



ÉVALUATION DU POTENTIEL DE RÉTABLISSEMENT – DARD DE RIVIÈRE, *Percina shumardi* (POPULATIONS DES GRANDS LACS ET DU HAUT-SAINT-LAURENT)



Dard de rivière, *Percina shumardi*. Gracieuseté de
Doug Watkinson, MPO.

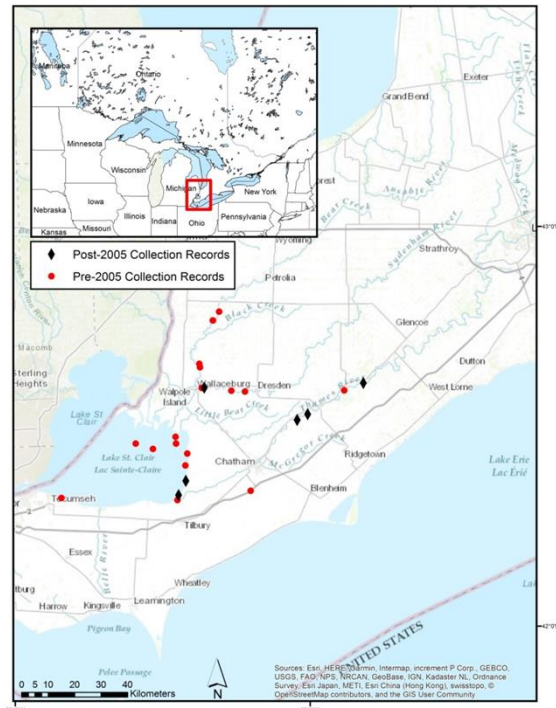


Figure 1. Répartition du dard de rivière dans
l'UD 3 (populations des Grands Lacs et du Haut-
Saint-Laurent). [dossiers de collecte postérieurs à
2005, dossiers de collecte antérieurs à 2005]

Contexte

Le dard de rivière (*Percina shumardi*) est un petit poisson allongé dont la répartition s'étend vers le nord de la côte du Texas du golfe du Mexique jusqu'au fleuve Nelson près de la baie d'Hudson au Manitoba, et vers l'est de la rivière Saskatchewan en Saskatchewan au bassin hydrographique du lac Sainte-Claire en Ontario. En mai 2016, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné comme en péril les populations de dards de rivière des Grands Lacs et du Haut-Saint-Laurent de l'unité désignable (UD) 3. Dans cette UD, le dard de rivière a une répartition très restreinte, n'est présent qu'à quelques endroits et est exposé à des menaces importantes attribuables à l'artificialisation des rives, à des espèces exotiques ou invasives, au dragage, aux nutriments et effluents provenant des déchets urbains, aux déversements et à l'agriculture.

On étudie la possibilité d'inscrire le dard de rivière de l'UD 3 à la liste de la Loi sur les espèces en péril (LEP). Avant de prendre une décision concernant l'inscription, on a demandé au secteur des Sciences de Pêches et Océans Canada (MPO) d'entreprendre une évaluation du potentiel de rétablissement. Cette évaluation résume les connaissances actuelles associées à la répartition, à

l'abondance et aux tendances relatives aux populations de dards de rivière dans l'UD 3 et propose des cibles et des délais de rétablissement. L'état actuel des connaissances concernant les besoins en matière d'habitat, les menaces, tant pour l'habitat que pour le dard de rivière, ainsi que les mesures visant à atténuer ces incidences sur l'UD 3 sont également inclus. Cette information peut être utilisée pour éclairer les volets scientifiques et socioéconomiques des processus décisionnels relatifs à l'inscription ainsi que l'élaboration d'un programme de rétablissement et d'un plan d'action et, finalement, pour soutenir les processus décisionnels concernant la délivrance de permis, la conclusion d'accords et l'établissement de conditions connexes en vertu des articles 73, 74, 75, 77 et 78 de la LEP.

Le présent avis scientifique découle de la réunion régionale d'examen scientifique par les pairs du 31 janvier 2019 sur l'Évaluation du potentiel de rétablissement : du dard de rivière (Percina shumardi), Populations des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent (Unité Désignable 3). Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, dans le [calendrier des avis scientifiques du MPO](#).

SOMMAIRE

- La répartition actuelle de la population de dards de rivière des Grands Lacs et du Haut-Saint-Laurent se limite au bassin hydrographique du lac Sainte-Claire (figure 1). Depuis 2005, des prélèvements de dard de rivière ont eu lieu dans la rivière Sydenham, la rivière Thames et le lac Sainte-Claire. Dans l'UD 3, l'aire de répartition de l'espèce semble diminuer.
- Le dard de rivière est généralement prélevé dans des cours d'eau de taille moyenne à grande, ou dans les zones riveraines des lacs. On le trouve généralement dans des eaux relativement profondes au courant modéré, dans différents substrats, et on sait qu'il tolère les eaux troubles. On sait peu de choses sur les habitats de frai et d'alimentation, mais des substrats de gravier et de galets propres pourraient constituer des caractéristiques importantes. On détient peu d'information spécifique sur l'habitat du dard de rivière dans l'UD 3.
- L'évolution de l'abondance ne peut être évaluée dans l'UD 3, mais on sait que le dard de rivière continue d'être rare.
- On recommande d'établir des objectifs de rétablissement fondés sur une population minimale viable de 27 000 à 31 000 individus. Ces estimations reposent sur l'hypothèse d'une dépendance à l'égard de la densité, avec un taux de croissance de la population maximal de 2,49, une fréquence de catastrophes de 15 % par génération et une probabilité d'extinction de 1 %. Les estimations de la population minimale viable se sont avérées très sensibles aux critères de simulation, allant de 3 700 à plus de 220 000.
- Une population ayant une densité initiale de 10 % de la population minimale viable prendrait 33 à 35 ans pour atteindre les objectifs de rétablissement, en supposant les mêmes critères de simulation et la même analyse de la population minimale viable.
- Une population de la taille d'une population minimale viable nécessiterait entre 10,6 et 12,1 ha (1 ha = 10 000 m²) d'habitat d'après une analyse de régression par moindres carrés ordinaires (MCO) des densités de dard de rivière dans les UD 1 et 2 en supposant une capturabilité de 5 % (densité de 0,25 poisson/m²).
- Dans l'UD 3, les plus grandes menaces à la survie et à la persistance du dard de rivière sont les espèces exotiques ou invasives (gobie à taches noires), le dragage et la charge sédimentaire. Les menaces secondaires comprennent la charge en éléments nutritifs, les

contaminants et les substances toxiques. Les incidences potentielles de la moule zébrée et de l'artificialisation des rives sont inconnues.

- La dynamique des populations de dards de rivière est particulièrement sensible aux perturbations touchant les taux de survie et de fécondité des jeunes de l'année. Il faut éviter de nuire à ces facettes du cycle biologique. Une réduction de la survie des jeunes de l'année ou de la fécondité excédant 31 à 34 % pourrait entraîner un déclin de la population. Les populations dont le taux de croissance initial est de 1,32 pourraient décliner si les dommages anthropiques (c.-à-d., la mortalité) dépassent 24,5 % pour toutes les classes d'âge ou si la survie ou le succès de reproduction des jeunes de l'année est réduit de 31 à 34 %. Les relations entre les activités anthropiques et l'évolution des taux vitaux n'ont pas encore été établies et exigeront d'autres recherches.
- De nombreuses sources d'incertitude perdurent quant à la biologie, à l'écologie, au cycle biologique, aux exigences en matière d'habitat, à l'abondance de la population, à la structure de la population, aux taux vitaux et à la répartition du dard de rivière dans l'UD 3. La compréhension approfondie des menaces ayant une incidence sur le déclin des populations du dard de rivière dans l'UD 3 manque également.

INTRODUCTION

Justification de l'évaluation

En mai 2016, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné comme en péril les populations de dard de rivière, *Percina shumardi*, (des Grands Lacs et du Haut-Saint-Laurent de l'UD 3). Les UD 1 (populations de la rivière Saskatchewan et du fleuve Nelson) et 2 (populations du sud de la baie d'Hudson et de la baie James) ont été désignées non en péril. L'espèce a déjà été évaluée comme une seule unité en avril 1989 et a été désignée comme n'étant pas en péril.

Lorsqu'une espèce est désignée comme étant menacée ou en voie de disparition par le COSEPAC, Pêches et Océans Canada (MPO) doit mettre en œuvre différentes mesures en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). Bon nombre de ces mesures nécessitent la collecte d'information scientifique sur la situation actuelle de l'espèce, les menaces qui pèsent sur sa survie et son rétablissement ainsi que la faisabilité de son rétablissement. Le présent avis scientifique a été rédigé dans le cadre d'une évaluation du potentiel de rétablissement. Il permettra d'intégrer les analyses scientifiques ayant fait l'objet d'un examen par les pairs aux processus ultérieurs prévus dans la LEP, y compris la planification du rétablissement et l'émission des permis délivrés en vertu de cette Loi.

La réunion régionale d'examen scientifique par les pairs sur l'évaluation du potentiel de rétablissement du dard de rivière a été tenue le 31 janvier 2019. Lors de cette réunion, on a examiné trois documents de recherche qui fournissent des précisions techniques et la liste complète des documents cités et ils seront disponibles sur le [calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada](#). Le présent avis scientifique résume les principales conclusions et avis découlant de l'examen par les pairs.

Biologie et écologie de l'espèce

Le dard de rivière est un petit poisson allongé au museau court et arrondi, à la bouche terminale de taille moyenne et aux grands yeux placés haut sur la tête et rapprochés. Au Canada, cette espèce atteint une longueur totale maximale de 94 mm. Ses écailles sont cténoïdes et se trouvent habituellement sur les joues et l'opercule, la poitrine étant généralement dénuée

d'écaillés. On compte de 42 à 62 écaillés sur une ligne latérale. La couleur varie du brun clair à l'olive foncée; 7 à 8 taches pâles sont présentes sur le dos et 8 à 15 barres verticales courtes et indistinctes se trouvent sur les côtés. Les mâles reproducteurs sont généralement de couleur plus foncée et peuvent présenter des tubercules nuptiaux sur les nageoires caudales, anales et pelviennes, ainsi que sur la région anale et la tête, le long des canaux mandibulaires infraorbitaires et préoperculaires. Les mâles reproducteurs développent également une nageoire anale élargie qui atteint presque la nageoire caudale. Une tache foncée évidente sur les coins supérieurs antérieurs et inférieurs postérieurs de la nageoire dorsale épineuse distingue le dard de rivière du fouille-roche gris (*Percina copelandi*) et du dard noir (*P. maculata*).

Aux États-Unis (É.-U.), le dard de rivière vit au maximum jusqu'à l'âge de 3 ou 4 ans et atteint sa maturité dès l'âge de 1 an. Les dards de rivière prélevés en 2014 dans les UD 1 et 2 au Manitoba et dans le Nord-Ouest de l'Ontario étaient âgés de 4 ans au maximum et atteignaient la maturité sexuelle à l'âge de 1 an. On a constaté que ces dards de rivière présentent des taux de croissance lents, gagnant en longueur environ 10 mm par an.

Au Canada, le dard de rivière fraie de mai à début juillet et son cycle reproducteur est déterminé par la photopériode et la température. L'espèce fraie principalement dans les rivières, mais des spécimens prêts à frayer ont été prélevés dans les lacs. Dans la rivière Assiniboine, au Manitoba, des spécimens prêts à frayer ont été prélevés entre le 22 et le 24 juin dans une eau à 24 °C. En général, les mâles arrivent à la frayère avant les femelles. Pendant le frai, les femelles s'enfouissent partiellement dans le sable ou le gravier. Le mâle repose sur la femelle et la maintient en place avec ses nageoires pelviennes. Ils vibrent et les œufs sont déposés un à la fois et fécondés. Le frai a lieu plusieurs fois avec différents partenaires sur une période de plusieurs semaines. Le dard de rivière ne s'occupe pas de ses œufs ou de ses petits. Lors d'une étude en laboratoire, on a observé que les œufs possédaient des caractéristiques adhésives et qu'ils éclosaient 9 jours après la fécondation, à une température d'eau comprise entre 19 et 21 °C. Les larves nageaient dans les heures suivant l'éclosion et mesuraient de 5 à 6,5 mm de longueur. On a découvert que le dard de rivière pouvait s'hybrider avec le fouille-roche zébré (*Percina caprodes*).

L'espèce se nourrit principalement pendant la journée et son régime alimentaire comprend une grande variété de proies. Dans une étude effectuée dans l'Illinois, les contenus stomacaux comprenaient des diptères, des trichoptères, d'éphéméroptères, des crustacés et des œufs de poisson. Une étude menée au Manitoba a permis de trouver les mêmes aliments, ainsi que des corises et des poissons. On a constaté que les gastéropodes constituent une proie importante pour le dard de rivière en Alabama, au Tennessee et au Manitoba. Une étude menée en Ontario et au Manitoba (DU 1 et 2) a révélé que les proies communes comprenaient en juin des chironomidés, des phryganes et d'éphéméroptères. Ces mêmes aliments se retrouvaient encore dans l'alimentation en septembre et octobre, mais à cette période de l'année, le zooplancton et les gastéropodes constituaient également des éléments importants de l'alimentation. Les proies dominantes variaient selon les sites à l'étude et les saisons, probablement en raison de variations dans la disponibilité des proies.

On sait très peu de choses sur la physiologie et l'adaptabilité du dard de rivière. La recherche montre qu'à mesure que la vitesse du courant augmente, le dard de rivière libère du gaz de sa vessie natatoire, augmentant sa densité et permettant un meilleur contact par friction avec le substrat, ce qui lui permet de diminuer l'énergie nécessaire au maintien de sa position dans l'eau.

Au Canada, les migrations de frai en amont ont lieu de mai à juillet. Dans une étude en laboratoire, on a observé que les larves du dard de rivière nagent à proximité du sommet de la colonne d'eau. Cela suggère que la dispersion des larves peut se produire en aval dans les rivières, la vitesse de l'eau de surface étant généralement plus élevée que la vitesse de nage des larves.

Les tendances en matière de croissance, le taux de mortalité annuel et la fécondité du dard de rivière selon le stade ont été déterminés à l'aide de données et d'estimations de la documentation (van der Lee et Koops 2019). Le tableau 1 résume la fourchette des valeurs associées aux paramètres du cycle biologique qui sont utilisés pour modéliser les populations de dards de rivière. Les valeurs de paramètres utilisées pour la modélisation (tableau 1) reposent sur les meilleurs renseignements disponibles.

Tableau 1. Valeurs, symboles, descriptions et sources pour les paramètres utilisés pour modéliser les populations de dards de rivière. Les sources sont fournies dans van der Lee et Koops (2019).

Description		Valeur
Âge	Longévitité	4
	Âge à la maturité	1
	Durée de génération	1,8
Croissance	Longueur à l'éclosion	6,15
	Point de rupture; âge auquel le modèle de croissance change	0,25
	Longueur au point de rupture (mm)	37,1
	Longueur asymptotique (mm)	61,9
	Coefficient de croissance de von Bertalanffy	0,31
Frai	Exposants allométriques de la fécondité	197,9
	Interception allométrique de la fécondité	1
	Écart-type logarithmique de la fécondité	0,05
	Proportion de femelles	0,5
	Périodicité du frai	1
	Proportion d'individus reproducteurs à l'âge 0	0
Poids	Proportion d'individus reproducteurs de 1 à 4 ans	1
	Exposants allométriques taille-poids	$2,3 \times 10^{-6}$
Mortalité chez les adultes	Interception allométrique taille-poids	3,30
	Mortalité instantanée	0,752
	Coefficient de variation de mortalité chez les jeunes de l'année	0,1
	Coefficient de variation de mortalité chez les adultes	0,2

ÉVALUATION

Abondance actuelle et historique et tendances

L'évolution de l'abondance ne peut être évaluée pour le dard de rivière dans l'UD 3, mais on sait que l'espèce continue d'être rare. Seuls quelques spécimens ont été capturés depuis la rédaction du rapport précédent du COSEPAC (1989), avec de faibles prises par unité d'effort. Cette situation perdure malgré des efforts de recherche importants, en particulier depuis 2005.

Plus de 1 000 sites dans l'aire de répartition du dard de rivière de l'UD 3 ont été échantillonnés à l'aide d'une variété d'engins.

Aire de répartition actuelle et historique, et tendances

L'aire de répartition du dard de rivière s'étend au nord depuis la côte du Texas, dans le golfe du Mexique, jusqu'au fleuve Nelson, près de la baie d'Hudson dans le Nord du Manitoba, et à l'est jusqu'à la rivière Saskatchewan, en Saskatchewan, et jusqu'au bassin versant du lac Sainte-Claire, en Ontario.

Dans l'UD 3, l'aire de répartition du dard de rivière correspond au bassin hydrographique du lac Sainte-Claire (figure 1). Sa zone d'occurrence a diminué, passant de 2 224 km² lors d'une estimation antérieure à 2005 à 907 km² au cours de la dernière décennie. L'indice de la zone d'occupation (IZO) distinct a décliné, passant d'une estimation antérieure à 2005 de 64 km² à 16 km² après 2005, et l'IZO continu est passé de 1 228 km² à 336 km² sur la même période. En raison du grand nombre d'échantillonnages effectués dans cette UD, l'IZO réel est probablement plus près de l'indice distinct (16 km²) que l'estimation continue, ce qui indique une tendance déclinante de la distribution dans l'UD 3.

Besoins en matière d'habitat

Généralement prélevé dans les cours d'eau de taille moyenne à grande ou dans les zones riveraines des lacs, le dard de rivière se rencontre surtout sur une variété de substrats dans des eaux assez profondes et au courant modéré. L'espèce tolère les eaux troubles. On sait peu de choses sur les habitats de frai et d'alimentation, mais des substrats de gravier et de galets propres pourraient constituer des caractéristiques importantes. Les adultes et les juvéniles semblent occuper le même habitat, car ils sont souvent prélevés ensemble pendant les échantillonnages.

L'information spécifique sur l'habitat du dard de rivière dans l'UD 3 est limitée. Dans Mandrak (2018), des renseignements sont disponibles pour un site de la rivière Sydenham et trois sites de la rivière Thames, où 11 dards de rivière ont été capturés entre 2012 et 2016.

L'échantillonnage a eu lieu en juin et en septembre. Ces spécimens ont été capturés à une température moyenne de l'eau de 22,2 ± 2,6 °C (plage : 19,6–26,5 °C); conductivité de 565,4 ± 138,8 µs (plage : 327,0–686,5 µs); oxygène dissous de 7,01 ± 0,79 mg/L (plage : 6,15–7,77 mg/L); pH de 8,65 ± 0,31 (plage : 8,25–9,05); tube secchi de 0,20 ± 0,20 m (portée : 0,07–0,60 m); turbidité de 86,94 ± 37,36 NTU (plage : 61,80–151,80 NTU); largeur du cours d'eau de 45,67 ± 1,13 m (plage : 44,00–47,50 m); pente du talus de 41,67 ± 2,64 % (plage : 5,00–80,00 %); couverture du canal de 2,50 ± 2,64 % (plage : 0,00–5,00 %); profondeur moyenne de 2,32 ± 0,99 m (plage : 1,10–3,53 m); vitesse moyenne de l'eau de 0,41 ± 0,36 m/s (plage : 0,02–0,98 m/s). Le type de substrat dominant aux lieux de capture était l'argile dans la rivière Sydenham et le gravier et les galets dans la rivière Thames.

Fonctions, caractéristiques et propriétés

Le tableau 2 décrit les fonctions, les caractéristiques et les attributs associés à l'habitat du dard de rivière. L'habitat nécessaire à chacun des stades biologiques s'est vu affecter une fonction qui correspond à un besoin biologique et des caractéristiques considérées comme la composante structurelle de l'habitat nécessaire à la survie ou au rétablissement de l'espèce. Des propriétés de l'habitat, qui décrivent de quelle façon les caractéristiques soutiennent la fonction à chacun des stades biologiques. Les attributs de l'habitat associés aux données actuelles peuvent différer de ceux de l'habitat optimal, puisqu'il se peut que le dard de rivière occupe un habitat sous-optimal dans les zones où l'habitat optimal n'est plus disponible.

Il n'existe pas de données pour quantifier la variation des fonctions biologiques assurées par les caractéristiques d'un habitat particulier selon l'état ou l'étendue de l'habitat, comptant les limites de la capacité biotique.

L'étendue spatiale de l'habitat de frai, de croissance, d'alimentation et d'hivernage n'a pas été quantifiée pour le dard de rivière dans l'UD 3.

Résidence

Le concept de résidence tel qu'il est défini par la LEP ne s'applique pas au dard de rivière.

Tableau 2. Résumé des fonctions, des caractéristiques et des propriétés essentielles pour chaque stade biologique du dard de rivière. Cette information est fournie pour orienter la désignation future de l'habitat essentiel. Voir Sawatzky (2019) pour prendre connaissance de la liste complète des citations.

Stade biologique	Fonction	Caractéristique(s)	Attributs
Œuf/embryon – du frai jusqu'à l'émergence des alevins	Frai (mai à début juillet) Incubation et élevage précoce	<ul style="list-style-type: none"> Substrat de sable ou de gravier Substrats de gravier et de galets propres 	<ul style="list-style-type: none"> Spécimens prêts à frayer, prélevés entre le 22 et le 24 juin dans la rivière Assiniboine (Manitoba) à une température de l'eau de 24 °C. Œufs éclos en laboratoire 9 jours après la fécondation à des températures de l'eau comprises entre 19 et 21 °C.
Alevins	Croissance	Inconnus	Inconnus
Juvenile Adulte	Alimentation Couvert	<ul style="list-style-type: none"> Cours d'eau de moyenne à grande taille ou zones riveraines de lacs; généralement sur une variété de substrats en eaux profondes et au courant modéré. La présence de substrats de gravier et de galets propres peut être importante. 	<ul style="list-style-type: none"> Dans l'UD 3, dans les rivières Thames et Sydenham, on a prélevé des échantillons à quatre endroits : <ul style="list-style-type: none"> Température de l'eau : 19,6-26,5 °C (moyenne : 22,2 °C) Oxygène dissous : 6,15-7,77 mg/L (moyenne : 7,01 mg/L) pH : 8,25-9,05 (moyenne : 8,65) Conductivité : 327-686,5 µs (moyenne : 565,4 µs) Tube Secchi : 0,07-0,60 m (moyenne : 0,20 m) Turbidité : 61,8-151,8 NTU (moyenne : 86,94 NTU) Largeur du cours d'eau : 44-47,5 m (moyenne : 45,67 m) Profondeur moyenne : 1,1-3,53 m (moyenne : 2,32 m) Courant moyen : 0,02-0,98 m/s (moyenne : 0,41 m/s) Pente du talus : 5-80 % (moyenne : 41,67 %) Couverture du canal : 0-5 % (moyenne : 2,5 %) Substrats dominants : argile, gravier et galets Dans les UD 1 et 2 en juin et septembre, les échantillons prélevés à des profondeurs de 2 à 5 m affichaient des températures de 8,52 à 15,63 °C, un pH de 7,1 à 8,1, une turbidité de 0,4 à 6,3 UNT et une teneur en oxygène dissous de 9,02 à 10,54 mg/L
Juvenile Adulte	Hivernage	Inconnus	Inconnus

Facteurs limitatifs naturels

Dans l'UD 3, le dard de rivière a une distribution très restreinte, et seul un petit nombre d'individus a été prélevé. L'immigration de source externe de spécimens du côté américain des lacs Sainte-Claire et Érié pourrait être possible, mais la capacité de dispersion naturelle de l'espèce est inconnue, bien que l'on soupçonne qu'elle soit bien inférieure à 8 km par an.

Menaces

Six menaces ayant une répercussion sur le dard de rivière dans l'UD 3 ont été déterminées, celles-ci étant divisées en deux grandes catégories de menaces anthropiques. Ces menaces comprennent les espèces exotiques ou envahissantes et la modification de l'habitat (dragage, artificialisation des rives, charge en éléments nutritifs, contaminants et substances toxiques, et charge sédimentaire). Elles ne se présentent pas de manière isolée et sont susceptibles de générer des effets cumulatifs et synergétiques. Les barrages et les répercussions interactifs et cumulatifs ne sont pas évalués comme des menaces, mais comme des considérations importantes. Sawatzky (2019) fournit une description détaillée des principales menaces qui pèsent sur le dard de rivière dans l'UD 3.

Espèces exotiques ou envahissantes – Gobie à taches noires

La répartition du gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*) chevauche celle du dard de rivière dans le lac Sainte-Claire, la rivière Thames, ainsi que dans des sections de la rivière Sydenham. Les deux espèces ont un certain nombre de proies en commun et sont présentes dans des habitats similaires, ce qui peut donner lieu à une concurrence directe pour les ressources. Dans certaines parties de la rivière Sainte-Claire, au Michigan, la concurrence entre le gobie à taches noires et les espèces de poissons benthiques indigènes qui occupent la zone littorale (< 1 m de profondeur) a probablement contribué au déclin de certaines populations de poissons indigènes qui s'est produit dans les cinq années suivant l'introduction du gobie à taches noires. Celui-ci peut aussi se nourrir d'œufs et de larves de poissons, dont peut-être ceux du dard de rivière. Toutefois, Burkett et Jude (2015) ont constaté que les œufs pourraient ne pas constituer une composante importante du régime alimentaire du gobie à taches noires et n'ont trouvé que quelques cas de chevauchement alimentaire important entre l'espèce et les poissons indigènes dans la partie de la rivière Sainte-Claire se trouvant au Michigan.

Espèces exotiques et envahissantes – Moule zébrée

Les moules zébrées sont présentes dans l'UD 3 et ont eu des répercussions sur le système du lac Sainte-Claire. L'abondance des amphipodes, des escargots et des vers a augmenté dans le benthos, tandis que celle des moules indigènes a diminué par rapport aux conditions prévalant avant l'invasion. Les répercussions sur l'habitat probablement liées à l'invasion de la moule zébrée dans le lac Sainte-Claire comprennent une plus grande limpidité de l'eau, des niveaux accrus de phosphore biodisponible dans les sédiments et l'expansion de l'habitat des macrophytes. Dans d'autres régions, en raison de la plus grande limpidité de l'eau causée par la moule zébrée, l'abondance des prédateurs visuels (p. ex. le grand brochet, *Esox lucius*) a augmenté tandis que celle des espèces préférant l'eau trouble (p. ex. le doré jaune, *Sander vitreus*) a diminué. La moule zébrée est un aliment de prédilection du gobie à taches noires et peut donc faciliter l'invasion de l'espèce. Toutefois, comme le dard de rivière consomme aussi des mollusques, la moule zébrée pourrait profiter à l'espèce en lui fournissant une source abondante de nourriture supplémentaire. Dans l'ensemble, les répercussions potentielles de la moule zébrée sur le dard de rivière dans l'UD 3 sont inconnues.

Modification de l'habitat – Dragage

Pendant le frai, le dard de rivière dépose ses œufs dans le substrat, de sorte que le dragage représente une menace potentielle pour cette espèce. La sédimentation causée par le dragage peut également avoir une incidence sur le dard de rivière. Dans l'UD 3, un dragage d'entretien a lieu dans le lac Sainte-Claire et plusieurs de ses affluents, dont la rivière Thames. Il permet d'éliminer les sédiments excédentaires et d'augmenter la profondeur du lac pour permettre aux plaisanciers et aux autres utilisateurs de naviguer en toute sécurité dans la voie navigable. Le substrat enlevé (déblais de dragage) est éliminé dans le plan d'eau dans des sites d'élimination. Dans la rivière Allegheny, en Pennsylvanie, on a constaté que les sites ayant fait l'objet de dragage présentaient une abondance et une diversité en petits poissons moindres que les sites non dragués, probablement en raison de la disponibilité réduite de nourriture ou de l'efficacité du fourrage et des répercussions de la sédimentation. Cependant, une autre étude n'a pas révélé de différence significative dans les prises par unité d'effort des espèces de poissons en péril, y compris les petites espèces benthiques comme le chat-fou du Nord (*Noturus stigmosus*), le dard de rivière (*Percina copelandi*) et le dard de sable (*Ammocrypta pellucida*) entre les sites ayant fait l'objet de dragages, comme entre les sites d'élimination des déblais de dragage et les sites de référence sur la rive sud du lac Sainte-Claire. L'abondance de ces espèces a été jugée faible. Toutefois, aucune analyse de détection n'a été effectuée et les sites n'ont pas été visités immédiatement après les activités de dragage. Les auteurs concluent que « *si des mesures d'atténuation suffisantes sont prises dans le cadre des activités de dragage d'entretien, les répercussions directes et indirectes sur les espèces de poissons en péril [sur la rive sud du lac Sainte-Claire] pourraient être considérées comme minimales* » (Barnucz et al. 2015, p. 8).

Modification de l'habitat – Artificialisation des rives

L'artificialisation des rives désigne généralement la construction de structures stabilisatrices (p. ex. digues verticales, encaissements [murs de soutènement remblayés avec de la pierre], enrochements [gros rochers ou morceaux de béton brisé]) afin de protéger les rives de l'érosion et des inondations et d'améliorer l'accès aux sites récréatifs. La perte ou l'endommagement des substrats de gravier et de galets dans les rivières et les rives exposées des lacs, causés par l'artificialisation des rives, constituent une menace pour d'autres espèces de dards et une menace potentielle pour le dard de rivière.

De grandes sections de la rive sud du lac Sainte-Claire ont été artificialisées. L'artificialisation des rives du lac Sainte-Claire a entraîné des changements dans la morphologie des rives et des colonies d'invertébrés, ainsi qu'une diminution des échanges de ressources entre les milieux terrestres et aquatiques. L'artificialisation des rives peut accélérer la propagation d'espèces envahissantes (p. ex., les moules dreissenides) en permettant leur colonisation et en créant des cavités de nidification propices au gobie à taches noires. On a cependant constaté que les invertébrés envahissants étaient aussi communs sur les rives artificialisées que sur les rives naturelles du lac Sainte-Claire. D'autres recherches sont nécessaires pour déterminer les répercussions de l'artificialisation des rives sur les espèces de poissons littoraux et les répercussions sur le dard de rivière dans l'UD 3.

Modification de l'habitat – Charge en éléments nutritifs

Dans l'UD 3, les terres sont principalement utilisées à des fins agricoles. La charge en éléments nutritifs provenant de sources telles que le ruissellement agricole, les exploitations d'élevage intensif, les usines de traitement des eaux usées et d'autres sources provenant des municipalités peut accélérer l'eutrophisation et causer une prolifération d'algues entraînant une diminution des concentrations d'oxygène dissous lorsque ces algues meurent. Des charges internes provenant des sédiments peuvent également être présentes, en particulier dans les

bassins de retenue et les tronçons à faible débit (p. ex., le cours inférieur de la rivière Thames). La charge interne de phosphore est rejetée sous une forme biodisponible à près de 90 %, tandis que la charge de phosphore provenant de sources externes (autres que les sources ponctuelles) est généralement biodisponible à moins de 50 %. De faibles concentrations d'oxygène dissous ont une incidence sur la survie et la reproduction des poissons, les rendant plus sensibles aux maladies, ralentissant leur croissance, nuisant à leur capacité de nager et modifiant leurs comportements de survie (p. ex., évitement des prédateurs, alimentation, reproduction). Cette menace est chronique et répandue.

Modification de l'habitat – Contaminants et substances toxiques

Des effluents agricoles, forestiers, industriels, domestiques et urbains se retrouvent dans certains bassins hydrographiques de l'UD 3. Ces effluents peuvent diminuer la qualité de l'eau et avoir des effets négatifs et cumulatifs. Ces effets peuvent être mortels ou sublétaux. Les effets sublétaux peuvent comprendre une diminution de la production d'œufs, une survie réduite, des changements de comportement, une croissance ralentie, une altération de l'osmorégulation et de subtils changements endocriniens, immunitaires et cellulaires. Les espèces de poissons peuvent aussi être indirectement touchées par la disponibilité réduite des proies. Les effets mortels sont le plus souvent générés par des déversements, tandis que les effets sublétaux sont le plus souvent causés par l'utilisation des terres. L'absorption des contaminants se fait par les branchies, par ingestion et par la peau, ce dernier mode d'absorption touchant particulièrement les espèces de poissons benthiques comme le dard de rivière qui s'enfouissent ou vivent tout près de sédiments toxiques. Les concentrations de contaminants dans les sédiments de la rivière Sainte-Claire ont diminué considérablement depuis les années 1970, probablement en raison des mesures correctives ayant été prises, notamment l'élimination des sources, la modernisation des installations industrielles et municipales, ainsi que le dragage.

Altération de l'habitat – Charge sédimentaire

Des charges sédimentaires sont présentes dans l'ensemble de l'UD 3. Les répercussions comprennent une turbidité accrue, une augmentation des substrats fins (c.-à-d., envasement), et la charge sédimentaire pourrait être impliquée dans le transport des polluants et des nutriments (p. ex., le phosphore) dans le plan d'eau. Une turbidité accrue réduit la vision et peut entraver la respiration. L'envasement peut diminuer l'abondance des espèces proies du dard de rivière et causer la mort des œufs par asphyxie. Le dard de rivière est présent dans les eaux troubles de l'ensemble de son aire de répartition et tolère donc probablement la turbidité. Toutefois, Roseman *et al.* (2009) notent que six espèces, y compris le dard de rivière, ont « sensiblement décliné » dans le bassin du lac Huron en raison de la perte d'habitat en eau claire (voir Mandrak 2018).

Barrages

Compte tenu de l'absence de grands barrages dans l'aire de répartition connue du dard de rivière dans l'UD 3, les barrages ne sont pas inclus dans l'évaluation des menaces. Sawatzky (2019) indique des sites potentiels pour de futurs aménagements hydroélectriques. Les répercussions sur le dard de rivière doivent être prises en compte avant l'aménagement de ces sites potentiels.

Répercussions interactives et cumulatives

Les répercussions peuvent s'accumuler dans le temps et l'espace, et les effets de plusieurs agents de stress agissant en même temps peuvent aussi interagir de diverses façons. Ils peuvent être cumulatifs (l'effet est égal à la somme des répercussions individuelles),

synergiques (l'effet est supérieur à la somme des répercussions individuelles) ou antagonistes (l'effet est moindre que l'effet cumulatif). La répercussion des effets cumulatifs peut être encore plus importante pour les espèces vivant dans un habitat peu adéquat, plus près de leurs limites de tolérance environnementale. Les répercussions interactives et cumulatives ne sont pas incluses dans l'évaluation de la menace, mais la possibilité qu'ils soient ressentis est un facteur important. D'autres travaux sont nécessaires pour déterminer les répercussions interactives et cumulatives des menaces pesant sur le dard de rivière dans l'UD 3.

Évaluation des menaces

Le tableau 3 résume le niveau, l'occurrence, la fréquence et l'étendue de chacune des menaces pouvant avoir une répercussion potentielle sur le dard de rivière dans l'UD 3.

Tableau 3. Risque, occurrence, fréquence et étendue des menaces susceptibles d'avoir une répercussion sur le dard de rivière dans l'UD 3.

Menace	Risque de menace	Occurrence de la menace	Fréquence de la menace	Ampleur de la menace
Espèces exotiques/envahissantes				
Gobie à taches noires	Moyen	Actuelle, anticipée	Continue	Considérable
Moule zébrée	Inconnu	Actuelle, anticipée	Continue	Considérable
Altération de l'habitat				
Dragage	Moyen	Actuelle, anticipée	Récurrente	Vaste
Artificialisation des rives	Inconnu	Actuelle, anticipée	Continue	Faible à importante
Charge en éléments nutritifs	Faible	Actuelle, anticipée	Récurrente	Considérable
Contaminants et substances toxiques	Faible	Actuelle, anticipée	Récurrente	Considérable
Charge sédimentaire	Moyen	Actuelle, anticipée	Récurrente	Considérable

Mesures d'atténuation et solutions de rechange

Il est possible de limiter les menaces pesant sur la survie en adoptant des mesures d'atténuation qui réduiront ou élimineront les effets néfastes susceptibles de découler des ouvrages ou entreprises associés aux projets ou aux activités réalisés dans l'habitat du dard de rivière. Le MPO a élaboré des lignes directrices sur les mesures d'atténuation pour 19 séquences des effets en vue de protéger les espèces aquatiques en péril dans la Région du Centre et de l'Arctique (Coker *et al.* 2010). Il faut consulter ces documents pour examiner les stratégies d'atténuation et les solutions de rechange relatives aux menaces pesant sur l'habitat. Le tableau 4 résume les séquences des effets applicables associées à chaque activité signalée

au MPO entre novembre 2013 et novembre 2018 dans un rayon d'un kilomètre autour des sites de l'UD 3 où l'occurrence de dards de rivière a été signalée.

Pour réduire le plus possible les interactions avec des espèces exotiques ou envahissantes, les mesures d'atténuation suivantes peuvent être appropriées :

- Enlever physiquement les espèces non indigènes des zones qu'on sait occupées par le dard de rivière.
- Surveiller l'aire de répartition du dard de rivière dans l'UD 3 pour vérifier la présence d'espèces exotiques ou envahissantes qui pourraient avoir des répercussions négatives directes sur l'espèce ou avoir une incidence sur son habitat de prédilection.
- Élaborer un plan portant sur les risques potentiels, les répercussions ainsi que les mesures proposées si la surveillance permet de détecter l'arrivée ou l'établissement d'une espèce exotique ou envahissante.
- Lancer une campagne de sensibilisation du public et encourager l'utilisation des systèmes de signalement des espèces exotiques en place.

Il n'existe pas de solutions de rechange en cas d'introductions non autorisées. Les introductions autorisées doivent respecter le [Code national sur les introductions et les transferts d'organismes aquatiques](#).

Lorsque de multiples agents de stress agissent sur un système, il est important (et un défi permanent) de déterminer les types d'interactions entre les agents (p. ex., cumulatives, synergiques, antagonistes) et de comprendre les voies d'interaction de ces agents. En présence d'agents de stress antagonistes, les tentatives de réduire ou d'éliminer l'un des agents peuvent ne pas donner les résultats escomptés à moins qu'il s'agisse de l'agent stressant dominant qui est le moteur de l'interaction. Dans les situations où des agents de stress synergiques sont présents, la réduction ou l'élimination d'un facteur de stress peut entraîner des avantages plus importants que prévu. Les effets cumulatifs impliquent des agents de stress qui agissent indépendamment, de sorte que l'atténuation des agents individuels devrait donner des résultats prévisibles.

Cibles en matière d'abondance (PMV)

Les objectifs d'abondance ont été estimés à l'aide d'une analyse de viabilité de la population et d'estimations de la population minimale viable (PMV). Les simulations intégraient la dépendance à la densité, la stochasticité de l'environnement et les catastrophes aléatoires. Les cibles variaient selon la probabilité de persistance souhaitée, le taux de catastrophe et le taux de croissance démographique maximal (tableau 5).

Les estimations prudentes de PMV utilisent une probabilité de quasi-extinction de 1 % et un taux de catastrophe de 0,15 par génération. Le taux de croissance maximal des populations à faible densité est inconnu. La valeur de 2,49 a été obtenue à l'aide d'une allométrie (Randall et Minns 2000) basée sur l'intervalle de prédiction inférieur, elle est donc potentiellement conservatrice; une valeur de 1,32 peut être trop conservatrice. Par conséquent, des estimations de la PMV comprises entre 27 000 et 31 000 sont recommandées.

Les objectifs de rétablissement basés sur la PMV peuvent être facilement confondus avec un point de référence pour l'exploitation ou les dommages admissibles. Un objectif de rétablissement n'est ni l'une ni l'autre de ces choses, car il se rapporte exclusivement à un niveau d'abondance minimal pour lequel la probabilité de persistance à long terme dans le cadre d'un cadre de rétablissement est élevée. Par conséquent, les objectifs de rétablissement fondés sur l'abondance sont particulièrement pertinents aux populations qui se situent en deçà

de ce seuil, et sont utiles pour optimiser les efforts et les ressources en sélectionnant ces populations qui ont le plus besoin d'efforts de rétablissement. Ces objectifs de PMV font référence au nombre d'adultes seulement. Si les juvéniles sont inclus dans les estimations d'abondance, la PMV doit alors également inclure ces classes d'âge.

En outre, les estimations de PMV pour le dard de rivière ont été calculées à partir d'un modèle de matrice postreproduction. Cela signifie que les estimations d'abondance ont été faites directement après la ponte et avant que la mortalité propre à l'âge soit survenue. Par conséquent, les estimations d'abondance tirées de l'analyse de la PMV représentent l'abondance annuelle maximale pour une population donnée. Lorsqu'on fait la comparaison avec les observations sur le terrain de l'abondance, la date de prélèvement d'échantillons par rapport à la date de frai doit être prise en considération, et il faut tenir compte du taux de mortalité prévu au cours de cette période.

Les abondances et l'évolution des populations actuelles ne sont pas connues pour le dard de rivière dans l'UD 3. Des simulations ont été effectuées pour des populations de dards de rivière dont l'abondance initiale était de 10 % de la PMV et un délai de rétablissement prévu dans lequel le rétablissement équivaut à la PMV (la PMV a également été fixée comme capacité biotique). En supposant un taux de croissance maximum de 2,49 et un taux de catastrophe de 15 % par génération, le dard de rivière avait 95 % de chances d'atteindre ces objectifs de rétablissement après 33-35 ans.

Tableau 4. Résumé des ouvrages, projets et activités réalisés durant la période s'échelonnant entre novembre 2013 et novembre 2018 dans des zones que l'on sait occupées ou historiquement occupées par le dard de rivière. Les menaces connues pour être 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 dards de rivière, tel qu'il est déterminé par l'analyse réalisée dans le cadre de l'évaluation du projet, est présenté ci-dessous. La séquence des effets applicable a été précisée pour chaque menace associée à un ouvrage, un projet ou une activité (1 – élimination de la végétation; 2 – nivellement; 3 – excavation; 4 – utilisation d'explosifs; 5 – utilisation d'équipement industriel; 6 – nettoyage et entretien de ponts ou d'autres structures; 7 – reforestation des berges; 8 – pâturage du bétail sur les berges des cours d'eau; 9 – levés sismiques marins; 10 – mise en place de matériaux ou de structures dans l'eau; 11 – dragage; 12 – extraction d'eau; 13 – gestion des débris organiques; 14 – gestion des eaux usées; 15 – ajout ou enlèvement de végétation aquatique; 16 – changement dans les périodes, la durée et la fréquence du débit; 17 – problèmes associés au passage des poissons; 18 – enlèvement de structures.)

Ouvrage/Projet/Activité	Menaces (associées aux ouvrages, projets ou activités)						Cours d'eau/plan d'eau (nombre d'ouvrages, de projets ou d'activités entre nov. 2013 et nov. 2018)			
	Destruction et modification de l'habitat	Charge en éléments nutritifs	Turbidité et charge sédimentaire	Contaminants et substances toxiques	Espèces exotiques et maladies	Prises accessoires	Lac Sainte-Claire	Rivière Thames	Rivière Sydenham	Rivière North Sydenham (ruisseau Bear)
Séquence des effets applicable pour l'atténuation des menaces et solutions de rechange au projet	1, 2, 3, 4, 5, 7, 9, 10, 11, 12, 13, 15, 18	1, 4, 7, 8, 11, 12, 13, 14, 15, 16	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 12, 13, 15, 16, 18	1, 4, 5, 6, 7, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 18						
Franchissements de cours d'eau (ponts, ponceaux, tranchées ouvertes)	✓		✓	✓				2		1
Travaux sur les berges (p. ex. stabilisation, remblai, murs de soutènement, gestion de la végétation riveraine)	✓		✓	✓			5			1
Travaux dans les cours d'eau (entretien des chenaux, restauration, modifications, réorientation, dragage et enlèvement de la végétation aquatique)	✓	✓	✓	✓			3	4	3	2
Gestion de l'eau (gestion des eaux de ruissellement, prélèvement d'eau)		✓	✓	✓						
Structures dans l'eau (rampes de mise à l'eau, quais, émissaires d'évacuation, prises d'eau, barrages)	✓	✓	✓	✓						1
Introductions d'espèces envahissantes (accidentelles et intentionnelles)					✓					

Cibles en matière d'habitat (superficie minimale pour la viabilité de la population)

Un logiciel de systèmes d'information géographique (SIG) (ESRI ArcMap 10.6.1) a été utilisé pour quantifier l'habitat disponible (en tant que zone mouillée) dans la rivière Thames, délimité par les endroits où des spécimens de dard de rivière ont été prélevés. L'habitat potentiel atteignait une longueur totale de 28,7 km de rivière et une superficie de 109 ha. En supposant que tout cet habitat est utilisable, des abondances correspondant à la PMV (31 000 adultes) peuvent être atteintes avec des densités de 0,028 poisson/m². Il est peu probable que la totalité de ce tronçon de la rivière constitue un habitat adapté au dard de rivière. Toutefois, l'atteinte de densités supérieures à 0,028 poisson/m² est probablement réalisable. En supposant que la capturabilité du dard de rivière était de 5 %, les densités moyennes normalisées du dard de rivière dans les populations nordiques non en péril ont été estimées à 0,25 ou 0,57 poisson/m². En utilisant ces densités, des abondances correspondant à la PMV nécessitaient entre 10,6 et 12,1 ha ou entre 4,7 et 5,4 ha d'habitat adapté. Par conséquent, il y a probablement suffisamment d'habitats dans la rivière Thames pour répondre aux besoins d'une population durable de dards de rivière. La quantité d'habitat dans d'autres zones habitées de l'UD 3 (p. ex., la rivière Sydenham) n'a pas été calculée.

Tableau 5. Estimations de la population adulte minimale viable (PMV) pour les populations de dards de rivière et une probabilité d'extinction de 5 % et de 1 %. Des simulations ont été effectuées pour trois plans d'eau, en utilisant deux niveaux de taux de croissance maximum de la population (λ) et deux taux de catastrophes.

Rivière	λ	Taux de catastrophe	PMV	
			$P[\text{ext}] = 5 \%$	$P[\text{ext}] = 1 \%$
Assiniboine	1,32	0,10	10 095	47 992
		0,15	36 421	209 213
	2,49	0,10	4 085	15 234
		0,15	7 545	27 097
English	1,32	0,10	9 020	38 707
		0,15	36 859	218 524
	2,49	0,10	3 788	12 850
		0,15	7 781	29 085
Rainy	1,32	0,10	8 860	37 919
		0,15	37 313	223 698
	2,49	0,10	3 769	12 955
		0,15	8 152	30 910

Dommmages acceptables

Les dommages anthropiques maximaux pouvant être subis par une population de dards de rivière sans causer un déclin de population ont été estimés (tableau 6). Ces valeurs représentent les changements proportionnels maximaux aux taux vitaux, en l'absence de tout autre dommage, qui empêchent le taux moyen de croissance de la population (λ) d'être < 1. Les estimations ont été tirées de l'analyse de l'élasticité (voir van der Lee et Koops, 2019), reposent sur l'hypothèse de l'indépendance par rapport à la densité et sont propres aux taux supposés de croissance de la population (1,32 et 2,49). L'analyse de l'élasticité a révélé que les populations de dards de rivière sont très sensibles aux perturbations des taux de survie et à la fertilité des jeunes de l'année. Il faut éviter de nuire à ces aspects du cycle biologique. Une réduction de la survie des jeunes de l'année ou de la fécondité excédant 31 à 34 % pourraient

entraîner un déclin de la population. Les perturbations de plus de 24,5 % touchant toutes les classes d'âge peuvent également provoquer un déclin de la population. Les relations entre les activités anthropiques et l'évolution des taux vitaux n'ont pas encore été établies et exigeront d'autres recherches.

Tableau 6. Estimations des dommages maximaux pour les populations de dards de rivière. Le plus grand changement proportionnel des taux vitaux qui maintient en moyenne $\lambda > 1$. σ_y représente le taux de survie des jeunes de l'année, f la fertilité, σ_a le taux de survie des adultes, et σ le taux de survie pour tous les stades biologiques.

Rivière	Taux de croissance de la population (λ)	Indice vital		
		σ_y/f	σ_a	σ
Assiniboine	1,32	-0,341	-0,867	-0,245
	2,49	-0,654	< -1	-0,598
English	1,32	-0,315	< -1	-0,245
	2,49	-0,639	< -1	-0,598
Rainy	1,32	-0,324	< -1	-0,245
	2,49	-0,644	< -1	-0,598

On a également eu recours à une analyse par simulation pour étudier la répercussion des dommages (figures 2 et 3). Encore une fois, ces simulations ont été effectuées en supposant une indépendance par rapport à la densité et étaient spécifiques à une moyenne initiale (indemne) de $\lambda = 1,32$. Ces résultats démontrent les risques associés à divers niveaux de dommages pour les populations de dards de rivière. Le risque a été quantifié comme la probabilité d'un déclin de la population ($\lambda < 1$) en raison de dommages subis à différents stades biologiques sur trois périodes : 1 an, 10 ans, et 100 ans. Au départ, en raison de la stochasticité de l'environnement, on comptait environ 21 % de chances d'observer un déclin annuel de la population, mais le risque était de 0 % sur 10 ans et sur 100 ans. À mesure que les dommages augmentaient, le risque de déclin de la population augmentait également. Pour notre estimation des dommages maximaux (24 % pour toutes les classes d'âge), il y avait une probabilité d'environ 51 %, 44 % et 32 % de déclin de la population sur 1 an, 10 ans et 100 ans, respectivement. Il faudra déterminer la période d'intérêt et le niveau de risque acceptable.

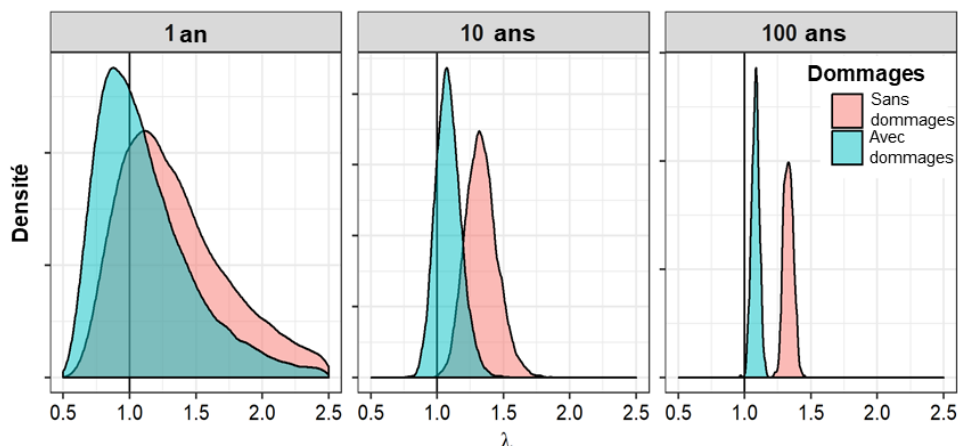


Figure 2. Exemples de distributions de taux de croissance de la population (λ) à partir de simulations stochastiques des populations de dards de rivière sur 1, 10 et 100 ans lorsqu'elles ne subissent aucun dommage (moyenne $\lambda = 1,32$) et lorsqu'elles subissent des dommages maximaux (tableau 6; $\lambda \approx 1$). La ligne verticale à $\lambda = 1,0$ indique le seuil de stabilité de la population. Les résultats à gauche de cette ligne représentent la probabilité de déclin.

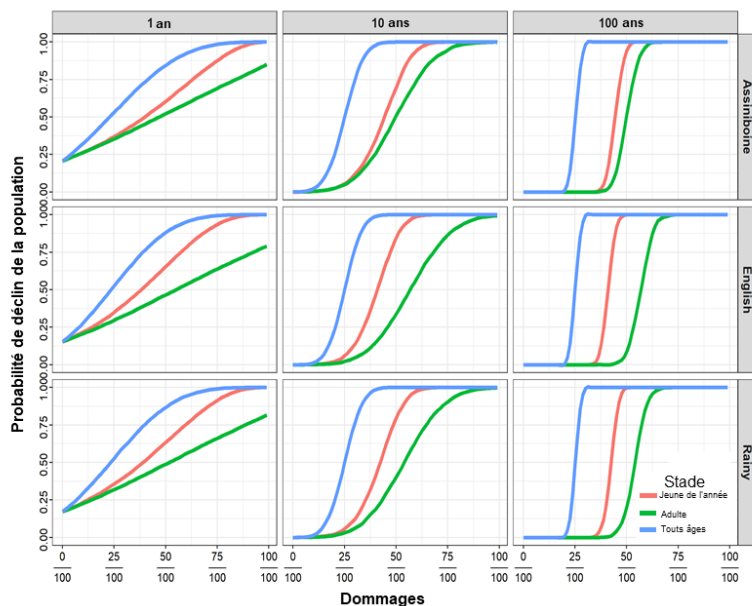


Figure 3. Probabilité de déclin de la population de dards de rivière ($\lambda < 1$) pour des dommages de différents niveaux (morts par 100 poissons) subis à divers stades biologiques (jeunes de l'année, adultes, ou pour toutes les classes d'âge) sur 3 périodes de temps (1 an, 10 ans et 100 ans).

De même, la répercussion de dommages temporaires a été estimée (figure 4). Cette estimation permet d'établir le risque de déclin de la population sur une période de 10 ans après un événement unique de mortalité de poissons. Les effets propres au stade étaient faibles, mais avec toutes les classes d'âge touchées, les effets à des taux élevés (> 75 %) étaient significatifs. Ces résultats sont spécifiques à un λ indépendant de la densité de 1,32 et à des dommages ne se produisant pas plus d'une fois tous les 10 ans. À mesure que la fréquence des dommages augmente, les résultats commencent à se rapprocher de ceux obtenus avec des dommages chroniques (figure 3).

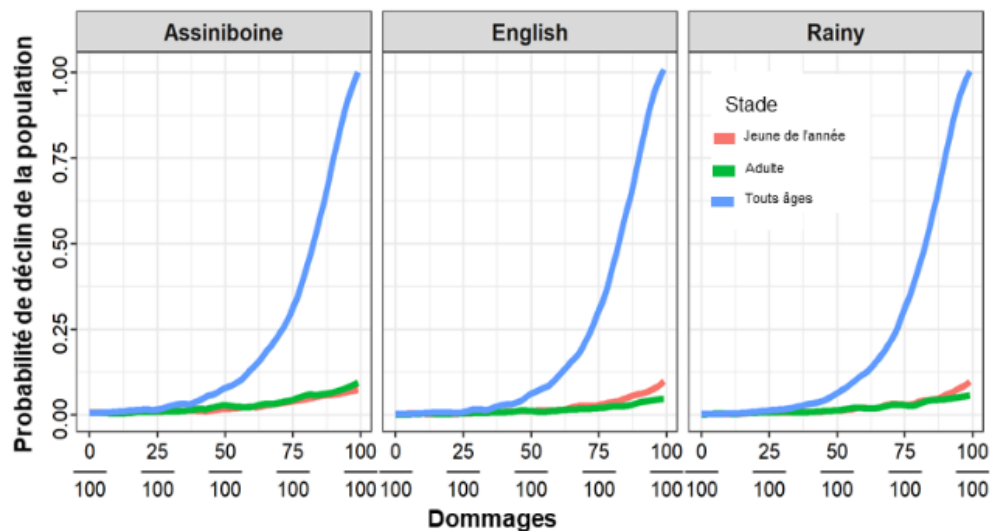


Figure 4. Effets de dommages temporaires (un seul événement de mortalité) en fonction de la probabilité d'observer un déclin de la population sur une période de 10 ans pour trois plans d'eau et trois stades touchés par les dommages.

Sources d'incertitude

On manque d'information sur la biologie, l'utilisation de l'habitat et la répartition du dard de rivière dans l'UD 3, en particulier dans le lac Sainte-Claire. L'étendue actuelle des habitats de frai, de croissance et d'hivernage n'a pas été quantifiée. Ces habitats devraient être étudiés et cartographiés.

Il est également nécessaire d'acquérir une meilleure compréhension de la physiologie et de l'adaptabilité du dard de rivière. Des études examinant les limites physiologiques de cette espèce et sa capacité d'adaptation et d'évolution à mesure que les régimes environnementaux sont modifiés sont nécessaires afin d'obtenir une compréhension mécaniste des répercussions des agents de stress.

Des données limitées étaient disponibles pour paramétrer le modèle de population du dard de rivière. Des données étaient disponibles pour les UD 1 et 2, qui ont été jugées non à risque lors de la plus récente évaluation du COSEPAC. Les différences pouvant exister entre les dards de rivière des UD 1 et 2 et ceux de l'UD 3 sont inconnues. On disposait également de peu de données empiriques sur des taux vitaux importants, comme la survie et la fécondité. Une seule estimation de la mortalité adulte était disponible et il est possible qu'elle aille à l'encontre des hypothèses de l'analyse de la courbe des prises. En outre, aucune donnée n'est disponible sur la survie des classes d'âge plus jeunes. La variabilité interannuelle des taux vitaux et des taux de survie par sexe est également largement inconnue.

Les données sur la taille et l'évolution des populations font défaut. Pour déterminer avec précision la taille de la population, son évolution actuelle et les tendances dans le temps, il est nécessaire de poursuivre l'échantillonnage quantitatif du dard de rivière dans les régions où sa présence est connue. La capturabilité de cette espèce devrait également être étudiée. Cette information aiderait à affiner les estimations des taux de croissance de la population, des dommages admissibles et des objectifs de rétablissement.

D'autres études causales doivent être menées pour évaluer avec une plus grande certitude l'incidence de chaque menace sur le dard de rivière et pour estimer les effets cumulatifs des menaces interagissant entre elles.

Enfin, la fréquence et la répercussion des événements catastrophiques pour le dard de rivière sont inconnues. Le choix de la fréquence des catastrophes a une répercussion important sur les estimations de la PMV. Des recherches visant à déterminer l'ampleur et la fréquence des événements catastrophiques au niveau de la population permettraient de réduire considérablement l'incertitude dans les estimations de la taille de la PMV et dans les recommandations relatives à la conservation du dard de rivière.

LISTE DES PARTICIPANTS DE LA RÉUNION

Nom	Organisme/Affiliation
David Andrews (Président)	MPO, Science
Jofina Victor (Rapporteur)	MPO, Science
Adam van der Lee	MPO, Science
Marten Koops	MPO, Science
Sara Eddy	MPO, Programme de protection des pêches
Josh Stacey	MPO, Programme sur les espèces en péril
Dave Balint	MPO, Programme sur les espèces en péril
Scott Reid	Ministère des richesses naturelles et des forêts
Jason Barnucz	MPO, Science
Chantelle Sawatzky	MPO, Science
Vicki McKay	Lower Thames Valley Conservation Authority
Doug Watkinson	MPO, Science
Tom Pratt	MPO, Science
Jessica Epp-Martindale	MPO, Programme sur les espèces en péril

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Le présent avis scientifique découle de la réunion du 31 janvier 2019 sur l'Évaluation du potentiel de rétablissement : du dard de rivière (*Percina shumardi*), populations des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent (Unité Désignable 3). Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible sur le [calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada \(MPO\)](#).

Barnucz, J., Mandrak, N.E., Bouvier, L.D., Gaspard, R., and Price, D.A. 2015. [Impacts of dredging on fish species at risk in Lake St. Clair, Ontario](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/018. v + 12 p.

Burkett, E.M., and Jude, D.J. 2015. Long-term impacts of invasive Round Goby *Neogobius melanostomus* on fish community diversity and diets in the St. Clair River, Michigan. J. Great Lakes Res. 41: 862–872.

- 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.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute). 2018. ArcMap Release 10.6.1. Redlands, CA.
- Mandrak, N.E. 2018. [Recovery Strategy for the River Darter \(*Percina shumardi*\) – Great Lakes – Upper St. Lawrence populations in Ontario.](#) Ontario Recovery Strategy Series. Prepared for the Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry, Peterborough, ON. v + 24 p.
- Randall, R.G., and Minns, C.K. 2000. Use of fish production per unit biomass ratios for measuring the productive capacity of fish habitats. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 1657–1667.
- Roseman, E.F., Schaeffer, J.S., and Steen, P.J. 2009. Review of fish diversity in the Lake Huron basin. Aquat. Ecosyst. Health Manage. 12: 11–22.
- Sawatzky, C.D. 2019. Information à l'appui d'une évaluation du potentiel de rétablissement du dard de rivière, *Percina shumardi* (populations des Grands Lacs et du Haut-Saint-Laurent) au Ontario. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2019/063. Sous presse.
- van der Lee, A.S., et Koops, M.A. 2019. Modélisation du potentiel de rétablissement du dard de rivière (*Percina shumardi*) au Canada. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2019/064. Sous presse.

CE RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU :

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

Téléphone: (204) 983-5232

Courriel: xcna-csa-cas@dfo-mpo.gc.ca

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

ISSN 1919-5117

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2019



La présente publication doit être citée comme suit:

MPO. 2019. Évaluation du potentiel de rétablissement – dard de rivière, *Percina shumardi* (populations des Grands Lacs et du Haut-Saint-Laurent). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/051.

Also available in English :

DFO. 2019. *Recovery Potential Assessment – River Darter, Percina shumardi (Great Lakes-Upper St. Lawrence populations)*. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2019/051.