*Notropis anogenus*\) in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/059. v + 44 p.
- Martin, K.R.C. 2016. Upper thermal limits of freshwater mussels (Bivalvia, Unionoida) in ramped temperature exposures. Thesis (M.Sc.) Missouri State University, Springfield, MO. ii + 59 p.
- Marvin, C.H., McCarry, B.E., and Bryant, D.W. 1994. Determination of genotoxicity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons isolated from *Dreissena polymorpha* (Zebra Mussels) sampled from Hamilton Harbour. J. Great Lakes Res. 20(3): 523–530.
- 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., Mackie, G.L., and Ackerman, J.D. 2011. Host fish quality may explain the status of endangered *Epioblasma torulosa rangiana* and *Lampsilis fasciola* (Bivalvia: Unionidae) in Canada. J. North Am. Benthol. Soc. 30(1): 60–70.
- McNichols-O'Rourke, K. A., Robinson, A. and Morris, T. J. 2012. [Summary of freshwater mussel timed search surveys in southwestern Ontario in 2010 and 2011](#). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3009: vi + 42 p.
- MEPP (Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs). 2022. [Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau \(ruisseau\)](#). [accédé le 8 mars 2022]
- Metcalf-Smith, J.L., Staton, S.K., Mackie, G.L., and Lane, N.M. 1998. Changes in the biodiversity of freshwater mussels in the Canadian waters of the Lower Great Lakes drainage basin over the past 140 years. J. Great Lakes Res. 24(4): 845–858.
- Metcalf-Smith, J.L., Di Maio, J., Staton, S.K., and Mackie, G.L. 2000. Effect of sampling effort on the efficiency of the timed search method for sampling freshwater mussel communities. J. North Am. Benthol. Soc. 19(4): 725-732.
- Metcalf-Smith, J., MacKenzie, A., Carmichael, I., and McGoldrick, D. 2005. Photo field guide to the freshwater mussels of Ontario. St. Thomas Field Naturalist Club Inc., St. Thomas, ON. 61 p.
- Metcalf-Smith, J.L., McGoldrick, D.J., Zanatta, D.T., and Grapentine, L.C. 2007. [Development of a monitoring program for tracking the recovery of endangered freshwater mussels in the Sydenham River, Ontario](#). Water Science and Technology Directorate, Environment Canada, Burlington, ON. 07-210: 63 p..
- Morales, Y., Weber, L.J., Mynett, A.E., and Newton, T.J. 2006. Effects of substrate and hydrodynamic conditions on the formation of mussel beds in a large river. J. North Am. Benthol. Soc. 25(3): 664–676.

-
- Morris, T. J., and Edwards, A. 2007. [Freshwater mussel communities of the Thames River, Ontario: 2004-2005](#). Can. Manuscr. Rpt. Fish. Aquat. Sci. 2810: v + 30pp.
- MPO. 2007. [Protocole révisé pour l'exécution des évaluations du potentiel de rétablissement](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2007/039.
- MPO. 2010. [Lignes directrices sur la terminologie et les concepts utilisés dans le programme sur les espèces en péril](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2009/065.
- MPO. 2014. [Lignes directrices sur l'évaluation des menaces, des risques écologiques et des répercussions écologiques pour les espèces en péril](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2014/013. (*Erratum* : juin 2016)
- MPO. 2017. [Code national sur l'introduction et le transfert d'organismes aquatiques](#). MPO 2017-1997. 44 p.
- MSU (Michigan State University). 2022. [Michigan Natural Features Inventory: *Cyclonaias tuberculata* Purple Wartyback](#). [accessed January 13, 2022]
- Mulcrone, R.S. 2005. ["*Cyclonaias tuberculata*" \(On-line\), Animal Diversity Website](#). [accessed January 2022]
- Naimo, T.J. 1995. A review of the effects of heavy metals on freshwater mussels. *Ecotoxicol.* 4: 341–362.
- Nalepa, T.F., Hartson, D.J., Gostenik, G.W., Fanslow, D.L., and Lang, G.A. 1996. Changes in the freshwater mussel community of Lake St. Clair: from Unionidae to *Dreissena polymorpha* in eight years. *J. Great Lakes Res.* 22(2): 354–369.
- NatureServe. 2022. [Explorer](#). [accessed January 19, 2022]
- Neves, R.J., and Odom, M.C. 1989. Muskrat predation on endangered freshwater mussels in Virginia. *J. Wildl. Manag.* 53(4): 934–941.
- Neves, R.J., and Widlak, J.C. 1987. Habitat ecology of juvenile freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae) in a headwater stream in Virginia. *Am. Malacol. Bull.* 5(1): 1–7.
- 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®, 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.
- Nikel, K.E., Tetreault, G.R., Marjan, P., Hicks, K.A., Fuzzen, M.L.M., Srikanthan, N., McCann, E.K., Dhiyebi, H., Bragg, L.M., Law, P., Celmer-Repin, D., Kleywegt, S., Cunningham, J., Clark, T., McMaster, M.E., and Servos, M.R. 2023. Wild fish responses to wastewater treatment plant upgrades in the Grand River, Ontario. *Aquat. Toxicol.* 255: (106375).
- Ostby, B.K. 2005. Characterization of suitable habitats for freshwater mussels in the Clinch River, Virginia and Tennessee. Thesis (M.Sc.) Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, VA. 203 p.
- Osterling, M.E., Arvidsson, B.L., and Greenberg, L.A. 2010. Habitat degradation and the decline of the threatened mussel *Margaritifera margaritifera*: influence of turbidity and sedimentation on the mussel and its host. *J. Appl. Ecol.* 47(4): 759–768.
- Owen, C.T., McGregor, M.A., Cobbs, G.A., and Alexander, J.E. 2011. Muskrat predation on a diverse unionid mussel community: effects of prey species composition, size and shape. *Freshw. Biol.* 56(3): 554–564.
-

-
- Pandolfo, T.J., Cope, W.G., Arellano, C., Bringolf, R.B., Barnhart, M.C., and Hammer, E. 2010. Upper thermal tolerances of early life stages of freshwater mussels. *J. North Am. Benthol. Soc.* 29(3): 959–969.
- Pandolfo, T.J., Kwak, T.J., and Cope, W.G. 2012a. Thermal tolerances of freshwater mussels and their host fishes: species interactions in a changing climate. *Freshw. Mollusk Biol. Conserv.* 15(1): 69–82.
- Pandolfo, T.J., Cope, W.G., Young, G.B., Jones, J.W., Hua, D., and Lingenfelter, S.B. 2012b. Acute effects of road salts and associated cyanide compounds on the early life stages of the unionid mussel *Villosa iris*. *Environ. Toxicol. Chem.* 31(8): 1801–1806.
- Parmalee, P.W., and Bogan, A.E. 1998. *The Freshwater Mussels of Tennessee*. The University of Tennessee Press, Knoxville, TN. xi + 328 p.
- Payton, S.L., Johnson, P.D., and Jenny, M.J. 2016. Comparative physiological, biochemical and molecular thermal stress response profiles for two unionid freshwater mussel species. *J. Exp. Biol.* 219(22): 3562–3574.
- Peck, A.J., Harris, J.L., Farris, J.L., and Christian, A.D. 2014. Survival and horizontal movement of the freshwater mussel *Potamilus capax* (Green 1832) following relocation within a Mississippi Delta stream system. *Am. Midl. Nat.* 172(1): 76–90.
- Poole, K.E., and Downing, J.A. 2004. Relationship of declining mussel biodiversity to stream-reach and watershed characteristics in an agricultural landscape. *J. North Am. Benthol. Soc.* 23(1): 114–125.
- Poos, M., Dextrase, A.J., Schwalb, A.N., and Ackerman, J.D. 2010. Secondary invasion of the round goby into high diversity Great Lakes tributaries and species at risk hotspots: potential new concerns for endangered freshwater species. *Biol. Invasions* 12: 1269–1284.
- Prosser, R.S., de Solla, S.R., Holman, E. A. M., Osborne, R., Robinson, S.A., Bartlett, A.J., Maisonneuve, F.J., Gillis, P.L. 2016. Sensitivity of the early-life stages of freshwater mollusks to neonicotinoid and butenolide insecticides. *Environ. Pollut.* 218: 428–435.
- Prosser, R.S., Rochfort, Q., McInnis, R., Exall, K., and Gillis, P.L. 2017. Assessing the toxicity and risk of salt-impacted winter road runoff to the early life stages of freshwater mussels in the Canadian province of Ontario. *Environ. Pollut.* 230: 589–597.
- Raimondo, S., Lilavois, C.R., Lee, L., Augspurger, T., Wang, N., Ingersoll, C.G., Bauer, C., Hammer, E., and Barron, M.G. 2016. Assessing variability in chemical acute toxicity of unionid mussels: influence of intra and interlaboratory testing, life stage, and species. *Environ. Toxicol. Chem.* 35(3): 750–758.
- Randklev, C.R., Hart, M.A., Khan, J.M., Tsakiris, E.T., and Roberston, C.R. 1999. Hydraulic requirements of freshwater mussels (Unionidae) and a conceptual framework for how they respond to high flows. *Ecosphere* 10(12): (e02975) 19 p.
- Ricciardi, A., and Rasmussen, J.B. 1999. Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conserv. Biol.* 13(5): 1220–1222.
- Ricciardi, A., Whoriskey, F.G., and Rasmussen, J.B. 1996. Impact of *Dreissena* invasion on native unionid bivalves in the upper St. Lawrence River. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53(6): 1434–1444.

-
- Salafsky, N., Salzer, D., Stattersfield, A., Hinton-Taylor, C., Neugarten, R., Butchart, S.H.M., Collen, B., Cox, N., Master, L.L., O'Conner, S., and Wilkie, S. 2008. A standard lexicon for biodiversity conservation: united classifications of threats and actions. *Conserv. Biol.* 22(4): 897–911.
- Salerno, J., Bennett, C.J., Holman, E., Gillis, P.L., Sibley, P.K., Prosser, R.S. 2018. Sensitivity of multiple life stages of two freshwater mussel species (Unionidae) to various pesticides detected in Ontario (Canada) surface waters. *Environ. Toxicol. Chem.* 37(11): 2871–2880.
- Salerno, J., Gillis, P.L., Khan, H., Burton, E., Deeth, L.E., Bennett, C.J., Sibley, P.K., and Prosser, R.S. 2020. Sensitivity of larval and juvenile freshwater mussels (unionidae) to ammonia, chloride, copper, potassium and selected binary chemical mixtures. *Environ. Pollut.* 256: (113398) 9 p.
- Schloesser, D.W., and Nalepa, B.F. 1994. Dramatic decline of unionid bivalves in offshore waters of western Lake Erie after infestation by the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51(10): 2234–2242.
- Schloesser, D.W., Metcalfe-Smith, J.L., Kovalak, W.P., Longton, G.D., and Smithee, R.D. 2006. Extirpation of freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae) following the invasion of Dreissenid mussels in an interconnecting river of the Laurentian Great Lakes. *Am. Midl. Nat.* 155(2): 307–320.
- Schwalb, A.N., and Ackerman, J.D. 2011. Settling velocities of juvenile Lampsilini mussels (Mollusca: Unionidae): the influence of behavior. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 30(3): 702–709.
- Schwalb, A.N., and Pusch, M.T. 2007. Horizontal and vertical movements of unionid mussels in a lowland river. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 26(2): 261–272.
- Scott, W.B., and Crossman, E.J.. 1973. *Freshwater Fishes of Canada*. Fish. Res. Board Can. Bull. 184. 966 p. 1998 reissue.
- SCRCA (St. Clair Region Conservation Authority). 2018. [St. Clair Region Watershed Report Card 2018](#). Strathroy, ON. 91 p.
- SCRCA. 2022. [W. Darcy McKeough Floodway](#). [accessed February 2, 2022].
- Sheldon, M.N., McNichols-O'Rourke, K.A., and Morris, T.J. 2020. [Summary of initial surveys at index stations for long-term monitoring of freshwater mussels in southwestern Ontario between 2007 and 2018](#). *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3203: vii + 85 p.
- Shick, J.M., Widdows, J., and Gnaiger, E. 1988. Calorimetric studies of behavior, metabolism and energetics of sessile intertidal animals. *Am. Zool.* 28(1): 161–181.
- Sietman, B.E. 2018. [Cyclonaias tuberculata](#). Minnesota Department of Natural Resources [accessed January 14, 2022]
- Sietman, B.E., Davis, M.J., and Hove, M.C. 2012. Mantle display and glochidia release behaviours of five Quadruline freshwater mussel species (Bivalvia: Unionidae). *Am. Malacol. Bull.* 30(1): 39–46.
- Smodis, S.L. 2022. Temporal dynamics of freshwater mussel larvae. Thesis (M.Sc.) University of Guelph, Guelph, ON. 96 p.
- Sorichetti, R.J., Raby, M., Holeton, C., Benoit, N., Carson, L., DeSellas, A., Dlep, N., Edwards, B.A., Howell, T., Kaltenecker, G., McConnell, C., Nelligan, C., Paterson, A.M., Rogojin, V., Tamanna, N., Yao, H., and Young, J.D. 2022. Chloride trends in Ontario's surface and groundwaters. *J. Great Lakes Res.* 48(2): 512–525.
-

-
- Sparks, B.L., and Strayer, D.L. 1998. Effects of low dissolved oxygen on juvenile *Elliptio complanata* (Bivalvia: Unionidae), J. North Am. Benthol. Soc. 17(1): 129–134.
- Stoeckel, J.A., Schneider, D.W., Soeken, L.A., Blodgett, K.D., and Sparks, R.E. 1997. Larval dynamics of a riverine metapopulation: implications for zebra mussel recruitment, dispersal, and control in a large-river system. J. North A. Benthol. Soc. 16(3): 561–601.
- Strayer, D.L. 1999. Use of flow refuges by Unionid mussels in rivers. J. North Am. Benthol. Soc. 18(4): 468–476.
- Sullivan, K.T., and Woolnough, D.A. 2021. Water depth, flow variability, and size class influence the movement behaviour of freshwater mussels (Unionida) in Great Lakes river drainages. Soc. Freshw. Sci. 40(2): 328–339.
- Tetreault, G.R., Bennett, C.J., Shires, K., Knight, B., Servos, M.R., and McMaster, M.E. 2011. Intersex and reproductive impairment of wild fish exposed to multiple municipal wastewater discharges. Aquat. Toxicol. 104(3–4): 278–290.
- Todd, A.K., and Kaltenecker, G. 2012. Warm season chloride concentrations in stream habitats of freshwater mussel species at risk. Environ. Pollut. 171: 199–206.
- Tokumen, R., Cataldo, D., and Boltovskoy, D. 2016. Effects of suspended inorganic matter on filtration and grazing rates of the invasive mussel *Limnoperma fortunei* (Bivalvia: Mytiloidea). J. Molluscan Stud. 82(1): 201–204.
- Toronto Zoo. 2021. Clam Counter version 1.71. Retrieved from Google Play.
- Tran, K., and Ackerman, J.D. 2019. Mussels partition resources from natural waters under flowing conditions. Sci. Total Environ. 696: (133870) 12 p.
- Tremblay, M.E.M., Morris, T.J., Ackerman, J.D. 2015. [A multivariate approach to the identification of unionid glochidia with emphasis on Species at Risk in Southern Ontario](#). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3057: vii + 51 p
- Tremblay, M.E.M., Morris, T.J., and Ackerman, J.D. 2016. Loss of reproductive output caused by an invasive species. R. Soc. Open Sci. 3(4): (150481) 10 p.
- Tuttle-Raycraft, S., and Ackerman, J.D. 2019. Living the high turbidity life: the effects of total suspended solids, flow, and gill morphology on mussel feeding. Limnol. Oceanogr. 64(6): 2526–2537.
- Tuttle-Raycraft, S., Morris, T.J., and Ackerman, J.D. 2017. Suspended solid concentration reduces feeding in freshwater mussels. Sci. Total Environ. 598: 1160–1168.
- UTRCA (Upper Thames River Conservation Authority). 2017a. Watershed Report Card – Plover Mills. London, ON. 8 p.
- UTRCA. 2017b. Watershed Report Card – Dorchester. London, ON. 8 p.
- UTRCA. 2017c. Watershed Report Card – The Forks. London, ON. 8 p.
- UTRCA. 2017d. Watershed Report Card – River Bend. London, ON. 8 p.
- UTRCA. 2022. [Other Dams](#). [accessed October 17, 2022].
- Upsdell, B., Veliz, M., and Jean, K. 2012. Monitoring Ausable River ecosystem recovery with freshwater mussel species at risk 2006-2011. Ausable Bayfield Conservation Authority. Exeter Ontario. 17 p.

-
- van der Lee, A.S., et Koops, M.A. 2023. [Modélisation du potentiel de rétablissement de la moulette verrugueuse \(*Cyclonaias tuberculata*\) au Canada](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/087. iv + 28 p.
- Wang, N., Ingersoll, C.G., Hardesty, D.K., Ivey, C.D., Kunz, J.L., May, T.W., Dwyer, F.J., Roberts, A.D., Augspurger, T., Kane, C.M., Neves, R.J., and Barnhart, M.C. 2007. Acute toxicity of copper, ammonia, and chlorine to glochidia and juveniles of freshwater mussels (Unionidae). *Environ. Toxicol. Chem.* 26(10): 2036–2047.
- Wardlaw, C., and Prosser, R.S. 2020. Investigation of microplastics in freshwater mussels (*Lasmigona costata*) from the Grand River watershed in Ontario, Canada. *Water Air Soil Pollut.* 231: 14 p.
- Watters, G.T. 1994. Form and function of unionoidean shell sculpture and shape (Bivalvia). *Am. Malacol. Bull.* 11(1): 1–20.
- Watters, G.T., Hoggarth, M.A., and Stansbery, D.H. 2009. *The Freshwater Mussels of Ohio*. The Ohio State University Press, Columbus, OH.
- Wheeler, A.P., Angermeier, P.L., and Rosenberger, A.E. 2005. Effets of new highways and subsequent urbanization on stream habitat and biota. *Rev. Fish. Sci.* 13(3): 141–164.
- Williams, J.D., Warren, M.L., Cummings, K.S., Harris, J.L., and Neves, R.J. 1993. Conservation status of the freshwater mussels of the United States and Canada. *Fisheries* 18(9): 6–22.
- WIDNR (Wisconsin Department of Natural Resources). 2020. [Purple Wartyback \(*Cyclonaias tuberculata*\)](#). [accessed: October 16, 2018].
- Woolnough, D., and Bogan, A.E. 2017. [Purple Wartyback: *Cyclonaias tuberculata*](#). *The IUCN Red List of Threatened Species 2017*: e.T6018A62905357.

ANNEXE A

Pêches et Océans Canada (MPO) a mis en place un réseau permanent de surveillance par quadrats, le Unionid Monitoring and Biodiversity Observation (UMBO), pour le suivi des moules unionidés dans le sud de l'Ontario, qui comporte un échantillonnage dans les rivières Ausable, Sydenham et Thames. Van der Lee *et al.* (en prép. **Error! Bookmark not defined.**) ont analysé les données du réseau de surveillance UMBO pour estimer la densité et la trajectoire de la moule verruqueuse dans les rivières Sydenham et Thames afin de mieux comprendre l'écologie de la population de la moule verruqueuse. Cette analyse a été répétée pour la rivière Ausable lorsque les données sont devenues accessibles. Le modèle comprenait six sites sur la rivière Ausable où l'on pouvait trouver la moule verruqueuse et qui ont été échantillonnés trois fois entre 2006 et 2022, ce qui représente trois périodes d'échantillonnage des sites de surveillance normalisés. Les méthodes de relevés utilisées à chaque station d'indice au cours des deux événements d'échantillonnage ont été adaptées selon Metcalfe-Smith *et al.* (2007) et suivent généralement la méthode de Sheldon *et al.* (2020). Le modèle comprenait 1 340 échantillons de quadrats; la moule verruqueuse a été observée dans 105 quadrats, et 136 individus ont été prélevés au total. La densité et la trajectoire de la population ont été estimées en adaptant un modèle aux données provenant du système UMBO de la rivière Ausable. Une approche hiérarchique bayésienne a été adoptée en utilisant l'approximation de Laplace imbriquée intégrée (INLA; Rue *et al.* 2009). Cette approche utilise des méthodes déterministes pour établir des déductions bayésiennes. Le modèle ajusté est une régression de Poisson où le site constitue un effet aléatoire et où l'année est la seule covariable. Ce modèle permet d'obtenir des estimations de la densité moyenne attendue et du taux de croissance de la population. Se référer à Van der Lee *et al.* (en prép. **Error! Bookmark not defined.**) pour des méthodes plus détaillées et des résultats complémentaires pour les rivières Sydenham et Thames.

$$y_{is} \sim \text{Poisson}(\mu_{is}),$$
$$E(y_{is}) = \text{var}(y_{is}) = \mu_{is},$$
$$\log(\mu_{is}) = \alpha + \beta_1 \cdot \text{année}_i + \text{site}_s.$$

Où y_{is} représente le nombre de moules verruqueuses du quadrat i et du site s et μ_{is} la moyenne attendue. α est le point d'interception représentant la densité moyenne initiale, car la covariable *année* correspond à l'année d'échantillonnage commençant à 0 (année de relevé soustraite de la première année de relevé). β est la courbe de l'effet attribuable à l'année représentant le taux instantané de croissance de la population par rapport au taux de croissance de la population, $\lambda = e^\beta$. *site* représente l'effet aléatoire du site.

Tableau A1. Estimations des paramètres pour les modèles INLA selon le nombre de quadrats pour la moule verruqueuse de la rivière Ausable.

	Médiane	Intervalle de crédibilité inférieur	Intervalle de crédibilité supérieur	ET
Effets fixes				
Ordonnée à l'origine	-3,64	-5,91	-1,84	1
Année	0016	-0015	0048	0015
Hyper-paramètres				
Site	0,25	0,05	0,79	0,21

L'estimation du taux de croissance de la population était de 1,016 (IC à 95 % : 0,985–1,049), mais ne différait pas significativement de 1, ce qui indique qu'il n'y a pas de preuve d'une croissance positive de la population ni d'un déclin au cours de la période d'échantillonnage. La densité moyenne estimée pour 2022 (l'année d'échantillonnage la plus récente) était faible, 0,031 moule/m² (IC à 95 % : de 0,002–0,25). L'abondance a été estimée sur les sites de relevés à 294 (IC à 95 % : 207–409) dans 2 490 m² d'habitat. La longueur moyenne était de 60,3 mm et les juvéniles (moules < 53,15 mm) représentaient 33,8 % des individus échantillonnés. Il n'y a pas eu de tendances significatives dans la taille moyenne ou la proportion de juvéniles dans l'échantillon, mais la présence constante de juvéniles laisse supposer un recrutement continu. Dans l'ensemble, les résultats indiquent qu'il n'y a pas de changement dans la taille ou la structure de la population.

ANNEXE B

Tableau B1. Résumé des travaux d'échantillonnages récents (1997-2022) de moules dans l'aire de répartition actuelle de la mulette verruqueuse au Canada. Plusieurs méthodes d'échantillonnage sont décrites, ainsi que des observations fortuites. « HP » signifie le nombre d'heures-personnes recherchées, le cas échéant. Les données sont résumées à partir de la base de données sur les Unionidés des Grands Lacs inférieurs, avec des sources de données supplémentaires le cas échéant. Le chiffre en exposant indique le nombre de sites où seules des coquilles ont été observées. Adapté d'après les travaux du COSEPAC (2021). Veuillez noter que toutes les données d'échantillonnage de 2022 peuvent ne pas être disponibles à l'heure actuelle.

Plan d'eau	Année	Nombre de sites où des mulettes verruqueuses vivantes ont été observées/nbre total de sites relevés	Nombre de mulettes verruqueuses vivantes (nbre de coquilles)	Effort total	Remarques	Autres sources
Rivière Ausable	1998	2 ¹ /10	4 (2)	39,75 HP (1,5 à 4,5 HP par site)	Relevés à intervalle chronométré	-
Rivière Ausable	1999	0/1	0	Aucun travail consigné	Relevé à intervalle chronométré	-
Rivière Ausable	2001	0/1	0	Aucun travail consigné	Relevé à intervalle chronométré	-
Rivière Ausable	2002	1/4	2	18 HP (4,5 HP par site)	Relevés à intervalle chronométré	-
Rivière Ausable	2003	0/2	0	Aucun travail consigné	Observations fortuites	-
Rivière Ausable	2004	0 ¹ /8	0 (1)	36 HP (4,5 HP par site)	Relevés à intervalle chronométré	-
Rivière Ausable	2005	0/1	0	Aucun travail consigné	Observations fortuites	-
Rivière Ausable	2006	3/7	38	506 x 1 m ² quadrats avec excavation (7 sites; 69-75 quadrats par site)	Relevés des stations d'indice par l'OPNA	Baitz <i>et al.</i> 2008, Upsdell <i>et al.</i> 2012

Plan d'eau	Année	Nombre de sites où des mulettes verruqueuses vivantes ont été observées/nbre total de sites relevés	Nombre de mulettes verruqueuses vivantes (nbre de coquilles)	Effort total	Remarques	Autres sources
Rivière Ausable	2007	1/2	2	66 x 1 m ² quadrats avec excavation (1 site); 2,25 HP	Relevés à intervalle chronométré	Office de protection de la nature d'Ausable, données inédites
Rivière Ausable	2008	2 ¹ /12	14 (1)	75 x 1 m ² quadrats avec excavation (1 site; 75 quadrats par site); 18 HP (4,5 HP sur quatre sites)	Relevés des stations d'indice par l'OPNA; relevés à intervalle chronométré par D. Zanatta	OPNA, données inédites
Rivière Ausable	2009	0/7	0	174 x 1 m ² quadrats avec excavation (2 sites; 87 quadrats par site); 9 HP (4,5 HP sur deux sites)	Relevés des stations d'indice par l'OPNA; relevés à intervalle chronométré par l'OPNA; relevé à intervalle chronométré par D. Zanatta	OPNA, données inédites
Rivière Ausable	2010	0/1	0	Aucun travail consigné	Observations compilées par l'OPNA	OPNA, données inédites
Rivière Ausable	2011	2/7	26	534 x 1 m ² quadrats avec excavation (7 sites; 74-80 quadrats par site)	Relevé des stations d'indice par l'OPNA;	Upsdell <i>et al.</i> 2012
Rivière Ausable	2012	1/1	25	Aucun travail consigné	Étude du comportement de la communauté	

Plan d'eau	Année	Nombre de sites où des mulettes verruqueuses vivantes ont été observées/nbre total de sites relevés	Nombre de mulettes verruqueuses vivantes (nbre de coquilles)	Effort total	Remarques	Autres sources
Rivière Ausable	2013	2/3	43	75 x 1 m ² quadrats avec excavation (1 site); 5,0 HP (1 site); autres efforts inconnus	Relevé des stations d'indice par l'OPNA; relevé à intervalle chronométré; étude du MPO sur le comportement	OPNA, données inédites
Rivière Ausable	2014	1/1	3	Aucun travail consigné	Relevé ciblé	OPNA, données inédites
Rivière Ausable	2015	1/1	2	Aucun travail consigné	Relevé ciblé	OPNA, données inédites
Rivière Ausable	2016	1/1	10	Aucun travail consigné	Étude du MPO sur le comportement	MPO, données inédites
Rivière Ausable	2018	2/4	13	301 x 1 m ² quadrats avec excavation (4 sites; 75-76 quadrats par site) autres efforts inconnus	Relevés des stations d'indice par l'OPNA; relevés à intervalle chronométré	OPNA, données inédites
Rivière Ausable	2019	2/3	27	226 x 1 m ² quadrats avec excavation (3 sites; 75-76 quadrats par site)	-	-
Rivière Ausable	2022	1/1	15	75 x 1 m ² quadrats avec excavation (1 site; 75 quadrats par site)	-	-
Rivière Sydenham	1997	7/8	241 (54)	36 HP (4,5 HP par site)	Relevés à intervalle chronométré	-
Rivière Sydenham	1998	4 ¹ /5	40 (3)	18,5 HP (4,5 à 5 HP par site)	Relevés à intervalle chronométré	-

Plan d'eau	Année	Nombre de sites où des mulettes verruqueuses vivantes ont été observées/nbre total de sites relevés	Nombre de mulettes verruqueuses vivantes (nbre de coquilles)	Effort total	Remarques	Autres sources
Rivière Sydenham	1999	2/8	44	147 x 1 m ² quadrats avec excavation (2 sites; 69-78 quadrats par site)	Relevés des stations d'indice; relevés à intervalle chronométré	Metcalfe-Smith <i>et al.</i> (2007)
Rivière Sydenham	2000	0/1	0	Aucun travail consigné	Observations fortuites	--
Rivière Sydenham	2001	2/18	95	230 x 1 m ² quadrats avec excavation (3 sites; 75-80 quadrats par site)	Relevés des stations d'indice; relevés à intervalle chronométré par l'Université de Guelph	Metcalfe-Smith <i>et al.</i> (2007)
Rivière Sydenham	2002	4/43	704	381 x 1 m ² quadrats avec excavation (5 sites; 72-81 quadrats par site); 4,5 HP (sur un site)	Relevés des stations d'indice; relevés à intervalle chronométré par l'Université de Guelph	Metcalfe-Smith <i>et al.</i> (2007)
Rivière Sydenham	2003	3/15	392	387 x 1 m ² quadrats avec excavation (5 sites; 69-84 quadrats par site); 75,67 HP (6-40, 67 HP par site)	Relevés des stations d'indice; relevés à intervalle chronométré par l'Université de Guelph	Metcalfe-Smith <i>et al.</i> (2007)
Rivière Sydenham	2004	0/2	0	46 HP (22,67 à 23,33 HP par site)	Relevés à intervalle chronométré	-
Rivière Sydenham	2005	0/9	0	40 HP (7,5 à 20,5 HP par site)	Relevés à intervalle chronométré par l'Université de Guelph	-

Plan d'eau	Année	Nombre de sites où des mulettes verruqueuses vivantes ont été observées/nbre total de sites relevés	Nombre de mulettes verruqueuses vivantes (nbre de coquilles)	Effort total	Remarques	Autres sources
Rivière Sydenham	2006	0/6	0	20,5 HP (1,5 à 19 HP par site)	Relevés à intervalle chronométré par l'Université de Guelph	-
Rivière Sydenham	2007	0/2	0	16 HP (1 à 15 HP par site)	Relevés à intervalle chronométré	-
Rivière Sydenham	2008	5/19	110	168 m ² ; 34,52 HP (1,6 à 10,67 HP par site)	Excavation à l'aide d'une benne à palourdes montée sur une grue par G.L. Mackie; Mackie; relevés à intervalle chronométré par D. Zanatta; relevés à intervalle chronométré par l'Université de Guelph	-
Rivière Sydenham	2009	0/14	0	45,97 HP (1,3 à 12,75 HP par site)	Relevés à intervalle chronométré par D. Zanatta	-
Rivière Sydenham	2010	2/3	25	37,5 HP (15 à 22,5 HP par site)	Relevés à intervalle chronométré; observations fortuites	-
Rivière Sydenham	2011	0/7	0	102 HP (4,5 à 32 HP par site)	Relevés à intervalle chronométré par l'Université de Guelph	-

Plan d'eau	Année	Nombre de sites où des mulettes verruqueuses vivantes ont été observées/nbre total de sites relevés	Nombre de mulettes verruqueuses vivantes (nbre de coquilles)	Effort total	Remarques	Autres sources
Rivière Sydenham	2012	6/12	2886	669 x 1 m ² quadrats avec excavation (5 sites; 69-375 quadrats par site); 235 HP (5-192 HP par site)	Relevés des stations d'indice; relevés à intervalle chronométré par l'Université de Guelph	-
Rivière Sydenham	2013	6/11	981	375 x 1 m ² quadrats avec excavation (5 sites; 75 quadrats par site); 120,5 HP (9-60 HP par site)	Relevés des stations d'indice; relevés à intervalle chronométré par l'Université de Guelph, étude du MPO sur la reproduction	-
Rivière Sydenham	2014	3/4	153	60 HP (14 à 25 HP par site)	Relevés à intervalle chronométré; étude du MPO sur la reproduction	-
Rivière Sydenham	2015	4/7	424	225 x 1 m ² quadrats avec excavation (3 sites; 75 quadrats par site); 24 HP (2-14 HP par site)	Relevés des stations d'indice; relevés à intervalle chronométré par l'Université de Guelph	-
Rivière Sydenham	2016	0/5	0	71 HP (20 à 27 HP par site)	Relevés à intervalle chronométré; observations fortuites par l'Office de protection de la nature de la région de St. Clair	-

Plan d'eau	Année	Nombre de sites où des moules verruqueuses vivantes ont été observées/nbre total de sites relevés	Nombre de moules verruqueuses vivantes (nbre de coquilles)	Effort total	Remarques	Autres sources
Rivière Sydenham	2017	8/11	217	50 x 1 m ² quadrats avec excavation (5 sites; 10 quadrats par site); 64,5 HP (4,5-42 HP par site)	Relevés quantitatifs dans la réserve naturelle de la rivière Sydenham; relevés à intervalle chronométré; atelier sur l'identification des moules d'eau douce de l'Ontario	-
Rivière Sydenham	2018	2/2	29	22 HP (dans un site)	Atelier sur l'identification des moules d'eau douce de l'Ontario	-
Rivière Sydenham	2019	5/15	11 (1)	128 HP (16 excavations par émulsion d'air de 8 heures); 30,95 HP (0,7-4,5 HP par site)	Relevés des stations d'indice; relevés à intervalle chronométré	-
Rivière Sydenham	2020	10 ¹ /13	268 (2)	Combo : 100 x 1 m ² quadrats avec excavation (10 sites; 10 quadrats par site) et 45 HP (9 sites, 4,5 HP par site); 317 m ² (2 quadrats); 4,5 HP (1 site)	Relevés des stations d'indice; relevés à intervalle chronométré	-
Rivière Sydenham	2021	11/20	265	80 x 1 m ² quadrats avec excavation (8 sites; 10	Relevés des stations d'indice; relevés à intervalle chronométré	MPO et Office de protection de la nature de la région

Plan d'eau	Année	Nombre de sites où des mulettes verruqueuses vivantes ont été observées/nbre total de sites relevés	Nombre de mulettes verruqueuses vivantes (nbre de coquilles)	Effort total	Remarques	Autres sources
				quadrats par site); 45 HP (10 sites -4,5 HP par site)		de St. Clair, données inédites
Rivière Sydenham	2022	10/13	680	375 x 1 m ² quadrats avec excavation (5 sites; 75 quadrats par site); 36 HP (8 sites -4,5 HP par site)	Relevés des stations d'indice; relevés à intervalle chronométré	MPO et Office de protection de la nature de la région de St. Clair, données inédites
Rivière Thames	1997	6 ³ /11	32 (34)	49,5 HP (4,5 HP par site)	Relevés à intervalle chronométré	Metcalfé-Smith <i>et al.</i> (1998), Metcalfé-Smith <i>et al.</i> (2000)
Rivière Thames	1998	0/9	0	22,5 HP (4,5 HP à 5 sites)	Relevés à intervalle chronométré	Metcalfé-Smith <i>et al.</i> (2000)
Rivière Thames	2003	0 ² /11	0 (3)	29 HP (1,0 à 5,0 HP par site, 11 sites)	Relevés à intervalle chronométré	Office de protection de la nature du bassin versant supérieur de la rivière Thames, données inédites
Rivière Thames	2004	4 ² /21	21 (3)	336 x 1 m ² quadrats avec excavation (5 sites; 63–72 quadrats par site); 72 HP (4,5 HP par site)	Relevés des stations d'indice; relevés à intervalle chronométré	Morris et Edwards (2007), MPO, données inédites

Plan d'eau	Année	Nombre de sites où des mulettes verruqueuses vivantes ont été observées/nbre total de sites relevés	Nombre de mulettes verruqueuses vivantes (nbre de coquilles)	Effort total	Remarques	Autres sources
Rivière Thames	2005	9/10	65 (1)	69 x 1 m ² quadrats avec excavation (1 site); 40,5 HP (4,5 HP sur 9 sites)	Relevés des stations d'indice; relevés à intervalle chronométré	Morris et Edwards (2007), MPO, données inédites
Rivière Thames	2006	0/1	0	Aucun travail consigné	Relevé à intervalle chronométré par l'Université de Guelph	-
Rivière Thames	2008	3/14	20	18 HP (4,5 HP à 4 sites)	Relevé à intervalle chronométré; étude temporelle	-
Rivière Thames	2009	0/2	0	Aucun travail consigné	Étude du comportement des déplacements verticaux	-
Rivière Thames	2010	2/8	7	318 x 1 m ² quadrats avec excavation (5 sites; 15-78 quadrats par site); 1 HP (sur un site)	Relevé des stations d'indice; relevé à intervalle chronométré par l'Université de Guelph; observation fortuite	MPO, données inédites
Rivière Thames	2011	0/12	0	1 069 x 1 m ² quadrats avec excavation (30-999 quadrats par site); 75 HP (1-18 HP par site)	Relevé à intervalle chronométré avec excavation; observation fortuite	-
Rivière Thames	2012	2/9	39	696 x 1 m ² quadrats avec excavation (10-318 quadrats par site)	Relevé quantitatif	-

Plan d'eau	Année	Nombre de sites où des mulettes verruqueuses vivantes ont été observées/nbre total de sites relevés	Nombre de mulettes verruqueuses vivantes (nbre de coquilles)	Effort total	Remarques	Autres sources
Rivière Thames	2013	1 ¹ /11	37 (1)	636 x 1 m ² quadrats avec excavation (318 quadrats par site); 70 HP (1-33 HP par site)	Déplacements avec excavation; relevé à intervalle chronométré	-
Rivière Thames	2014	0/4	0	84 HP (14 à 30 HP par site)	Relevés à intervalle chronométré	-
Rivière Thames	2015	3/7	30 (1)	300 x 1 m ² quadrats avec excavation (4 sites; 69–75 quadrats par site); 45,5 HP (12-17, 5 HP par site)	Relevés des stations d'indice; relevés à intervalle chronométré	MPO, données inédites
Rivière Thames	2016	2/10	125	375 x 1 m ² quadrats avec excavation (5 sites; 75 quadrats excavés dans les 5 sites); 38 HP (4-10 HP par site)	Relevés des stations d'indice; relevés à intervalle chronométré	MPO, données inédites
Rivière Thames	2017	2/4	9	225 x 1 m ² quadrats avec excavation (3 sites; 75 quadrats par site)	Relevés des stations d'indice; relevés à intervalle chronométré	MPO, données inédites
Rivière Thames	2018	2/7	15	300 x 1 m ² quadrats avec excavation (4 sites; 75 quadrats par site); 6 HP (2,5-3,5 HP par site)	Relevé des stations d'indice; relevé à intervalle chronométré; relevé à intervalle chronométré par l'Office de protection de la nature de la région de Lower	Sheldon <i>et al.</i> (2020)

Plan d'eau	Année	Nombre de sites où des mulettes verruqueuses vivantes ont été observées/nbre total de sites relevés	Nombre de mulettes verruqueuses vivantes (nbre de coquilles)	Effort total	Remarques	Autres sources
					Thames Valley; relevé à intervalle chronométré par l'Office de protection de la nature du bassin versant supérieur de la rivière Thames	
Rivière Thames	2021	5 ¹ /11	42 (1)	37,5 HP (9 sites, 3-4, 5 HP par site); 2 sites ciblés	Relevés des stations d'indice; relevés à intervalle chronométré	MPO, données inédites
Rivière Thames	2022	14 ² /24	102 (2)	108 HP (24 sites, 4,5 HP par site)	Relevé à intervalle chronométré	MPO, données inédites

ANNEXE C

Tableau C1. Mesures de surveillance de la qualité de l'eau effectuée par les offices de protection pour les fiches de rendement sur les bassins versants (OPNA 2018a,b, Office de protection de la nature de la région de St. Clair 2018, Office de protection de la nature du bassin versant supérieur de la rivière Thames 2017a,b,c,d). Des sous-bassins-versants qui couvrent l'aire de répartition connue de la muette verruqueuse dans chaque rivière sont signalés. La couleur orange indique que les valeurs dépassent l'objectif fixé par Conservation Ontario. L'objectif supérieur pour le phosphore total est de 0,03 mg/L (objectif du Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau); pour E. coli, 100 unités formant des colonies UFC/100 ml (normes du ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario pour une baignade sécuritaire); et pour l'échantillonnage des invertébrés benthiques, 5,0.

Population	Sous-bassin-versant (répartition des muettes verruqueuses à l'échelle mondiale)	Phosphore total (mg/L)			Bactéries (E. coli UFC/100 ml)			Score benthique		
		2001-2005	2006-2010	2011-2015	2001-2005	2006-2010	2011-2015	2001-2005	2006-2010	2011-2015
Rivière Ausable	Centre de la rivière Ausable *	-	0,094	0,076	-	70	92	-	4,47	4,51
	cours inférieure de la rivière Ausable *	-	0,067	0,091	-	42	71	-	5,71	5,99
Rivière Sydenham	cours supérieure de la rivière Sydenham	0,090	0,080	0,110	155	223	308	5,9	6,01	5,31
	Centre de la rivière East Sydenham	0,080	0,080	0,120	99	162	234	5,76	5,55	4,88
	cours inférieure de la rivière East Sydenham	0,060	0,080	0,090	86	50	80	5,48	5,53	5,45
Rivière Thames	Plover Mills - rivière North Thames	0,077	0,087	0,114	99	35	80	5,66	5,6	4,99
	Dorchester –rivière South Thames	0,170	0,170	0,100	203	250	202	6,53	6,08	5,83
	The Forks - Rivière Thames	0,220	0,190	0,150	396	617	404	6,38	6,17	6,36
	Bassin versant, River Bend – Rivière Thames	0,140	0,135	0,163	143	202	245	6,19	5,9	6,22

*Les échantillons ont été prélevés en 2012 et 2017.

ANNEXE D

Tableau D1. Valeurs moyennes et maximales (max) du Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau résumées pour l'ensemble des stations d'échantillonnage des rivières Ausable, Sydenham et Thames, recueillies de 2016 à 2020. Accessible depuis : [Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau \(ruisseau\)](#) [8 mars 2022].

Paramètre	Unités	Rivière Ausable		Rivière Sydenham		Rivière Thames		Rivière North Thames	
		Moyenne	Max	Moyenne	Max	Moyenne	Max	Moyenne	Max
Alcalinité (totale)	mg/L	197,95	286	207,24	623	186,61	279	181,40	281
Aluminium (échantillon total et non filtré)	µg/L	118,67	922	215,12	1400	350,78	2300	171,47	1260
Ammonium (réactif total non filtré)	mg/L	0,09	1,7	0,06	0,3	0,11	0,851	0,12	0,864
Baryum (échantillon total non filtré)	µg/L	35,76	49,6	20,26	49,2	42,15	118	31,54	46,2
Béryllium (échantillon total non filtré)	µg/L	0,08	0,235	0,08	0,25	0,09	0,4	0,06	0,2
Bismuth (échantillon total non filtré)	µg/L	1,38	2,75	1,09	2,25	1,42	5,17	0,61	1,21
Cadmium (échantillon total non filtré)	µg/L	0,60	1,68	0,56	1,55	0,62	1,62	0,63	2,17
Calcium (échantillon total non filtré)	mg/L	65,70	110	61,92	87,8	77,58	107	69,80	93,8
Carbone (inorganique dissous)	mg/L	48,41	66,5	40,31	67,5	46,91	65,2	49,01	65
Carbone (organique dissous)	mg/L	3,24	6,3	5,14	10,3	4,52	8,1	4,60	8,8
Chlorure (réactif non filtré)	mg/L	34,86	95,9	32,70	66,4	81,63	200	61,53	272
Chrome (échantillon total non filtré)	µg/L	0,53	1,27	0,68	3,17	0,88	3,68	0,61	1,69
Cobalt (échantillon total non filtré)	µg/L	0,46	1,32	0,55	1,5	0,84	3,15	0,62	1,17
Conductivité (25 °C)	µs/cm	563,11	809	578,53	776	743,84	1290	657,92	1900
Cuivre (échantillon total non filtré)	µg/L	1,96	7,77	2,09	11,6	3,18	9	3,23	6,69
Dureté (totale)	mg/L	234,92	351	234,06	328	272,64	367	264,46	341
Fer (échantillon total non filtré)	µg/L	123,09	579	287,50	1410	518,48	3870	146,85	689
Plomb (échantillon total non filtré)	µg/L	0,40	0,7	1,06	1,57	1,70	7,08	4,46	4,46
Lithium (échantillon total non filtré)	µg/L	3,44	9,48	5,02	23,2	6,86	20,3	6,19	18,9
Magnésium (échantillon total non filtré)	mg/L	16,36	21,9	19,75	30,6	19,22	26,1	22,35	27,4
Manganèse (échantillon total non filtré)	µg/L	18,28	49,8	24,30	75,6	48,84	202	24,24	107
Molybdène (échantillon total non filtré)	µg/L	1,01	3,45	1,11	3,42	1,59	3,71	1,90	7,92
Nickel (échantillon total non filtré)	µg/L	0,71	2	0,87	3,75	1,89	12,4	1,04	2,83
Nitrates (réactif total non filtré)	mg/L	4,59	10,6	3,66	17,1	5,50	12,8	6,79	36,1
Nitrite (réactif non filtré)	mg/L	0,02	0,075	0,04	0,49	0,05	0,31	0,04	0,19

Paramètre	Unités	Rivière Ausable		Rivière Sydenham		Rivière Thames		Rivière North Thames	
		Moyenne	Max	Moyenne	Max	Moyenne	Max	Moyenne	Max
Azote (total)	mg/L	4,98	12,7	4,03	21,2	7,10	211	7,68	38,6
pH (sur le terrain)		8,24	10,27	8,08	12,6	8,13	9,84	8,47	10,49
Phosphate (réactif filtré)	mg/L	0,04	0,191	0,04	0,867	0,05	0,43	0,05	0,297
Phosphore (échantillon total et non filtré)	µg/L	82,92	508	84,03	532	131,97	865	109,11	654
Phosphore (échantillon total et non filtré)	mg/L	0,08	0,335	0,05	0,172	0,09	0,26	0,08	0,372
Potassium (échantillon total non filtré)	mg/L	3,14	8,93	2,06	5,64	4,42	10,1	6,66	24,2
Silicates (réactif non filtré)	mg/L	1,17	3,04	2,29	4,4	1,99	4,36	1,59	4
Argent (échantillon total non filtré)	µg/L	0,93	2,59	0,83	2,72	1,03	3,62	1,58	6,08
Sodium (échantillon total non filtré)	mg/L	21,81	59,4	10,35	19,7	51,19	134	66,51	265
Strontium (échantillon total non filtré)	µg/L	309,24	924	118,85	217	502,07	931	3707,9	19 000
Étain (échantillon total non filtré)	µg/L	2,13	4,46	0,86	1,39	1,73	4,23	4,34	7,48
Titane (échantillon total non filtré)	µg/L	3,75	28,3	1,78	21,8	4,93	31,1	2,86	14,3
Turbidité (terrain)	FNU	18,96	79,2	23,31	155,1	32,43	382,9	19,79	175,4
Uranium (échantillon total non filtré)	µg/L	5,19	12,5	5,62	9,43	5,70	11,2	7,21	25,6
Vanadium (échantillon total non filtré)	µg/L	0,67	1,71	0,74	2,45	1,29	5,66	1,46	3,19
Zinc (échantillon total non filtré)	µg/L	10,02	17,8	14,17	97,1	15,05	56	14,77	38
Zirconium (échantillon total non filtré)	µg/L	0,23	0,71	0,21	0,79	0,16	0,7	0,19	0,65