



Pêches et Océans  
Canada

Fisheries and Oceans  
Canada

Sciences des écosystèmes  
et des océans

Ecosystems and  
Oceans Science

## **Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)**

---

**Document de recherche 2019/063**

**Région du Centre et de l'Arctique**

### **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) en Ontario**

Chantelle D. Sawatzky

Institut des eaux douces  
Pêches et Océans Canada  
501, croissant University  
Winnipeg (Manitoba) R3T 2N6

---

## 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 de consultation scientifique  
200, rue Kent  
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>  
[csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca](mailto:csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca)



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2020  
ISSN 2292-4272

### La présente publication doit être citée comme suit :

Sawatzky, C.D. 2020. 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) en Ontario. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/063. iv + 34 p.

### **Also available in English:**

*Sawatzky, C.D. 2020. Information in support of a recovery potential assessment of River Darter, Percina shumardi (Great Lakes-Upper St. Lawrence populations) in Ontario. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2019/063. iv + 32 p.*

---

---

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ .....	IV
INFORMATION SUR L'ESPÈCE .....	1
CONTEXTE .....	1
BIOLOGIE, ABONDANCE ET RÉPARTITION .....	1
BIOLOGIE .....	1
Description morphologique .....	1
Cycle vital .....	2
Reproduction .....	2
Alimentation .....	3
Physiologie et adaptabilité .....	3
Dispersion et migration .....	3
ABONDANCE – TENDANCES HISTORIQUES ET ACTUELLES .....	3
RÉPARTITION – TENDANCES HISTORIQUES ET ACTUELLES .....	5
BESOINS EN MATIÈRE D'HABITAT ET DE RÉSIDENCE .....	7
BESOINS EN MATIÈRE D'HABITAT .....	7
Fonctions, caractéristiques et paramètres .....	7
ÉTENDUE SPATIALE DE L'HABITAT APPROPRIÉ .....	9
CONTRAINTES LIÉES À LA CONFIGURATION SPATIALE .....	9
RÉSIDENCE .....	10
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS LIÉS À LA SURVIE ET AU RÉTABLISSEMENT DU DARD DE RIVIÈRE .....	10
FACTEURS LIMITATIFS NATURELS .....	10
MENACES ANTHROPIQUES .....	10
Espèces exotiques ou envahissantes .....	10
Altération de l'habitat .....	12
Barrages .....	17
Impacts interactifs et cumulatifs .....	17
ÉVALUATION DES MENACES .....	18
MESURES D'ATTÉNUATION ET SOLUTIONS DE RECHANGE .....	22
AUTRES MESURES D'ATTÉNUATION ET MESURES DE RECHANGE .....	23
Espèces exotiques ou envahissantes .....	23
Effets interactifs et cumulatifs .....	24
PROTECTION ACTUELLE .....	27
SOURCES D'INCERTITUDE .....	27
RÉFÉRENCES CITÉES .....	28

---

## RÉSUMÉ

Dans le cadre d'une réunion de mai 2016, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a recommandé que le dard de rivière, *Percina shumardi* (populations des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent, c'est-à-dire l'unité désignable [UD] 3), soit désignée « en voie de disparition ». La justification de cette désignation était la suivante : « *Il s'agit d'une espèce de petite taille qui occupe des rivières de taille moyenne à grande ainsi que les rives de grands lacs. Elle a une répartition très limitée, est présente dans un petit nombre de localités et est exposée à un risque élevé de menaces provenant du renforcement des rivages, d'espèces exotiques telles que le gobie à taches noires, des barrages et de la gestion de l'eau, du dragage, des nutriments et effluents provenant des déchets urbains, des déversements et de l'agriculture* » (COSEPAC, 2016, p. iii). En avril 1989, l'espèce avait déjà été évaluée comme une seule unité désignable et avait été désignée « non en péril » (Dalton, 1989).

L'évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) fournit l'information et les avis scientifiques nécessaires pour satisfaire aux diverses exigences de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP), y compris les renseignements scientifiques et socioéconomiques afin d'éclairer la décision d'inscription, la délivrance d'autorisations de mener des activités qui enfreindraient autrement les interdictions liées à la LEP, et l'élaboration de programmes de rétablissement. Le présent document de recherche décrit l'état actuel des connaissances sur la biologie, l'écologie, la répartition, les tendances démographiques, les besoins en matière d'habitat et les menaces en ce qui concerne le dard de rivière (populations des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent). Il présente également des mesures d'atténuation et des activités de rechange pour répondre aux menaces cernées, qui peuvent être mises en œuvre afin de protéger l'espèce. Les renseignements contenus dans l'EPR et dans le présent document pourront servir à éclairer l'élaboration de documents sur le rétablissement de l'espèce, la délivrance de permis, la négociation d'ententes et toute condition connexe conformément aux articles 73, 74, 75, 77, 78 et 83(4) de la LEP. Ils pourront aussi servir à préparer les documents liés aux exigences en matière de rapport prévues à l'article 55 de la LEP. Ces renseignements scientifiques servent également d'avis au ministre des Pêches et des Océans (MPO) quant à l'inscription de l'espèce en vertu de la LEP, en plus d'éclairer toute analyse des répercussions socioéconomiques de l'inscription de l'espèce à la liste, de même que les consultations subséquentes, le cas échéant. La présente évaluation tient compte des données scientifiques disponibles sur le rétablissement du dard de rivière (populations des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent) en Ontario. L'avis scientifique qui découlera de ce processus permettra de mettre à jour et de consolider les avis déjà formulés au sujet du dard de rivière (populations des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent).

---

## INFORMATION SUR L'ESPÈCE

**Nom scientifique** – *Percina shumardi*

**Nom commun** – Dard de rivière (populations des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent)

**Statut actuel du COSEPAC (année de désignation)** – En voie de disparition (2016)

**Justification de la désignation du COSEPAC** – « *Il s'agit d'une espèce de petite taille qui occupe des rivières de taille moyenne à grande ainsi que les rives de grands lacs. Elle a une répartition très limitée, est présente dans un petit nombre de localités et est exposée à un risque élevé de menaces provenant du renforcement des rivages, d'espèces exotiques telles que le gobie à taches noires, des barrages et de la gestion de l'eau, du dragage, des nutriments et effluents provenant des déchets urbains, des déversements et de l'agriculture.* » (COSEPAC, 2016).

**Loi sur les espèces en péril** – Non à l'annexe, aucun statut

**Loi de 2017 sur les espèces en voie de disparition (Ontario)** – En voie de disparition (2017)

**Rangs de la situation générale** – S3 (vulnérable; Ontario), N5 (en sécurité; Canada) (CCCEP 2016)

## CONTEXTE

Le dard de rivière (*Percina shumardi*), qui appartient à la famille des Percidés, couvre une aire de répartition allant de la côte texane du golfe du Mexique, au sud, puis vers le nord jusqu'au fleuve Nelson près de la baie d'Hudson, au Manitoba, et de la rivière Saskatchewan, en Saskatchewan, vers l'est jusqu'au bassin versant du lac Sainte-Claire, en Ontario (Scott et Crossman, 1973; Stewart et Watkinson, 2004; Page et Burr, 2011; COSEPAC 2016). Le COSEPAC (2016) reconnaît trois unités désignables (UD) (voir les [Lignes directrices du COSEPAC pour reconnaître les unités désignables](#)) parmi les populations du dard de rivière :

- UD 1 – Populations des rivières Saskatchewan et Nelson
- UD 2 – Populations du sud de la baie d'Hudson et de la baie James
- UD 3 – Populations des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent

En mai 2016, le COSEPAC a évalué que les UD 1 et 2 étaient « non en péril ». L'UD 3 a toutefois été évaluée comme étant « en voie de disparition » en raison de sa répartition restreinte et de son exposition à plusieurs menaces (COSEPAC, 2016). Le présent document fournit des renseignements biologiques qui serviront à évaluer le potentiel de rétablissement des populations de dard des rivières des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent.

## BIOLOGIE, ABONDANCE ET RÉPARTITION

### BIOLOGIE

L'information ci-dessous est principalement un résumé des renseignements fournis par le COSEPAC (2016).

#### Description morphologique

Le dard de rivière est un petit poisson au corps élancé (figure 1), doté d'un museau court et arrondi, d'une bouche terminale de taille moyenne (Scott et Crossman, 1973; Stewart et

---

Watkinson, 2004), et de grands yeux rapprochés situés sur la partie supérieure de la tête (Kuehne et Barbour, 1983). Au Canada, il peut atteindre une longueur totale maximale de 94 mm (D. Watkinson, données inédites dans COSEPAC, 2016). Les écailles, qui sont cténoïdes, couvrent habituellement la joue et l'opercule, tandis que la poitrine est généralement dépourvue d'écailles (Scott et Crossman, 1973; Becker 1983). Ces écailles sont au nombre de 46 à 62 sur la ligne latérale (Holm *et al.*, 2009). Sa couleur varie d'un ton brun clair à olive foncé, et il porte 7 ou 8 marques pâles en forme de selle sur le dos ainsi que 8 à 15 barres verticales courtes et indistinctes (Kuehne et Barbour, 1983; Holm *et al.*, 2009) Les mâles reproducteurs sont généralement de couleur plus foncée (Scott et Crossman, 1973; Smith, 1979), et ils peuvent développer des tubercules nuptiaux sur les nageoires caudale, anale et pelviennes, de même que sur l'orifice urogénital et sur la tête le long des canaux mandibulaires infraorbitaux et préorbitaux (Kuehne et Barbour, 1983). Les mâles en état de frayer ont également une nageoire anale plus longue, touchant presque la nageoire caudale (figure 1; Scott et Crossman, 1973). Le dard de rivière se distingue du fouille-roche gris (*Percina copelandi*) et du dard noir (*Percina maculata*) par la présence de deux taches foncées bien visibles sur la nageoire dorsale épineuse : l'une dans le coin supérieur de la partie antérieure, et l'autre, dans le coin inférieur de la partie postérieure (Stewart et Watkinson, 2004; Holm *et al.*, 2009).



Figure 1. Dard de rivière mâle prélevé dans la rivière Bird, au Manitoba. Photo : Doug Watkinson, Pêches et Océans Canada (MPO) (COSEPAC, 2016).

### **Cycle vital**

Le dard de rivière atteint la maturité dès l'âge de 1 an et vit, aux États-Unis, jusqu'à un maximum de 3 ans (Thomas, 1970) ou de 4 ans (Smith, 1979). Les dards de rivière des UD 1 et 2 qui ont été recueillis en 2014 au Manitoba et dans le nord-ouest de l'Ontario ont vécu jusqu'à un maximum de 4 ans et ont atteint la maturité à 1 an. On a constaté que ces dards de rivière affichaient un faible taux de croissance, gagnant environ 10 mm par année (Pratt *et al.*, 2015).

### **Reproduction**

Au Canada, le dard de rivière fraye à partir de mai jusqu'au début juillet (Balesic, 1971), son cycle de reproduction étant déterminé par la photopériode et la température (Hubbs, 1985). La fraie se déroule principalement dans des rivières, mais certains individus en état de frayer ont aussi été recueillis dans des lacs (Balesic, 1971). Des dards de rivière ont été capturés dans la rivière Assiniboine entre le 22 et le 24 juin, alors que la température de l'eau était de 24 °C (D. Watkinson, données inédites dans COSEPAC, 2016). Les mâles sont généralement les premiers à arriver dans les frayères (Holm *et al.*, 2009). Le comportement de fraie du dard de rivière a été décrit dans une étude de Dalton (1990). La femelle s'enfouit partiellement dans le

---

sable ou le gravier, puis le mâle se place sur elle et la maintient avec ses nageoires pelviennes. Les deux poissons vibrent pendant que les œufs sont pondus, un à un, avant d'être fécondés. La fraie se poursuit plusieurs fois sur plusieurs semaines et avec différents partenaires. Le dard de rivière ne surveille pas ses œufs et ses petits. Dans le cadre d'une étude en laboratoire, Balesic (1971) a constaté que les œufs étaient adhérents et que l'éclosion avait lieu neuf jours après la fécondation, à une température de l'eau de 19 à 21 °C. Les larves mesuraient de 5 à 6,5 mm de longueur et étaient en mesure de nager plusieurs heures après l'éclosion.

On a aussi observé une hybridation entre le dard de rivière et le fouille-roche zébré (*Percina caprodes*) (Trautman, 1981).

### **Alimentation**

Le dard de rivière se nourrit principalement pendant le jour (Thomas, 1970) d'un vaste éventail de proies (Balesic, 1971). Dans une étude des contenus stomacaux effectuée en Illinois, on a observé la présence de diptères, de trichoptères, d'éphéméroptères, de crustacés et d'œufs de poissons (Thomas, 1970). Dans une étude menée au Manitoba, on a relevé les mêmes aliments, en plus de corixidés et de poissons (Balesic, 1971). En Alabama, au Tennessee et au Manitoba, les gastéropodes peuvent être une composante importante de l'alimentation du dard de rivière (Balesic, 1971; Starnes, 1977; Haag et Warren, 2006). Une étude menée en Ontario et au Manitoba sur les proies du dard de rivière dans les UD 1 et 2 a aussi révélé des proies communes dans tous les sites échantillonnés en juin, y compris des chironomes, des trichoptères et des éphéméroptères. Ces mêmes proies faisaient toujours partie de l'alimentation du dard de rivière en septembre et en octobre, mais le zooplancton et les gastropodes y étaient aussi des composants importants du régime alimentaire (Pratt *et al.*, 2016). Les proies prédominantes variaient d'un site et d'une saison à l'autre, probablement en fonction de leur disponibilité (COSEPAC, 2016).

### **Physiologie et adaptabilité**

On en sait très peu sur la physiologie et l'adaptabilité du dard de rivière (COSEPAC, 2016). Une recherche a démontré 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 (Gee, 1983).

### **Dispersion et migration**

Au Canada, la montaison dans les cours d'eau a lieu de mai à juillet. On a observé en laboratoire que les larves du dard de rivière nageaient près du haut de la colonne d'eau, ce qui semble indiquer une dispersion en aval des larves dans les cours d'eau, sachant que la vitesse des eaux de surface dépasse généralement la vitesse de nage des larves (Balesic, 1971).

### **ABONDANCE – TENDANCES HISTORIQUES ET ACTUELLES**

Des données détaillées sur le dard de rivière de l'UD 3 sont seulement disponibles pour les rivières Thames et Sydenham (tableau 1; COSEPAC, 2016). Les cinquante prélèvements effectués avec un mini chalut Missouri ont permis de capturer seulement trois dards de rivière. Le chalut Missouri est l'engin optimal pour la capture du dard de rivière (COSEPAC, 2016).

Il demeure impossible d'évaluer la trajectoire de l'abondance du dard de rivière de cette UD, mais on sait qu'il continue d'être rare. Seuls quelques spécimens ont été recueillis depuis la rédaction du dernier rapport de situation du COSEPAC (1989) et les captures par unité d'effort (CPUE) sont demeurées faibles (tableau 1; COSEPAC, 2016). Les efforts d'échantillonnage ont

permis de capturer huit autres spécimens dans la rivière Thames en juin 2015 et en juillet 2016 (MPO, données inédites). Pourtant, les efforts de recherche ont été particulièrement intensifs, surtout depuis 2005 (tableau 2) : plus de 1 000 sites couvrant l'aire de répartition du dard de rivière de l'UD 3 ont été échantillonnés à l'aide de divers engins.

Tableau 1. Résumé des échantillonnages non ciblés menés par le MPO concernant l'UD 3 entre 1995 et 2014 (tiré de COSEPAC, 2016).

Plan d'eau	Nombre de captures	Engin	Effort (traits)	Nombre de poissons	Captures par unité d'effort
Rivière Thames	26	Mini chalut Missouri	26	1	0,04
Rivière Sydenham	24	Mini chalut Missouri	24	2	0,08

Tableau 2. Résumé des relevés dans l'aire de répartition connue du dard de rivière de l'UD 3 (tiré du COSEPAC, 2016).

Plan d'eau/bassin versant	Description du relevé (années des activités de relevé)
Bassin versant du lac Sainte-Claire	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Relevé des communautés de poissons près du rivage, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (MRNO) (2005, 2007) a</li> <li>▪ Relevé des communautés de poissons, Michigan Department of Natural Resources (1996–2001) b</li> <li>▪ Échantillonnage ciblé des espèces de poissons en péril d'Essex-Érié, MPO (2007) a, c</li> <li>▪ Relevé au filet-trappe, MRNO (1974-2007, annuel) e</li> <li>▪ Relevé indicateur par pêche à la senne ciblant les jeunes de l'année, MRNO (annuel) a</li> <li>▪ Relevé des communautés de poissons benthiques, MPO (2010) b</li> <li>▪ Échantillonnage au moyen de divers engins, MPO (Edwards et Mandrak, 2006) a, d, e, f, g, h, j</li> <li>▪ Relevé de poissons, MPO (Marson et Mandrak, 2009) a, d, f, j</li> <li>▪ Poos <i>et al.</i> (2007) a, e</li> <li>▪ Poos <i>et al.</i> (2008) a, e, h, j</li> <li>▪ MRNO, Reid et Hogg (2014) a</li> <li>▪ Échantillonnage d'espèces en péril, MPO (Mandrak <i>et al.</i>, 2006) a, e</li> <li>▪ Relevé de la répartition du gobie à taches noires, MPO (2015, 2016)</li> </ul>
Rivière Détroit	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Associations poissons-habitat de la rivière Detroit, MPO et Université de Windsor (2003–2004) a, d</li> <li>▪ Milieux humides côtiers de la rivière Detroit, MPO et Université de Guelph (2004–2005)</li> <li>▪ Relevés des communautés de poissons, MPO et MRNO (2003, 2004) d</li> <li>▪ Relevé des communautés de poissons benthiques, MPO (2009, 2010) b</li> </ul>
Lac Érié	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Relevé au chalut interagences dans le bassin ouest, MRNO (1988–2010, annuel) b</li> <li>▪ Milieux humides côtiers le long du lac Érié (2004–2005) e</li> <li>▪ Relevés à la senne de plage près du rivage, MRNO et MPO (2005-2006) a (Reid et Mandrak, 2008)</li> <li>▪ Relevé à la senne près du rivage, bassins ouest et centre-ouest, MRNO (2007) a</li> </ul>

Type d'engin : a – senne; b – chalut; c – filet-trappe; d – pêche électrique par bateau; e – pêche électrique avec matériel portable; f – verveux; g – piège à ménés; h – piège Windemere; j – filet maillant.

## RÉPARTITION – TENDANCES HISTORIQUES ET ACTUELLES

L'aire de répartition du dard de rivière s'étend de la côte texane du golfe du Mexique jusqu'au fleuve Nelson, près de la baie d'Hudson dans le nord du Manitoba (Scott et Crossman, 1973; Stewart et Watkinson, 2004; Page et Burr, 2011; COSEPAC, 2016), et de la rivière Saskatchewan, en Saskatchewan, vers l'est jusqu'au bassin versant du lac Sainte-Claire, en Ontario.

L'aire de répartition du dard de rivière de l'UD 3 se limite toutefois au bassin versant du lac Sainte-Claire (figure 2; tableau 3). La zone d'occurrence (superficie délimitée par un polygone sans angles concaves comprenant la répartition géographique de toutes les populations connues d'une espèce sauvage; [Définitions et abréviations du COSEPAC](#)) a diminué, passant de 2 224 km<sup>2</sup> lors d'une estimation antérieure à 2005 à 907 km<sup>2</sup> au cours de la dernière décennie. En ce qui a trait à l'indice de la zone d'occupation (IZO; c'est-à-dire la superficie réelle occupée par un taxon au sein de la zone d'occurrence, calculée au moyen d'une grille de 2 × 2 km), l'IZO « discret » a décliné, passant d'une estimation de 64 km<sup>2</sup> avant 2005 à 16 km<sup>2</sup> après 2005, alors que l'IZO « continu » est passé de 1 228 km<sup>2</sup> à 336 km<sup>2</sup> au cours de la même période. Compte tenu de l'effort d'échantillonnage élevé qui a été déployé dans cette UD, l'IZO réel se rapproche probablement davantage de l'indice discret que de l'indice continu (COSEPAC, 2016). Ces tendances observées semblent indiquer un déclin de l'aire de répartition de l'UD 3.

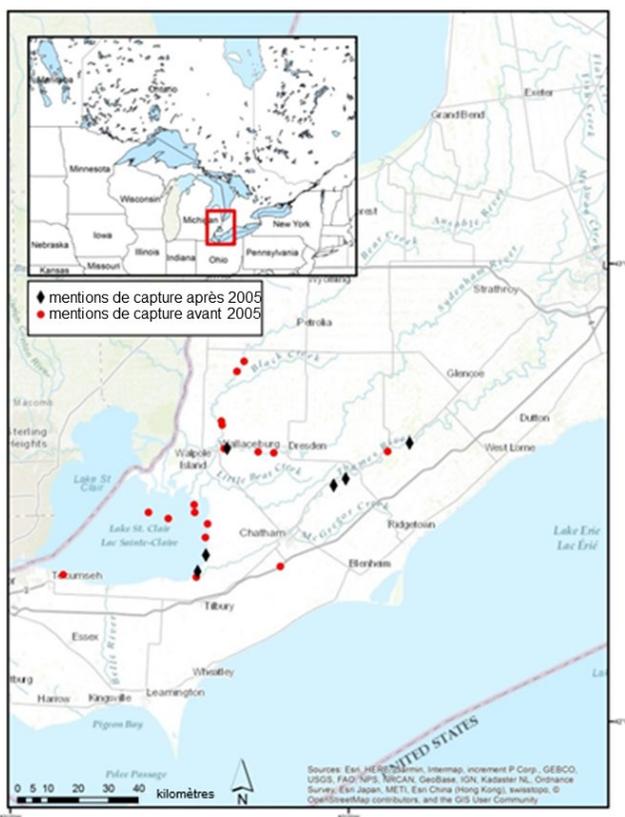


Figure 2. Répartition du dard de rivière de l'UD 3 (populations des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent). Les occurrences sont indiquées pour la période avant 2005 (cercles rouges) et après 2005 (carrés noirs).

Tableau 3. Mentions de capture du dard de rivière de l'UD 3 (Source : COSEPAC [2016] et données inédites du MPO). Nota : MRO = Musée royal de l'Ontario; MRNO = ministère des Richesses naturelles de l'Ontario; MPO = Pêches et Océans Canada.

Base de donnée	Plan d'eau	Date	Latitude	Longitude
MRO	Lac Sainte-Claire, embouchure de la rivière Thames	31 oct. 1973	42,316666	-82,45
MRNO	Lac Sainte-Claire, senne près du rivage	21 juill. 1980	42,4033	-82,4233
MRNO	Lac Sainte-Claire, baie Mitchell, chalut	5 août 1983	42,4583	-82,5917
MRNO	Lac Sainte-Claire, baie Mitchell, chalut	28 août 1984	42,4583	-82,4550
MRNO	Lac Sainte-Claire, baie Mitchell, chalut	18 sept. 1984	42,4583	-82,4550
MRNO	Lac Sainte-Claire, baie Mitchell, chalut	1 oct. 1984	42,4450	-82,5333
MRO	Lac Sainte-Claire, baie Saint-Luc	29 juill. 1985	42,433334	-82,416664
MRNO	Lac Sainte-Claire, baie Mitchell, chalut	30 sept. 1985	42,4750	-82,4567
MRO	Canal de drainage des plaines Raleigh, près du chemin Bloomfield, sous le pont de l'autoroute 401	11 août 1989	42,34	-82,20167
MRO	Rivière Thames, Nation Delaware de Moraviantown, entre 150 et 600 m en aval du pont sur le chemin de comté 18	26 juill. 1991	42,59111	-81,884445
MRNO	Lac Sainte-Claire, senne près du rivage	13 juin 1994	42,3217	-82,8433
MRO	Ruisseau Bear, 1,6 km à l'est de Waubuno, depuis le pont	5 août 1997	42,787777	-82,30889
MRO	Rivière Sydenham (est), pont rotatif à Tupperville, entre 10 et 70 m au sud du pont	7 août 1997	42,59028	-82,26722
MRO	Ruisseau Bear, 1,8 km au sud de Waubuno, entre 0 et 50 m à l'est du pont	7 août 1997	42,765556	-82,329445
MRO	Ruisseau Bear, 1,8 km au sud de Waubuno, entre 35 et 70 m à l'ouest du pont	7 août 1997	42,765556	-82,329445
MRO	Ruisseau Bear, 1,8 km au sud de Waubuno, entre 0 et 50 m à l'est du pont	7 août 1997	42,765556	-82,329445
MRO	Rivière Sydenham (est), rive nord de Wallaceburg, à hauteur du chemin Dora en aval de la berge renforcée	1 oct. 1997	42,5975	-82,367775
MRO	Rivière Sydenham, 4 km à l'est de Tupperville	18 juin 2001	42,588333	-82,22083
MRO	Rivière Sydenham (nord), près de la rampe de mise à l'eau du chemin East River, au nord de la ligne Lambton, du côté est de la rivière	10 sept. 2003	42,65737	-82,37566
MRO	Rivière Sydenham (nord), au sud de la ligne Lambton le long du chemin East River, du côté est de la rivière	11 sept. 2003	42,64879	-82,37357
MRO	Lac Sainte-Claire, à environ 750 m de l'embouchure de la rivière Thames	10 août 2006	42,32936	-82,44612
MRNO	Lac Sainte-Claire, senne près du rivage	4 juill. 2008	42,365	-82,4217
MRNO	Lac Sainte-Claire, senne près du rivage	15 juill. 2008	42,365	-82,4217
MPO	Rivière Sydenham	20 sept. 2012	42,59811667	-82,35908333
MRNO	Lac Sainte-Claire, senne près du rivage	16 juill. 2013	42,365	-82,4217
MPO	Rivière Thames	Du 24 au 26 juin 2014	42,60976667	-81,8195
MPO	Rivière Thames, entre le chemin Victoria et le pont Kent	18 juin 2015	42,53209	-82,00846
MPO	Rivière Thames, entre le chemin Victoria et le pont Kent	19 juin 2015	42,51767	-82,04396
MPO	Rivière Thames, à 2,23 km en amont du pont Kent	21 juill. 2016	42,51743	-82,04417

---

## BESOINS EN MATIÈRE D'HABITAT ET DE RÉSIDENCE

### BESOINS EN MATIÈRE D'HABITAT

Généralement prélevé dans les cours d'eau de taille moyenne à grande ou dans les zones riveraines des lacs (Balesic, 1971; Stewart et Watkinson, 2004; COSEPAC, 2016), le dard de rivière est généralement présent dans des eaux assez profondes et au courant modéré sur une variété de substrats (Thomas, 1970; Pflieger, 1971; Scott et Crossman, 1973; Becker, 1983; Kuehne et Barbour, 1983; COSEPAC, 2016). Cette espèce tolère également les eaux troubles (Balesic, 1971; Pflieger, 1971; Cooper, 1983, Sanders et Yoder, 1989; COSEPAC, 2016). On sait peu de choses sur ses habitats de fraie 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 lors des efforts d'échantillonnage (COSEPAC, 2016).

On dispose de peu d'information précise sur l'habitat du dard de rivière de l'UD 3. Les travaux de recherche de Mandrak (2018) présentent de tels renseignements 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 ayant eu lieu en juin et en septembre). Ces spécimens ont été capturés à une température moyenne de l'eau de  $22,2 \pm 2,6$  °C (plage : 19,6–26,5 °C); conductivité de  $565,4 \pm 138,8$  µs (plage : 327,0–686,5 µs); oxygène dissous de  $7,01 \pm 0,79$  mg/L (plage : 6,15–7,77 mg/L); pH de  $8,65 \pm 0,31$  (plage : 8,25–9,05); tube Secchi de  $0,20 \pm 0,20$  m (plage : 0,07–0,60 m); turbidité de  $86,94 \pm 37,36$  µTN (plage : 61,80–151,80 µTN); largeur du cours d'eau de  $45,67 \pm 1,13$  m (plage : 44,00–47,50 m); pente du talus de  $41,67 \pm 2,64$  % (plage : 5,00–80,00 %); couverture du canal de  $2,50 \pm 2,64$  % (plage : 0,00–5,00 %); profondeur moyenne de  $2,32 \pm 0,99$  m (plage : 1,10–3,53 m); vitesse moyenne de l'eau de  $0,41 \pm 0,36$  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. La profondeur maximale à laquelle un spécimen a été prélevé était de 15 m (un seul échantillon, prélevé au moyen d'un chalut à perche dans le lac Winnipeg [D. Watkinson, données inédites citées dans COSEPAC, 2016]). En juin et en septembre 2014, des dards de rivière des UD 1 et 2 ont été recueillis à des profondeurs allant de 2,0 à 5,0 m, des températures variant entre 8,52 et 15,63 °C, un pH variant entre 7,10 et 8,10, une turbidité variant entre 0,4 et 6,3 µTN et un oxygène dissous variant entre 9,02 et 10,54 mg/L (Pratt *et al.*, 2015).

### Fonctions, caractéristiques et paramètres

Le tableau 4 présente une description des fonctions, des caractéristiques et des paramètres associés à l'habitat du dard de rivière. L'habitat nécessaire à chacun des stades biologiques du dard de rivière s'est vu attribuer une fonction qui correspond à un besoin biologique de l'espèce. En plus de préciser chaque fonction de l'habitat, on a attribué une caractéristique à chaque stade biologique. Une caractéristique est considérée comme un élément structurel de l'habitat qui est nécessaire à la survie ou au rétablissement de l'espèce. Le tableau décrit également les paramètres de l'habitat, c'est-à-dire la façon dont les caractéristiques soutiennent la fonction attribuée à chacun des stades biologiques. Cette information est fournie en vue d'orienter la désignation future de l'habitat essentiel de l'espèce. Les paramètres de l'habitat s'appuyant sur les données actuelles peuvent différer de ceux de l'habitat optimal de l'espèce, sachant qu'il est possible que le dard de rivière de l'UD 3 occupe un habitat sous-optimal dans les zones où il n'y a pas d'habitat optimal. De plus, toute l'information sur l'habitat de l'UD 3 ne provient que de trois emplacements où 11 dards de rivière ont été capturés sur une période de quatre ans.

Tableau 4. Résumé des fonctions, des caractéristiques et des paramètres essentiels associés à chaque stade biologique du dard de rivière. Cette information est fournie pour orienter la désignation future de l'habitat essentiel.

Stade biologique	Fonction	Caractéristiques	Paramètres
Œufs/embryons – (de la fraie à l'éclosion)	Fraie (de mai à début juillet)  Incubation et premiers stades de croissance	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Substrat de sable ou de gravier<sup>1</sup></li> <li>• Substrats de gravier et de galets propres<sup>2</sup></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Spécimens en état de frayer, prélevés entre les 22 et 24 juin dans la rivière Assiniboine (Manitoba) à une température de l'eau de 24 °C<sup>3</sup>.</li> <li>• Œufs éclos en laboratoire 9 jours après la fécondation à des températures de l'eau comprises entre 19 et 21 °C<sup>1</sup>.</li> </ul>
Alevins	Alevinage	Inconnues	Inconnus
Juveniles  Adultes	Alimentation  Couvert	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Cours d'eau de moyenne à grande taille ou zones riveraines de lacs; généralement sur une variété de substrats en eaux profondes au courant modéré<sup>2</sup></li> <li>• La présence de substrats de gravier et de galets propres peut être importante<sup>2</sup></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Pour l'UD 3 dans les rivières Thames et Sydenham, des échantillons ont été prélevés à quatre endroits<sup>2</sup> : <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Température de l'eau : 19,6–26,5 °C (moyenne : 22,2 °C)</li> <li>○ Oxygène dissous : 6,15–7,77 mg/L (moyenne : 7,01 mg/L)</li> <li>○ pH : 8,25–9,05 (moyenne : 8,65)</li> <li>○ Conductivité : 327–686,5 µs (moyenne : 565,4 µs)</li> <li>○ Tube Secchi : 0,07–0,60 m (moyenne : 0,20 m)</li> <li>○ Turbidité : 61,8–151,8 µTN (moyenne : 86,94 µTN)</li> <li>○ Largeur du cours d'eau : 44–47,5 m (moyenne : 45,67 m)</li> <li>○ Profondeur moyenne : 1,1–3,53 m (moyenne : 2,32 m)</li> <li>○ Courant moyen : 0,02–0,98 m/s (moyenne : 0,41 m/s)</li> <li>○ Pente de talus : 5–80 % (moyenne : 41,67 %)</li> <li>○ Couverture du canal : 0–5 % (moyenne : 2,5 %)</li> <li>○ Substrats dominants : argile, gravier, galets</li> </ul> </li> <li>• Les spécimens des UD 1 et 2 ont été prélevés en juin et septembre, à une profondeur de 2 à 5 m, une température de l'eau de 8,52 à 15,63 °C, un pH de 7,1 à 8,1, une turbidité de 0,4 à 6,3 µTN et une teneur en oxygène dissous de 9,02 à 10,54 mg/L<sup>3</sup>.</li> </ul>
Juveniles/adultes	Hivernage	Inconnues	Inconnus

<sup>1</sup> Dalton, 1990

<sup>2</sup> COSEPAC, 2016

<sup>3</sup> D. Watkinson, données inédites dans COSEPAC (2016)

<sup>4</sup> Balesic, 1971

<sup>2</sup> Mandrak, 2018

<sup>3</sup> Pratt *et al.*, 2015

## ÉTENDUE SPATIALE DE L'HABITAT APPROPRIÉ

L'étendue spatiale d'un habitat approprié pour le dard de rivière de l'UD 3 demeure inconnue, mais le COSEPAC (2016) a déduit qu'elle était en déclin. Cette déduction s'appuyait toutefois sur la répartition de l'espèce. Or, une réduction de l'étendue spatiale déterminée en fonction des mentions de capture n'implique pas nécessairement une réduction de l'habitat approprié.

## CONTRAINTES LIÉES À LA CONFIGURATION SPATIALE

Selon [Fishwerks](#), l'habitat disponible à l'échelle du bassin versant du lac Sainte-Claire s'étend sur 36 620 km de cours d'eau où l'on trouve un total de 64 barrages infranchissables et 2 643 traverses routières franchissables pouvant avoir une incidence sur le dard de rivière. Toutefois, le dard de rivière n'est présent que dans trois écosystèmes de ce bassin versant : le lac Sainte-Claire, la rivière Sydenham et la rivière Thames (COSEPAC, 2016).

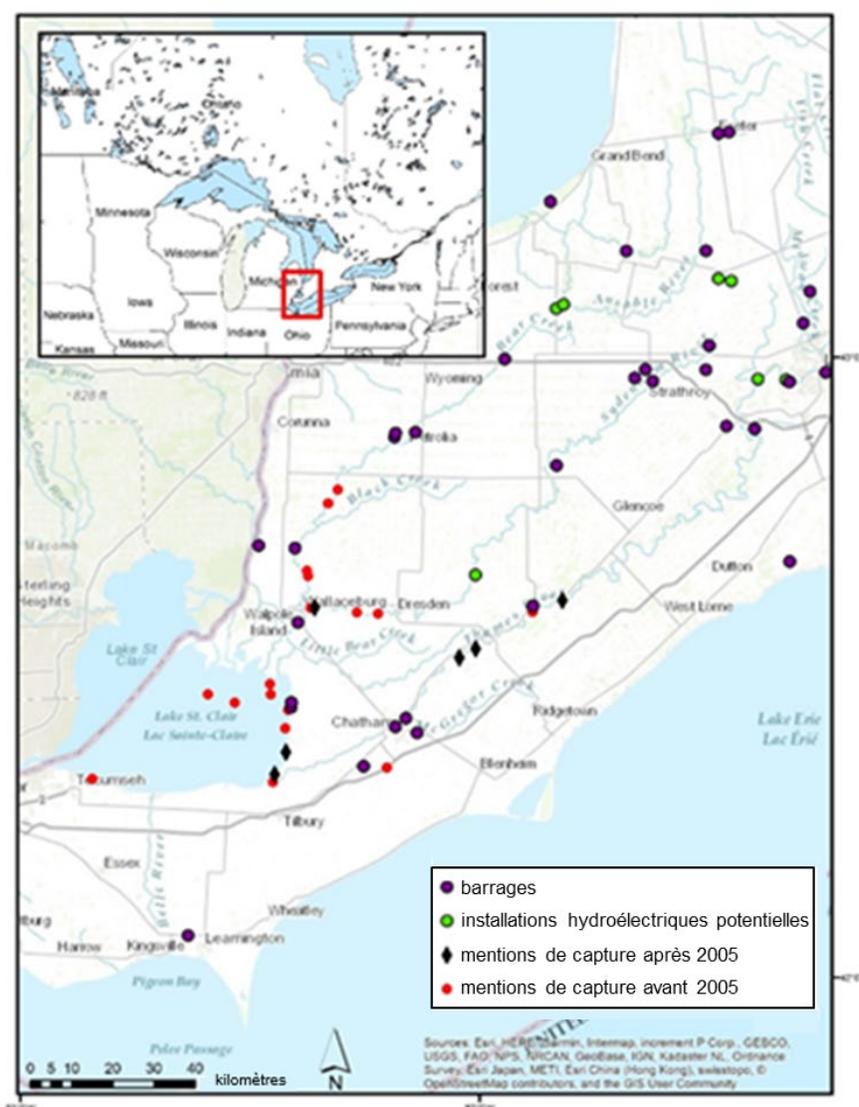


Figure 3. Emplacement des barrages et de possibles installations hydroélectriques dans les environs des lieux associés à une mention de capture du dard de rivière. Données obtenues au moyen de l'outil [Information sur les terres de l'Ontario](#).

---

## RÉSIDENCE

La *Loi sur les espèces en péril* (LEP) définit la résidence comme suit : *Gîte — terrier, nid ou autre aire ou lieu semblable — occupé ou habituellement occupé par un ou plusieurs individus pendant tout ou partie de leur vie, notamment pendant la reproduction, l'élevage, les haltes migratoires, l'hivernage, l'alimentation ou l'hibernation* » (LEP, par. 2[1]). Le MPO (2015) utilise les quatre conditions suivantes pour déterminer si le concept de « résidence » s'applique à une espèce aquatique :

1. L'espèce utilise un gîte discret dont la forme structurelle et la fonction sont semblables à celles d'un terrier ou d'un nid;
2. Un individu de l'espèce a fait un investissement dans la création, la modification ou la protection du gîte;
3. Le gîte possède la capacité fonctionnelle de soutenir la réussite d'un processus essentiel du cycle vital, notamment la fraie, la reproduction, l'alevinage et la croissance;
4. Le gîte est occupé par un ou plusieurs individus pendant une ou plusieurs parties de leur cycle vital.

Dans le contexte de l'information fournie à la section Reproduction (p. 2), le concept de résidence tel qu'il est défini par la LEP ne s'applique pas au dard de rivière.

## MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS LIÉS À LA SURVIE ET AU RÉTABLISSEMENT DU DARD DE RIVIÈRE

### FACTEURS LIMITATIFS NATURELS

L'aire de répartition du dard de rivière de l'UD 3 est très restreinte et seul un petit nombre d'individus a été prélevé (COSEPAC, 2016). Une immigration de source externe d'individus provenant du côté américain du lac Sainte-Claire et du lac Érié pourrait se produire, mais on ne connaît pas la distance de dispersion naturelle de l'espèce (COSEPAC, 2016), bien qu'on soupçonne qu'elle soit considérablement inférieure à 8 km par année (Shea *et al.*, 2015).

### MENACES ANTHROPIQUES

Le MPO (2014, p. 2) définit une menace comme « toute activité ou tout processus humain qui a causé, cause ou peut causer des dommages à une espèce sauvage en péril, sa mort ou des modifications de son comportement, ou la destruction, la détérioration ou la perturbation de son habitat jusqu'au point où des effets sur la population peuvent se produire ». Les menaces anthropiques se divisent en deux principales catégories, et l'on a déterminé que six menaces précises ont une incidence sur le dard de rivière de l'UD 3. Ces menaces sont les espèces exotiques/envahissantes et les altérations de l'habitat causées par le dragage, l'artificialisation des rives, la charge en éléments nutritifs, les contaminants et substances toxiques, et la charge sédimentaire. Ces menaces ne se produisent pas isolément et peuvent donc avoir des effets cumulatifs et synergiques.

### Espèces exotiques ou envahissantes

Deux espèces exotiques ou envahissantes peuvent avoir une incidence sur le dard de rivière de l'UD 3 : le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*) et la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*).

---

## Gobie à taches noires

Le gobie à taches noires, originaire de la région ponto-caspienne en Europe de l'Est, a été observé pour la première fois au Canada dans les Grands Lacs laurentiens en 1990 (Jude *et al.*, 1992, Johansson *et al.*, 2018). On retrouve aujourd'hui cette espèce dans les principales zones portuaires côtières des cinq Grands Lacs (Bronnenhuber *et al.*, 2011), donnant lieu à une invasion secondaire des affluents des Grands Lacs (Kornis et Vander Zanden, 2010; Kornis *et al.*, 2013; Burkett et Jude, 2015). La propagation rapide du gobie à taches noires dans les Grands Lacs et leurs affluents est probablement attribuable à un certain nombre de facteurs, dont l'échange des eaux de ballast (Ricciardi et MacIsaac, 2000), la dispersion naturelle (Bronnenhuber *et al.*, 2011), l'advection des larves (Hensler et Jude, 2007), l'utilisation de l'espèce en tant que poisson-appât (Janssen et Jude, 2001; Carman *et al.*, 2006) et sa tolérance à une vaste gamme d'habitats et de proies (examinée par Burkett et Jude, 2015).

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 (COSEPAC, 2016). Les deux espèces ont un certain nombre de proies en commun (Balesic, 1971; French et Jude, 2001; Burkett et Jude, 2015, COSEPAC, 2016) et sont présentes dans des habitats similaires, ce qui peut donner lieu à une concurrence directe pour les ressources (COSEPAC, 2016). 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 riveraine (< 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 (French et Jude, 2001). Il est probable que le gobie à taches noires se nourrisse également d'œufs et de larves de poissons (Thomas et Haas, 2004; Poos *et al.*, 2010), dont possiblement ceux du dard de rivière (COSEPAC, 2016). 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. De plus, leurs travaux n'ont révélé que quelques cas de chevauchement important du régime alimentaire du gobie à taches noires et des poissons indigènes de la partie de la rivière Sainte-Claire se trouvant au Michigan, et aucune de ces espèces de poissons indigènes n'avait affiché un déclin en matière d'abondance relative ou de capture par unité d'effort, et ce, pendant toute la durée de l'étude (1994-2011). De même, Reid et Mandrak (2008) ont indiqué que des facteurs de stress autres que la présence du gobie à taches noires (p. ex., modification de la rive, eutrophisation de l'eau) pourraient être à l'origine du déclin de l'abondance de différentes espèces de dard dans la rivière Sainte-Claire. En raison des effets combinés de multiples facteurs de stress, il est difficile de prédire les effets envahissants du gobie à taches noires sur une espèce donnée (p. ex., le dard de rivière) (Burkett et Jude, 2015).

Selon les renseignements présentés ci-dessus et l'opinion d'expert des participants à la réunion sur l'évaluation du potentiel de rétablissement, on estime que le niveau d'impact du gobie à taches noires sur l'espèce est « moyen » (tableaux 6 et 12).

## Moule zébrée

La moule zébrée est présente dans l'habitat de l'UD 3 et elle a eu des répercussions sur l'écosystème 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 (Griffiths, 1993; Nalepa *et al.*, 1996; Baustian *et al.*, 2014). Les répercussions sur l'habitat qui sont probablement liées à l'invasion de la moule zébrée dans le lac Sainte-Claire sont notamment une eau plus limpide, des niveaux accrus de phosphore biodisponible dans les sédiments et l'expansion de l'habitat des macrophytes (Nalepa et Gauvin, 1988; Nalepa *et al.*, 1996; Higgins *et al.*, 2008; David *et al.*, 2009; Auer *et al.*, 2010;

---

Baustian *et al.*, 2014). Cependant, Baustian *et al.* (2014) ont examiné les concentrations totales de phosphore et de chlorophylle *a*, ainsi que la profondeur d'après le disque de Secchi dans le lac Sainte-Claire avant et après l'invasion de la moule zébrée, et n'ont trouvé aucune preuve tangible d'une modification après l'invasion. 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 (MacIsaac, 1996; Nalepa *et al.*, 1996; Baustian *et al.*, 2014). La moule zébrée est un aliment de prédilection du gobie à taches noires (Jude *et al.*, 1995) et peut donc faciliter l'invasion de ce dernier. D'autre part, puisque le dard de rivière consomme lui aussi des mollusques (Balesic, 1971; Haag et Warren, 2006), la moule zébrée pourrait également lui profiter en fournissant une source additionnelle et abondante de nourriture (COSEPAC, 2016). Dans l'ensemble, les répercussions potentielles de la moule zébrée sur le dard de rivière de l'UD 3 demeurent inconnues (COSEPAC, 2016; tableaux 6 et 12).

## **Altération de l'habitat**

### **Dragage**

Lors de la fraie, le dard de rivière dépose ses œufs dans le substrat (Simon, 1998), de sorte que le dragage représente une menace potentielle pour cette espèce (Freedman, 2010). Les répercussions de la sédimentation causée par le dragage pourraient également menacer le dard de rivière. Le dragage d'entretien effectué dans le lac Sainte-Claire et plusieurs de ses affluents, dont la rivière Thames, a un impact sur l'UD 3 (Barnucz *et al.*, 2015; COSEPAC, 2016). Ce dragage 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 ainsi enlevé (déblais de dragage) est jeté dans des sites d'élimination à même le plan d'eau (Barnucz *et al.*, 2015). Dans la rivière Allegheny, en Pennsylvanie, Freedman (2010) a constaté que l'abondance et la diversité des petits poissons étaient moins élevées dans les sites ayant fait l'objet d'un dragage que les sites non dragués, probablement en raison d'une disponibilité réduite de la nourriture et d'une moindre qualité de fourrage, en plus des répercussions de la sédimentation. Cependant, l'étude de Barnucz *et al.* (2015) n'a révélé aucune différence notable dans les captures 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 fouille-roche gris (*Percina copelandi*) et le dard de sable (*Ammocrypta pellucida*) – entre les sites ayant fait l'objet d'un dragage, 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 avait été jugée faible. Toutefois, aucune analyse de détection n'avait été effectuée et les sites n'avaient pas été visités immédiatement après les activités de dragage. Barnucz *et al.* (2015) avaient conclu 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 (p. 8).

Selon les renseignements présentés ci-dessus et l'opinion d'expert des participants à la réunion sur l'évaluation du potentiel de rétablissement, on estime que le niveau d'impact du dragage sur l'espèce est « moyen » (tableaux 6 et 12).

### **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 pour améliorer l'accès aux sites récréatifs (Wensink et Tiegs, 2016). Il peut en résulter une perte ou un endommagement des substrats de gravier et de galets dans les cours d'eau et les rives exposées des lacs, ce qui constitue une menace pour d'autres espèces de dards (Grandmaison *et al.*, 2004, Bouvier et Mandrak, 2010; MPO, 2011) et une menace potentielle pour le dard de rivière (COSEPAC, 2016).

De grandes sections de la rive sud du lac Sainte-Claire ont été artificialisées (COSEPAC, 2016). Wensink et Tiegs (2016) ont constaté que l'artificialisation par enrochement des rives du lac Sainte-Claire avait eu des répercussions sur la morphologie riveraine et sur les communautés d'invertébrés, en plus de nuire aux échanges de ressources entre les milieux terrestres et aquatiques. L'artificialisation des rives peut accélérer la propagation d'espèces envahissantes (p. ex., les moules de la famille des Dreissenidés) en permettant leur colonisation (Goforth et Carman, 2005; Meadows *et al.*, 2005; Strayer *et al.*, 2012; Wensink et Tiegs, 2016) et en créant des cavités de nidification propices au gobie à taches noires (Jude et DeBoe, 1996; Wensink et Tiegs, 2016). Toutefois, on a aussi constaté que les invertébrés envahissants étaient tout aussi communs sur les rives artificialisées que sur les rives naturelles du lac Sainte-Claire (Wensink et Tiegs, 2016). D'autres recherches seront nécessaires pour déterminer les répercussions de l'artificialisation des rives sur les espèces de poissons vivant près du rivage (Wensink et Tiegs, 2016), alors que le niveau d'impact de cette menace sur le dard de rivière de l'UD 3 demeure inconnu (COSEPAC, 2016; tableaux 6 et 12).

### **Charge en éléments nutritifs**

Avant l'établissement humain et le développement de l'agriculture, la quantité d'azote et de phosphore limitait la productivité dans les écosystèmes aquatiques. Les plantes aquatiques ont aujourd'hui accès à une concentration bien plus élevée d'azote et de phosphore, les quantités d'azote ayant doublé depuis les années 1940 et les sources anthropiques de phosphore étant beaucoup plus élevées que les sources naturelles (Environnement Canada, 2001).

Dans l'aire de répartition de l'UD 3, les terres sont principalement utilisées à des fins agricoles (Staton *et al.*, 2003; Conseil de coordination du bassin versant du Lac Sainte-Claire, 2008; Baustian *et al.*, 2014). À l'échelle du bassin de la rivière Sydenham, une agriculture intensive couvre 81 % de la superficie terrestre. En y ajoutant les pâturages et les terres improductives, ce pourcentage monte à 85 %. Dans 60 % de ces terres, le drainage s'effectue au moyen de tuyaux, mais les drains de surface sont également très répandus (Staton *et al.*, 2003). En 2001, dans la partie canadienne du bassin versant du lac Sainte-Claire, 75 % des terres étaient vouées à l'agriculture (Conseil canadien de coordination du bassin versant du lac Sainte-Claire, 2008). L'agriculture est également prédominante dans les terres du bassin versant du cours inférieur de la rivière Thames, couvrant 80 % de la superficie totale (Nürnberg et LaZerte, 2015; Comité de protection des sources – Thames-Sydenham et région, 2015). En moyenne, dans 59 % de la superficie agricole du bassin versant de la rivière Thames, le drainage s'effectue au moyen de tuyaux (Nürnberg et LaZerte, 2015). Le ruissellement agricole, qui s'écoule dans le lac Sainte-Claire à partir des rivières à l'est et à l'ouest du lac (p. ex., les rivières Clinton, Sydenham et Thames), constitue la principale source d'éléments nutritifs qui pénètrent dans le lac.

Le long du cours inférieur de la rivière Thames, les concentrations totales de phosphore observées par trois stations provinciales de contrôle de la qualité de l'eau (figure 4) ont varié entre 0,018 et 277 mg/L durant la période entre 2010 et 2018, soit les dernières années pour lesquelles des données sont disponibles (ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario [MEPNP], 2018). Seulement 9 échantillons d'eau sur 198 se situaient sous le seuil de phosphore total (PT) de < 0,03 mg/L prescrit par les objectifs provinciaux de qualité de l'eau afin de protéger la vie aquatique (MEPNP, 1994). De plus, le PT

---

de 39 de ces échantillons dépassait 40 mg/L en 2015 et 2016. Toutefois, la charge des éléments nutritifs suit les modèles d'écoulement saisonniers, et les charges les plus élevées sont relevées en hiver et au printemps, lorsque les débits d'eau augmentent. En appliquant une pondération qui tient compte des débits d'eau, on observe une diminution statistiquement significative de la concentration globale en PT dans la rivière Thames ainsi que dans la partie sud, et possiblement la partie nord, de cette rivière de 1986 à 2012 (Nürnberg et LaZerte, 2015). Pendant cette même période, dans les stations de la rivière Sydenham, le PT variait de 0,04 à 142 mg/L (MEPNP, 2018). Sur 247 échantillons d'eau, 31 se situaient sous les objectifs provinciaux de qualité de l'eau. Entre 2010 et 2016, le PT de l'eau du ruisseau Bear se situait entre 0,02 et 260 mg/L (MEPNP, 2018). Sur 122 échantillons, seulement 1 se situait sous le seuil prescrit par les objectifs provinciaux de qualité de l'eau. En 2016, dans ces deux dernières stations, le PT de 16 échantillons était égal ou supérieur à 78 mg/L. Aucune analyse pondérée en fonction du débit d'eau n'est disponible en ce qui concerne les concentrations de PT dans la rivière Sydenham ou le ruisseau Bear.

La charge en éléments nutritifs provenant de sources telles que le ruissellement agricole, les activités intensives d'élevage, les usines de traitement des eaux usées et d'autres sources municipales peut accélérer l'eutrophisation de l'eau et causer des proliférations d'algues qui entraînent, lorsqu'elles meurent, une diminution des concentrations d'oxygène dissous (Khan et Ansari, 2005). 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 qui est 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 %. (Nürnberg et LaZerte, 2015). De faibles concentrations d'oxygène dissous ont une incidence sur la survie et la reproduction des poissons en les rendant plus sensibles aux maladies, en ralentissant leur croissance, en nuisant à leur capacité de nager et en modifiant leurs comportements de survie (p. ex., évitement des prédateurs, alimentation, reproduction) (Barton et Taylor, 1996). Entre 2010 et 2016, les échantillons prélevés dans les stations de contrôle de la qualité de l'eau qui sont indiquées à la figure 4 ont révélé, à plusieurs reprises, des niveaux d'oxygène dissous inférieurs au seuil prescrit par les objectifs provinciaux de qualité de l'eau (4 mg/L pour le biote d'eau; MEPNP, 1994) – 15 échantillons dans la rivière Thames, 1 échantillon dans la rivière Sydenham et 1 échantillon dans le ruisseau Bear (MEPNP 2018). Il s'agit d'une menace chronique et généralisée. Selon les niveaux actuels de la charge en éléments nutritifs, l'impact de cette menace sur le dard de rivière de l'UD 3 est classé comme étant « faible » (tableaux 6 et 12), mais si la charge en éléments nutritifs devait augmenter, il est probable que le niveau d'impact augmenterait également.

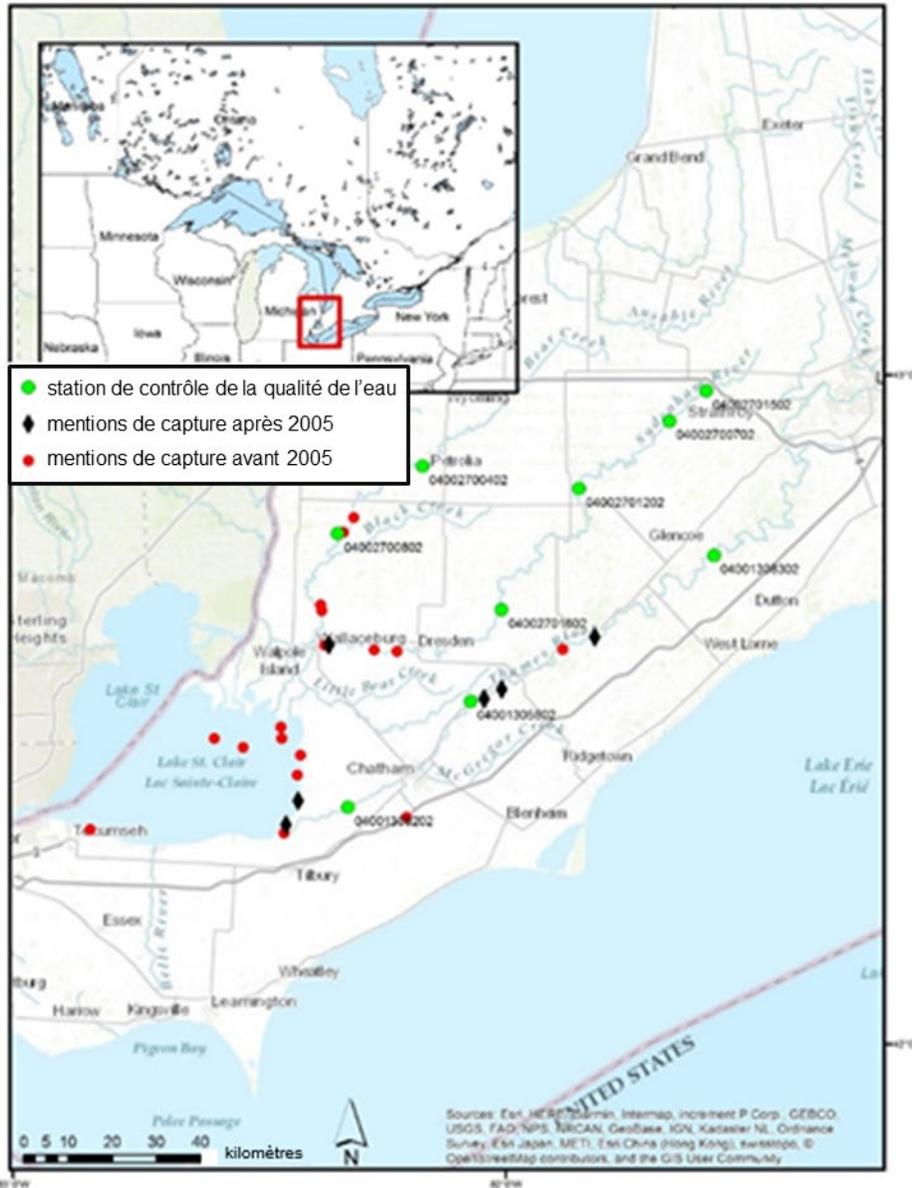


Figure 4. Nombre et emplacement des stations de contrôle de la qualité de l'eau où les données ont été examinées pour le ruisseau Bear et les rivières Thames et Sydenham. Les coordonnées ont été obtenues du [jeu de donnée du Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau \(ruisseau\) du Catalogue des données de l'Ontario](#).

### Contaminants et substances toxiques

Des effluents agricoles, forestiers, industriels, domestiques et urbains se retrouvent dans certains bassins hydrographiques de l'aire de répartition de l'UD 3. Ces effluents peuvent diminuer la qualité de l'eau et avoir des effets négatifs et cumulatifs (Équipe de rétablissement de la région de Essex-Erie [EERT], 2008, cité dans COSEPAC, 2016). Ces effets peuvent être mortels ou sublétaux. Les effets sublétaux peuvent comprendre une diminution de la production d'œufs, une diminution du taux de survie, des changements de comportement, une croissance réduite, une altération de l'osmorégulation ainsi que 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 associés à des déversements, tandis que les effets sublétaux sont généralement causés par l'utilisation des terres (Shively *et al.*, 2007). Les poissons absorbent les contaminants par les branchies, par ingestion et par voie cutanée, ce dernier mode d'absorption touchant particulièrement les espèces de poissons benthiques comme le dard de rivière qui s'enfouissent dans les sédiments toxiques ou vivent à proximité de ces sédiments (Scholz et McIntyre, 2016). Les concentrations de contaminants dans les sédiments de la rivière Sainte-Claire ont diminué considérablement depuis les années 1970, probablement grâce aux mesures correctives qui ont été prises, notamment l'élimination des sources de déversement, la modernisation des installations industrielles et municipales, et le dragage (Gewurtz *et al.*, 2007, 2010; Baustian *et al.*, 2014).

Le chlorure est un polluant des eaux de surface et des eaux souterraines qui est fortement soluble et mobile. Dans le bras est de la rivière Sydenham, les concentrations de chlorure ont généralement été faibles (rarement supérieures à 50 mg/L), mais elles augmentent petit à petit (Staton *et al.*, 2003). Cette augmentation est possiblement attribuable à une utilisation accrue du sel de voirie pour déglacer les routes (p. ex., Bowlby *et al.*, 1987; Staton *et al.*, 2003). Par contre, dans le bras nord de la rivière Sydenham, les concentrations de chlorure ont dépassé 1 000 mg/L à plusieurs reprises et ont même atteint 14 200 mg/L entre 1967 et 1990 (Staton *et al.*, 2003). Au Canada, en ce qui concerne le chlorure, les recommandations relatives à la qualité de l'eau en vue de protéger la vie aquatique prescrivent un seuil de 120 mg/L pour une exposition à long terme et de 640 mg/L pour une exposition à court terme (Conseil canadien des ministres de l'environnement [CCME], 2011). Avant 1990, l'eau de gisement produite par les puits de pétrole locaux était éliminée dans les eaux de surface du bassin versant du bras nord de la rivière Sydenham. Cette pratique a été interrompue en 1990, et l'eau de gisement est désormais réinjectée dans le sol. Par conséquent, les concentrations de chlorure dans le bras nord de la rivière Sydenham ont diminué à 10–50 mg/L (Staton *et al.*, 2003). Aux stations de contrôle de la qualité de l'eau de la rivière Thames qui ont été examinées (figure 4), les concentrations de chlorure ont varié de 27,2 à 132 mg/L (160 échantillons) entre 2010 et 2016. Seuls deux échantillons, datant de novembre 2016, ont dépassé la recommandation canadienne pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique. Dans les stations examinées, entre 2010 et 2016, les concentrations de chlorure dans la rivière Sydenham ont varié entre 14,4 et 61 mg/L (224 échantillons), et entre 17,9 et 101 mg/L (110 échantillons) dans le cas du ruisseau Bear (MEPNP, 2018).

La fréquence de cette menace peut être unique, récurrente ou continue (tableau 10) et les répercussions peuvent être cumulatives. Son niveau d'impact est lié à l'intensité et à la durée de l'exposition (COSEPAC, 2016). D'après les taux actuels de contaminants et de substances toxiques, l'impact de cette menace sur le dard de rivière de l'UD 3 est classé comme étant « faible » (tableaux 6 et 12).

### **Charge sédimentaire**

Des charges sédimentaires sont présentes dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'UD 3. Les répercussions comprennent une turbidité accrue et une augmentation des substrats fins (c.-à-d. un envasement), et la charge sédimentaire pourrait aussi être liée au 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 de certaines espèces de poissons (COSEPAC, 2016). L'envasement peut diminuer l'abondance des espèces-proies du dard de rivière (Holm et Mandrak, 1996) et causer la mort des œufs par asphyxie (Finch, 2009).

Les bassins versants des rivières Sydenham et Thames présentent tous les deux des niveaux élevés de turbidité (> 60 µTN dans les échantillons de 2012 et de 2016 du MPO) (Mandrak, 2018). Les solides en suspension dans le bras nord de la rivière Sydenham varient

---

généralement entre 50 et 90 mg/L, et ont atteint 900 mg/L. Le bras est de la rivière Sydenham est toutefois moins trouble, les solides en suspension variant habituellement entre 28 et 77 mg/L et augmentant en aval. Le ruissellement agricole est vraisemblablement la principale source de sédiments, que ce soit par écoulement de surface ou drainage au moyen de tuyaux (Staton *et al.*, 2003). Les sédiments provenant des tuyaux de drainage sont généralement fins (Grass *et al.*, 1979) et ils contribuent largement aux niveaux élevés de turbidité dans le bassin versant (Staton *et al.*, 2003). Staton et ses collaborateurs (2003) ont noté qu'un envasement semblait se produire sur toute la longueur du bras nord de la rivière. Le canal du ruisseau Bear était touché par le passage des tracteurs et l'accès du bétail, mais ce n'était généralement pas le cas le long du bras nord de la rivière Sydenham. Dans la rivière Thames, les concentrations totales de solides en suspension, pondérées en fonction du débit d'eau, augmentent vers l'embouchure de la rivière et sont généralement les plus élevées en mars, sont élevées pendant les mois entourant de cette période, et atteignent leurs niveaux les plus faibles en été (Nürnberg et LaZerte, 2015).

Puisque le dard de rivière est présent dans des eaux troubles à l'échelle de son aire de répartition, il est fort probable qu'il tolère la turbidité (Pfleiger, 1975; Trautman, 1981; COSEPAC, 2016). Cependant, Roseman et ses collaborateurs (2009) indiquent que six espèces, dont le dard de rivière, ont « sensiblement décliné » dans le bassin du lac Huron en raison de la perte d'habitat en eau claire. Le niveau d'impact de la charge sédimentaire sur le dard de rivière de l'UD 3 est jugé « moyen » (tableaux 6 et 12).

## **Barrages**

Compte tenu de l'absence de grands barrages dans l'aire de répartition connue du dard de rivière de l'UD 3, les barrages ne sont pas inclus dans la présente évaluation des menaces. La figure 3 indique les emplacements potentiels de futures installations hydroélectriques. Tout projet d'aménagement de telles installations devra tenir compte des répercussions possibles sur le dard de rivière.

## **Impacts interactifs et cumulatifs**

Les effets peuvent s'accumuler dans le temps et l'espace (CEARC et U.S. NRC, 1986), et les impacts de plusieurs agents de stress agissant simultanément peuvent aussi interagir de diverses façons. Ces effets peuvent être cumulatifs (l'effet est égal à la somme des effets individuels), synergiques (l'effet est supérieur à la somme des effets individuels) ou antagonistes (l'effet est moindre que l'effet cumulatif). Plusieurs études qui ont examiné les effets de deux facteurs de stress simultanés ont révélé que les effets antagonistes sont généralement plus courants (p. ex., Darling et Côté, 2008; Piggott *et al.*, 2015; Jackson *et al.*, 2016; Radinger *et al.*, 2016). Leurs répercussions nettes pourraient toutefois demeurer néfastes (Jackson *et al.*, 2016). Là où un même écosystème subit l'incidence de trois agents de stress ou plus, les effets synergiques pourraient être plus prédominants (p. ex., Przeslawski *et al.*, 2005; Mora *et al.*, 2007; Darling et Côté, 2008). L'impact des effets cumulatifs pourrait être d'autant plus important chez les espèces qui vivent dans un habitat qui n'est pas idéal et dans des conditions se rapprochant de leurs limites de tolérance environnementale (Radinger *et al.*, 2016).

Les impacts interactifs et cumulatifs ne sont pas inclus dans la présente évaluation des menaces, mais il est important de tenir compte du fait qu'il puisse y en avoir. D'autres travaux seront nécessaires pour déterminer les impacts interactifs et cumulatifs des menaces pesant sur le dard de rivière de l'UD 3

---

## ÉVALUATION DES MENACES

Les menaces ont été évaluées conformément aux procédures décrites dans les Lignes directrices sur l'évaluation des menaces, des risques écologiques et des répercussions écologiques pour les espèces en péril (MPO, 2014). Les menaces ont été évaluées en fonction de l'UD 3. Chaque menace cernée a fait l'objet d'une évaluation afin d'en déterminer : la probabilité de réalisation (tableau 5); le niveau d'impact (tableau 6); la certitude causale (tableau 7); le risque de la menace (déterminé d'après la probabilité de réalisation et le niveau d'impact; tableau 8), la réalisation de la menace (tableau 9), la fréquence de la menace (tableau 10) et l'ampleur de la menace (tableau 11).

*Tableau 5. Catégories de probabilité de réalisation de la menace.*

<b>Probabilité de réalisation</b>	<b>Définition</b>
Connue ou très probable	La réalisation de cette menace a été signalée dans 91 à 100 % des cas.
Probable	Le risque de réalisation actuelle ou éventuelle de cette menace se situe entre 51 et 91 %.
Peu probable	Le risque de réalisation actuelle ou éventuelle de cette menace se situe entre 11 et 50 %.
Improbable	Le risque de réalisation actuelle ou éventuelle de cette menace se situe entre 1 et 10 %.
Inconnue	Il n'existe aucune donnée ni aucune connaissance préalable attestant de la réalisation actuelle ou éventuelle de cette menace.

Tableau 6. Catégories de niveau d'impact associées à une menace.

Niveau d'impact	Définition
Extrême	Déclin important de la population (71–100 %) et possibilité de disparition de l'espèce.
Élevé	Perte de population importante (31–70 %) ou menace compromettant la survie ou le rétablissement de la population.
Moyen	Diminution modérée de la population (11–30 %) ou menace susceptible de compromettre la survie ou le rétablissement de la population.
Faible	Peu de changements dans la population (1–10 %) ou menace peu susceptible de compromettre la survie ou le rétablissement de la population.
Inconnu	Aucune connaissance, documentation ou donnée antérieure pour orienter l'évaluation de la gravité de la menace pour la population.

Tableau 7. Catégories de certitude causale liée à une menace.

Certitude causale	Définition
Très élevée	Des données probantes très solides indiquent que la menace se réalise, et l'ampleur des répercussions de la menace sur la population peut être quantifiée.
Élevée	Des données probantes substantielles établissent un lien de causalité entre la menace et le déclin de la population, ou un danger pour sa survie ou son rétablissement.
Moyenne	Certaines données probantes indiquent un lien entre la menace et le déclin de la population, ou un danger pour sa survie ou son rétablissement.
Faible	Il existe un lien théorique et des données probantes limitées indiquant que la menace entraîne un déclin de la population, ou un danger pour sa survie ou son rétablissement.
Inconnu	Il existe un lien plausible, mais aucune donnée probante indiquant que la menace entraîne un déclin de la population, ou un danger pour sa survie ou son rétablissement.

Tableau 8. La matrice de risque de la menace combine la probabilité de réalisation et le niveau d'impact de la menace pour établir le risque d'une menace. Le risque de la menace qui en résulte est classé comme étant « faible », « moyen », « élevé » ou « inconnu ».

		Niveau d'impact de la menace				
		Faible	Moyen	Élevé	Extrême	Inconnu
Probabilité de réalisation	Connue	Faible	Moyen	Élevé	Élevé	Inconnu
	Probable	Faible	Moyen	Élevé	Élevé	Inconnu
	Peu probable	Faible	Moyen	Moyen	Moyen	Inconnu
	Improbable	Faible	Faible	Faible	Faible	Inconnu
	Inconnue	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu

Tableau 9. Catégories de réalisation de la menace.

Réalisation de la menace au niveau de la population	Définition
Passée	Une menace dont on sait qu'elle s'est réalisée dans le passé et qu'elle a eu un impact négatif sur la population.
Actuelle	Une menace qui existe actuellement et qui a un impact négatif sur la population.
Prévue	Une menace dont on prévoit la réalisation dans l'avenir et qui aura un impact négatif sur la population.

Tableau 10. Catégories de fréquence de la menace.

Fréquence de la menace au niveau de la population	Définition
Unique	La menace se réalise une seule fois.
Récurrente	La menace se réalise périodiquement ou à répétition.
Continue	La menace se réalise sans interruption.

Tableau 11. Catégories d'ampleur de la menace.

Ampleur de la menace au niveau de la population	Définition
Généralisée	La menace touche entre 71 et 100 % de la population.
Vaste	La menace touche entre 31 et 70 % de la population.
Étroite	La menace touche entre 11 et 30 % de la population.
Limitée	La menace touche entre 1 et 10 % de la population.

Le tableau 12 décrit la probabilité de réalisation, le niveau d'impact et la certitude causale des menaces susceptibles d'avoir une incidence sur le dard de rivière de l'UD 3.

Tableau 12. Probabilité de réalisation, niveau d'impact et certitude causale des menaces susceptibles d'avoir une incidence sur le dard de rivière de l'UD 3.

Menace	Probabilité de réalisation	Niveau d'impact	Certitude causale
<b>Espèces exotiques ou envahissantes</b>			
Gobie à taches noires	Connue	Moyen	Faible
Moule zébrée	Connue	Inconnu	Inconnu
<b>Altération de l'habitat</b>			
Dragage	Probable	Moyen	Moyen
Artificialisation des rives	Connue	Inconnu	Faible
Charge en éléments nutritifs	Connue	Faible	Moyen
Contaminants et substances toxiques	Connue	Faible	Moyen
Charge sédimentaire	Connue	Moyen	Inconnu

Le risque lié à chaque menace a ensuite été déterminé au moyen de la matrice de risque de la menace (tableau 8). Le risque de menace est « inconnu » en ce qui concerne le gobie à taches noires, la moule zébrée, l'artificialisation des rives et la charge sédimentaire; il est « faible » en ce qui concerne le dragage; et il est « moyen » en ce qui concerne la charge en éléments nutritifs ainsi que les contaminants et substances toxiques (tableau 13).

Tableau 13. Risque, réalisation, fréquence et ampleur des menaces susceptibles d'avoir une incidence sur le dard de rivière de l'UD 3.

Menace	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Ampleur de la menace
<b>Espèces exotiques ou envahissantes</b>				
Gobie à taches noires	Moyen	Actuelle, prévue	Continue	Généralisée
Moule zébrée	Inconnu	Actuelle, prévue	Continue	Généralisée
<b>Altération de l'habitat</b>				
Dragage	Moyen	Actuelle, prévue	Récurrente	Vaste
Artificialisation des rives	Inconnu	Actuelle, prévue	Continue	Étroite à vaste
Charge en éléments nutritifs	Faible	Actuelle, prévue	Récurrente	Généralisée
Contaminants et substances toxiques	Faible	Actuelle, prévue	Récurrente	Généralisée
Charge sédimentaire	Moyen	Actuelle, prévue	Récurrente	Généralisée

## MESURES D'ATTÉNUATION ET SOLUTIONS DE RECHANGE

Il est possible de limiter les menaces qui pèsent sur la survie et le rétablissement de l'espèce en adoptant des mesures d'atténuation qui réduiront ou élimineront les effets néfastes pouvant découler des ouvrages ou entreprises associés aux projets ou aux activités qui sont réalisés dans l'habitat du dard de rivière.

Dans l'habitat du dard de rivière, une variété d'ouvrages, d'entreprises et d'activités ont été réalisés au cours des cinq dernières années dans le cadre de projets de divers types, notamment des travaux sur les rives et les berges (p. ex., de stabilisation), la modification des chenaux, l'entretien des canaux de drainage et le dragage. Le tableau 14 présente un examen résumant les types d'ouvrages, d'activités ou de projets qui ont été réalisés dans l'habitat que l'on sait occupé par le dard de rivière. Un examen de la base de données du Système de suivi des activités du programme de l'habitat (SAPH) du MPO a permis d'estimer le nombre de projets réalisés sur la période de cinq ans allant de novembre 2013 à novembre 2018 dans un rayon d'un (1) kilomètre autour des emplacements liés une mention de capture du dard de rivière de l'UD 3. Vingt-deux (22) projets ont ainsi été recensés dans l'habitat du dard de rivière, mais ce nombre ne représente probablement pas la liste complète des projets ou des activités qui ont eu lieu dans ces zones (tableau 14). Certains projets qui ne se déroulent pas une zone d'habitat connue du dard de rivière, mais à proximité, pourraient aussi avoir des répercussions sur l'espèce, mais ils n'ont pas été inclus. Il se peut que certains projets n'aient pas été signalés au MPO parce qu'ils répondaient aux exigences d'auto-évaluation et que leurs promoteurs n'étaient donc pas tenus de les déclarer. L'examen a porté sur les zones où il existe des mentions historiques de capture de l'espèce, bien que le rapport de situation du COSEPAC indique que le dard de rivière a probablement disparu du bras nord de la rivière Sydenham.

---

Le seul projet autorisé en vertu de la *Loi sur les pêches* dans l'aire de répartition de l'UD 3 était un projet de remplacement de pont sur la rivière Thames, près de Thamesville. La plupart des projets ont été jugés à faible risque pour les poissons et leur habitat, et ont fait l'objet de lettres d'avis prévoyant des mesures d'atténuation standard. Huit (8) projets n'ont pas eu à passer par le processus de tri, car des mesures d'atténuation étaient déjà en place. En l'absence des mesures d'atténuation appropriées, des projets ou activités menés à proximité de ces zones ou dans des zones adjacentes auraient pu avoir des répercussions sur le dard de rivière (p. ex. augmentation de la sédimentation ou de la charge en éléments nutritifs découlant d'ouvrages dans le chenal en amont).

Les projets les plus fréquents étaient liés à des activités de stabilisation des berges et d'entretien des canaux de drainage à proximité des principales rivières. En supposant que les futures pressions exercées par le développement seront semblables aux pressions antérieures, il est à prévoir que des types de projets similaires continueront, dans les années à venir, d'être réalisés dans l'habitat du dard de rivière ou à proximité. Les principaux promoteurs de projets étaient des municipalités et des propriétaires fonciers adjacents.

Aucun projet connu susceptible d'avoir des répercussions sur le dard de rivière n'est actuellement proposé, dans un contexte où les rivières Thames et Sydenham sont déjà désignées comme des habitats essentiels pour d'autres poissons et certaines moules. Les mesures pouvant être mises en œuvre pour protéger l'habitat essentiel de ces autres espèces contribuent donc probablement aussi à protéger le dard de rivière.

L'artificialisation des rives, le dragage ainsi que les éléments nutritifs et les effluents provenant des déchets urbains, des déversements et de l'agriculture sont des menaces qui pèsent sur les populations de dard de rivière. Ces menaces continueront probablement de se réaliser, mais celles qui pèsent sur l'habitat du dard de rivière peuvent être liées à la séquence des effets élaborée par la Direction de la gestion de l'habitat du poisson (GHP) du MPO (tableau 14). La GHP du 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). Ces documents se doivent d'être consultés au moment d'examiner les stratégies d'atténuation et les solutions de rechange relatives aux menaces pesant sur l'habitat. D'autres mesures d'atténuation et solutions de rechange, propres au dard de rivière, sont présentées ci-après pour les espèces envahissantes, la mortalité liée à la pêche, et les effets interactifs et cumulatifs.

## **AUTRES MESURES D'ATTÉNUATION ET MESURES DE RECHANGE**

### **Espèces exotiques ou envahissantes**

Comme il en a été question dans la section du présent document portant sur les menaces anthropiques, l'introduction et l'établissement d'espèces exotiques ou envahissantes pourraient avoir des effets négatifs sur le dard de rivière.

#### **Atténuation**

- 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 de l'UD 3 pour vérifier la présence d'espèces exotiques ou envahissantes pouvant avoir des répercussions négatives directes sur l'espèce ou 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.

### **Solutions de rechange**

#### *Introductions autorisées*

- Utiliser uniquement des espèces indigènes.
- Suivre le Code national sur l'introduction et le transfert d'organismes aquatiques pour toute introduction d'organismes aquatiques (DFO, 2003).

### **Effets interactifs et cumulatifs**

Lorsque plusieurs agents de stress différents agissent sur un même écosystème, il est très important (et il s'agit d'un défi constant) de déterminer les types d'interactions qui se produisent entre ces agents (p. ex., effets cumulatifs, synergiques, antagonistes) et de comprendre les voies d'interaction de ces agents. En présence de facteurs de stress antagonistes, les tentatives visant à en réduire ou en éliminer un seul pourraient ne pas donner les résultats escomptés, à moins qu'il s'agisse du facteur de stress dominant qui constitue le moteur de l'interaction. Si les facteurs de stress sont synergiques, la réduction ou l'élimination d'un seul de ces facteurs pourrait entraîner des avantages plus importants que prévu. Les effets cumulatifs impliquent quant à eux des facteurs de stress qui agissent indépendamment, de sorte que l'atténuation d'un seul facteur devrait donner les résultats prévus (Piggott *et al.*, 2015).

Tableau 14. 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 avoir déjà été occupées par le dard de rivière. Les menaces que l'on sait associées à ces types d'ouvrages, de projets et d'activités sont indiquées par un crochet. Le nombre d'ouvrages, de projets et d'activités associés à chaque population de dard de rivière, comme déterminé par l'analyse réalisée dans le cadre de l'évaluation du projet, est également fourni. 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 relatifs 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 novembre 2013 et novembre 2018)			
	Destruction ou altération 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 Sydenham (nord) – ruisseau Bear
<b>Séquence des effets applicable pour l'atténuation des menaces et solutions de rechange au projet</b>	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	-	-	-	-	-	-
<b>Franchissements de cours d'eau</b> (ponts, ponceaux, tranchées ouvertes)	✓	-	✓	✓	-	-	-	2	-	1
<b>Travaux sur les berges</b> (stabilisation, remblai, murs de soutènement, gestion de la végétation riveraine)	✓	-	✓	✓	-	-	5	-	-	1

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 novembre 2013 et novembre 2018)			
	Destruction ou altération 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 Sydenham (nord) – ruisseau Bear
<b>Séquence des effets applicable pour l'atténuation des menaces et solutions de rechange au projet</b>	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	-	-	-	-	-	-
<b>Travaux dans les cours d'eau</b> (entretien des chenaux, restauration, modifications, réorientation, dragage et enlèvement de la végétation aquatique)	✓	✓	✓	✓	-	-	3	4	3	2
<b>Gestion de l'eau</b> (gestion des eaux de ruissellement, prélèvement d'eau)	-	✓	✓	✓	-	-	-	-	-	-
<b>Structures dans l'eau</b> (rampes de mise à l'eau, quais, émissaires d'évacuation, prises d'eau, barrages)	✓	✓	✓	✓	-	-	-	-	-	1
<b>Introductions d'espèces envahissantes</b> (accidentelles et intentionnelles)	-	-	-	-	✓	-	-	-	-	-

---

## **PROTECTION ACTUELLE**

En Ontario, le dard de rivière figure sur la liste des espèces en voie de disparition aux termes de la *Loi de 2007 sur les espèces en voie de disparition*.

## **SOURCES D'INCERTITUDE**

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

Il y a des lacunes dans les données sur la taille et les tendances des populations. Pour déterminer avec précision la taille des populations, leur trajectoire actuelle et leur évolution au fil du temps, il sera nécessaire de poursuivre l'échantillonnage quantitatif du dard de rivière dans les régions où sa présence est connue. Il faudrait également se pencher sur la capturabilité de cette espèce.

D'autres études causales devront 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 en interaction.

Il est également nécessaire d'acquérir une meilleure compréhension de la physiologie et de l'adaptabilité du dard de rivière. Des études devront être réalisées sur les limites physiologiques de cette espèce et sur sa capacité d'adaptation et d'évolution face à l'altération des régimes environnementaux, afin d'obtenir une compréhension mécaniste des répercussions des agents de stress.

---

## RÉFÉRENCES CITÉES

- Auer, M.T., Tomlinson, L.M., Higgins, S.N., Malkin, S.Y., Howell, E.T., and Bootsma, H.A. 2010. Great Lakes *Cladophora* in the 21<sup>st</sup> century: same algae – different ecosystem. *J. Great Lakes Res.* 36: 248–255.
- Balesic, H. 1971. Comparative ecology of four species of darters (Etheostominae) in Lake Dauphin and its tributary, the Valley River. Thesis (M.Sc.) University of Manitoba, Winnipeg, MB. 77 p.
- Barnucz, J., Mandrak, N.E., Bouvier, L.D., Gaspardy, 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.
- Barton, B.A., and Taylor, B.R. 1996. Oxygen requirements of fishes in northern Alberta rivers with a general review of the adverse effects of low dissolved oxygen. *Water Qual. Res. J. Can.* 31: 361–409.
- Baustian, M.M., Mavrommati, G., Dreelin, E.A., Esselman, P., Schultze, S.R., Qian, L., Gim Aw, T., Luo, L., and Rose, J.B. 2014. A one hundred year review of the socioeconomic and ecological systems of Lake St. Clair, North America. *J. Great Lakes Res.* 40: 15–26.
- Becker, G.C. 1983. *Fishes of Wisconsin*. University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin. xxiii + 782 p.
- Bouvier, L.D. et N.E. Mandrak. 2010. [Information à l'appui de l'évaluation du potentiel de rétablissement du fouille-roche gris \(\*Percina copelandi\*\) en Ontario](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2010/029. vi + 39 p.
- Bowlby, J.N., Imhof, J.G., Biette, R.B., and Dodge, D.P. 1987. Long-term impacts of highway construction on Mill Creek, Ontario. Ontario Fisheries Technical Report Series No. 24. 12 p.
- Bronnenhuber, J.E., Dufour, B.A., Higgs, D.M., and Heath, D.D. 2011. Dispersal strategies, secondary range expansion and invasion genetics of the nonindigenous Round Goby, *Neogobius melanostomus*, in Great Lakes tributaries. *Mol. Ecol.* 20: 1845–1859.
- 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.
- Carman, S.M., Janssen, J., Jude, D.J., and Berg, M.B. 2006. Diel interactions between prey behaviour and feeding in an invasive fish, the Round Goby, in a North American river. *Freshw. Biol.* 51: 742–755.
- CCCEP (Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril). 2016. [Espèces sauvages 2015: la situation générale des espèces au Canada](#). Groupe de travail national sur la situation générale. 128 p.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2011. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Chloride. *In* Canadian Environmental Quality Guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, MB. 16 p.
- CEARC (Canadian Environmental Assessment Research Council), and U.S. NRC (United States National Research Council). 1986. Cumulative environmental effects: A binational perspective. Minister of Supply and Services Canada, Ottawa, ON. ix + 175 p.

- 
- 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. Manusc. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2904: vi + 40 p.
- Cooper, E.L. 1983. Fishes of Pennsylvania and the Northeastern United States. The Pennsylvania State University Press, State College, PA. 243 p.
- COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada). 2016. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le dard de rivière \(\*Percina shumardi\*\), populations des rivières Saskatchewan et Nelson, populations du sud de la baie d'Hudson et de la baie James et populations des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent, au Canada.](#) Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. xix + 56 p.
- Dalton, K.W. 1989. COSEWIC status report on the River Darter *Percina shumardi* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, ON. 12 p.
- Dalton, K.W. 1990. Status of the River Darter, *Percina shumardi*, in Canada. Can. Field-Nat. 104: 59–63.
- Darling, E.S., and Côté, I.M. 2008. Quantifying the evidence for ecological synergies. Ecol. Lett. 11: 1278–1286.
- David, K.A., Davis, B.M., and Hunter, R.D. 2009. Lake St. Clair zooplankton: evidence for post-*Dreissena* changes. J. Freshw. Ecol. 24: 199–209.
- DFO. 2003. [National Code on Introductions and Transfers of Aquatic Organisms.](#) Task Group on Introductions and Transfers. 33 p.
- Edwards, A.L., and Mandrak, N.E. 2006. [Fish assemblages surveys of the lower Thames River, Ontario, using multiple gear types - 2003-2004.](#) Can. Manusc. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2772: vii + 95 p.
- Environment Canada. 2001. [Threats to Sources of Drinking Water and Aquatic Ecosystem Health in Canada.](#) NWRI Report Series No. 1: 72 p.
- Finch, M.R. 2009. Life history and population dynamics of Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*) in the lower Thames River, Ontario. Thesis (M.Sc.) University of Waterloo, Waterloo, ON. xi + 92 p.
- Freedman, J.A. 2010. Dams, dredging and darters: Effects of anthropogenic disturbances on benthic fish ecology. Thesis (Ph.D.) Pennsylvania State University, University Park, PA. xii + 163 p.
- French, J.R., 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: 300–311.
- Gee, J.H. 1983. Ecologic implications of buoyancy control in fish. *In* Fish Biomechanics. Edited by P.W. Webb and D. Weihs. Praeger Publishers, New York, NY. pp. 140–176.
- Gewurtz, S.B., Bhavsar, S.P., Jackson, D.A., Fletcher, R., Awad, E., Moody, R., and Reiner, E.J. 2010. Temporal and spatial trends of organochlorines and mercury in fishes from the St. Clair River/Lake St. Clair corridor, Canada. J. Great Lakes Res. 36: 100–112.
- Gewurtz, S.B., Helm, P.A., Waltho, J., Stern, G.A., Reiner, E.J., Painter, S., and Marvin, C.H. 2007. Spatial distributions and temporal trends in sediment contamination in Lake St. Clair. J. Great Lakes Res. 33: 668–685.
-

- 
- Goforth, R., and Carman, S. 2005. Nearshore community characteristics related to shoreline properties in the Great Lakes. *J. Great Lakes Res.* 31: 113–128.
- Grandmaison, D., Mayasich, J., and Etnier, D. 2004. Eastern Sand Darter status assessment. Prepared for U.S. Fish and Wildlife Service, Region 3. NRR Technical Report No. NRR/TR-2003/40: 39 p.
- Grass, L.B., Willardson, L.S., and LeMerte, R.A. 1979. Soil sediment deposits in subsurface drains. *Trans. Am. Soc. Agricult. Engin.* 21: 1054–1057.
- Griffiths, R.W. 1993. Effects of Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*) on the benthic fauna of Lake St. Clair. *In* Zebra Mussels: Biology, Impacts and Control. Edited by T.F. Nalepa and D.W. Schloesser. Lewis Publishers, Boca Raton, FL. pp. 415–437.
- Haag, W.R., and Warren, M.L., Jr. 2006. Seasonal feeding specialization on snails by River Darter (*Percina shumardi*) with a review of snail feeding by other darter species. *Copeia* 2006(4): 604–612.
- Hensler, S.R., and Jude, D.J. 2007. Diel vertical migration of Round Goby larvae in the Great Lakes. *J. Great Lakes Res.* 33(2): 295–302.
- Higgins, S.N., Malkin, S.Y., Todd Howell, E., Guildford, S.J., Campbell, L., Hiriart-Baer, V., and Hecky, R.E. 2008. An ecological review of *Cladophora glomerata* (Chlorophyta) in the Laurentian Great Lakes. *J. Phycol.* 44(4): 839–854.
- Holm, E., and Mandrak, N.E. 1996. The status of the Eastern Sand Darter, *Ammocrypta pellucida*, in Canada. *Can. Field-Nat.* 110(3): 462–469.
- Holm, E., Mandrak, N.E., and Burrige, M.E. 2009. The ROM Field Guide to Freshwater Fishes of Ontario. Royal Ontario Museum, Toronto, ON. 462 p.
- Hubbs, C. 1985. Darter reproductive seasons. *Copeia* 1985(1): 56–68.
- Jackson, M.C., Loewen, C.J.G., Vinebrooke, R.D., and Chimimba, C.T. 2016. Net effects of multiple stressors in freshwater ecosystems: a meta-analysis. *Glob. Change Biol.* 22(1): 180–189.
- Janssen, J., and Jude, D.J. 2001. Recruitment failure of Mottled Sculpin *Cottus bairdii* in Calumet Harbor, southern Lake Michigan, induced by the newly introduced Round Goby *Neogobius melanostomus*. *J. Great Lakes Res.* 27(3): 319–328.
- Johansson, M.L., Dufour, B.A., Wellband, K.W., Corkum, L.D., MacIsaac, H.J., and Heath, D.D. 2018. Human-mediated and natural dispersal of an invasive fish in the eastern Great Lakes. *Heredity* 120: 533–546.
- Jude, D.J., and DeBoe, S.F. 1996. Possible impacts of gobies and other introduced species on habitat restoration efforts. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53(Suppl.1): 136–141.
- Jude, D.J., Janssen, J., and Crawford, G. 1995. Ecology, distribution, and impact of the newly introduced round and tubenose gobies on the biota of the St. Clair and Detroit Rivers. *In* The Lake Huron Ecosystem: Ecology, Fisheries, and Management. Edited by M. Munawar, T. Edsall, and J. Leach. SPB Academic Publishing, Amsterdam, The Netherlands. pp. 447–460.
- Jude, D.J., Reider, R.H., and Smith, G.R. 1992. Establishment of Gobiidae in the Great Lakes Basin. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49(2): 416–421.
- Khan, F.A., and Ansari, A.A. 2005. Eutrophication: an ecological vision. *Bot. Rev.* 71(4): 449–482.

- 
- Kornis, M.S., Sharma, S., and Vander Zanden, M.J. 2013. Invasion success and impact of an invasive fish, Round Goby, in Great Lakes tributaries. *Divers. Distrib.* 19: 184–198.
- Kornis, M.S., and Vander Zanden, M.J. 2010. Forecasting the distribution of the invasive Round Goby (*Neogobius melanostomus*) in Wisconsin tributaries to Lake Michigan. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 67: 553–562.
- Kuehne, R.A., and Barbour, W.A. 1983. *The American Darters*. University Press of Kentucky, Lexington, KY. 177 p.
- Lake St. Clair Canadian Watershed Coordination Council. 2008. *The Lake St. Clair Canadian Watershed Technical Report: An examination of current conditions*. Technical Report. iv + 76 p.
- MacIsaac, H.J. 1996. Potential abiotic and biotic impacts of Zebra Mussels on the inland waters of North America. *Am. Zool.* 36: 287–299.
- 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.
- Mandrak, N.E., Barnucz, J., Marson, D., and Velema, G.J. 2006. [Targeted, wadeable sampling of fish species at risk in the Lake St. Clair watershed of southwestern Ontario, 2003](#). *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2779: v + 26 p.
- Marson, D., and Mandrak, N.E. 2009. [Survey of the fish assemblages in the nonwadeable waters of the Sydenham River in 2003](#). *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2916: v + 21 p.
- Meadows, G., Mackey, S., Goforth, R., Mickelson, D., Edil, T., Fuller, J., Guy, D., Meadows, L., and Brown, E. 2005. Cumulative habitat impacts of nearshore engineering. *J. Great Lakes Res.* 31: 90–112.
- MPO. 2011. [Évaluation du potentiel de rétablissement du dard de sable \(\*Ammocrypta pellucida\*\) au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2011/020.
- 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. 2015. [Directive sur l'application de l'article 33 \(résidence\) de la Loi sur les espèces en péril aux espèces aquatiques](#). Pêches et Océans Canada. Ottawa, ON. 7 p.
- Meadows, G., Mackey, S., Goforth, R., Mickelson, D., Edil, T., Fuller, J., Guy, D., Meadows, L., and Brown, E. 2005. Cumulative habitat impacts of nearshore engineering. *J. Great Lakes Res.* 31(Suppl.1): 90–112.
- MEPNP (Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario). 2018. [Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau \(ruisseau\) \(RPCQE\)](#). [ensemble de données en ligne, accédé le 26 février 2019].
- Mora, C., Metzger, R., Rollo, A., and Myers, R.A. 2007. Experimental simulations about the effects of overexploitation and habitat fragmentation on populations facing environmental warming. *Proc. R. Soc. Lond. Ser. B Biol. Sci.* 274(1613): 1023–1028.
- Nalepa, T.F., and Gauvin, J.M. 1988. Distribution, abundance, and biomass of freshwater mussels (*Bivalvia*: Unionidae) in Lake St. Clair. *J. Great Lakes Res.* 14(4): 411–419.

- 
- 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.
- Nürnberg, G., and LaZerte, B. 2015. Water Quality Assessment in the Thames River Watershed – Nutrient and Sediment Sources. Prepared for The Upper Thames River Conservation Authority, London, ON. xii + 95 p.
- Page, L.M., and Burr, B.M. 2011. Peterson Field Guide to Freshwater Fishes of North America North of Mexico. Second edition. Houghton Mifflin Company, Boston, MA. xii + 663 p.
- Pflieger, W.L. 1971. A distributional study of Missouri fishes. Museum of Natural History. University of Kansas, Lawrence, Kansas. No. 20: 225–570.
- Pflieger, W.L. 1975. The Fishes of Missouri. Missouri Department of Conservation, Jefferson City, MO. viii + 343 p.
- Piggott, J.J., Townsend, C.R., and Matthaei, C.D. 2015. Reconceptualizing synergism and antagonism among multiple stressors. *Ecol. Evol.* 5: 1538–1547.
- 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.
- Poos, M.S., Mandrak, N.E., and McLaughlin, R.L. 2007. The effectiveness of two common sampling methods for sampling imperiled freshwater fishes. *J. Fish Biol.* 70: 691–708.
- Poos, M.S., Mandrak, N.E., and McLaughlin, R.L. 2008. A practical framework for selecting between single species, multi-species, and ecosystem-based recovery plans for imperiled species. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65: 2656–2666.
- Pratt, T.C., Gardner, W.M., Watkinson, D.A., and Bouvier, L.D. 2015. [An update of River Darter \(\*Percina shumardi\*\) distribution, relative abundance, life history traits, diet and habitat in Canadian waters](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/011. v + 19 p.
- Pratt, T.C., Gardner, W.M., Watkinson, D.A., and Bouvier, L.D. 2016. [Ecology of the River Darter in Canadian waters: Distribution, Relative Abundance, Life-History Traits, Diet, and Habitat Characteristics](#). *Diversity* 8(4): 22. doi:10.3390/d8040022.
- Przeslawski, R., Davis, A.R., and Benkendorff, K. 2005. Synergistic effects associated with climate change and the development of rocky shore molluscs. *Glob. Change Biol.* 11: 515–522.
- Radinger, J., Hölker, F., Horky, P., Slavik, O., Dendoncker, N., and Wolter, C. 2016. Synergistic and antagonistic interactions of future land use and climate change on river fish assemblages. *Glob. Change Biol.* 22: 1505–1522.
- Reid, S.M., and Hogg, S. 2014. An evaluation of multiple-pass seining to monitor Blackstripe Topminnow populations in the Sydenham River (Ontario, Canada). *J. Appl. Ichthyol.* 30: 962–969.
- Reid, S.M., and Mandrak, N.E. 2008. Historical changes in the distribution of threatened Channel Darter (*Percina copelandi*) in Lake Erie with general observations on the beach fish assemblage. *J. Great Lakes Res.* 34(2): 324–333.
- Ricciardi, A., and MacIsaac, H.J. 2000. Recent mass invasion of the North American Great Lakes by Ponto-Caspian species. *Trends Ecol. Evol.* 15(2): 62–65.
-

- 
- 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(1): 11–22.
- Sanders, R.E., and Yoder, C.O. 1989. Brief note: Recent collections and food items of River Darter, *Percina shumardi* (Percidae), in the Markland Dam Pool of the Ohio River. *Ohio J. Sci.* 89(1): 33–35.
- Scholz, N.L., and McIntyre, J.K. 2016. Chemical pollution. *In Conservation of Freshwater Fishes*. Edited by G.P. Closs, M. Krkosek, and J.D. Olden. Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp. 149–177.
- Scott, W.B., and Crossman, E.J. 1973. *Freshwater Fishes of Canada*. Fisheries Research Board of Canada Bulletin 184: xvii + 966 p.
- Shea, C.P., Bettoli, P.W., Potoka, K.M., Saylor, C.F., and Shute, P.W. 2015. Use of dynamic occupancy models to assess the response of darters (Teleostei: Percidae) to varying hydrothermal conditions in a southeastern United States tailwater. *River Res. Applic.* 31: 676–691.
- Shively, D., Allen, C., Alsbury, T., Bergamini, B., Goehring, B., Homing, T., and Strobel, B. 2007. Clackamas River Bull Trout reintroduction feasibility assessment. USDA Forest Service, Mt. Hood National Forest; US Fish and Wildlife Service, Oregon State Office; and Oregon Department of Fish and Wildlife, North Willamette Region. 253 p.
- Simon, T.P. 1998. Assessment of Balon's reproductive guilds with application to midwestern North American freshwater fishes. *In Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources using Fish Communities*. Edited by T.P. Simon. CRC Press, New York, NY. pp. 97–122.
- Smith, P.W. 1979. *The Fishes of Illinois*. University of Illinois Press, Urbana, Illinois. xxix + 314 p.
- Starnes, W.C. 1977. The ecology and life history of the endangered Snail Darter, *Percina (Imostoma) tanasi* Etnier. Thesis (Ph.D.) University of Tennessee, Knoxville, TN. ix + 143.
- Staton, S.K., Dextrase, A., Metcalfe-Smith, J.L., DiMaio, J., Nelson, M., Panish, J., Kilgour, B., and Holm, E. 2003. Status and trends of Ontario's Sydenham River ecosystem in relation to aquatic species at risk. *Environ. Monit. Assess.* 88(1/3): 283–310.
- Stewart, K.W., and Watkinson, D.A. 2004. *The Freshwater Fishes of Manitoba*. University of Manitoba Press, Winnipeg, MB. 278 p.
- Strayer, D.L., Findlay, S.E.G., Miller, D., Malcolm, H.M., Fischer, D.T., and Coote, T. 2012. Biodiversity in Hudson River shore zones: influence of shoreline type and physical structure. *Aquat. Sci.* 74: 597–610.
- Thames-Sydenham and Region Source Protection Committee. 2015. Lower Thames Valley Source Protection Area Assessment Report. St. Clair Region Conservation Authority, Lower Thames Valley Conservation Authority, and Upper Thames River Conservation Authority, ON. 185 p.
- Thomas, D.L. 1970. An ecological study of four darters of the genus *Percina* (Percidae) in the Kaskaskia River, Illinois. *Illinois Natural History Survey Biological Notes* 70: 18 p.
- Thomas, M.V., and Haas, R.C. 2004. Status of the Lake St. Clair fish community and sport fishery 1996–2001. Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Research Report 2067: 26 p.

---

Trautman, M.B. 1981. *The Fishes of Ohio*. 2<sup>nd</sup> Edition. Ohio State University Press, Columbus, OH. 782 p.

Wensink, S.M., and Tiegs, S.D. 2016. Shoreline hardening alters freshwater shoreline ecosystems. *Freshw. Sci.* 35: 764–777.