



MISE À JOUR DE L'ÉVALUATION DU POTENTIEL DE RÉTABLISSEMENT (EPR) DU DARD DE SABLE (*AMMOCRYPTA PELLUCIDA*) EN ONTARIO (UNITÉS DÉSIGNABLES DU SUD-OUEST DE L'ONTARIO ET DU LAC WEST), 2010-2022

CONTEXTE

Lorsque le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue une espèce aquatique comme étant menacée, en voie de disparition ou disparue au pays, Pêches et Océans Canada (le MPO) entreprend plusieurs mesures pour soutenir la mise en œuvre de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). Un grand nombre de ces mesures nécessitent des données scientifiques sur la situation actuelle de l'espèce sauvage, sur les menaces qui pèsent sur sa survie et son rétablissement ainsi que sur la faisabilité de ce dernier. La formulation de cet avis scientifique se fait généralement dans le cadre d'une évaluation du potentiel de rétablissement (EPR), réalisée peu après l'évaluation du COSEPAC. Suivre cet ordre permet de tenir compte des analyses scientifiques évaluées par les pairs dans les processus de la LEP, notamment la planification du rétablissement.

Le COSEPAC a évalué le dard de sable (*Ammocrypta pellucida*) pour la première en avril 1994 et il a recommandé que l'espèce soit désignée comme menacée. Ce statut a été réévalué et confirmé en novembre 2000, et l'espèce a été inscrite comme menacée sur la liste de l'annexe 1 de la LEP lors de la promulgation de cette dernière en juin 2003. L'espèce a été réévaluée en novembre 2009, et il a alors été recommandé de la diviser en deux unités désignables (UD), soit l'une pour les populations de l'Ontario et l'autre pour celles du Québec – toutes deux considérées comme menacées – en raison de l'importante séparation géographique (~ 500 km) entre les deux zones. Une évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) a été réalisée par le MPO en décembre 2009 (MPO 2011). En mars 2013, les UD de l'Ontario et du Québec ont été inscrites séparément sur la liste des espèces menacées. Un programme de rétablissement des populations de l'Ontario a été élaboré en 2012 (MPO 2012) et, en décembre 2017, un décret sur l'habitat essentiel a été promulgué, déclenchant l'interdiction prévue au paragraphe 58(1) de la LEP contre la destruction de toute partie de l'habitat essentiel du dard de sable qui est identifié dans le programme de rétablissement de l'espèce (MPO 2017). Le COSEPAC a réévalué cette dernière en novembre 2021, et une nouvelle structure d'UD a été recommandée à la suite de la découverte d'une nouvelle population au lac West, en Ontario (comté de Prince Edward) en 2013. Cette nouvelle structure d'UD comprenait l'UD originale du Québec avec une recommandation de rétrogradation du statut à espèce préoccupante, une UD du lac West évaluée comme menacée, et une UD du sud-ouest de l'Ontario (renommée à partir de « populations de l'Ontario » et ancienne UD désactivée) évaluée comme menacée.

On a demandé à la Direction des sciences du MPO d'entreprendre un EPR pour le dard de sable – UD du lac West, et de mettre à jour l'EPR pour l'UD du sud-ouest de l'Ontario. L'avis scientifique de l'EPR peut être utilisé pour éclairer la décision d'inscription de l'UD du lac West,

mettre à jour les documents de rétablissement pour le UD du lac West (en cas de l'inscription), élaborer la stratégie de rétablissement et le plan d'action pour le UD du sud-ouest de l'Ontario, et soutenir la prise de décision en ce qui concerne la délivrance de permis ou la conclusion d'ententes en vertu de la LEP. Depuis la première EPR entreprise en 2009, des recherches considérables ont été menées sur le dard de sable dans le sud-ouest de l'Ontario (Drake *et al.* 2021). Les avis générés par ce processus complèteront, mettront à jour ou remplaceront les avis existants concernant l'UD du sud-ouest de l'Ontario, et sont destinés à accompagner les documents originaux de l'EPR (c.-à-d. que seules les nouvelles données depuis 2009 sont présentées ici). Bien qu'il n'y ait pas d'avis existant concernant l'UD du lac West, il existe peu de données spécifiques à l'UD. Ainsi, l'information présentée pour l'UD du sud-ouest de l'Ontario est supposée s'appliquer à l'UD du lac West, mais les données spécifiques à l'UD sont présentées séparément lorsque cela est possible et explicitement indiqué. Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour mieux comprendre les caractéristiques uniques de l'UD du lac West par rapport à l'UD du sud-ouest de l'Ontario.

Le présent document fournit des données actualisées, et il traite des incertitudes associées aux 22 éléments du processus d'EPR (MPO 2007, MPO non publié) dans les catégories suivantes :

- biologie, abondance, répartition et paramètres du cycle de vie;
- besoins en matière d'habitat et de résidence;
- menaces et facteurs limitatifs à la survie et au rétablissement;
- cibles de rétablissement;
- scénarios d'atténuation des menaces et activités de rechange;
- dommages admissibles.

La présente réponse des Sciences découle de l'examen par les pairs régional du 26 avril 2023 sur la Mise à jour de l'évaluation du potentiel de rétablissement du dard de sable (*Ammocrypta pellucida*) en Ontario (unités désignables du sud-ouest de l'Ontario et du lac West), 2010-2022.

RENSEIGNEMENTS DE BASE

Le dard de sable est un petit percidé benthique translucide de forme allongée. Son aire de répartition au Canada est étendue, mais discontinue. Il s'agit d'une espèce spécialiste sur le plan de l'habitat qui occupe des substrats de sable et de gravier fin. Il a déjà été observé dans 11 localités du sud-ouest de l'Ontario et on pense qu'il a disparu de trois d'entre elles. En 2013, une nouvelle population a été découverte dans le lac West, en Ontario (Reid et Dextrase 2014), et en novembre 2021, le COSEPAC a recommandé un changement dans la structure de l'UD où le lac West représenterait sa propre UD sur la base de preuves de distinction génétique par rapport à toutes les autres populations canadiennes, et à une distance d'environ 200 km de l'une ou l'autre des deux autres UD canadiennes (Ginson *et al.* 2025, COSEPAC 2022, Walter *et al.* 2022). Le lac West est un petit habitat lacustre unique par rapport aux habitats riverains ou aux très grands lacs que le dard de sable occupe dans le sud-ouest de l'Ontario et au Québec. Des adaptations locales aux conditions du lac West ont été déduites, représentant une importance écologique fondée sur les lignes directrices du COSEPAC pour la classification au niveau subsppécifique de l'espèce (COSEPAC 2012). L'ancienne DU de l'Ontario a été rebaptisée sud-ouest de l'Ontario. Les données et les avis actualisés sur le dard de sable, l'UD du sud-ouest de l'Ontario pour la période 2010–2022 et les nouvelles données sur l'UD du lac West sont présentés ci-dessous.

ANALYSE ET RÉPONSE

Biologie, abondance, répartition et paramètres du cycle de vie

Élément 1 : Résumer la biologie du dard de sable (UD du sud-ouest de l'Ontario et du lac West)

Description et importance de l'espèce : Le dard de sable est un petit poisson benthique translucide de forme allongée, qui est habituellement de couleur jaune à vert iridescent, avec des flancs jaune pâle à argenté et un ventre argenté à blanc, souvent avec une bande latérale de couleur métallique dorée à olive doré, interrompue par 10 à 14 petites taches foncées rondes ou ovales. Au Canada, il cohabite avec d'autres espèces de dards, mais c'est la seule espèce d'*Ammocrypta* présente ici. Elle se distingue facilement à tous les âges par son corps translucide, mince et allongé et par le grand écart qui sépare les nageoires dorsales à rayons épineux et à rayons mous (Holm *et al.* 2009, Bouvier et Mandrak 2010, COSEPAC 2022). Il peut également servir d'hôte aux glochidies de l'obovarie ronde (*Obovaria subrotunda*; Shepard *et al.* 2021).

Biologie : Un résumé détaillé de la biologie du dard de sable se trouve dans COSEPAC (2009); il y a eu peu de nouvelles données concernant le cycle de vie de l'espèce. L'information présentée à l'origine dans COSEPAC (2009) et Bouvier et Mandrak (2010) sont toujours considérées comme valables. Le dard de sable vit jusqu'à l'âge de 4 ans en Ontario (Drake *et al.* 2008). Il se développe rapidement, mais les taux de croissance peuvent varier selon les populations (Finch *et al.* 2013). La plupart des individus atteignent la maturité au printemps, un an après l'éclosion. Un relevé des spécimens larvaires dans la rivière Sydenham (UD du sud-ouest de l'Ontario) en 2017 a permis de détecter des œufs de dard de sable le 15 juin, et des larves du 8 juin au 26 juillet; toutes les larves de dard de sable ont été mesurées (figure 1; Gáspárdy *et al.* 2026). D'après les données de 2010 à 2022, la longueur totale (LT) médiane des individus capturés dans l'UD du sud-ouest de l'Ontario était de 54 mm (plage : 16 à 72 mm; n = 3 254; [Base de données sur la biodiversité des poissons](#)) et la LT médiane de l'UD du lac West était de 46 mm (plage : 20 à 69 mm; n = 1 277; LeBaron *et al.* 2020; figure 2). La longueur maximale enregistrée est de 84 mm (Holm *et al.* 2009).

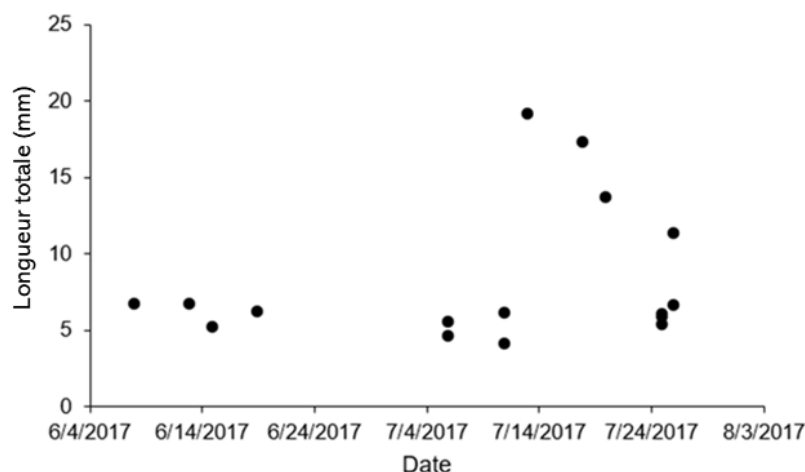


Figure 1. Longueur totale par date de détection des larves de dard de sable de la rivière Sydenham (Florence) en 2017. Les larves de poissons ont été détectées dans les filets dérivants et mesurées individuellement, et l'identification de l'espèce a été confirmée par une analyse génétique (Gáspárdy *et al.* 2026).

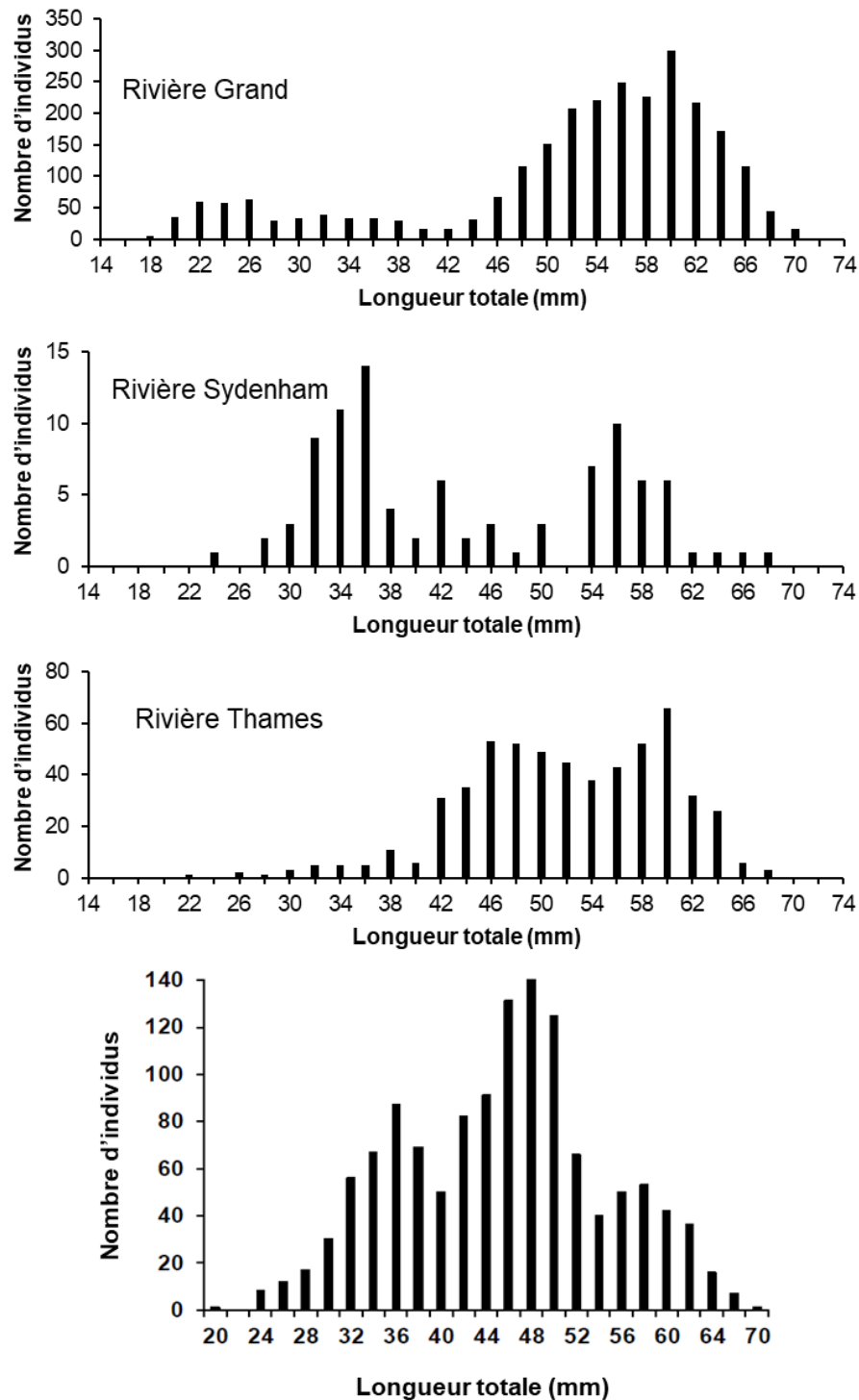


Figure 2. Distribution des fréquences de longueur des populations de unité désignables (UD) du sud-ouest de l'Ontario (rivière Grand, rivière Sydenham, rivière Thames) à partir de spécimens capturés entre 2010 et 2022 ([Base de données sur la biodiversité des poissons](#)), et de la population de l'UD du lac West capturés en 2013-2015 (figure du panneau inférieur reproduite de LeBaron et al. 2020). Les mesures ont été prises de l'été à l'automne.

Régime alimentaire : Le dard de sable se nourrit d'invertébrés benthiques en s'élançant sur ses proies à partir d'une position de frappe (COSEPAC 2009). Plusieurs études sur le régime alimentaire de l'espèce ont montré qu'elle se nourrit principalement de larves de chironomes et, à l'occasion, d'ostracodes, de cladocères, d'éphéméroptères et d'oligochètes (Facey 1998, Finch 2009). Burbank et ses collaborateurs (2019) ont évalué les contenus stomacaux et les isotopes stables de spécimens prélevés dans la rivière Thames (UD du sud-ouest de l'Ontario) afin de mieux comprendre la niche alimentaire de l'espèce. L'étude a confirmé que le dard de sable consommait souvent les chironomides, mais l'analyse isotopique a indiqué qu'il serait plus généraliste et qu'il se nourrirait davantage de cladocères, d'ostracodes, d'oligochètes et d'éphéméroptères que ce qui avait été rapporté précédemment. La dépendance à l'égard des chironomes peut être saisonnière (été) et l'accent mis sur cette proie dans les études antérieures pourrait être lié à la période à laquelle ces études sur le régime alimentaire ont été réalisées (Burbank *et al.* 2019). Malgré son alimentation benthique généraliste, l'espèce présentait une niche trophique relativement restreinte par rapport aux espèces cooccurrentes, ce qui pourrait être lié à sa spécialisation sur le plan des caractéristiques du microhabitat (c.-à-d. les barres de sable et de gravier fin). Un régime alimentaire relativement spécialisé a été observé dans la rivière Sydenham, où le régime alimentaire du dard de sable se recoupait avec quelques autres espèces benthiques (deux espèces avant l'invasion du gobie à taches noires [*Neogobius melanostomus*], et deux espèces supplémentaires après l'invasion) (Firth *et al.* 2021b). Cette niche étroite pourrait le rendre plus vulnérable aux effets des perturbations causées par la raréfaction de ses proies de prédilection (Burbank *et al.* 2019).

Physiologie : La tolérance à la chaleur et à l'oxygène du dard de sable adulte a été récemment évaluée lors d'essais sur le terrain dans le sud-ouest de l'Ontario. Firth et ses collaborateurs (2021a) ont évalué deux critères d'effet thermiques physiologiques du dard de sable à travers les saisons (juin à novembre) dans la rivière Grand. La température critique maximale (TC_{max}), la température à laquelle il perd la capacité d'échapper au stress thermique, était comprise entre 27,9 et 37,0 °C. La température d'agitation, soit la température à laquelle il réagit aux changements thermiques en essayant de fuir, était comprise entre 23,0 et 33,4 °C. Les valeurs des deux paramètres augmentent avec la température d'acclimatation. Une comparaison avec la rivière Thames a été effectuée en août et les résultats étaient similaires. La turbidité élevée dans cette rivière n'a pas eu d'effet sur l'un ou l'autre des critères d'effet thermiques par rapport à la rivière Grand. Le dard de sable présente une plasticité dans les réponses thermiques, ce qui lui confère une certaine protection contre les changements de température associés aux changements climatiques. Une étude sur la tolérance à l'hypoxie du dard de sable dans la rivière Grand au fil des saisons (juin à octobre) a révélé que l'espèce est relativement tolérante à l'hypoxie, nécessitant au moins 1,14 mg/L d'oxygène dissous, et qu'elle était plus tolérante à l'hypoxie à l'automne (octobre) qu'à l'été (juillet) (Firth *et al.* 2023). Dans l'ensemble, il est relativement tolérant aux conditions hypoxiques par rapport à d'autres dards (Ultsch *et al.* 1978). Le taux métabolique augmente considérablement pendant la période de reproduction; si l'oxygène est limité pendant la saison de reproduction, cela pourrait limiter la capacité de l'espèce à augmenter son taux métabolique, et donc réduire la productivité (Firth *et al.* 2023).

Structure de la population : Deux études ont récemment évalué la structure génétique du dard de sable dans le nord-est de l'Amérique du Nord. Une analyse génétique a été réalisée avec 10 locus microsatellites polymorphes provenant de spécimens de quatre bassins versants : la rivière Ohio, la rivière Wabash, les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent. Cette analyse a révélé sept groupes génétiques distincts présentant des niveaux élevés de différenciation génétique entre les bassins versants, mais pas nécessairement entre les rivières d'un même bassin versant ou à l'intérieur de celles-ci (Ginson *et al.* 2015). Notamment pour le dard de

sable au Canada, une barrière génétique a été identifiée séparant le bassin versant du fleuve Saint-Laurent de celui des Grands Lacs, ce qui justifie la séparation des UD du sud-ouest de l'Ontario et du Québec. Dans le bassin versant des Grands Lacs, des échantillons ont été prélevés dans les rivières Grand, Sydenham et Thames de l'UD du sud-ouest de l'Ontario. Il y avait une différenciation génétique significative entre les groupes de la rivière Grand et des rivières Sydenham et Thames. Cependant, il y avait peu de différenciation génétique entre les populations des rivières Sydenham et Thames, ce qui laisse croire à une certaine connectivité, soit dans le passé par les connexions des eaux d'amont, soit actuellement par le lac Sainte-Claire (Ginson *et al.* 2015). Des spécimens de l'espèce ont été collectés le long de la rive du lac Sainte-Claire entre les rivières Sydenham et Thames, ce qui peut représenter des individus se déplaçant entre ces lieux ou indiquer une seule population reproductrice dans l'est du lac Sainte-Claire et ses affluents. Il y avait peu de différenciation génétique entre les sites de la rivière Grand, ce qui donne à penser qu'une certaine dispersion a lieu entre les passages amont et aval malgré la présence du barrage de Caledonia, ou bien que le barrage a été construit trop récemment pour qu'une différenciation ait pu se produire.

La découverte du dard de sable dans le lac West a donné lieu à la réalisation d'une nouvelle analyse incluant les spécimens de ce lac. Walter et ses collaborateurs (2022) ont obtenu des résultats similaires en utilisant 9 locus microsatellites et le gène mitochondrial cytochrome oxydase I, et ont noté que le lac West était particulièrement divergent avec peu de mélange d'autres groupes génétiques. Il présentait un haplotype unique qui semblait intermédiaire par rapport à un haplotype communément partagé et à d'autres qui étaient exclusifs au bassin hydrographique de la rivière Ohio. Cette particularité génétique du lac West par rapport à tous les autres groupes canadiens constitue la base d'une nouvelle classification de la structure de l'UD du dard de sable au Canada fondée sur la distinction évolutive (COSEPAC 2022).

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

Abondance

Il n'existe pas d'estimations de l'abondance du dard de sable en Ontario, mais certaines données permettent d'évaluer la taille de la population. Les efforts d'échantillonnage ciblés et les captures par localité sont résumés dans le tableau 1, et les captures non ciblés sont résumées dans le tableau 2. Les estimations de densité des modèles de mélange de N ont été développées à partir d'un échantillonnage aléatoire stratifié dans la rivière Grand en 2022 (Gáspárdy *et al.* 2025), ce qui a donné une estimation de 0,075 poisson/m² (intervalle de crédibilité [IC] à 95 % : 0,036 à 0,181 poisson/m²) pour le tronçon de Brantford (la zone échantillonnée la plus en amont) et 0,019 poissons/m² (IC à 95 % : 0,008 à 0,053 poisson/m²) pour le tronçon de Caledonia (la zone échantillonnée la plus en aval. Dans les deux tronçons, le plan d'échantillonnage ciblé a été associé à un pourcentage moyen de couverture de sable et de gravier fin de 82,6 % et à une turbidité moyenne de 7,27 unités de turbidité néphélométrique (uTN). Les modèles de mélange de N développés à partir des données d'échantillonnage du lac West (2013-2015; LeBaron *et al.* 2020) ont permis d'estimer la densité à 0,080 poisson/m² (IC à 95 % : 0,049 à 0,136 poisson/m²) où le pourcentage moyen de couverture de sable était de 97,9 % et la profondeur moyenne du site de 0,54 m (annexe 2). La densité dans la rivière Thames a été estimée à l'aide de données collectées en 2006 à 0,04 poisson/m² (IC à 95% : 0,026 à 0,066), où le pourcentage moyen de couverture de sable et de gravier fin était de 45,6 % et la clarté moyenne de l'eau (profondeur d'atténuation de la lumière) était de 26,7 cm (Dextrase 2013). Les tableaux 1 et 2 présentent respectivement les résumés des autres échantillonnages ciblés et non ciblés.

Les indices d'abondance ont été estimés pour les rivières Grand et Thames sur la base d'extrapolations des estimations de densité ci-dessus à travers les parcelles d'habitat présumé (tableaux 3 et 4; Lamothe *et al.* 2026). L'indice moyen cumulé d'abondance de la population de la rivière Grand dans les habitats accessibles à gué et non accessibles à gué a été estimé à 54 869 individus âgés d'au moins un an (IC à 95 % : 22 301 à 128 248), ce qui suppose 20 à 25 % d'habitats appropriés dans les tronçons de Brantford et de Caledonia et 5 à 10 % d'habitats appropriés dans les tronçons de Cayuga et de Middleport. L'indice moyen cumulé d'abondance pour la population de la rivière Thames dans les habitats accessibles à gué et non accessibles à gué, en supposant 20 à 25 % d'habitats appropriés, était de 54 251 individus âgés d'au moins un an (IC à 95 % : 33 607 à 89 357). Ces extrapolations supposent que la densité de poissons dans l'habitat non accessible à gué est similaire à la celui accessible à gué (c.-à-d. < 1,2 m). Cette hypothèse peut avoir un effet important sur l'estimation de l'abondance du dard de sable et constitue une lacune importante dans les connaissances.

Les tendances dans le temps sont inconnues étant donné l'absence d'échantillonnage répété et normalisé dans les systèmes occupés.

Tableau 1. Résumé d'échantillonnage ciblés (2010-2022) pour le dard de sable selon le bassin hydrographique et unité désignables (UD). SN = senne, CH = chalut, CPUE = captures par unité d'effort. Données du Pêches et Océans Canada ([Base de données sur la biodiversité des poissons](#)) pour la plupart des populations, ou du ministère des Richesses naturelles et des Forêts (indiqué par un *) (Reid et Dextrase 2014, LeBaron et al. 2020).

Bassin hydrographique (UD)	Population	Total de l'effort ciblé	Équipement (unité d'effort)	Nombre de dards de sable	CPUE moyenne
Lac Huron (sud-ouest de l'Ontario)	Rivière Ausable	93	SN (remontées de filet)	0	0
		42	CH (traits)	0	0
Lac Sainte-Claire (sud-ouest de l'Ontario)	Lac Sainte-Claire	0	-	-	-
	Rivière Sydenham	22	CH (traits)	0	0
	Rivière Thames	20	SN (remontées de filet)	1	0,10
		69	CH (traits)	59	0,97
Lac Érie (sud-ouest de l'Ontario)	Rivière Détroit	0	-	-	-
	Bassin occidental	0	-	-	-
	Baie Rondeau*	89	SN (remontées de filet)	4	0,04
	Ruisseau Catfish	0	-	-	-
	Ruisseau Big Otter	194	SN (remontées de filet)	0	0
	Baie Long Point	0	-	-	-
	Ruisseau Big (comté de Norfolk)	0	-	-	-
	Rivière Grand	480	SN (remontées de filet)	1 059	2,26
		60	CH (traits)	66	1,10
Lac Ontario (lac West)	Lac West*	500	SN avec poche (remontées de filet)	262	0,52
		385	SN de plage (remontées de filet)	967	2,51

Tableau 2. Résumé de l'échantillonnage accessoire par le Pêches et Océans Canada où le dard de sable a été détecté (2010-2022) selon le bassin hydrographique et unité désignables (UD). L'échantillonnage dans le lac West a été réalisé par le ministère des Richesses naturelles (Reid et Dextrase 2014). Si l'espèce a été détectée lors d'un échantillonnage non ciblé, l'effort du projet a été résumé, mais cela ne représente pas tout l'échantillonnage qui a eu lieu dans ces zones qui auraient pu être appropriées. SN = senne, CH = chalut, CPUE = captures par unité d'effort.

Bassin hydrographique (UD)	Population	Total de l'effort accessoire	Équipement (unité d'effort)	Nombre de dards de sable	CPUE moyenne
Lac Sainte-Claire (sud-ouest de l'Ontario)	Lac Sainte-Claire	222	CH (traits)	3	0,01
	Rivière Sydenham	30 330	Appareil portatif de pêche à l'électricité (secondes)	29	0,00
		243	SN (remontées de filet)	136	0,42
	Rivière Thames	184	CH (traits)	86	1,49
		240	SN (remontées de filet)	11	0,04
		297	CH (traits)	556	3,36
Lac Érié (sud-ouest de l'Ontario)	Rivière Détroit	15 604	Appareil portatif de pêche à l'électricité (secondes)	0	0,00
		112	CH (traits)	1	0,01
	Rivière Grand	155	SN (remontées de filet)	80	2,00
		373	CH (traits)	1 585	2,75
Lac Ontario (lac West)	Lac West	15	SN (remontées de filet)	9	0,60

Tableau 3. Indices médians et moyens de l'abondance du dard de sable d'âge 1 et plus dans les habitats accessibles à gué, non accessibles à gué, et combinés (total) de la rivière Grand par tronçon de rivière et proportion de l'habitat dont le substrat est composé à plus de 50 % de sable et de gravier fin. Les totaux minimaux représentent l'abondance totale lorsque la proportion d'habitat approprié est aux valeurs minimales considérées par tronçon, et les totaux maximaux représentent l'abondance totale lorsque la proportion d'habitat approprié est aux valeurs maximales considérées. Les tronçons de rivière sont décrits à la figure 3 (Lamothe et al. 2026).

Tronçons	Proportion de habitat approprié	Accessible à gué (médiane)	Accessible à gué (moyen)	Non accessible à gué (médiane)	Non accessible à gué (moyenne)	Total (médiane)	Total (moyenne)
Brantford	0,20-0,25	9 438	10 637	22 021	24 820	31 459	35 457
Brantford	0,25-0,30	11 679	13 162	27 251	30 710	38 930	43 872
Brantford	0,30-0,35	13 832	15 399	32 276	35 932	46 108	51 331
Brantford	0,35-0,40	15 874	17 957	37 040	41 901	52 914	59 858
Brantford	0,40-0,45	18 028	20 172	42 066	47 067	60 094	67 239
Brantford	0,45-0,50	20 053	22 554	46 791	52 626	66 844	75 180
Brantford	0,50-0,55	22 402	25 297	52 271	59 026	74 673	84 323
Brantford	0,55-0,60	24 373	27 244	56 870	63 569	81 243	90 813
Brantford	0,60-0,65	26 051	29 370	60 786	68 531	86 837	97 901
Middleport	0,05-0,10	412	492	3 704	4 426	4 116	4 918
Middleport	0,10-0,15	695	816	6 257	7 343	6 952	8 159
Middleport	0,15-0,20	969	1 132	8 722	10 189	9 691	11 321
Middleport	0,20-0,25	1 266	1 488	11 395	13 393	12 661	14 881
Caledonia	0,05-0,10	1 416	1 692	1 416	1 692	2 832	3 384
Caledonia	0,10-0,15	2 392	2 808	2 392	2 808	4 784	5 616
Caledonia	0,15-0,20	3 335	3 896	3 335	3 896	6 670	7 792
Caledonia	0,20-0,25	4 357	5 121	4 357	5 121	8 714	10 242
Cayuga	0,05-0,10	356	425	3 202	3 827	3 558	4 252
Cayuga	0,10-0,15	601	705	5 410	6 349	6 011	7 054
Cayuga	0,15-0,20	838	979	7 541	8 810	8 379	9 789
Cayuga	0,20-0,25	1 095	1 287	9 852	11 580	10 947	12 867
Totale (minimum)	-	11 622	13 246	30 043	34 765	41 965	48 011
Totale (maximum)	-	32 769	37 266	86 390	98 625	119 159	135 891

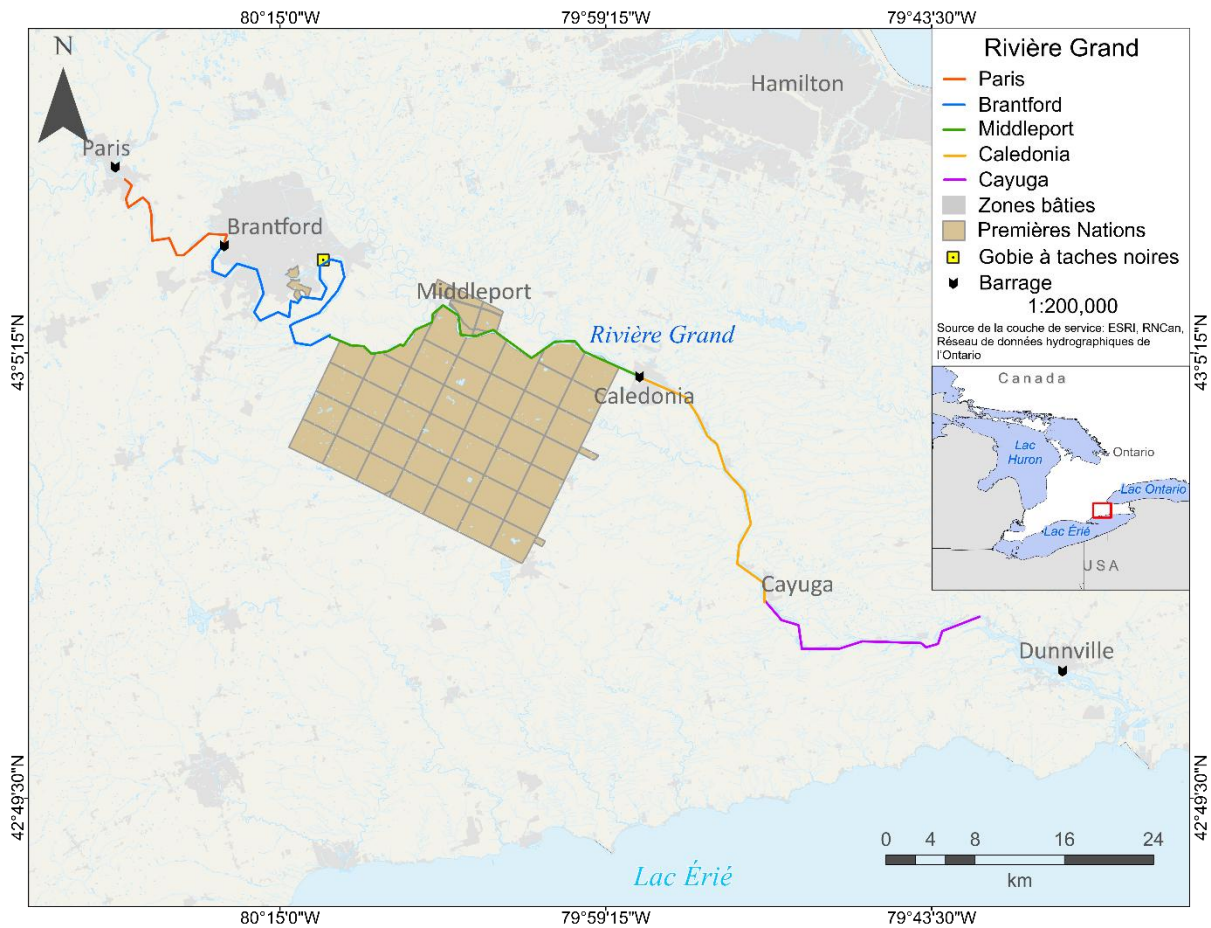


Figure 3. Carte de l'habitat critique du dard de sable dans la rivière Grand divisée en cinq tronçons (Paris [rouge], Brantford [bleu], Middleport [vert], Caledonia [jaune], and Cayuga [violet]), comme présenté dans le tableau 3. La détection la plus en amont (2022) du gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*) est indiquée par le carré jaune. Zones bâtie en gris et Premières Nations en beige. Figure reproduite de Lamothe et al. (2026).

Tableau 4. Indices médians et moyens de l'abondance du dard de sable d'âge 1 et plus dans les habitats accessibles à gué, non accessibles à gué, et combinés (total) de la rivière Grand et proportion de l'habitat dont le substrat est composé à plus de 50 % de sable et de gravier fin. L'habitat accessible à gué a été considéré comme représentant 50 % de l'habitat total de la rivière Thames dans l'aire de répartition du dard de sable.

Proportion de substrat approprié	Accessible à gué (médiane)	Accessible à gué (moyen)	Non accessible à gué (médiane)	Non accessible à gué (moyenne)	Total (médiane)	Total (moyenne)
0,05-0,10	8 515	8 988	8 515	8 988	17 030	17 976
0,10-0,15	14 229	14 957	14 229	14 957	28 458	29 914
0,15-0,20	20 164	21 195	20 164	21 195	40 329	42 390
0,20-0,25	25 778	27 126	25 778	27 126	51 555	54 251
0,25-0,30	31 742	33 058	31 742	33 058	63 485	66 116
0,30-0,35	37 534	39 116	37 534	39 116	75 068	78 232
0,35-0,40	43 063	44 937	43 063	44 937	86 125	89 874
0,40-0,45	48 768	50 815	48 768	50 815	97 537	101 630
0,45-0,50	54 372	56 882	54 372	56 882	108 744	113 765

Distribution

Le dard de sable est présent dans le bassin de la rivière Ohio (Ohio, Indiana, Illinois, Kentucky, Virginie occidentale et Pennsylvanie); dans le bassin inférieur des Grands Lacs dans les lacs Huron, Sainte-Claire, Érié et Ontario (Michigan, Ohio, New York, Pennsylvanie, Ontario), et dans les bassins versants du fleuve Saint-Laurent et du lac Champlain (Québec, Vermont, New York). Sa conservation est préoccupante dans 8 des 9 États et dans les deux provinces canadiennes où il est présent. Deux UD de dard de sable sont maintenant reconnues en Ontario (COSEPAC 2022). L'UD du sud-ouest de l'Ontario se trouve dans le lac Sainte-Claire, la rivière Sydenham, la rivière Thames, le bassin occidental du lac Érié (près de la sortie de la rivière Detroit et autour de l'île Pelée et peut-être la rivière Detroit¹), la baie Rondeau, la baie Long Point, le ruisseau Big (comté de Norfolk) et la rivière Grand (figure 4). L'UD était historiquement présente dans la rivière Ausable, le ruisseau Catfish et le ruisseau Big Otter, mais elle est considérée comme disparue de ces trois endroits. L'UD du lac West, que l'on ne trouve que dans le lac West, dans l'est du lac Ontario, a été découverte en 2013 (figure 5; Reid et Dextrase 2014). Une brève description des relevés de chacune des deux UD de l'Ontario depuis 2010 est fournie ci-dessous. Une liste complète des relevés avec un échantillonnage supplémentaire approprié par zone a été compilée dans le COSEPAC (2022) jusqu'en 2018.

¹ Un individu a été capturé en 2013

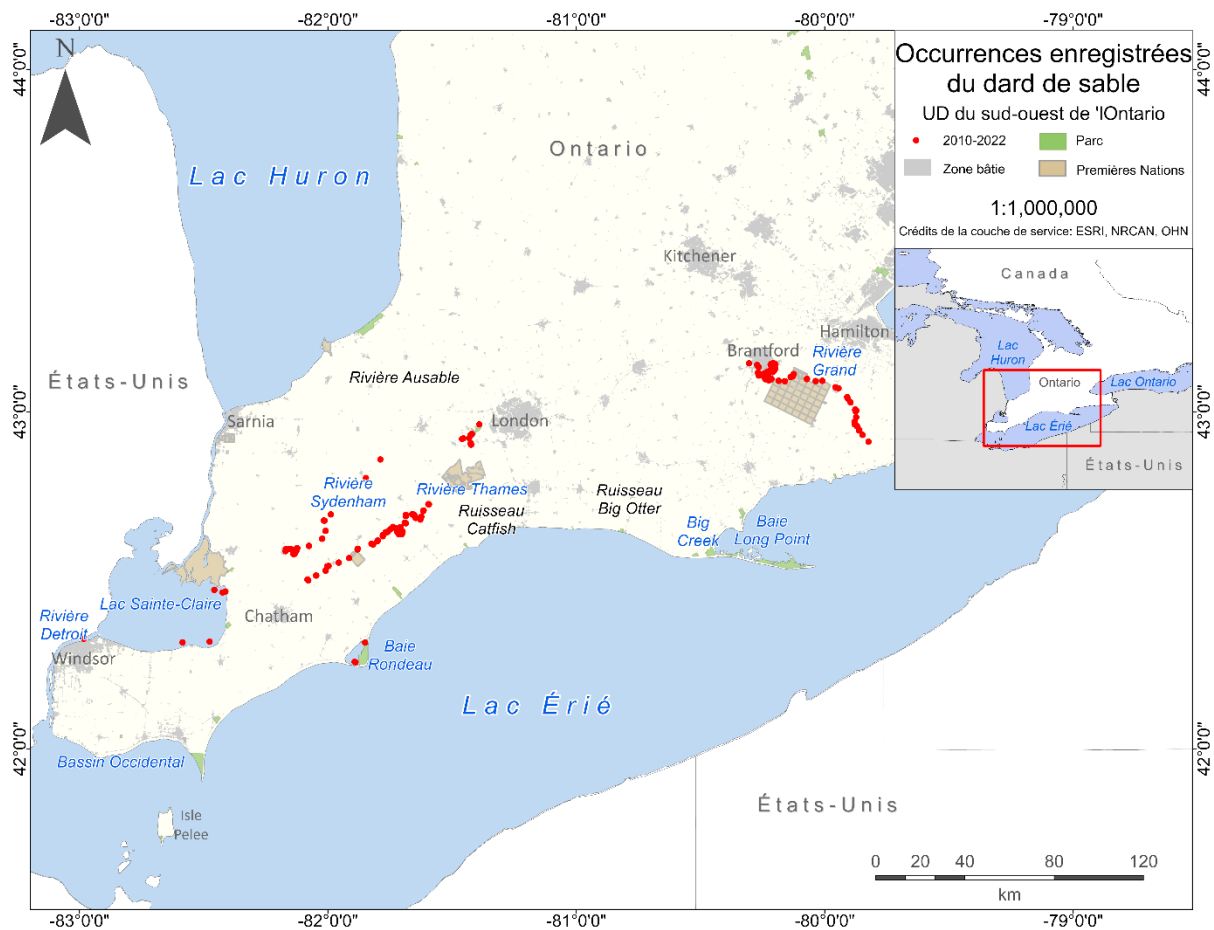


Figure 4. Répartition du dard de sable – Unité désignable du sud-ouest de l'Ontario. Les cercles rouges indiquent les occurrences enregistrées entre 2010 et 2022. Les zones d'où l'on pense que l'UD a disparu sont indiquées en rouge. Parc = vert, zones bâtie = gris, et Premières Nations = beige.

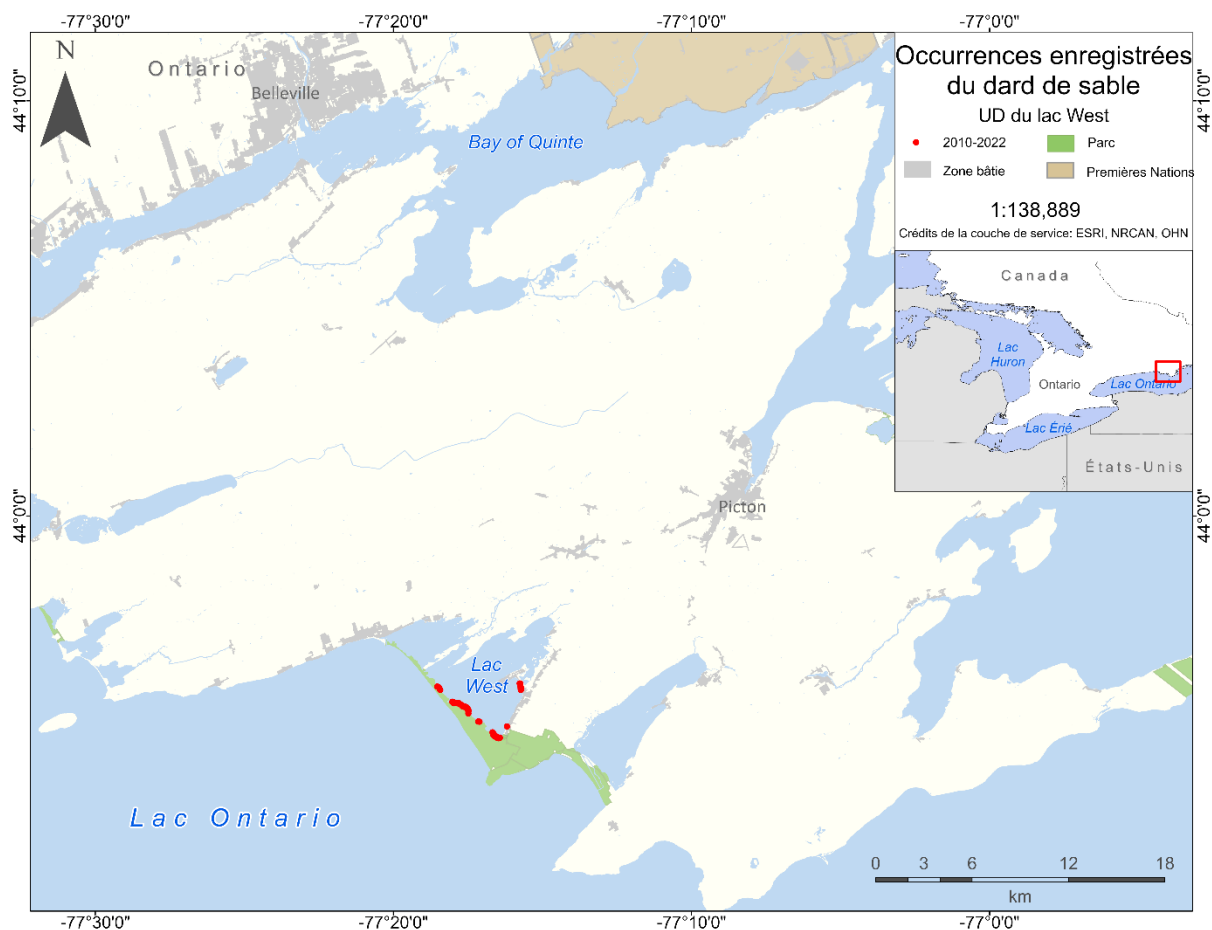


Figure 5. Répartition du dard de sable – unité désignable (UD) du lac West. Les cercles rouges indiquent toutes les occurrences enregistrées (remarque : l'échantillonnage a eu lieu en 2013 et 2015). Parc = vert, zones bâtie = gris, et Premières Nations = beige.

Situation actuelle (2010 à 2022)

Les données historiques sur le dard de sable présentées dans Bouvier et Mandrak (2010) sont considérées comme valides et applicables; un résumé des nouvelles données est présenté ci-dessous. Si aucune nouvelle donnée n'était disponible, les données historiques les plus récentes sont présentées. Il existe plusieurs endroits dans l'UD du sud-ouest de l'Ontario où l'on ne sait pas si la reproduction a lieu (p. ex. baie Rondeau, ruisseau Big, baie Long Point) et, pour cette raison, la situation de l'espèce y est incertaine.

UD du sud-ouest de l'Ontario

Rivière Ausable : Il existe une seule mention historique de la présence du dard de sable dans la rivière Ausable, et celle-ci date de 1928. Malgré les échantillonnages réalisés avec des engins appropriés (p. ex. 24 sites en 2008; Dextrase 2013), y compris, plus récemment, l'échantillonnage ciblé sur 9 sites près d'Exeter en 2018 (Barnucz *et al.* 2020), l'espèce n'a pas été détectée et est considérée comme disparue de cet endroit.

Lac Sainte-Claire : Le dard de sable a été sporadiquement détecté dans des endroits sablonneux près du rivage et au large dans toute la partie canadienne du lac Sainte-Claire. Il a

été détecté plus récemment en 2012 (n = 2) lors d'opérations de chalutage ciblant le chat-fou du Nord (*Noturus stigmosus*), une espèce figurant sur la liste des espèces menacées de la LEP, près de la baie Mitchell's et Stoney Point, en 2013 (n = 1) juste au nord-ouest de l'embouchure de la rivière Thames (Barnucz *et al.* 2015). Deux individus ont également été capturés en 2016 et 2017 près de la baie Mitchell's (données non publiées du ministère des Ressources naturelles et des Forêts de l'Ontario [MRNF]).

Rivière Sydenham : Le dard de sable était historiquement observé de Strathroy en aval jusqu'à Dresden dans la rivière East Sydenham est²; toutes les détections récentes ont été faites entre Alvinston à Dawn Mills. Un échantillonnage ciblé réalisé en 2010 a permis de récolter 12 individus (Ginson *et al.* 2015). Il a été détecté accidentellement en 2010 (n = 214), en 2012 lors d'activités de pêche à la senne (n = 13) et au chalut (n = 1), et lors d'activités de pêche à la senne en 2013 (n = 2) et 2015 (n = 7) ([Base de données sur la biodiversité des poissons](#)). Les opérations de chalutage ciblant le gobie à taches noires ont permis de capturer 12 et 56 dards de sable en 2015 et 2016, respectivement (D. Raab, MPO, communication personnelle). Le dard de sables a été détecté en 2019 (n = 16; LT de 27 à 47 mm) lors d'un chalutage ciblé visant le chat-fou du Nord (Barnucz et Drake 2021). Au total, 10 sites repères ont été échantillonnés en 2020-2022 au moyen d'un appareil portatif de pêche à l'électricité et d'une pêche à la senne et un dard de sable a été détecté en 2020 (Office de protection de la nature de la région de St. Clair [SCRCA], données non publiées; aucun n'a été détecté en 2021 et 2022). En 2022, un seul dard (LT de 67 mm) a été capturé dans la rivière Sydenham en aval de Napier dans une senne (MPO, données non publiées).

Rivière Thames : Dans la rivière Thames, le dard de sable a été observé de Kilworth à Kent Bridge. En 2010 et 2011, 162 individus ont été capturés dans la pêche à la senne (Ginson *et al.* 2015). Un total de 19 individus supplémentaires ont été détectés en 2010 (MRNF, données non publiées). Ces individus ont été capturés accidentellement en 2011 (n = 10) et 2015 (n = 1) lors d'activités de pêche à la senne, et en 2010 (n = 78), 2012 (n = 63), 2013 (n = 103), 2014 (n = 35), 2015 (n = 264), et 2016 (n = 13) lors d'activités de pêche au chalut ([Base de données sur la biodiversité des poissons](#)). En août 2020, 59 individus (LT de 31 à 64 mm) ont été capturés lors d'un chalutage ciblé (Barnucz *et al.* 2022a). En 2022, 6 individus ont été capturés dans une senne près de la zone de conservation de Big Bend (Office de protection de la nature de Lower Thames Valley [LTVCA], données non publiées), et à l'automne, 51 individus (LT de 27 à 64 mm) ont été détectés par des opérations de chalutage depuis l'aval de Tait's Corner jusqu'à la zone de conservation de Big Bend au cours d'un échantillonnage ciblé visant le chat-fou du Nord (Barnucz *et al.* 2026). Sur la base de l'échantillonnage de 2006, la densité moyenne des sites était de 3,94 poissons/site, et la probabilité de détection du dard de sable dans la rivière Thames a été estimée à 14,1 % (IC à 95 % : 7,1 à 24,7 %), mais elle a fortement diminué à mesure que la couverture proportionnelle de débris ligneux et de blocs rocheux augmentait (annexe 2).

Rivière Détroit : Un seul dard de sable (LT de 46 mm) a été capturé dans un chalut dans la rivière Détroit en octobre 2013 près de Peace Fountain à Windsor. Il s'agit de la seule capture de l'espèce dans la rivière Détroit à ce jour (Kindree et Mandrak 2020). Étant donné que des engins d'échantillonnage appropriés ont été utilisés dans la rivière Détroit entre 2010 et 2022 (Kindree et Mandrak 2020, Aguiar *et al.* 2021), on ne sait toujours pas si cette capture est associée avec une population ou représente un individu provenant du lac Saint-Claire et ayant

² Il y avait une détection du dard de sable dans la rivière North Sydenham près de Wilkesport en 1996.

été séparé (ou emporté). Des enregistrements supplémentaires au fil du temps aideraient à déterminer l'état du dard de sable dans la rivière Détroit.

Lac Érié – bassin occidental : Le dard de sable a été détecté le long de la rive nord du bassin occidental du lac Érié ($n = 2$; 1975) et autour de l'île Pelée ($n = 3$; 1953). Il a été capturé pour la dernière fois dans le bassin occidental en 1975 (Paine 1976). Un vaste échantillonnage du littoral a été réalisé à l'aide de sennes de plage en 2005 et 2006 (Reid et Mandrak 2008) et à l'aide de sennes de plage et par pêche à l'électricité en bateau en 2007 et 2008 (Yunker *et al.* 2009), et un chalutage de fond en mer a été effectué chaque année par le MRNF de 1987 à 2022, mais le dard de sable n'a pas été détecté (A. Cook, MRNF, communication personnelle).

Baie Rondeau : À l'automne 2018, une pêche à la senne ciblée a été réalisée sur les plages d'Erieau et du parc provincial Rondeau; quatre dards de sable ont été collectés (plage : LT de 53 à 67 mm) (LeBaron *et al.* 2020). Des individus ont été détectés à différentes extrémités des limites du parc provincial Rondeau; un échantillonnage ciblé supplémentaire aiderait à résoudre la distribution et l'état dans la baie Rondeau.

Ruisseau Catfish : Le dard de sable a été détecté dans le ruisseau Catfish en 1922 et 1941. Un échantillonnage limité a été effectué dans cette zone, mais on pense que l'espèce a disparu de cette région.

Ruisseau Big Otter : Le dard de sable a été observé dans le passé dans les environs de Tillsonburg et près de Calton. Il n'a pas été détecté depuis 1955 et est considéré comme disparu. Un échantillonnage ciblé a eu lieu en 2008 et aucun individu n'a été détecté (Dextrase 2013). En 2018, un échantillonnage ciblé a été réalisé sur 52 sites à travers la répartition historique, mais aucun individu n'a été capturé (Barnucz *et al.* 2020). Une évaluation détaillée de l'habitat (y compris une analyse du substrat) a été réalisée en 2020 afin d'éclairer les efforts de réintroduction potentiels (Barnucz *et al.* 2022b).

Baie Long Point : Le dard de sable est présent dans la baie intérieure de la baie Long Point et dans le chenal latéral de l'île Second au sud de la pointe Pottohawk. La plupart des données sur le dard de sable proviennent du programme de chalutage du MRNF, avec un échantillonnage annuel de la station indicatrice de 1980 à 2022 (A. Bonsall, MRNF, communication personnelle). Le dard de sable a été capturé pour la dernière fois en 1996. Malgré les études annuelles, il reste de vastes zones d'habitat sableux approprié dans la baie Long Point, où un échantillonnage ciblé pourrait informer la distribution du dard de sable à la baie Long Point.

Ruisseau Big (comté de Norfolk) : Dans le ruisseau Big, le dard de sable est connu depuis la route 60 à Walsingham jusqu'au débouché dans le chenal à l'intérieur de la baie Long Point. Il y a été détecté pour la dernière fois en 2008 (Dextrase 2013); aucun échantillonnage approprié dans les habitats sablonneux n'a été réalisé au ruisseau Big depuis cette date. Un échantillonnage ciblé permettrait de déterminer l'état actuel de l'espèce.

Rivière Grand : Dans la rivière Grand, le dard de sable est connu depuis le barrage Wilkes à Brantford jusqu'à environ 10 km en aval de Cayuga. En 2010, 149 individus ont été capturés (Ginson *et al.* 2015). Il a été détecté durant des activités de chalutage en 2010 ($n = 411$), 2011 ($n = 615$), 2013 ($n = 502$), 2015 ($n = 1$), 2016 ($n = 56$), et pendant des opérations de pêche à la senne en 2018 ($n = 60$) ([Base de données sur la biodiversité des poissons](#)). Il a également été détecté en 2014 ($n = 151$), 2015 ($n = 164$) et 2016 ($n = 41$) (MRNF, données non publiées). En 2019, il a été détecté lors de travaux d'échantillonnage ciblé au chalut ($n = 66$) et à la senne ($n = 455$) (Gáspárdy *et al.* 2021). En 2022, le dard de sable a été ciblé dans des habitats contenant des substrats de sable et de gravier fin selon un plan aléatoire stratifié afin d'élaborer

des indices d'abondance de la population. Au total, 610 individus d'une longueur totale comprise entre 27 et 67 mm ont été capturés à la senne (Gáspárdy *et al.* 2025). La densité moyenne observée dans les sites a été estimée à 0,075 poissons/100 m² dans le tronçon Brantford et à 0,019 poisson/100 m² dans le tronçon Caledonia (Lamothe *et al.* 2026). La probabilité de détection du dard de sable dans la rivière Grand a été estimée à 52 % (IC à 95 % : 35,4-66,8 %) en utilisant le plan d'échantillonnage aléatoire stratifié, mais diminuait avec l'augmentation de la largeur et de la vitesse de la rivière (annexe 2).

UD du lac West

Lac West, lac Ontario_: Le dard de sable a été découvert pour la première fois dans le lac West en 2013. La plupart des détections ont eu lieu le long de la limite du parc provincial Sandbanks (Reid et Dextrase 2014). Neuf individus ont été capturés à la senne en juin, et l'échantillonnage ultérieur en septembre a donné 866 individus. En 2014, 318 individus supplémentaires ont été détectés, d'une LT comprise entre 20 à 69 mm, et 45 autres en 2015 (Reid et Dextrase 2014, LeBaron *et al.* 2020). D'autres plages de sable le long de la rive nord du lac Ontario ont été ciblées en 2009, et de 2013 à 2015 (notamment : North Beach, Presquile, Sandbanks et baie Wellers) mais le dard de sable n'a été détecté qu'au lac West (LeBaron *et al.* 2020). Une étude basée sur l'ADN environnemental (ADNe) a été entreprise dans le lac West et le long d'une zone d'habitat similaire dans la baie Wellers; l'ADN du dard de sable a été détecté dans le lac West, mais pas dans la baie Wellers (Reid et Haxton 2020). Un échantillonnage exploratoire supplémentaire dans les habitats de plage du lac Ontario pourrait révéler d'autres localités occupées. Le lac West représente la seule population du bassin versant du lac Ontario. La densité moyenne observée sur les sites était de 3,6 poissons/site avec les sennes avec poche et de 16,1 poissons/site avec les sennes de plage (annexe 2).

Évaluation de l'état de la population

Pour évaluer l'état de la population de dard de sable en Ontario, chaque population a été classée en fonction de son abondance (indice d'abondance relative) et de sa trajectoire (trajectoire de la population) (tableau 5). L'évaluation révisée de l'état de la population est destinée à remplacer l'évaluation précédente (Bouvier et Mandrak 2010). L'indice d'abondance relative a été attribué comme suit : disparu, faible, moyen, élevé ou inconnu. Les paramètres d'échantillonnage, comme l'engin utilisé, la zone échantillonnée, l'effort d'échantillonnage et la question de savoir si l'étude visait le dard de sable, ont été pris en compte. Le nombre de dards de sable capturés au cours de chaque période d'échantillonnage (tableau 1) et les estimations de la zone occupée (tableau 11) ont ensuite été pris en compte lors de l'attribution de l'indice d'abondance relative. L'indice d'abondance relative est un paramètre relatif en ce sens que les valeurs attribuées à chaque population sont relatives à la population la plus abondante. Dans le cas de l'UD du sud-ouest de l'Ontario, on a attribué à toutes les populations un indice d'abondance par rapport à la rivière Grand, qui est considérée comme la plus grande population (Lamothe *et al.* 2026). L'UD du lac West ne compte qu'une seule population, de sorte qu'il est impossible de faire une évaluation relative; toutefois, la densité est semblable à celle de la partie amont de la rivière Grand et l'aire occupée estimée est semblable (tableau 11), ce qui laisse entendre qu'elle devrait avoir le même indice d'abondance relative que la rivière Grand. La trajectoire de la population a été évaluée comme étant en baisse, stable, en augmentation ou inconnue pour chaque population, sur la base des meilleures données disponibles concernant la trajectoire actuelle de la population. Le nombre d'individus capturés au fil du temps pour chaque population a été pris en compte.

Tableau 5. Indice d'abondance relative et trajectoire de la population de dard de sable au Canada. La certitude a été associée à l'indice d'abondance relative et au classement de la trajectoire de la population et est répertoriée comme : 1 = analyse quantitative; 2 = captures par unité d'effort (CPUE) ou échantillonnage normalisé; 3 = avis d'expert. Il est à noter que lac West est une unité désignables (UD) distincte et qu'elle n'est pas évaluée par rapport aux populations du sud-ouest de l'Ontario.

Bassin hydrographique (UD)	Population	Indice d'abondance relative	Certitude	Trajectoire de la population	Certitude
Lac Huron (sud-ouest de l'Ontario)	Rivière Ausable	Population disparue	2	Population disparue	3
Lac Sainte-Claire (sud-ouest de l'Ontario)	Lac Sainte-Claire	Faible	2	Inconnue	3
	Rivière Sydenham	Faible	2	En baisse	2
	Rivière Thames	Moyen	1	Stable	2
Lac Érié (sud-ouest de l'Ontario)	Bassin occidental	Population présumée disparue	3	Inconnue	3
	Baie Rondeau	Faible	2	Inconnue	3
	Ruisseau Catfish	Population disparue	3	Population disparue	3
	Ruisseau Big Otter	Population disparue	2	Population disparue	3
	Baie Long Point	Inconnu	3	Inconnue	3
	Ruisseau Big	Inconnu	3	Inconnue	3
	Rivière Grand	Élevé	1	Stable	2
Lac Ontario (lac West)	Lac West	Élevé	2	Inconnue	3

L'indice d'abondance relative est « population présumée disparue » pour le bassin occidental du lac Érié, car aucun individu n'a été détecté depuis 1975, malgré un échantillonnage adéquat (Reid et Mandrak 2008, Yunker *et al.* 2009). Il n'y a pas de données sur le dard de sable dans la baie Long Point ou dans le ruisseau Big au cours de la période évaluée (malgré quelques échantillonnages dans la baie Long Point), ce qui entraîne une incertitude quant à son état. Bien qu'aucun échantillonnage répété et normalisé n'ait été effectué pour connaître les tendances dans le temps pour une population donnée, les rivières Grand et Thames ont donné lieu à des prises importantes et constantes de dard de sable, ce qui donne à penser que les trajectoires de la population sont probablement stables. Les captures de l'espèce ont diminué dans les stations indicatrices échantillonnées dans la rivière Sydenham au cours des 20 dernières années (Poos *et al.* 2008, SCRC, données non publiées).

Les valeurs de l'indice d'abondance relative et de la trajectoire de la population ont ensuite été combinées dans la matrice d'état de la population (tableau 6). Chaque état de la population est ensuite classé comme mauvais, moyen, bon, inconnu ou sans objet (s.o.) (tableau 7).

Tableau 6. La matrice de l'état de la population combine les classements de l'indice d'abondance relative et de la trajectoire de la population pour établir l'état de la population pour chaque population de dard de sable au Canada. L'état de la population qui en résulte est classé comme suit : population disparue, faible (rouge), passable (jaune), bon (vert) ou inconnu.

		Trajectoire de la population			
		En hausse	Stable	En baisse	Inconnue
Indice d'abondance relative	Faible	Faible	Faible	Faible	Faible
	Moyen	Passable	Passable	Faible	Faible
	Élevé	Bon	Bon	Passable	Passable
	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu
	Population disparue	Population disparue	Population disparue	Population disparue	Population disparue

Tableau 7. État de la population pour toutes les populations de dard de sable au Canada, résultant d'une analyse de l'indice d'abondance relative et de la trajectoire de la population. La certitude attribuée à chaque état de la population reflète le niveau de certitude le plus faible associé à l'un ou l'autre des paramètres initiaux (indice d'abondance relative ou trajectoire de la population). Mauvais = rouge, passable = jaune, bon = vert, UD = unités désignables.

Bassin hydrographique (UD)	Population	État de la population révisé (certitude)
Lac Huron (sud-ouest de l'Ontario)	Rivière Ausable	Population disparue (2)
Lac Sainte-Claire (sud-ouest de l'Ontario)	Lac Sainte-Claire	Mauvais (3)
	Rivière Sydenham	Mauvais (3)
	Rivière Thames	Passable (2)
Lac Érié (sud-ouest de l'Ontario)	Bassin occidental	Population présumée disparue (3)
	Baie Rondeau	Mauvais (3)
	Ruisseau Catfish	Population disparue (3)
	Ruisseau Big Otter	Population disparue (2)
	Baie Long Point	Inconnu (3)
	Ruisseau Big	Inconnu (3)
	Rivière Grand	Bon (2)
Lac Ontario (lac West)	Lac West	Bon (2)

Élément 3 : Estimer les paramètres actuels ou récents du cycle biologique du dard de sable (UD du sud-ouest de l'Ontario et du lac West)

Les paramètres du cycle de vie du dard de sable ont été estimés pour le modèle de population présenté à l'annexe 1 et sont résumés dans le tableau 8. Ces paramètres sont dérivés des populations de l'UD du sud-ouest de l'Ontario. Les paramètres du cycle biologique n'ont pas été mesurés ou estimés pour l'UD du lac West, de sorte que l'on suppose ici qu'ils sont applicables aux deux UD. Ils sont destinés à remplacer les paramètres du cycle biologique et la

modélisation de la population de l'UD du sud-ouest de l'Ontario présenté dans Finch *et al.* (2011) grâce à de nouvelles données et approches de modélisation.

De nombreuses caractéristiques du cycle de vie du dard de sable dans le sud-ouest de l'Ontario demeurent inconnues. Par exemple, la longévité (T_{max}) peut correspondre à l'âge 3 (Finch *et al.* 2013) ou l'âge 4 (Drake *et al.* 2008), et l'âge à la maturité (T_{mat}) a été observé à l'âge 1 ou l'âge 2 à travers les populations (Finch *et al.* 2013). La taille de la ponte est comprise entre 56 et 71,5 œufs, et le nombre de pontes est compris entre 1 et 3 par année (COSEPAC 2009, Finch *et al.* 2013). Les incertitudes ont été représentées dans les modèles de population à l'aide de distributions de probabilités afin de saisir l'éventail de la plage des valeurs possibles pour l'espèce. Les variables incorporées dans les modèles de population en tant que distributions comprennent la longévité (T_{max}), l'âge à la maturité (T_{mat}), le taux de survie à l'âge 1 (σ_{1+}), la taille de la ponte (f), le nombre de pontes par année (C), le coefficient de variation de la taille de la ponte (CV_f) et le taux de croissance maximal de la population (λ_{max} ; Tableau 8).

Tableau 8. Valeurs des paramètres incorporés dans le modèle matriciel de population pour le dard de sable (voir l'annexe 1 pour les méthodes complètes). Les paramètres fixes ont été maintenus constants d'un cycle à l'autre et les paramètres incertains ont été échantillonnés de manière aléatoire à partir de la distribution spécifiée.

Paramètres	Définition	Valeur
T_{max}	Longévité	$Unif(3, 4)$
T_{mat}	Âge à maturité	$Unif(1, 2)$
σ_{1+}	Taux de survie âge 1+	$Beta(15,88, 25,26)$
σ_0	Taux de survie âge 0	Résolu pour
CV_σ	Coefficient de variation du taux de survie	0,2
f	Taille de la ponte	$Gamma(55,7, 0,91)$
C	Nombre de pontes par année	$Unif(1, 2, 3)$
CV_f	Coefficient de variation de la taille de la ponte	$Unif(0,05, 0,15)$
φ	Rapport des sexes à la naissance	0,5
ρ_i	Proportion d'individus matures à l'âge 1	0,91, 1, 1, 1
Pr_{cat}	Probabilité d'un événement catastrophique	$Unif(0,05, 0,20)$
λ_{max}	Taux de croissance maximal de la population	$Unif(1,56, 2,69)$

Besoins en matière d'habitat et de résidence

Élément 4 : Décrire les propriétés de l'habitat nécessaires au bon déroulement de toutes les étapes du cycle biologique (UD du sud-ouest de l'Ontario et du lac West). Décrire les fonctions, les caractéristiques et les paramètres de l'habitat et quantifier la variation des fonctions biologiques qu'assurent les composantes de l'habitat selon l'état ou l'étendue de l'habitat, y compris les limites de la capacité biotique, le cas échéant.

Le dard de sable occupe des zones avec un substrat de sable et de gravier fin dans les ruisseaux ou les rivières près des zones de dépôt, ou des bancs sablonneux dans les lacs et les baies. On considère la présence de sable et de gravier fin comme la variable d'habitat la plus importante (Daniels 1993, Dextrase *et al.* 2014); toutefois, les classes de taille spécifiques du sable semblent moins importantes. Lors d'une expérience en laboratoire, le dard de sable a choisi de préférence les sables à grains fins, moyens et grossiers plutôt que les sables très grossiers (Thompson *et al.* 2017). Les descriptions d'habitat par stade de vie présentées dans

Bouvier et Mandrak (2010) sont toujours considérées comme valables; cependant, de nouvelles données sont résumées ci-dessous pour compléter ces descriptions d'habitat.

Larves et jeunes de l'année

En 2017, une étude sur les larves de poisson a été entreprise dans la rivière Sydenham à l'aide de filets dérivants du 19 avril au 2 août (Gáspárdy *et al.* 2026). Au total, 597 filets dérivants ont été posés pendant 25 jours d'échantillonnage à Florence, ce qui a permis de récolter plus de 13 000 larves de poisson. Il s'agissait d'une étude à l'échelle de la communauté qui ne ciblait pas l'habitat de fraie du dard de. Toutes les larves de poisson ont été mesurées, pesées et identifiées visuellement ou envoyées pour analyse génétique afin de confirmer l'identification des espèces individuelles. Un total de 16 larves de dard de sable ont été détectées dans 16 filets dérivants au cours de 11 jours d'échantillonnage entre le 8 juin et le 26 juillet. Lors des visites d'échantillonnage au cours desquelles des larves de dard de sable ont été détectées, la température moyenne de l'air était de 26,2 °C, la température moyenne de l'eau était de 23,7 °C, la conductivité moyenne était de 599,2 µS/cm, le pH moyen était de 8,18, la clarté moyenne de l'eau était de 0,21 m et la turbidité moyenne était de 41,43 uTN (tableau 9). La température moyenne journalière de l'eau était de 18,81 le premier jour où les larves de dard de sable ont été détectées et de 22,41 °C le dernier jour où elles ont été détectées. Il n'y avait pas de macrophytes aquatiques dans le radier où les filets dérivants ont été posés, et le type de substrat dominant dans le radier était constitué de blocs et de galets. La longueur moyenne des larves de dard de sable était de 8,1 mm (plage : 4,1 à 19,1 mm). Deux œufs collectés à Florence le 15 juin ont été confirmés comme étant des dards de sable. Des échantillons de larves en vrac ont également été collectés dans des filets dérivants ailleurs dans la rivière Sydenham au cours de cette période. Le dard de sable était présent dans trois filets dérivants posés à Alvinston (12 juillet, 18 juillet et 1^{er} août) et dans quatre filets dérivants posés à Oil Springs (6 juin, 5 juillet, 11 juillet et 19 juillet); on suppose qu'il s'agit de larves d'après le type d'engin utilisé.

Il y a peu de nouvelles données concernant l'utilisation de l'habitat par les jeunes de l'année (JA) du dard de sable. Dextrase (2013) a constaté que les JA et les adultes occupaient généralement les mêmes habitats dans la rivière Thames, et que les JA pourraient être plus tolérants à la vase que les adultes.

Tableau 9. Moyenne et (plage) des paramètres de l'habitat mesurés sur les sites où la larve de dard de sable était présente dans l'échantillon, et sur les sites sans dard de sable, où un échantillonnage des larves a été effectué sur la rivière Sydenham en 2017 (Gáspárdy et al. 2026).

Paramètre de l'habitat	DS présents	Tous les autres sites
Température de l'air (°C)	25,07 (14,32 à 30,65)	22,17 (12,1 à 36,14)
Température de l'eau (°C)	23,14 (17,60 à 27,22)	19,91 (11,96 à 26,67)
Conductivité (µS/cm)	600,66 (544,40 à 657,00)	566,91 (425,98 à 673,88)
Oxygène Dissous (mg/L)	7,64 (6,25 à 11,90)	8,56 (5,83 à 11,38)
Turbidité (uTN)	41,54 (19,34 à 111,44)	34,48 (11,51 à 125,98)
pH	8,22 (8,03 à 8,55)	8,22 (7,99 à 8,44)
Clarté de l'eau (m)	0,20 (0,12 à 0,31)	0,24 (0,07 à 0,44)

Adulte

Des études récentes ont corroboré les descriptions antérieures de l'habitat du dard de sable adulte. La présence de substrats sableux reste la variable d'habitat la plus importante pour cette espèce, mais les classes de taille spécifiques du sable semblent moins importantes (Thompson *et al.* 2017, 2018). On ne sait toujours pas dans quelle mesure le débit joue un rôle dans la sélection de l'habitat du dard de sable, car l'espèce a été observée dans des systèmes lentiques et lotiques présentant des régimes de débit variables. Thompson *et al.* (2018) ont trouvé le dard de sable dans la rivière Elk, Virginie-Occidentale dans des habitats de sable le long d'un gradient de conditions d'écoulement allant de barres de méandre plus rapides à des baies peu profondes sans écoulement, avec une vitesse moyenne de l'eau allant de 0,00 à 0,78 m/s. On pense que le débit peut jouer un rôle plus important dans les systèmes plus turbides pour empêcher les sédiments en suspension de se déposer tant que le sable et le gravier fin sont retenus (Poos *et al.* 2010). De même, la relation de l'espèce avec la profondeur est également variable. On le trouve généralement à des profondeurs inférieures à 1,5 m, mais ce résultat est probablement influencé par l'engin d'échantillonnage et les profondeurs disponibles, car il a été détecté jusqu'à 14 m (Scott et Crossman 1973, Ricard *et al.* 2018, COSEPAC 2022). Raab *et al.* (2018) ont généralement capturé le dard de sable dans les zones chalutées plus profondes et plus lentes de la rivière Grand. L'espèce préfère généralement les eaux claires, mais sa présence est persistante dans les zones turbides (plage de 1,14 à 346,61 uTN sur les sites où elle a été détectée dans la rivière Thames, un système à forte turbidité [[Base de données sur la biodiversité des poissons](#)]). La présence du dard de sable a diminué avec le couvert végétal aquatique au Québec (Ricard *et al.* 2018), et les sites où il a été détecté dans le sud-ouest de l'Ontario présentaient une moyenne de 97,7 % d'eau libre (c.-à-d. sans végétation aquatique). Dextrase *et al.* (2014) ont constaté que les paramètres de l'habitat à l'échelle du site étaient plus importants que les paramètres à l'échelle de l'étendue ou du bassin versant, mais ont noté que l'abondance était plus importante dans les passages amont des rivières Grand et Thames (où la clarté de l'eau était également plus importante). En revanche, la probabilité d'occurrence du dard de sable augmente avec la zone de drainage en amont dans la rivière Elk, en Virginie-Occidentale (Thompson *et al.* 2018).

Lamothe *et al.* (2019) ont constaté que la probabilité d'occupation du dard de sable augmentait avec la clarté, la profondeur et la vitesse de l'eau dans la rivière Grand. Les modèles à N mixte décrits à l'annexe 2 suggèrent que l'abondance à l'échelle du site dans la rivière Grand avait tendance à être plus importante dans les sites qui avaient de plus grandes proportions de sable ou de gravier et était plus faible dans les sites plus turbides (figure A2.2). Les estimations de l'abondance moyenne correspondent à des sites dont le pourcentage moyen de sable et de gravier est de 82,7 % (plage : 50 à 100 %) et une turbidité moyenne de 7,27 uTN (plage : 1,1 à 47,03 uTN) dans les sites échantillonnés. De même, dans la rivière Thames, l'abondance moyenne était plus élevée sur les sites dont le substrat présentait des proportions plus élevées de sable ou de gravier et une plus grande clarté d'eau (figure A2.5). La qualité du site était plus faible dans la rivière Thames que dans la rivière Grand, avec un pourcentage moyen de sable ou de gravier de 45,6 % (plage : 0 à 100 %) et une clarté moyenne de l'eau de 26,7 cm (plage : 2,5 à 94,0 cm).

Dans le lac West, le dard de sable a été échantillonné en septembre 2013, 2014 et 2015 et a été détecté dans 79 des 175 sites étudiés (LeBaron *et al.* 2020). Sur les sites où le dard de sable a été capturé, la température moyenne de l'eau était de 18,8 °C (plage : 12,8 à 26,2 °C), la conductivité moyenne était de 278 µs/cm (plage : 257 à 308 µs/cm), et la profondeur maximale moyenne était de 0,70 m (plage : 0,34 à 1,29 m). Le substrat des sites occupés était composé principalement de sable (moyenne : 98,6 %), le 1,4 % restant étant composé de

sédiments à grains fins. Sur l'ensemble des sites échantillonnés dans le lac West, c'est le fouille-roche zébré (*Percina caprodes*) qui présente l'abondance relative moyenne la plus élevée (27,7 %), suivi du gobie à taches noires (27,0 %) et du dard de sable (17,5 %) (LeBaron *et al.* 2020). La modélisation basée sur l'occupation réalisée par Reid et Dextrase (2017) n'a pas trouvé de relations fortes entre l'occupation des sites par le dard de sable et les variables de l'habitat (à l'exception de la profondeur dans certaines circonstances) dans le lac West, ce qui est probablement lié à la conception de l'étude ciblant l'habitat supposé adéquat. Un modèle à N mixte du lac West a révélé que la densité était plus élevée dans les sites ayant le pourcentage le plus élevé de sable et à des profondeurs plus importantes, bien que cette relation ne soit pas linéaire (figure A2.3).

Fonctions, caractéristiques et paramètres de l'habitat

Une description des fonctions, des caractéristiques et des paramètres associés à l'habitat du dard de sable en Ontario figure au tableau 10. L'habitat requis pour chaque stade de vie a été affecté à une fonction du cycle de vie qui correspond à une exigence biologique du dard de sable. En plus de la fonction du cycle de vie, une caractéristique de l'habitat a été attribuée à chaque stade de vie. Un élément est considéré comme la composante structurelle de l'habitat nécessaire à l'espèce. Les paramètres de l'habitat ont également été fournis; il s'agit de composantes mesurables décrivant la manière dont les caractéristiques de l'habitat soutiennent la fonction du cycle biologique pour chaque stade de vie. Les fonctions, caractéristiques et paramètres de l'habitat décrits dans le tableau 10 ont été adaptés du programme de rétablissement du dard de sable en Ontario (MPO 2012) et complétés par des données supplémentaires et récentes afin d'orienter toute identification future de l'habitat essentiel de cette espèce.

Tableau 10. Résumé des fonctions, caractéristiques et paramètres essentiels de l'habitat pour chaque stade de vie du dard de sable au Canada. Les paramètres de l'habitat proviennent de la littérature publiée (voir Bouvier et Mandrak 2010) et de ceux enregistrés lors d'échantillonnages récents (2010-2022, mai à octobre) ([Base de données sur la biodiversité des poissons](#)) ont été utilisés pour identifier l'habitat essentiel (MPO 2012, MPO 2017).

Stade de vie	Fonctions de l'habitat	Caractéristiques	Paramètres		
			Littérature scientifique	Fiches d'événements récents	Identification de l'habitat essentiel
De la fraie à l'éclosion (probablement d'avril à juillet en Ontario)	- Fraie - Alevinage	- Tronçons de ruisseaux et de rivières avec un substrat de sable - Bancs, barres et plages de sable - Fosses et baies peu profondes dans les lacs	Non observé dans la nature	Œufs détectés lorsque la température moyenne de l'eau était de 24,5 °C dans la rivière Sydenham	- Courant modéré ou action des vagues - Mélange de sable et de gravier fin (p. ex. 0,06 à 8,0 mm) - Substrats bien oxygénés - Peu ou pas de végétation aquatique - Températures de l'eau chaudes et stables (en Ontario, on pense généralement que la fraie a lieu entre 18,8 et 25,5 °C, mais des températures comprises entre 14,5 et 25,5 °C ont été signalées ailleurs dans son aire de répartition)
Jeune de l'année (de l'éclosion à la fin de la première année)	- Alimentation - Couverture (comportement de fouisseur)	- Passages de ruisseaux et de rivières avec un substrat de sable - Bancs, barres et plages de sable - Fosses et baies peu profondes dans les lacs	Identique à l'habitat des adultes	- Larves détectées lorsque la température moyenne de l'eau était de 17,6 à 27,22 °C dans la rivière Sydenham - Identique à l'habitat des adultes	Des juvéniles ont été capturés dans le même habitat que les adultes

Stade de vie	Fonctions de l'habitat	Caractéristiques	Paramètres		
			Littérature scientifique	Fiches d'événements récents	Identification de l'habitat essentiel
Adulte (probablement d'âge 1+)	- Alimentation - Couverture (comportement de fouisseur)	- Passages de ruisseaux et de rivières avec un substrat de sable - Bancs, barres et plages de sable - Fosses et baies peu profondes dans les lacs	- Substrats de sable et de gravier fin (0,063 à 8,0 mm) (Dextrase 2013, Thompson <i>et al.</i> 2017, 2018). - Suffisamment d'oxygène dissous (> 1,14 mg/L; Firth <i>et al.</i> 2023) - Températures estivales de l'eau < 37 °C et idéalement < 33,4 °C (Firth <i>et al.</i> 2021a) - Eau généralement claire (Dextrase 2013)	Rivières : - Qualité de l'eau - Température moyenne de l'eau en été : 24,5 °C et température moyenne de l'eau en automne : 13,1 °C (plage : 8,75 à 30,10 °C); conductivité moyenne 698,07 µs/cm (plage : 202 à 1 132 µs/cm); oxygène dissous moyen : 8,55 mg/L (plage : 1,10 à 13,57 mg/L); profondeur moyenne de Secchi : 0,28 m (plage : 0,06 à 0,98); turbidité moyenne : 40,45 uTN (plage : 1,14 à 346,61 uTN) - Substrat – composition moyenne en pourcentage – sable : 55,5 %; gravier : 26,2 %; galets 16,9 %; limon : 4,6 % - Profondeur moyenne : 1,6 m (plage : 0,16 à 4,50 m); vitesse moyenne de l'eau : 0,30 m/s (plage : 0,0 à 1,36 m/s) Lac West (LeBaron <i>et al.</i> 2020) : - Qualité de l'eau – température moyenne de l'eau en été : 18,8 °C (plage : 12,8 à 26,2 °C); conductivité moyenne : 278 µs/ms (plage : 257 à 308 µs/ms); profondeur maximale moyenne : 0,70 m (plage : 0,34 à 1,29 m); - Substrat – composition moyenne en pourcentage – sable : 98,6 %; fines : 1,4 % (LeBaron <i>et al.</i> 2020)	- Courant lent à modéré ou action des vagues (contribuant aux aires de sédimentation) - Sable ou gravier fin (p. ex. 0,06 à 8,0 mm) avec un minimum de fines (< 0,06 mm) - Peu ou pas de végétation aquatique - Suffisamment de chironomes, cladocères, ostracodes, oligochètes et éphéméroptères - Eaux claires ou turbides

Élément 5 : Fournir des renseignements sur l'étendue spatiale des zones de l'aire de répartition du dard de sable qui sont susceptibles de présenter ces propriétés de l'habitat (UD du sud-ouest de l'Ontario et du lac West).

L'étendue spatiale des zones susceptibles de contenir les propriétés d'habitat requises par le dard de sable n'a pas été explicitement quantifiée, mais on en a fait une approximation pour chaque zone occupée dans l'UD du sud-ouest de l'Ontario et l'UD du lac West (tableau 11). Mandrak et ses collaborateurs (2014) ont élaboré un cadre conceptuel pour la délimitation de l'habitat essentiel des poissons inscrits sur la liste de la LEP en se basant sur les exigences fonctionnelles de l'habitat pour chaque stade de la vie. Les estimations de la taille de l'aire de répartition de chaque population ont été réalisées sur la base des données disponibles concernant la taille et la forme des masses d'eau, ainsi que des relevés d'occurrences. Les estimations de la zone occupée pour chaque population de l'UD du sud-ouest de l'Ontario et de l'UD du lac West sont présentées dans le tableau 11. Il est probable que la totalité des zones indiquées dans le tableau 11 ne soit pas un habitat approprié et que l'espèce utilise d'autres habitats pour accomplir son cycle de vie au-delà de ces zones.

L'habitat essentiel de l'UD du sud-ouest de l'Ontario a été identifié dans les rivières Sydenham, Thames et Grand, ainsi que dans le ruisseau Big (comté de Norfolk) et la baie Long Point (MPO 2012, 2017). L'étendue spatiale des propriétés de l'habitat susceptibles d'abriter le dard de sable dans le lac West est l'extrémité sud du lac, de l'île Sheba jusqu'à la barrière de Sandbanks adjacente au lac Ontario.

Tableau 11. L'estimation de la surface occupée a été générée grossièrement sur la base des méthodes de Mandrak et al. (2014), ou Lamothe et al. (2026) là où c'est indiqué; noter qu'il est peu probable que l'ensemble de la zone comprenne un habitat approprié et occupé. UD = unités désignables.

Bassin hydrographique (UD)	Population	Estimation de la surface occupée (m ²)	Méthode utilisée
Lac Huron (sud-ouest de l'Ontario)	Rivière Au Sable	0	S.O. (disparu)
Lac Sainte-Claire (sud-ouest de l'Ontario)	Lac Sainte-Claire	1) 378 140 421 2) 704 609 441	1) polygone convexe 2) masse d'eau entière
	Rivière Sydenham	3 909 120	polygone convexe (tronçons continus du réseau de données hydrologiques de l'Ontario [RHO] – cours d'eau)
	Rivière Thames	5 890 400	Lamothe <i>et al.</i> 2026
Lac Érié (sud-ouest de l'Ontario)	Bassin occidental	85 018 942	polygone convexe
	Baie Rondeau	1) 4 182 876 2) 7 091 664	1) polygone convexe 2) (polygone convexe étendu à l'ensemble de la rive du parc provincial)
	Ruisseau Catfish	0	S.O. (disparu)
	Ruisseau Big Otter	0	S.O. (disparu)
	Baie Long Point	343 719 284	masse d'eau entière
	Ruisseau Big	159 821	polygone convexe (tronçons continus du RHO)
	Rivière Grand	9 639 261	Lamothe <i>et al.</i> 2026
Lac Ontario (lac West)	Lac West	1) 5 083 265 2) 19 036 784	1) polygone convexe 2) masse d'eau entière

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

Il y a plusieurs grands barrages et structures qui limitent probablement les déplacements du dard de sable. Sur la rivière Grand, le dard de sable n'est pas connu en amont du barrage de Wilkes à Brantford ou en aval du barrage de Dunnville, et le barrage de Caledonia perturbe sa distribution. Dextrase (2013) a constaté que l'occupation des zones inondables par le dard de sable était réduite sur environ 25 km en amont des barrages de Caledonia et de Dunnville, probablement en raison du dépôt de sédiments fins, et que la distance en amont des barrages était positivement associée à l'occupation des sites dans ce système (figure 6). Le lac Sainte-Claire pourrait constituer une barrière étant donné la petite taille du dard de sable; cependant, de nombreuses détections dans la partie orientale du lac, associées à des preuves génétiques récentes qui suggèrent qu'il pourrait y avoir un mélange des populations de Sydenham et de la rivière Thames, indiquent qu'il pourrait ne pas constituer une barrière pour l'espèce.

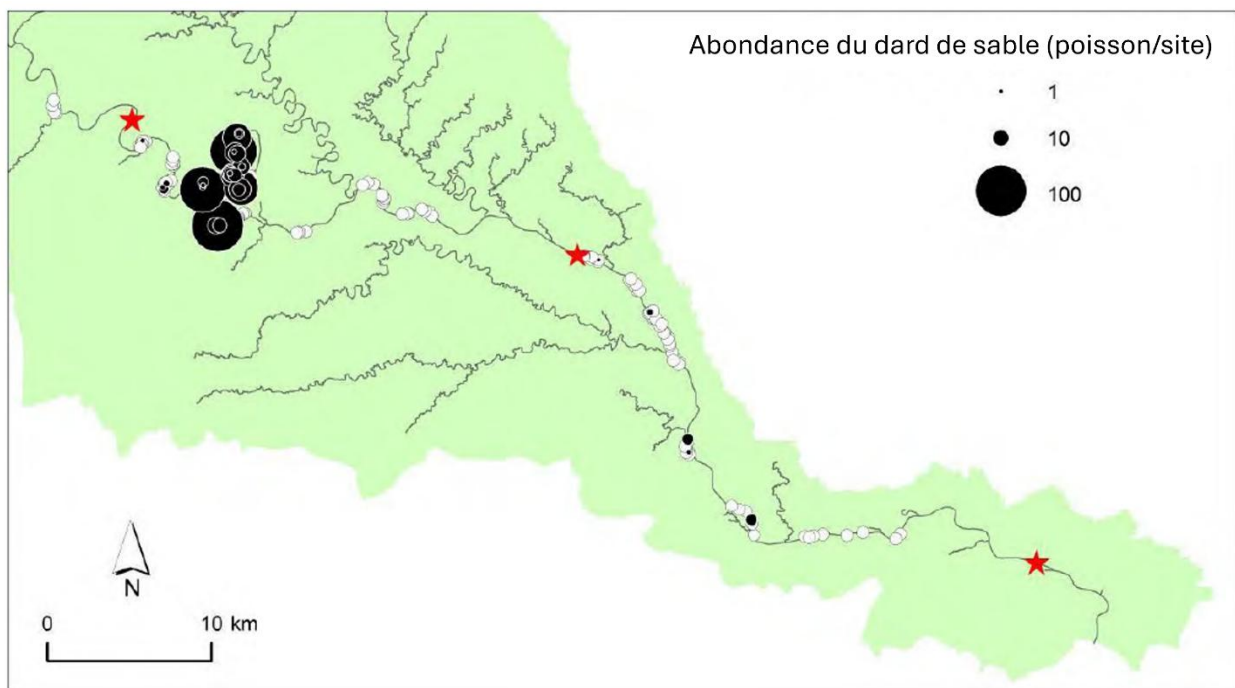


Figure 6. Variation longitudinale de l'occupation et de l'abondance relative du dard de sable pour les sites du bassin versant inférieur de la rivière Grand – les cercles noirs représentent l'abondance relative du dard de sable détecté, les cercles blancs représentent les sites d'échantillonnage, les étoiles représentent les barrages du cours principal. Figure reproduite avec l'autorisation de Dextrase (2013).

L'UD du lac West est probablement limitée à l'intérieur du lac lui-même en raison des eaux plus froides du lac Ontario. Les populations les plus proches se trouvent à environ 200 km, soit dans la rivière aux Saumons (UD du Québec), soit dans la rivière Grand (UD du sud-ouest de l'Ontario); il n'y a pas évidence de mélange récent de la population du lac West avec d'autres populations de dard de sable au Québec, dans le sud-ouest de l'Ontario ou dans le bassin hydrographique de la rivière Ohio aux États-Unis (Walter *et al.* 2022).

Élément 7 : Évaluer dans quelle mesure la notion de résidence s'applique au dard de sable et, le cas échéant, décrire la résidence de celui-ci.

La LEP définit la résidence comme étant un « gîte — terrier, nid ou autre aire ou lieu semblable — occupé ou habituellement occupé par un ou plusieurs individus pendant tout ou partie de leur vie, notamment pendant la reproduction, l'élevage, les haltes migratoires, l'hivernage, l'alimentation ou l'hibernation ». La résidence est interprétée par le MPO comme étant construite, créée ou au moins modifiée par l'organisme. Dans le contexte de la description narrative ci-dessus des exigences en matière d'habitat pour chaque stade larvaire, juvénile et adulte, le dard de sable ne construit pas de résidences au cours de son cycle de vie.

Menaces et facteurs limitatifs pouvant nuire à la survie et au rétablissement

Élément 8 : Évaluer et classer par ordre d'importance les menaces pesant sur la survie et le rétablissement du dard de sable (UD du sud-ouest de l'Ontario et du lac West)

L'envasement et la sédimentation des cours d'eau sont considérés comme la plus grande menace pour le dard de sable dans toute son aire de répartition. Les plus grandes menaces qui pèsent sur l'UD du sud-ouest de l'Ontario sont principalement liées au développement agricole et urbain (p. ex. augmentation de la turbidité et de l'envasement des cours d'eau, charge en nutriments, contaminants et substances toxiques); aux modifications physiques sous forme de barrières ou d'altération du littoral (modification des régimes d'écoulement et de transport des sédiments, obstacles aux déplacements); aux espèces aquatiques envahissantes (gobie à taches noires) et aux changements climatiques (températures extrêmes et sécheresses) (COSEPAC 2009, 2022, Bouvier et Mandrak 2010). La capture accessoire par les pêcheurs de poissons-appâts a déjà été identifiée comme une menace possible dans le sud-ouest de l'Ontario, mais les analyses de la récolte de poissons-appâts semblent indiquer que cette activité pose peu de menaces pour le dard de sable en Ontario (Drake et Mandrak 2014, COSEPAC 2022). Les menaces qui pèsent sur l'UD du lac West proviendraient d'espèces aquatiques envahissantes, en particulier du gobie à taches noires.

Les menaces sont décrites en détail pour l'UD du sud-ouest de l'Ontario dans les documents existants (COSEPAC 2009, 2022, Bouvier et Mandrak 2010), le compte rendu le plus récent et le plus complet pour les deux UD étant celui du COSEPAC (2022). En bref, l'envasement des cours d'eau entraîne une augmentation de la turbidité, ce qui est susceptible d'entraver le succès de la recherche de nourriture pour le dard de sable (style d'alimentation en embuscade), et les sédiments fins qui se déposent peuvent réduire l'oxygène disponible à l'interface du substrat, qui est important pour le développement et la survie des œufs, pour la croissance des juvéniles et pour les adultes pendant les périodes de fouissage (Drake *et al.* 2008, Finch 2009). La pollution et les substances toxiques peuvent avoir un effet négatif direct sur la croissance ou la reproduction, mais peuvent également réduire l'approvisionnement en macroinvertébrés. Les modifications physiques, comme le redressement du chenal ou l'altération du littoral, peuvent entraîner des pics ou des creux de débit plus importants, modifier le substrat local ou entraîner des changements dans le transport des sédiments qui influencent la disponibilité de bancs de sable propres (COSEPAC 2009, 2022, Bouvier et Mandrak 2010). Les modifications physiques des terres environnantes qui entraînent une augmentation de la surface imperméable peuvent entraîner une augmentation du ruissellement et du transport terrestre de sédiments et d'autres polluants.

Le gobie à taches noires est un envahisseur benthique agressif qui s'est rapidement répandu dans les Grands Lacs et dans de nombreux affluents, y compris tous les affluents qui abritent le dard de sable. L'abondance du dard de sable a été corrélée négativement avec l'abondance du gobie à taches noires dans la rivière Grand (Raab *et al.* 2018), et on a observé une réduction du dard de sable qui coïncide avec la dispersion en amont du gobie à taches noires dans la rivière Sydenham (C. Paterson [SCRCA], communication personnelle). Le gobie à taches noires

peut entrer en compétition directe avec le dard de sable pour la nourriture et l'espace, mais il a également accru la compétition chez d'autres invertébrés benthiques (Poos *et al.* 2010, Firth *et al.* 2021b).

Des recherches supplémentaires sur les incidences du gobie à taches noires sur le dard de sable ont été réalisées depuis le COSEPAC (2022). L'échantillonnage des stations indicatrices dans la rivière Sydenham pour étudier l'expansion du gobie à taches noires a suggéré un déclin du dard de sable et une augmentation du gobie à taches noires entre 2016 et 2022 (SCRCA, données non publiées). Grâce à cet échantillonnage, le dard de sable a été capturé en 2016 ($n = 56$) et en 2020 ($n = 1$), et aucun n'a été capturé en 2021 ou 2022. Cependant, le gobie à taches noires a été capturé toutes les années : 2016 ($n = 356$), 2020 ($n = 196$), 2021 ($n = 233$) et 2022 ($n = 397$). Bien que cela représente un instantané dans le temps, le dard de sable était plus abondant sur ces sites avant 2016 d'après les comptes rendus historiques (Poos *et al.* 2008). Un échantillonnage ciblé du gobie à taches noires récemment réalisé dans la rivière Ausable et le ruisseau Big Otter a révélé que la capture par unité de surface (CPUS) du gobie à taches noires diminuait généralement en s'éloignant de l'embouchure de la rivière, tandis que la CPUS des dards augmentait généralement (McAllister *et al.* 2022). Le gobie à taches noires a montré une association modérément positive avec le fouille-roche zébré, le raseux-de-terre noir et le dard vert, et une association modérément négative avec le dard arc-en-ciel dans la rivière Ausable, et des associations modérément négatives avec le fouille-roche zébré et les espèces de percides à petit corps dans l'ensemble du ruisseau Big Otter. Firth *et al.* (2021b) ont constaté une augmentation du chevauchement des régimes alimentaires au sein de la communauté des poissons benthiques à la suite de l'invasion du gobie à taches noires dans la rivière Sydenham. Il y avait six chevauchements significatifs de régime avant l'invasion, et 20 après l'invasion, et un changement général vers des stratégies d'alimentation spécialisées. Les conséquences à long terme de ces chevauchements (p. ex. les effets sur la condition physique) sont incertaines. On a supposé que les incidences directes sur le dard de sable ont été minimales, probablement en raison de son alimentation relativement spécialisée sur les chironomes dans les habitats de sable; cependant, on s'attend à des incidences indirectes futures avec l'augmentation de l'abondance du gobie à taches noires (Firth *et al.* 2021b). Dans le lac West, le gobie à taches noires a été fréquemment capturé sur les mêmes sites que le dard de sable et était le petit poisson benthique le plus abondant, représentant 49,7 % de tous les poissons capturés (Reid et Dextrase 2017). Il a été détecté dans 57 à 96 % des traits de senne où un dard a été capturé, selon le type de senne.

Le dard de sable a été classé comme vulnérable ou très vulnérable aux effets des changements climatiques, principalement en raison de la présence de barrières naturelles ou artificielles et de la variabilité limitée des conditions thermiques et hydrologiques historiques (Hoving *et al.* 2013, Brinker *et al.* 2018). Bien que l'espèce fasse preuve de plasticité dans ses réponses thermiques, la différence relativement faible entre les températures estivales ambiantes des cours d'eau observées dans le sud-ouest de l'Ontario et sa TC_{max} suggère que l'espèce pourrait avoir une capacité limitée à supporter de nouvelles augmentations de température (Firth *et al.* 2021a). Les épisodes de sécheresse extrême associés aux changements climatiques peuvent conduire à l'exposition des bancs de sable ou au déplacement vers des habitats marginaux ou inadaptés (COSEPAC 2022). Les données de surveillance des eaux de surface de la province de l'Ontario laissent croire que la fréquence des conditions de sécheresse de niveau 2 a augmenté dans l'ensemble de l'aire de répartition du dard de sable entre 2001-2010 et 2011-2022 (figure 7); le niveau 2 indique que le débit du cours d'eau est de 50 à 70 % du niveau mensuel moyen historique le plus bas ([Programme d'intervention en matière de ressources en eau de l'Ontario](#), données non publiées). Les conditions de sécheresse sont également susceptibles d'entraîner de nouveaux prélèvements d'eau pour l'irrigation. D'autres

événements extrêmes, comme les inondations, augmentent également en fréquence et en gravité (p. ex. le lac West a connu deux inondations centennales au cours de la dernière décennie [M. Gunning, Quinte Conservation, communication personnelle]), ce qui peut entraîner des changements dans le nombre, la taille et l'emplacement des barres de sable à mesure que les matériaux du lit sont déplacés latéralement vers la plaine d'inondation et longitudinalement vers l'aval.

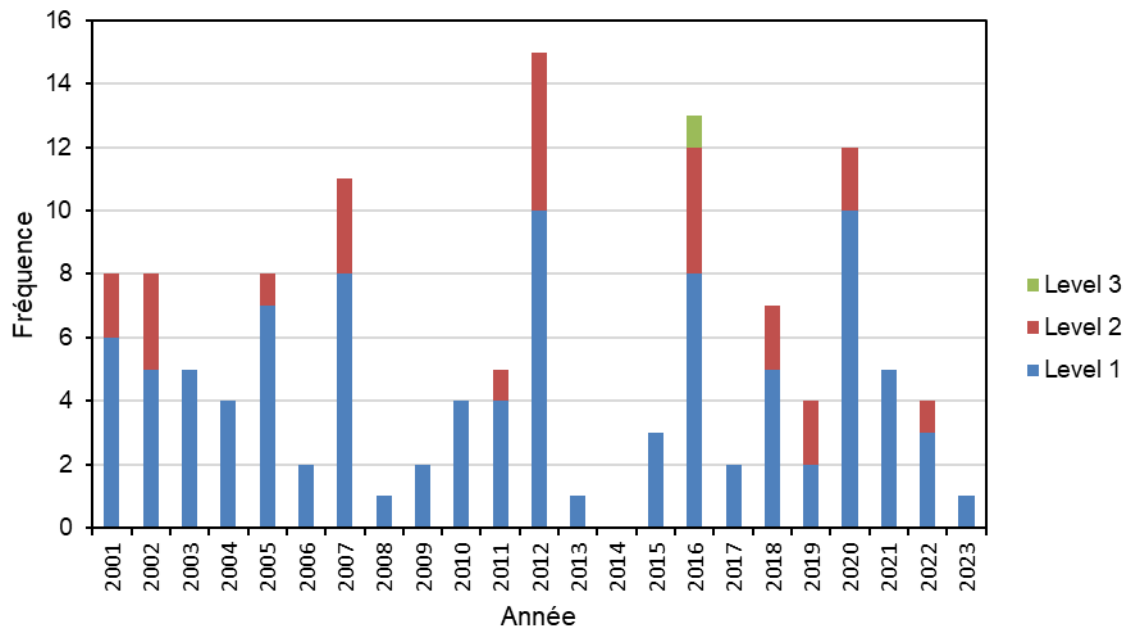


Figure 7. Fréquence des épisodes de sécheresse de niveau 1 (bleu), de niveau 2 (rouge) et de niveau 3 (vert) dans les sept offices de protection de la nature où le dard de sable est présent. Le nombre moyen d'épisodes de sécheresse de niveau 1 était de 4,40 pour la période 2001-2010 et de 4,42 pour la période 2011-2022, et le nombre moyen d'épisodes de sécheresse de niveau 2 était de 0,90 pour la période 2001-2010 et de 1,42 pour la période 2011-2022. On parle de niveau 1 lorsque le débit mensuel moyen est compris entre 70 et 100 % de la moyenne mensuelle historique la plus basse, de niveau 2 lorsqu'il est compris entre 50 et 70 % et de niveau 3 lorsqu'il est inférieur à 50 %.

Une autre menace pour le dard de sable, non décrite précédemment, concerne l'application de lampricides, dont le Bayluscide granulaire utilisé pour lutter contre la lamproie marine (*Petromyzon marinus*). Dans une analyse du risque relatif pour les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante, le risque des applications de Bayluscide en granulés pour le dard de sable a été jugé faible en raison du chevauchement spatial limité et de l'intensité des applications dans l'habitat connu, et d'un faible score de toxicité basé sur une espèce de substitution (perchaude *Perca flavescens*; Andrews *et al.* 2021). Toutefois, des mortalités d'autres espèces de dards (*Etheostoma nigrum* et *E. olmstedii*) ont été observées à la suite d'applications d'autres lampricides (Comité technique des pêches 1999), et les effets sur les espèces proies préférées peuvent avoir des répercussions sur le dard de sable (Schiff et Garnett 1961, Gilderhaus 1979, Andrews *et al.* 2021). Dans une analyse de la mortalité directe à le dard de sable à la suite des applications de Bayluscide en granulés, le degré d'incidence sur une population de dard de sable variait considérablement en fonction de la densité de l'espèce sur le site d'application et de la proportion de l'habitat disponible qui était effectivement occupée par l'espèce. Le scénario le plus pessimiste d'un déclin de 90 % de la population après 100 ans s'est produit lorsque la densité était faible (c.-à-d. environ 2,28 poissons/100 m²;

probablement dans la rivière Sydenham), qu'une petite proportion de l'habitat était occupée et que les applications avaient lieu chaque année (Smyth et Drake 2021). Les impacts potentiels des applications de Bayluscide en granulés concerne actuellement les rivières Sydenham et Thames, et éventuellement la baie Long Point et le ruisseau Big (comté de Norfolk) dans l'UD du sud-ouest de l'Ontario, mais elle pourrait devenir importante pour d'autres populations et pour l'UD du lac West si les applications s'étendent dans l'espace.

D'autres menaces pour le lac West peuvent être importantes, mais les données manquent pour évaluer en profondeur leur incidence sur le dard de sable (M. Gunning, Quinte Conservation, communication personnelle; COSEPAC 2022). On sait que des activités récréatives, notamment la natation et la navigation de plaisance, ont lieu le long des rives du parc provincial Sandbanks, d'où proviennent la plupart des données sur le dard de sable. Les nageurs et les usagers de la plage sont très nombreux pendant les mois d'été, et les plaisanciers amarrent leurs embarcations dans les habitats de sable le long de la plage. L'incidence de ces activités sur les poissons n'est pas connue, mais elle pourrait constituer une menace plus importante pour le dard de sable lorsque la fraie a lieu et que les œufs se développent dans le sable. On sait également que des travaux de dragage visant à maintenir les chenaux de navigation ont lieu entre le lac West et le lac Ontario, ce qui pourrait entraîner la mortalité et le déplacement d'individus. L'échelle spatiale de ces activités est probablement faible, mais les impacts ne sont pas connus. Les apports de nutriments provenant des fosses septiques et des cygnes tuberculés envahissants (*Cygnus olor*) peuvent avoir un effet négatif sur le dard de sable, mais l'ampleur de cette menace et le mécanisme d'impact ne sont pas bien compris. Enfin, plusieurs projets de construction de logements sont prévus sur la rive nord-ouest du lac West. Il est peu probable que ces activités aient une incidence directe sur le dard de sable, mais elles peuvent entraîner une augmentation des apports de sédiments et de contaminants découlant de la construction et de l'augmentation des surfaces imperméables et de la réduction des zones tampons végétalisées.

Bien que les menaces soient évaluées indépendamment ici, le dard de sable en Ontario (les deux UD) est confronté à de multiples menaces simultanées, qui interagissent probablement de manière complexe et selon le contexte. Les interactions entre les changements climatiques (en particulier la réduction des débits et de la température de l'eau), les espèces envahissantes, la sédimentation et d'autres polluants se sont révélées avoir des effets synergiques sur d'autres taxons aquatiques (Beermann *et al.* 2018, Luck et Ackerman 2022), mais les résultats chez les poissons peuvent dépendre du stade de vie et de la taxonomie, en plus du contexte environnemental (Lange *et al.* 2018).

Une évaluation des menaces a été réalisée pour chaque population de dard de sable en suivant les lignes directrices du MPO (2014). Tous les détails de l'évaluation des menaces et toutes les définitions figurent à l'annexe 3. Les cotes des menaces pour l'UD du sud-ouest de l'Ontario et l'UD du lac West sont présentées dans les tableaux 12 et 13, respectivement.

Tableau 12. Évaluation du niveau de menace pour toutes les populations de dard de sable dans l'UD du sud-ouest de l'Ontario, résultant d'une analyse de la probabilité d'occurrence de la menace et du niveau d'incidence de la menace. Le chiffre entre parenthèses correspond à la certitude causale associée à l'incidence de la menace (1 = très élevé; 2 = élevé; 3 = moyen; 4 = faible; 5 = très faible). Les textes en rouge indiquent les populations considérées comme disparues, mais qui pourraient faire l'objet d'efforts de réintroduction.

Catégorie de menace	Sous-catégorie	Détails	Rivière Ausable	Lac Sainte-Claire	Rivière Sydenham	Rivière Thames	Bassin occidental	Baie Rondeau	Ruisseau Big Otter	Ruisseau Big (comté de Norfolk)	Baie Long Point	Rivière Grand
Modifications des systèmes naturels	Barrages et gestion/utilisation de l'eau	Dépôt de fines en amont des barrages et réduction du débit en aval	Inconnu (5)	S.O.	Faible (5)	Faible (5)	S.O.	S.O.	Inconnu (5)	Faible (5)	S.O.	Moyen (1)
Espèces et gènes envahissants et autres espèces problématiques	Espèces non indigènes envahissantes	Gobie à taches noires	Moyen (4)	Moyen (4)	Moyenne (4)	Moyen (4)	Moyen (4)	Moyen (4)	Moyen (4)	Moyen (4)	Moyen (4)	Moyen (4)
Pollution	Eaux usées domestiques et urbaines	Détergents, métaux lourds, hydrocarbures, hormones et composés pharmaceutiques, chlorure	Moyen (5)	Faible (5)	Moyenne (5)	Moyen (5)	Faible (5)	Moyen (5)	Faible (5)	Faible (5)	Moyen (5)	Moyen (5)
	Effluents agricoles et forestiers	Sédiments, pesticides, herbicides, engrais	Moyen (4)	Faible (4)	Moyenne (4)	Moyen (4)	Faible (4)	Faible (4)	Moyen (4)	Moyen (4)	Faible (4)	Moyen (4)
	Effluents industriels et militaires	Bayluscide granulaire; industrie pétrochimique	Faible (5)	Faible (5)	Faible (3)	Faible (3)	Faible (5)	Faible (5)	Faible (5)	Faible (5)	Faible (5)	Faible (5)
Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	Sécheresses	Perte d'eau, exposition des barres de sable	Moyen (5)	Faible (5)	Moyen (5)	Élevé (5)	Faible (5)	Faible (5)	Moyen (5)	Moyen (5)	Faible (5)	Moyen (5)
	Températures extrêmes	Températures élevées et périodes d'hypoxie	Faible (4)	Faible (4)	Faible (4)	Faible (4)	Faible (4)	Faible (4)	Faible (4)	Faible (4)	Faible (4)	Faible (4)

Plusieurs des bassins versants qui abritent le dard de sable sont occupés par des terres agricoles étendues. Par exemple, le bassin versant de la rivière Sydenham compte 82 % de terres agricoles et 4 700 km de drains agricoles (C. Paterson, SCRCA, communication personnelle), et le bassin versant de la basse Thames compte 80 % de terres agricoles et environ 4 080 km de drains agricoles (V. McKay, Office de protection de Lower Thames Valley, communication personnelle). Les mécanismes d'incidence ne sont pas bien compris, mais les niveaux actuels d'agriculture ne semblent pas causer un déclin continu de 30 à 70 % des populations de dard de sable, ce qui justifierait un niveau d'incidence moyen. La culture historique du tabac, que l'on croyait responsable de la disparition du dard de sable dans le ruisseau Big Otter et le ruisseau Catfish, et du déclin dans le ruisseau Big, s'est déplacée au cours des dernières décennies en faveur de cultures commerciales moins intensives, de fruits et d'herbes (P. Gagnon, Office de protection de la région de Long Point, communication personnelle). Cette réorientation de la production, associée à de meilleures initiatives de gestion des terres, a permis d'améliorer la qualité de l'eau dans certains bassins versants, mais l'agriculture intensive continue de présenter de stress sur l'habitat pour le dard de sable, en particulier dans l'UD du sud-ouest de l'Ontario.

Tableau 13. Évaluation du niveau de menace pour le dard de sable dans l'UD du lac West, résultant d'une analyse de la probabilité d'occurrence de la menace et du niveau d'incidence de la menace. Le chiffre entre parenthèses correspond à la certitude causale associée à l'incidence de la menace (1 = très élevé; 2 = élevé; 3 = moyen; 4 = faible; 5 = très faible).

Catégorie de menace	Sous-catégorie	Détails	Lac West
Espèces et gènes envahissants et autres espèces problématiques	Espèces non indigènes envahissantes	Gobie à taches noires	Moyen (4)

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

La propriété d'habitat la plus importante pour le dard de sable (UD du sud-ouest de l'Ontario et du lac West) est la présence de barres de sable dépourvu de limon et de gravier avec suffisamment d'oxygène dissous à la surface du substrat (en particulier pendant la ponte et l'élevage des œufs). Toute activité qui modifie directement la composition du substrat (p. ex. en enlevant ou en recouvrant le sable et le gravier fin), entraîne une augmentation de la turbidité ou des charges sédimentaires dans le cours d'eau, modifie les régimes d'écoulement de sorte que les sédiments se déposent, ou entraîne une diminution de l'oxygène dissous est susceptible de menacer l'habitat de cette espèce. Ces activités peuvent notamment inclure :

- Les pratiques d'utilisation des sols qui entraînent une augmentation de la turbidité et de l'envasement (p. ex. le développement des terres agricoles ou urbaines avec un transport plus important de sédiments par voie terrestre ou de mauvaises pratiques de rétention des sols), ou une diminution des zones tampons riveraines;
- Les activités d'entretien des drains agricoles en amont qui augmentent la turbidité et l'envasement en aval, là où se trouve le dard de sable;
- L'accès du bétail aux cours d'eau et aux affluents, ce qui entraîne une remise en suspension des sédiments et des nutriments;
- La construction ou l'entretien de ponts ou de ponceaux entraînant une modification du substrat au niveau local ou une augmentation de la turbidité en aval;

- La construction de barrages, de retenues ou de barrières qui entraînent une augmentation de l'envasement en amont et un changement du débit en aval;
- L'aménagement et la modification du littoral qui modifient directement la quantité ou la qualité des zones de dépôt de sable ou de gravier fin (p. ex. installation d'enrochements ou autres durcissements), ou qui modifient les régimes d'écoulement et de transport des sédiments, entraînant une perte de ces zones au fil du temps.

Élément 10 : *Évaluer les facteurs naturels susceptibles de limiter la survie et le rétablissement du dard de sable (UD du sud-ouest de l'Ontario et du lac West)*

Certains facteurs naturels peuvent limiter la survie et le rétablissement du dard de sable (dans les deux UD). Le dard de sable peut être particulièrement sensible aux perturbations stochastiques en raison de son cycle de vie et de son alimentation spécialisée. Le temps de génération (~ 2,18 ans) et la durée de vie (3-4 ans) sont relativement courts (annexe 1), avec peu d'événements reproductifs par individu. Le dard de sable se spécialise également sur les substrats sableux, qui abritent généralement des proies invertébrées benthiques moins diversifiées et moins abondantes que les types de substrats plus stables (Ciutti *et al.* 1992, Jones *et al.* 2012, da Silva Pereira *et al.* 2017). Il a une niche trophique relativement restreinte, ce qui peut l'empêcher de chercher d'autres sources de nourriture si ses proies préférées sont réduites (Burbank *et al.* 2019). Le dard de sable cohabite avec plusieurs poissons piscivores qui peuvent se nourrir de lui de manière opportuniste; cependant, on pense que sa coloration cryptique et son comportement fossile lui assurent une certaine protection (COSEPAC 2009).

Élément 11 : *Décrire les effets écologiques potentiels des menaces évaluées dans l'élément 8 sur l'espèce ciblée et les espèces coexistantes. Énumérer les avantages et les inconvénients pour l'espèce cible et les espèces coexistantes qui pourraient découler de l'atténuation des menaces. Énumérer les efforts existants de surveillance de l'espèce ciblée et des espèces coexistantes associés à chaque menace et relever toute lacune dans les connaissances.*

L'UD du dard de sable du sud-ouest de l'Ontario coexiste avec de nombreux poissons et moules inscrits sur la liste de la LEP qui sont confrontés à des menaces similaires (liées à l'utilisation des terres agricoles et aux polluants) et qui bénéficieraient de l'élimination de ces menaces. D'autres espèces benthiques, en particulier, en bénéficieraient, telles que les moules dont la conservation est préoccupante, qui partagent des habitats benthiques de sable ou de gravier fin et qui dépendent de populations de poissons-hôtes en bonne santé pour achever leur cycle de vie, et le chat-fou du Nord, qui dépend de substrats complexes et grossiers pour achever son cycle de vie. Le lac West abrite trois autres poissons inscrits sur la liste de la LEP, le méné-camus (*Notropis anogenus* – espèce menacée sur la liste de la LEP), le méné d'herbe (*Notropis bifrenatus* – espèce préoccupante sur la liste de la LEP) et le brochet vermiculé (*Esox americanus vermiculatus* – espèce préoccupante sur la liste de la LEP). Bien que ces espèces se trouvent généralement dans les zones humides et occupent probablement différentes parties du lac West, elles préfèrent toutes les eaux claires et bénéficieraient de la réduction des menaces qui causent une augmentation de la turbidité ou de la sédimentation.

Il n'existe pas de programme de surveillance à long terme ciblé et normalisé pour les UD de dard de sable du sud-ouest de l'Ontario ou du lac West. Un échantillonnage ciblé a lieu périodiquement pour répondre à des questions de recherche spécifiques, et l'espèce est capturée accessoirement au cours de divers autres projets d'échantillonnage de poissons (p. ex. chalutage ciblant le chat-fou du Nord ou le gobie à taches noires). L'équipe du Programme de lutte contre la carpe envahissante du MPO effectue une surveillance de routine dans plusieurs des rivières occupées par l'UD du sud-ouest de l'Ontario, ce qui pourrait permettre de détecter des espèces aquatiques envahissantes (EAE) préoccupantes; toutefois, il

est peu probable que cet échantillonnage permette de détecter le dard de sable en raison des limites spatiales et de l'équipement utilisé. Les organismes fédéraux, provinciaux et municipaux de l'Ontario effectuent également une surveillance régulière de la qualité de l'eau, ce qui permettrait d'identifier certains contaminants préoccupants et des changements dans les concentrations de nutriments.

La réduction des menaces peut avoir contribué à la redécouverte du dard de sable dans deux masses d'eau de l'Ohio : la rivière Maumee après une absence de 65 ans (Tessler *et al.* 2012), et le ruisseau Raccoon après 57 ans (Hopkins et Zimmerman 2014). On pense que la réduction des charges de limon et l'amélioration des pratiques agricoles sont en partie responsables de ces recolonisations.

Cibles de rétablissement

Élément 12 : *Proposer une ou plusieurs cibles potentielles d'abondance et de répartition pour le rétablissement.*

Les objectifs potentiels d'abondance ont été estimés à l'aide d'une analyse de la viabilité de la population et d'estimations de la taille de la population minimale viable (PMV). Les méthodes et les résultats de la modélisation de la population figurent à l'annexe 1. Cette analyse utilise les données les plus récentes et vise à remplacer les objectifs précédents identifiés ailleurs (p. ex. Finch *et al.* 2011, 2013, 2018, Lamothe *et al.* 2021).

Pour l'UD du sud-ouest de l'Ontario, l'estimation médiane de la PMV avec une probabilité de persistance de 99 % sur 100 ans était de ~ 7 000 (IC : 2 600 à 18 200) femelles adultes (c.-à-d. d'âge 1+). Si l'on suppose un rapport des sexes de 1:1, la PMV incluant tous les adultes de dard de sable était de ~ 14 000 (IC : 5 200 à 36 400) (voir l'annexe 1). La superficie minimale pour une population viable (SMPV) représente la superficie d'habitat nécessaire pour soutenir une population de la taille de la PMV. La SMPV est estimée en divisant l'estimation de la PMV par la densité. Des estimations de densité étaient disponibles pour les populations d'UD du sud-ouest de l'Ontario dans les rivières Grand et Thames et pour l'UD du lac West (tableau 14). La densité dans la rivière Grand variait entre le tronçon amont (Brantford) ayant une densité relativement élevée et le tronçon aval (Caledonia) ayant une densité relativement faible. Les estimations de densité ne sont pas actuellement disponibles pour les autres populations d'UD du sud-ouest de l'Ontario. L'application de l'estimation de la SMPV de la rivière Grand à faible densité serait la plus prudente à court terme, mais il est possible d'atteindre des densités plus élevées si les menaces sont atténuées ou si l'habitat est de grande qualité, ce qui conduirait à une réduction de l'habitat nécessaire pour atteindre une population de la taille de la PMV. Ces estimations de densité sont calculées à partir d'un échantillonnage qui ne capture probablement que des individus d'âge 1+, et donc les valeurs de la SMPV utilisant ces densités représentent probablement la zone requise pour les individus d'âge 1+. L'habitat d'alevinage pour les JA de dard de sable peut devoir être comptabilisé séparément, si les caractéristiques de l'habitat diffèrent de celles de l'âge 1+.

Tableau 14. Cibles de répartition potentielles pour le dard de sable dans l'unité désignable (UD) du sud-ouest de l'Ontario et l'UD du lac West. La zone minimale pour la viabilité de la population (SMPV) (avec un intervalle de crédibilité [IC] à 95 %) est la superficie nécessaire pour soutenir une population de la taille de la PMV. Les objectifs pour les autres populations de l'UD du sud-ouest de l'Ontario non identifiées ci-dessous devraient utiliser l'estimation de la faible densité de la rivière Grand.

UD	Population	Densité estimée	Unité	SMPV médiane en m ² (IC 95 %)
Sud-ouest de l'Ontario	Rivière Grand (forte densité en amont)	0,075 (0,036 à 0,181)	poisson/m ²	178 145 (46 920 à 656 861)
Sud-ouest de l'Ontario	Rivière Grand (faible densité en aval)	0,019 (0,008 à 0,054)	poisson/m ²	712 588 (164 104 à 2 995 805)
Sud-ouest de l'Ontario	Densité de la Thames	0,040 (0,026 à 0,066)	poisson/m ²	344 884 (112 238 à 1 062 645)
Lac West	Lac West	0,080 (0,049 à 0,136)	poisson/m ²	167 991 (53 451 à 533 472).

Des estimations de l'abondance potentielle ont été élaborées pour la rivière Ausable et le ruisseau Big Otter (UD du sud-ouest de l'Ontario) par Lamothe *et al.* (2026) afin de contribuer aux futurs efforts de réintroduction. Ces estimations sont basées sur une procédure de rééchantillonnage des densités agrégées des rivières Grand et Thames et sur la proportion de l'habitat total disponible et adapté à l'espèce (rivière Ausable : 2 301 090 m²; ruisseau Big Otter : 1 134 382 m²). Ces modèles supposent que les populations réintroduites de dard de sable ont une structure et un cycle de vie similaires entre les sites d'origine et de destination, les estimations de l'abondance potentielle représentant les capacités de charge spécifiques à la population. L'abondance potentielle médiane du dard de sable dans la rivière Ausable était de 22 499 individus d'âge 1+, mais elle pourrait être aussi faible que 6 766, si l'on suppose que 5 à 10 % de l'habitat est approprié, ou aussi élevée que 43 221, si l'on suppose que 45 à 50 % de l'habitat est approprié. L'abondance potentielle médiane pour le ruisseau Big Otter était de 11 027 individus d'âge 1+, mais pouvait être aussi basse que 3 341 si l'habitat convenait à 5 à 10 %, ou aussi élevée que 21 289 si l'habitat convenait à 45 à 50 % (Lamothe *et al.* 2026). Ces estimations d'abondance potentielle sont censées représenter la taille de la population qui pourrait théoriquement être soutenue sur la base de l'habitat disponible dans ces systèmes et des densités estimées des populations des rivières Grand et Thames, et ne sont pas censées représenter l'abondance nécessaire pour soutenir une population dans ces systèmes. En fin de compte, la disponibilité d'un habitat approprié devra être confirmée pour s'assurer que ces zones atteignent ou dépassent les valeurs de la SMPV du tableau 14.

Élément 13 : Projeter les trajectoires des populations prévues sur une période raisonnable sur le plan scientifique (minimum de 10 ans) et les trajectoires au fil du temps jusqu'à l'atteinte des cibles de rétablissement possibles, compte tenu des paramètres actuels de la dynamique des populations de dard de sable (UD du sud-ouest de l'Ontario et du lac West)

Les estimations de la population de l'UD du sud-ouest de l'Ontario sont limitées et les estimations des taux de croissance de la population ne sont disponibles pour aucune population. Aucune estimation de la taille de la population ou du taux de croissance n'est disponible pour l'UD du lac West. Compte tenu de la découverte récente de la population du lac West et de l'échantillonnage de suivi limité, il n'est pas possible de tirer des conclusions sur la taille et la trajectoire de la population à l'heure actuelle. Un suivi normalisé dans le temps serait nécessaire pour éclairer la trajectoire de la population pour les deux UD.

Élément 14 : *Présenter un avis indiquant dans quelle mesure l'habitat convenable disponible répond aux besoins de l'espèce, tant à l'heure actuelle que lorsque le dard de sable aura atteint les cibles de rétablissement relatives à l'élément 12.*

La superficie d'habitat convenable nécessaire pour soutenir une population de dard de sable de la taille de la PMV avec une probabilité de persistance de 99 % a été estimée à environ 178 145 (46 920 à 656 861) m² dans le tronçon Brantford et 712 588 (164 104 à 2 995 805) m² dans le tronçon Caledonia de la rivière Grand; 344 884 (112 238 à 1 062 645) m² dans la rivière Thames et environ 167 991 (53 451 à 533 472) m² dans le lac West (tableau 14). En supposant que les autres populations de l'UD du sud-ouest de l'Ontario ont une densité similaire à celle du tronçon inférieur de la rivière Grand (c.-à-d. faible densité; 0,019 poisson/m²), la SMPV serait d'environ 712 588 m² pour ces endroits également. La zone occupée estimée (tableau 11) pour toutes les populations (à l'exception du ruisseau Big, comté de Norfolk) dépasse cette estimation de précaution de la SMPV; cependant, ces estimations de zone supposent que toute la zone est appropriée et disponible pour être utilisée par le dard de sable, ce qui n'est probablement pas le cas.

En 2022, les passages de la rivière Grand occupés par le dard de sable ont été analysés à l'aide d'un sonar et un traitement d'images a été effectué pour évaluer la composition du substrat (Milne Technologies 2023). Cette étude de l'habitat a révélé qu'environ 80 % de l'habitat aquatique total de Brantford à 25 km en amont du barrage de Caledonia et 30 % de l'habitat aquatique total du barrage de Caledonia à Cayuga contenaient des substrats de dépôt. Les deux tronçons dépassent l'estimation la plus prudente de la SMPV, ce qui donne à penser qu'il y a suffisamment de superficie d'habitat convenable pour l'espèce dans la rivière Grand.

Élément 15 : *Évaluer la probabilité que les cibles de rétablissement possibles puissent être atteintes selon les taux actuels des paramètres de la dynamique des populations, et déterminer comment cette probabilité pourrait varier selon différents paramètres de mortalité (surtout des valeurs plus faibles) et de productivité (surtout des valeurs plus élevées)*

Actuellement, les populations des rivières Grand et Thames (UD du sud-ouest de l'Ontario) et l'UD du lac West semblent être au-dessus de l'objectif de la PMV pour une probabilité de persistance de 99 %, en supposant que la densité est similaire dans les habitats d'eau douce et non d'eau douce et qu'au moins 5 à 10 % de l'habitat total est disponible et convenable dans la rivière Thames (tableau 4) et dans le tronçon Brantford de la rivière Grand (tableau 3). La proportion d'habitats appropriés doit atteindre 20 à 25 % dans le tronçon Middleport et dépasser 20 à 25 % dans les tronçons Caledonia et Cayuga de la rivière Grand (tableau 3) pour atteindre la PMV dans ces tronçons. Les analyses d'élasticité pourraient être utilisées pour déterminer la meilleure façon de modifier les indices vitaux afin d'atteindre un taux de croissance de la population permettant de réaliser les cibles de rétablissement pour les populations restantes d'UD du sud-ouest de l'Ontario; toutefois, le manque de données actuelles sur la dynamique de la population (p. ex. la taille actuelle de la population ou les taux de croissance de la population) empêche de poursuivre cet analyse.

Scénarios d'atténuation des menaces et activités de rechange

Élément 16 : *Dresser une liste de mesures d'atténuation réalisables et d'activités de rechange raisonnables pour les activités qui sont une menace pour l'espèce et son habitat (énumérées aux éléments 8 et 10)*

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

dans l'habitat du dard de sable. Une étude a été réalisée afin de résumer les types d'OEA qui ont eu lieu dans des habitats que l'on sait occupés par le dard de sable. La base de données du système Suivi des activités du programme de l'habitat (SAPH) du MPO a été examinée afin d'estimer le nombre d'OEA survenus entre novembre 2013 et août 2022 dans l'aire de répartition du dard de sable en Ontario (UD du sud-ouest de l'Ontario et UD du lac West). Un total de 116 projets a été identifié dans la zone de répartition, dont 59 se trouvaient à moins de 2 km de données historiques ou récentes sur la présence de l'une ou l'autre des deux UD (tableau 15). Ces 59 OEA étaient principalement liées au dragage ou à l'excavation, à la protection du littoral, aux infrastructures de navigation de plaisance/ports de plaisance (p. ex. hangars à bateaux, rampes de mise à l'eau, brise-lames, quais, jetées), à d'autres infrastructures (ponts, ponceaux, chaussées) et à l'élimination de la végétation aquatique. En outre, 38 projets ont été réalisés dans l'habitat essentiel du dard de sable, dont 16 à moins de 2 km d'occurrences historiques ou récentes. D'autres projets se déroulant à proximité de l'habitat du dard de sable, mais pas dans la zone connue de cet habitat, peuvent également avoir eu des incidences, mais n'ont pas été pris en compte. Il se peut que certains projets n'aient pas été signalés au MPO parce qu'ils répondaient à des exigences d'auto-évaluation. Aucun projet n'a été identifié dans l'aire de répartition historique du dard de sable dans la rivière Ausable. L'examen n'a pas porté sur le ruisseau Catfish.

Cinq projets ont été autorisés en vertu de la *Loi sur les pêches* dans l'habitat du dard de sable. La plupart des autres projets ont été considérés comme présentant un faible risque pour les poissons et leur habitat et ont été traités par des lettres d'avis assorties de mesures d'atténuation standard. En l'absence de mesures d'atténuation appropriées, les projets ou activités réalisés à proximité des zones habitées par le dard de sable pourraient avoir eu une incidence sur l'espèce (p. ex. en raison de l'augmentation de la sédimentation ou de la charge en nutriments). En se basant sur l'hypothèse que les pressions de développement historiques et anticipées sont probablement similaires, on s'attend à ce que des types de projets similaires se produisent à l'avenir dans ou à proximité de l'habitat du dard de sable. Les principaux promoteurs du projet étaient les propriétaires des terrains adjacents, les municipalités et les entreprises privées.

Les menaces liées à l'habitat qui pèsent sur le dard de sable peuvent être reliées aux voies d'effets élaborées par le Programme de protection du poisson et de son habitat (PPPH) du MPO. L'équipe de ce programme a élaboré des directives sur les mesures d'atténuation pour 18 séquences des effets afin de protéger les espèces aquatiques en péril dans la région de l'Ontario et des Prairies (anciennement la région du Centre et de l'Arctique; Coker *et al.* 2010) (tableau 15). Il convient de se référer à ces orientations lorsqu'on envisage des stratégies d'atténuation et de remplacement pour les menaces liées à l'habitat. Pour les mesures d'atténuation et les alternatives aux menaces non liées à l'habitat (espèces envahissantes et prises accessoires de poissons-appâts), se référer à Bouvier et Mandrak (2010).

Tableau 15. Menaces pour le dard de sable (UD du sud-ouest de l'Ontario et de lac West) et séquences des effet associées à chaque menace – ce tableau est destiné à accompagner Coker et al. (2010) pour plus de détails sur les mesures d'atténuation de chaque menace liée à l'habitat. 1 – Défrichage de la végétation; 2 – Nivellement; 3 – Excavation; 4 – Utilisation d'explosifs; 5 – Utilisation d'équipement industriel; 6 – Nettoyage ou entretien des ponts ou des autres structures; 7 – Pâturages riverains; 8 – Pâturage du bétail en bordure de cours d'eau; 9 – Relevés sismiques marins; 10 – Mise en place de matériel ou de structures dans l'eau; 11 – Dragage; 12 – Extraction de l'eau; 13 – Gestion des débris organiques; 14 – Gestion des eaux usées; 15 – Ajout ou enlèvement de plantes aquatiques; 16 – Modification du moment, de la durée et de la fréquence du débit; 17 – Questions liées au passage du poisson; 18 – Enlèvement des structures. NI signifie qu'aucun projet n'a été identifié.

Ouvrage/entreprise/ activité	Menaces (liées à l'ouvrage/entreprise/activité)				Cours d'eau/plan d'eau (nombre d'ouvrages/entreprises/activités entre novembre 2013 et janvier 2022)									
	Pollution : Sédimentation	Pollution : Charge en nutriments	Pollution : Contaminants et substances toxiques	Barrages et barrières	Lac Sainte-Claire	Rivière Sydenham	Rivière Thames	Bassin occidental	Baie Rondeau	Ruisseau Big Otter	Baie Long Point	Ruisseau Big	Rivière Grand	Lac West
Séquences des d'effets applicables pour l'atténuation des menaces et les activités de rechange	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 12, 13, 15, 16, 18	1, 4, 7, 8, 11, 12, 13, 14, 15, 16	1, 4, 5, 6, 7, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 18	-										
Traversées de cours d'eau (ponts, ponceaux, canalisations)	✓	-	✓	✓	NI	NI	7	NI	0	NI	1	8	2	NI
Travaux sur le littoral et les berges (digues, stabilisation des berges, remplissage, création de plages, gestion de la végétation riveraine)	✓	✓	✓	✓	NI	NI	NI	2	3	NI	1	NI	NI	4
Travaux dans les cours d'eau (entretien des drains, élimination de la végétation aquatique, dragage, modification/réalignment des chenaux)	✓	✓	✓	✓	NI	NI	2	2	3	4	4	NI	3	NI

Ouvrage/entreprise/ activité	Menaces (liées à l'ouvrage/entreprise/activité)				Cours d'eau/plan d'eau (nombre d'ouvrages/entreprises/activités entre novembre 2013 et janvier 2022)									
	Pollution : Sédimentation	Pollution : Charge en nutriments	Pollution : Contaminants et substances toxiques	Barrages et barrières	Lac Sainte-Claire	Rivière Sydenham	Rivière Thames	Bassin occidental	Baie Rondeau	Ruisseau Big Otter	Baie Long Point	Ruisseau Big	Rivière Grand	Lac West
Séquences des d'effets applicables pour l'atténuation des menaces et les activités de rechange	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 12, 13, 15, 16, 18	1, 4, 7, 8, 11, 12, 13, 14, 15, 16	1, 4, 5, 6, 7, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 18	-	Lac Sainte-Claire	Rivière Sydenham	Rivière Thames	Bassin occidental	Baie Rondeau	Ruisseau Big Otter	Baie Long Point	Ruisseau Big	Rivière Grand	Lac West
Structures dans l'eau (rampes de mise à l'eau, quais et hangars à bateaux, émissaires d'évacuation des effluents, prises d'eau)	✓	✓	✓	✓	NI	1	1	2	NI	NI	NI	8	NI	NI

Élément 17 : *Dresser une liste des activités susceptibles d'accroître les valeurs des paramètres de survie ou de productivité de l'espèce (énumérées aux éléments 3 et 15).*

Les mesures d'atténuation décrites ci-dessus et dans Bouvier et Mandrak (2010) appuient l'objectif d'augmenter la survie du dard de sable (UD du sud-ouest de l'Ontario et du lac West) et de réduire les incidences sur celui-ci. La croissance de la population de dard de sable (UD du sud-ouest de l'Ontario) est principalement influencée par les paramètres de reproduction (fécondité et survie à l'âge 0) (annexe 1). L'amélioration des habitats de fraie et d'alevinage est susceptible d'apporter la plus grande augmentation de la productivité et de la survie (Finch *et al.* 2018). Lamothe et ses collaborateurs (2026) ont estimé grossièrement le bénéfice pour l'espèce de l'incorporation d'une population supplémentaire (c.-à-d. une réintroduction dans une zone historiquement occupée), ce qui laisse croire à une réduction de la probabilité d'extinction pour l'UD. Les options d'amélioration de la productivité doivent être évaluées au cas par cas, en fonction du statut de chaque population et de ces menaces.

Élément 18 : *Si la superficie d'habitat actuelle est insuffisante pour que les cibles de rétablissement puissent être atteintes, présenter un avis sur le caractère réalisable de la remise en état de l'habitat à des valeurs plus élevées (voir l'élément 14). L'avis doit être présenté dans le contexte de toutes les options possibles pour l'atteinte des objectifs concernant l'abondance et l'aire de répartition.*

L'offre totale d'habitat ne semble pas limiter le dard de sable dans l'UD du sud-ouest de l'Ontario ou l'UD du lac West; toutefois, il n'existe pas des estimations précises concernant la disponibilité d'habitats appropriés pour la plupart des populations. Les améliorations de l'habitat dans les zones où l'espèce pourrait être réintroduite (p. ex. ruisseau Big Otter, rivière Ausable) devraient se concentrer sur la réduction de l'envasement des cours d'eau ou sur l'amélioration des conditions d'écoulement afin que le limon ne se dépose pas sur les zones de dépôt de sable et de gravier fin (Barnucz *et al.* 2020, Lamothe *et al.* 2026).

Élément 19 : *Estimer la diminution prévue du taux de mortalité pour chaque mesure d'atténuation et activité de rechange de l'élément 16, et l'augmentation de la productivité ou de la survie associée à chaque mesure de l'élément 17.*

Aucun lien clair n'a été identifié entre les mesures d'atténuation et la mortalité, la productivité ou d'autres indices vitaux du dard de sable. Il est donc difficile de donner des indications sur l'effet des mesures d'atténuation sur les taux de mortalité ou la productivité.

Élément 20 : *Projeter les trajectoires des populations prévues (et les incertitudes connexes) sur une période raisonnable sur le plan scientifique et jusqu'à l'atteinte des cibles de rétablissement, en tenant compte des taux de mortalité et de productivité liés aux mesures précises de l'élément 19 qui ont été cernées aux fins d'examen. Inclure les trajectoires associées aux probabilités de survie et de rétablissement les plus élevées obtenues à partir de paramètres biologiques affichant des valeurs réalistes.*

En l'absence de lien direct entre les mesures d'atténuation et les taux de mortalité ou la productivité du dard de sable, ces données ne peuvent pas être fournies dans le cadre des scénarios d'atténuation.

Élément 21 : *Recommander des valeurs pour les paramètres liés à la productivité des populations et aux taux de mortalité initiaux et, au besoin, des caractéristiques particulières relatives aux modèles des populations qui seraient requises pour permettre l'étude de scénarios supplémentaires dans le cadre de l'évaluation des répercussions économiques, sociales et culturelles visant à appuyer le processus d'inscription.*

Les valeurs des paramètres incorporés dans les modèles de population (présentés dans le tableau 8) sont basées sur les meilleures données disponibles pour l'UD de dard de sable du sud-ouest de l'Ontario et, en l'absence de nouvelles données, devraient être utilisées pour la modélisation de la population de cette UD. On suppose que ces paramètres s'appliquent à l'UD du lac West jusqu'à ce que des données plus détaillées soient disponibles. Les détails concernant la manière dont les paramètres ont été estimés et les données sources utilisées sont présentés à l'annexe 1.

Évaluation des dommages admissibles

Élément 22 : *Évaluer la valeur maximale des taux de mortalité et de destruction de l'habitat anthropiques qu'une espèce peut subir sans risque pour sa survie ou son rétablissement.*

L'incidence des dommages anthropiques a été évaluée à l'aide d'une analyse de l'élasticité déterministe du taux de croissance et de la densité de la population, et d'une analyse de simulation. L'annexe 1 présente l'ensemble des méthodes et des résultats. Étant donné le peu de données spécifiques à l'UD, on suppose que ces résultats s'appliquent à la fois à l'UD du sud-ouest de l'Ontario et à l'UD du lac West. Ces résultats sont destinés à remplacer la modélisation des dommages présentée dans Finch *et al.* (2011).

Les résultats sont généralement cohérents pour les analyses. Sur une base annuelle et dans la plupart des circonstances, les populations de dard de sable ont été les plus sensibles aux changements des paramètres de fertilité (taille de la ponte, nombre de pontes par année et taux de survie à l'âge 0), suivis par les perturbations du taux de survie à l'âge 1+. La sensibilité à la taille de la ponte et au taux de survie spécifiques à l'âge diminue avec l'âge. En moyenne, les populations de dard de sable n'ont pas été sensibles à la longévité; cependant, certains scénarios ont produit des élasticités importantes.

L'analyse de simulation a démontré l'incidence d'une augmentation des dommages et des dommages temporaires (fréquences de 2, 5 et 10 ans). Des dommages continus à tous les âges supérieurs à ~ 40 % ou à la fertilité supérieure à ~ 50 % a généralement conduit à la disparition de la population. À une fréquence de dommages de 2 ans, des dommages supérieurs à ~ 60 et 70 % à tous les âges et à la fertilité, respectivement, ont entraîné la disparition de l'espèce. L'incidence des dommages a diminué à des fréquences de 5 et 10 ans. À une fréquence de 10 ans, il y a eu peu d'incidence, même pour des niveaux élevés de dommages, lorsque les groupes de dards de sable d'âge 0 et d'âge 1+ sont touchés séparément. Lorsque toutes les classes d'âge ont été touchées, des incidences importantes à long terme se sont produites avec des valeurs de dommages supérieures à ~ 75 %.

CONCLUSIONS

En Ontario, l'aire de répartition actuelle et historique du dard de sable se limite à deux grandes régions : le sud-ouest et l'est de l'Ontario. Chaque zone représente une UD distincte sur la base de la spécificité génétique, de l'isolement géographique et de l'adaptation locale présumée. L'UD du sud-ouest de l'Ontario comprend huit zones existantes (lac Sainte-Claire, rivière Sydenham, rivière Thames, ouest du lac Érié, baie Rondeau, ruisseau Big [comté de Norfolk], baie Long Point et rivière Grand) et trois populations considérées comme disparues (rivière Ausable, ruisseau Catfish et ruisseau Big Otter). L'UD du lac West se compose d'une seule population dans le lac West, dans le lac Ontario.

Le dard de sable habite les ruisseaux, les rivières et les bancs de lacs ou de baies dominés par un substrat de sable et de gravier fin. Dans les rivières, il est généralement associé à des zones de dépôt sablonneuses. Dans les systèmes lacustres, on la trouve généralement près du

rivage, sur un substrat de sable, typiquement près des plages sablonneuses protégées des vagues. Il semble tolérer une gamme de conditions de profondeur et d'écoulement, tant que du sable est présent. L'espèce tolère un faible taux d'oxygène dissous au stade adulte, mais un sable bien oxygéné est probablement important pour la survie et le développement des œufs et des jeunes. La taille de la population minimale viable avec une probabilité de 99 % de persistance sur 100 ans est de ~ 7 000 (IC : 2 600 à 18 200), ou ~ 14 000 (IC : 5 200 à 36 400) individus d'âge 1+ des deux sexes. Une population d'une taille de PMV médiane aurait besoin d'une médiane de 167 991 à 712 588 m² d'habitat approprié, en fonction de la densité locale.

Les plus grandes menaces pour l'UD du sud-ouest de l'Ontario au cours des 10 prochaines années seraient la sédimentation et d'autres polluants (p. ex. substances toxiques, nutriments) principalement associés à l'utilisation des terres agricoles et urbaines, le gobie à taches noires et les changements climatiques. Le gobie à taches noires est considéré comme la plus grande menace pour l'UD du lac West au cours des 10 prochaines années. En général, les populations de dard de sable ont été les plus sensibles aux changements des paramètres de fertilité (taille de la ponte, nombre de pontes par année et taux de survie à l'âge 0), suivis par les perturbations du taux de survie à l'âge 1+. Les dommages causés à ces stades de la vie doivent être réduits au minimum afin de ne pas compromettre la survie et le rétablissement des deux UD présents en Ontario. Les efforts de réintroduction dans la rivière Ausable ou le ruisseau Big Otter peuvent améliorer la probabilité de persistance de l'UD du sud-ouest de l'Ontario, à condition de réduire les dommages causés aux populations sources au minimum.

Des incertitudes majeures subsistent, qui pourraient avoir une incidence sur l'interprétation de cet avis. L'état de la population dans la rivière Détroit, le bassin occidental du lac Érié, la baie Rondeau, la baie Long Point et le ruisseau Big (comté de Norfolk) n'est pas clair, car il y a eu trop peu ou pas de détections récentes de dard de sable, mais un échantillonnage ciblé limité. En outre, de vastes zones d'habitat sablonneux sont inexplorées dans les habitats de plage le long de la rive nord du lac Ontario (p. ex. baie Pleasant et baie Huyck's). La trajectoire de la population n'est pas connue pour la plupart des populations (les deux UD). Les incertitudes qui pourraient avoir une incidence sur la modélisation de la population et l'évaluation des dommages admissibles comprennent : les paramètres incertains du cycle de vie, la structure de la population et la question de savoir si chaque localité représente une seule population panmictique, les liens entre les activités humaines et les indices vitaux, et la question de savoir si les données démographiques et les données sur le cycle de vie recueillies auprès de l'UD du sud-ouest de l'Ontario sont applicables à l'UD du lac West. L'ampleur et le mécanisme de l'incidence des menaces pesant sur l'ensemble des populations (les deux UD) restent mal compris. D'autres menaces potentielles ont été identifiées pour l'UD du lac West, mais il manque du contexte et des données pour bien les évaluer.

LISTE DES PARTICIPANTS DE LA RÉUNION

Nom	Organisme d'appartenance
Jason Barnucz	MPO – Direction des sciences
Amy Boyko	MPO – Programme des espèces en péril
Jacob Burbank	MPO – Direction des sciences
Julia Colm	MPO – Direction des sciences
Andrew Drake	MPO – Direction des sciences
Mary Finch	Gouvernement de l'Île-du-Prince-Édouard
Britney Firth	Université de Waterloo
Kayla Gagliardi (présidente)	SCAS du MPO
Mary Gunning	Quinte Conservation
Marten Koops	MPO – Direction des sciences
Karl Lamothe	MPO – Direction des sciences
Nicholas Mandrak*	Université de Toronto Scarborough
Robert Messier	Office de protection de la nature de la rivière Grand
Craig Paterson	Office de protection de la nature de la région de St. Claire
Scott Reid	Ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario
Adam van der Lee	MPO – Direction des sciences

*Commentaires écrits fournis

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

- Aguiar, F., Colm, J.E., and Marson, D.M. 2021. [Results of Fisheries and Oceans Canada's 2020 Asian Carp Early Detection Field Surveillance Program](#). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3168-3: vii + 57 p.
- Andrews, D.W., Smyth, E.R.B., Lebrun, D.E., Morris, T.J., McNichols-O'Rourke, K.A., et Drake, D.A.R. 2021. [Risque relatif des applications de Bayluscide granulaire pour les poissons et les moules dont la conservation est préoccupante dans le bassin des Grands Lacs](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/034. viii + 184 p.
- Barnucz, J., Mandrak, N.E., Bouvier, L.D., Gaspard, R., et Price, D.A. 2015. [Impacts du dragage sur les espèces de poissons en péril dans le lac Sainte-Claire, en Ontario](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2015/018. v + 12 p.
- Barnucz, J., Reid, S.M., and Drake, D.A.R. 2020. [Targeted surveys for Eastern Sand Darter in the upper Ausable River and Big Otter Creek, 2018](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1312 : iv + 26 p.
- Barnucz, J., and Drake, D.A.R. 2021. [Targeted Sampling for Northern Madtom \(*Noturus stigmosus*\) in the Lower East Sydenham River, Ontario, 2019](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1317: vi + 15 p.
- Barnucz, J., Gáspárdy, R.C., Colm, J.E., and Drake, D.A.R. 2022a. [Summary of Targeted Sampling for Eastern Sand Darter \(*Ammocrypta pellucida*\) in the Thames River, Ontario, 2020](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1339: vi + 15 p.

- Barnucz, J., Gáspárdy, R.C., Colm, J.E., and Drake, D.A.R. 2022b. [Aquatic Habitat Assessment for Eastern Sand Darter \(*Ammocrypta pellucida*\) in Big Otter Creek, Elgin County, Ontario, 2020](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1343: vii + 21 p.
- Barnucz, J., White, C., Colm, J.E., and Drake, D.A.R. 2026. [Targeted sampling for Northern Madtom \(*Noturus stigmosus*\) in the Thames River, Ontario, 2022](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1450: vii + 24 p.
- Base de données sur la biodiversité des poissons. [Base de données sur la biodiversité des poissons](#). Gouvernement du Canada, Ottawa, ON. (consulté en Janvier 2023).
- Beermann, A.J., Elbrecht, V., Karnatz, S., Ma, L., Matthaei, C.D., Piggott, J.J., and Leese, F. 2018. Multiple-stressor effects on stream macroinvertebrate communities: a mesocosm experiment manipulating salinity, fine sediment and flow velocity. Sci. Total Environ. 601–611: 961–971.
- Bouvier, L.D., et Mandrak, N.E. 2010. [Information à l'appui de l'Évaluation du potentiel de rétablissement du dard de sable \(*Ammocrypta pellucida*\) en Ontario](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2010/093. vi + 43 p.
- Brinker, S.R., Garvey, M., and Jones, C.D. 2018. Climate change vulnerability assessment of species in the Ontario Great Lakes Basin. Climate Change Research Report CCRR-48. Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry, Peterborough, ON. 85 p. + append.
- Burbank, J., Finch, M., Drake, D.A.R., and Power, M. 2019. Diet and isotopic niche of eastern sand darter (*Ammocrypta pellucida*) near the northern edge of its range: a test of niche specificity. Can. J. Zool. 97: 763–772.
- Caswell, H. 2001. Matrix population models: construction, analysis, and interpretation. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts. 722 p.
- Caswell, H. 2019. Sensitivity analysis: Matrix methods in demography and ecology. Springer Open, Switzerland. 299 p.
- Ciutti, F., Cappelletti, C., Monauni, C., and Siligardi, M. 1992. Influence of substrate composition and current velocity on macroinvertebrates in a semi-artificial system. J. Freshw. Ecol. 19: 455–460.
- Coker, G.A., Ming, D.L., and Mandrak, N.E. 2010. [Mitigation guide for the protection of fishes and fish habitat to accompany the species at risk recovery potential assessments conducted by Fisheries and Oceans Canada \(DFO\) in Central and Arctic Region](#). Version 1.0. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2904. vi + 40 p.
- COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada). 2009. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le dard de sable \(*Ammocrypta pellucida*\), populations de l'Ontario et populations du Québec, au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. vi + 52 p.
- COSEPAC. 2012. Lignes directrices du COSEPAC pour reconnaître les unités désignables. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Gatineau, QC.
- COSEPAC. 2022. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le dard de sable \(*Ammocrypta pellucida*\), population du sud-ouest de l'Ontario, population du Québec et population du lac West au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, ON. xxii + 85 p.

- Daniels, R.A. 1993. Habitat of the Eastern Sand Darter, *Ammocrypta pellucida*. J. Freshw. Ecol. 8(4): 287–295.
- da Silva Pereira, T., Gomes Pio, J.F., Calor, A.R., and Copatti, C.E. 2017. Can the substrate influence the distribution and composition of benthic macroinvertebrates in streams in northeastern Brazil? Limnologia. 63: 27–30.
- de Valpine, P., Turek, D., Paciorek, C.J., Anderson-Bergman, C., Temple Lang, D., and Bodik, R. 2017. Programming with models: writing statistical algorithms for general model structures with NIMBLE. J. of Comp. Graph. Stats. 26(2): 403–413.
- de Valpine, P., Paciorek, C., Turek, D., Michaud, N., Anderson-Bergman, C., Obermeyer, F., Wehrhahn Cortes, C., Rodriguez, A., Temple Lang, D., and Paganin, S. 2022a. NIMBLE: MCMC, Particle Filtering, and Programmable Hierarchical Modeling. Zenodo.
- de Valpine, P., Paciorek, C., Turek, D., Michaud, N., Anderson-Bergman, C., Obermeyer, F., Wehrhahn Cortes, C., Rodriguez, A., Temple Lang, D., and Paganin, S. 2022b. NIMBLE User Manual. R package manual version 0.12.2.
- Dextrase, A.J. 2013. Modelling occupancy and abundance of Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*) while accounting for imperfect detection. Thesis (PhD) Trent University, Peterborough, ON. 352 p.
- Dextrase, A.J., Mandrak, N.E., and Schaefer, J.A. 2014. Modelling occupancy of an imperilled stream fish at multiple scales while accounting for imperfect detection: implications for conservation. Freshw. Biol. 59(9): 1799–1815.
- Drake, D.A.R., Power, M., Koops, M.A., Doka, S.E., and Mandrak, N.E. 2008. Environmental factors affecting growth of Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*). Can. J. Zool. 86(7): 714–722.
- Drake, D.A.R., and Mandrak, N.E. 2014. Harvest models and stock co-occurrence: probabilistic methods for estimating bycatch. Fish Fish. 15(1): 23–42.
- Drake, D.A.R., Lamothe, K.A., Thiessen, K.E., Morris, T.J., Koops, M.A., Pratt, T.C., Reid, S.M., Jackson, D.A., and Mandrak, N.E. 2021. Fifteen years of Canada's Species at Risk Act: Evaluating research progress for aquatic species in the Great Lakes – St. Lawrence River basin. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 78(9): 1205–1218.
- Faber, J.E. 2006. Life history of the Eastern Sand Darter, *Ammocrypta pellucida*, in the Little Muskingum River. Final Report to The Ohio Division of Wildlife State Wildlife Grants Program. 39 p.
- Facey, D.E. 1998. The status of the Eastern Sand Darter, *Ammocrypta pellucida*, in Vermont. Can. Field-Nat. 112: 596–601.
- 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, Ontario. 104 p.
- Finch, M., Vélez-Espino, L.A., Doka, S.E., Power, M., et Koops, M.A. 2011. [Modélisation du potentiel de rétablissement du dard de sable \(*Ammocrypta pellucida*\) au Canada](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2011/020. vi + 34 p.
- Finch, M., Faber, J.E., Koops, M.A., Doka, S.E., and Power, M. 2013. Biological traits of Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*) in the lower Thames River, Canada, with comparisons to a more southern population. Ecol. Freshw. Fish. 22(2): 234–245.

- Finch, M., Koops, M.A., Doka, S.E., and Power, M. 2018. Population viability and perturbation analyses to support recovery of imperilled Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*). *Ecol. Freshw.* 27(1): 378–388.
- Firth, B.L., Drake, D.A.R., and Power, M. 2021a. Seasonal and environmental effects on upper thermal limits of Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*). *Cons. Phys.* 9(1): 13 p.
- Firth, B.L., Poesch, M.S., Koops, M.A., Drake, D.A.R., and Power, M. 2021b. Diet overlap of common and at-risk riverine benthic fishes before and after Round Goby (*Neogobius melanostomus*) invasion. *Biol. Invasions.* 23: 221–234.
- Firth, B.L., Craig, P.M., Drake, D.A.R., and Power, M. 2023. Seasonal, environmental, and individual effects on hypoxia tolerance of Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*). *Conserv. Phys.* 11(1): coad008.
- Fisheries Technical Committee. 1999. A comprehensive evaluation of an eight year program of sea lamprey control in Lake Champlain. Lake Champlain Fish and Wildlife Management Cooperative, Essex Junction, VT. 209 p.
- Gáspárdy, R.C., and Drake, D.A.R. 2021. [Summary of Targeted Sampling for Eastern Sand Darter \(*Ammocrypta pellucida*\) in the Grand River, Ontario, 2019](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1322: vii + 24 p.
- Gáspárdy, R.C., White, C.J., Barnucz, J., Colm, J.E., and Drake, D.A.R. 2025. [Targeted sampling for Eastern Sand Darter \(*Ammocrypta pellucida*\) in the Grand River, Ontario, 2022](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1416: v + 36 p.
- Gáspárdy, R.C., Barnucz, J., and Drake, D.A.R. 2026. [Larval drift sampling of the Sydenham River fish community, Ontario, in 2017](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1477: vi + 40 p.
- Gilderhus, P.A. 1979. Effects of granular 2',5-dichloro-4'-nitrosalicylanilide (Bayer 73) on benthic macroinvertebrates in a lake environment. Great Lakes Fishery Commission Technical Report 34: 5 p.
- Ginson, R., Walter, R.P., Mandrak, N.E., Beneteau, C.L., and Heath, D.D. 2015. Hierarchical analysis of genetic structure in the habitat-specialist Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*). *Ecol. Evol.* 5(3): 695–708.
- Holm, E., Mandrak, N.E., and Burridge, M. 2009. The ROM field guide to freshwater fishes of Ontario. Royal Ontario Museum, Toronto, ON. 462 p.
- Hopkins, R.L., and Zimmerman, B. 2014. First observation of the Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*) in Raccoon Creek (Ohio River Basin) in southeastern Ohio in 57 years. *Northeastern Naturalist.* 21(1): 13–17.
- Hoving, C.L., Lee, Y.M., Badra, P.J., and Klatt, B.J. 2013. Changing climate, changing wildlife: a vulnerability assessment of 400 species of greatest conservation need and game species in Michigan. Wildlife Division Report No. 3564. Michigan Department of Natural Resources, Lansing, MI. 82 p.
- Jones, J.I., Murphy, J.F., Collins, A.L., Sear, D.A., Naden, P.S., and Armitage, P.D. 2012. The impact of fine sediment on macro-invertebrates. *River Res. Appl.* 28(8): 1055–1071.
- Kéry, M., and Royle, J.A. 2016. Applied hierarchical modeling in ecology: analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS. Vol. 1 Prelude and static models. Academic Press, London, UK. 783 p.

- Kindree, M.M., and Mandrak, N.E. 2020. [Fish Assemblage Survey of the Detroit and St. Clair rivers: 2007-2014](#). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3204: viii + 70 p.
- Lamothe, K.A., Dextrase, J.A., and Drake, D.A.R. 2019. Aggregation of two imperfectly detected imperilled freshwater fishes: understanding community structure and co-occurrence for multispecies conservation. *Endang. Species Res.* 40: 123–132.
- Lamothe, K.A., van der Lee, A.S., Drake, D.A.R., and Koops, M.A. 2021. The translocation trade-off for eastern sand darter (*Ammocrypta pellucida*): Balancing harm to source populations with the goal of re-establishment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 78: 1321–1331.
- Lamothe, K.A., van der Lee, A.S., et Drake, D.A.R. 2026. [Évaluation des avantages écologiques, des risques et de la faisabilité de la réintroduction du dard de sable \(*Ammocrypta pellucida*\) en Ontario](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2026/018. xiii + 112 p.
- Lange, K., Bruder, A., Matthaei, C.D., Brodersen, J., and Paterson, R.A. 2018. Multiple-stressor effects on freshwater fish: Importance of taxonomy and life stage. *Fish Fish.* 19(6): 974–983.
- Lande, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science* 241: 1455–1460.
- LeBaron, A., Reid, S.M., Parna, M., Sweeting, M., and Barnucz, J. 2020. [Targeted Surveys for Eastern Sand Darter and Channel Darter in Beach Habitats of the Laurentian Great Lakes, 2009-2018](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1307: vi + 54 p.
- Luck, K., and Ackerman, J.D. 2022. Threats to freshwater mussels: the interactions of water temperature, velocity and total suspended solids on ecophysiology and growth. *Sci. Total Environ.* 821(153101): 10 p.
- Mandrak, N.E., Boyko, A.L., et Staton, S.S. 2014. [Évaluation de l'information requise pour la désignation de l'habitat essentiel du chat-fou du nord \(*Noturus stigmosus*\), du lépisosté tacheté \(*Lepisosteus oculatus*\), du sucet de lac \(*Erimyzon sucetta*\) et du méné camus \(*Notropis anogenus*\) au Canada](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2014/059. v + 45 p.
- McAllister, K., Drake, D.A.R., and Power, M. 2022. Round Goby (*Neogobius melanostomus*) impacts on benthic fish communities in two tributaries of the Great Lakes. *Biol. Invasions.* 24: 2885–2903.
- Milne Technologies. 2023. Side-scan sonar image processing from habitat surveys of the Grand River, Ontario. Milne Technologies, Keene, ON. 32 p.
- Morris, W.F., and Doak, D.F. 2002. Quantitative Conservation Biology: Theory and Practice of Population Viability Analysis. Sinauer Associates, Sunderland, MA. 480 p.
- MPO. 2007. [Protocole révisé pour l'exécution des évaluations du potentiel de rétablissement](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2007/039.
- MPO. 2011. [Évaluation du potentiel de rétablissement du dard de sable \(*Ammocrypta pellucida*\) au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2011/020.
- MPO. 2012. Programme de rétablissement du dard de sable (*Ammocrypta pellucida*) au Canada : populations de l'Ontario. Série des programmes de rétablissement publiés en vertu de la Loi sur les espèces en péril, Pêches et Océans Canada, Ottawa. vii + 68 p.
- MPO. 2014. [Lignes directrices sur l'évaluation des menaces, des risques écologiques et des répercussions écologiques pour les espèces en péril](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2014/013. (*Erratum* : juin 2016)

- MPO. 2017. [Arrêté visant l'habitat essentiel du dard de sable \(*Ammocrypta pellucida*\) populations de l'Ontario](#). Canada Gazette SOR/2017-265. Gouvernement du Canada, Ottawa, ON. 151(25): 3491-3501.
- Paine, J.R. 1976. Preliminary beach seining survey on the north shore of the western basin of Lake Erie. 1976-1. Lake Erie Fisheries Assessment Unit, Ontario Ministry of Natural Resources, Peterborough, ON.
- Poos, M.S., Mandrak, N.E., and McLaughlin, R.L. 2008. A practical framework for selecting among single-species, community-, and ecosystem-based recovery plans. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65(12): 2656–2666.
- Poos, M.S., 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.
- R Core Team. 2022. [R: A language and environment for statistical computing](#). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. (accessed January 2023)
- Raab, D., Mandrak, N.E., and Ricciardi, A. 2018. Low-head dams facilitate Round Goby *Neogobius melanostomus* invasion. *Biol. Invasions*. 20: 757–776.
- Randall, R.G., Kelso, J.R.M., Minns, C.K., and Kels, R.M. 1995. Fish production in freshwaters: Are rivers more productive than lakes? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 631–643.
- Reed, D.H., O'Grady, J.J., Ballou, J.D., and Frankham, R. 2003. The frequency and severity of catastrophic die-offs in vertebrates. *Animal Cons.* 6: 109–114.
- Reid, S.M., and Mandrak, N.E. 2008. Historical changes in the distribution of threatened channel darter (*Percina copelandi*) in Lake Erie with general observations on the beach fish assemblage. *J. Great Lakes Res.* 43: 324-333.
- Reid, S.M., and Dextrase, A.J. 2014. First record of *Ammocrypta pellucida* (Agassiz, 1863) (Actinopterygii: Perciformes) from the Lake Ontario drainage basin. *Checklist*. 10(5): 1201-1203.
- Reid, S.M., and Dextrase, A.J. 2017. Monitoring lake populations of Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*): a comparison of two seines. *J. Freshw. Ecol.* 32(1): 499–511.
- Reid, S.M., and Haxton, T. 2020. Application of eDNA to detect a small, rare fish in Great Lakes embayments. *J. App. Ichth.* 36: 414–421.
- Ricard, M., Couillard, M.A., and Garceau, S. 2018. État des connaissances sur quatre espèces de poissons à statut précaire au Québec : fouille-roche gris, dard de sable, méné d'herbe et brochet vermiculé. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec. 61 p.
- Shaffer, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience*. 31(2): 131–134.
- Schiff, C.J., and Garnett, B. 1961. The short-term effects of three molluscicides on the microflora and microfauna of small, biologically stable ponds in southern Rhodesia. *Bull. World Health Organ.* 25(4–5): 543–547.
- Scott, W.B., and Crossman, E.J. 1973. Freshwater fishes of Canada. Bulletin 184. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa, ON. 966 p.
- Shepard, A., McGregor, M.A., and Haag, W.R. 2021. Host fishes and life history of the Round Hickorynut (*Obovaria subrotunda*). *Freshw. Mollusk Biol. Cons.* 24: 18-25.

- Smyth, E.R.B., et Drake, D.A.R. 2021. [Estimation de la mortalité des poissons et des moules dont la conservation est préoccupante résultant des applications de Bayluscide dans quatre rivières du corridor Huron-Érié](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/035. xi + 202 p.
- Tessler, N.R., Gottgens, J.F., and Kibbey, M.R. 2012. The first observations of the Eastern Sand Darter, *Ammocrypta pellucida* (Agassiz), in the Ohio portion of the Maumee River mainstem in sixty-five years. *Am. Mid. Nat.* 167: 198–204.
- Thompson, P.A., Welsh, S.A., Rizzo, A.A., and Smith, D.M. 2017. Effect of substrate size on sympatric sand darter benthic habitat preferences. *J. Freshw. Ecol.* 32: 455–465.
- Thompson, P.A., Welsh, S.A., Strager, M.P., and Rizzo, A.A. 2018. A multiscale investigation of habitat use and within-river distribution of sympatric sand darter species. *J. Geospat. App. Nat. Resources.* 2: 1–18.
- Ultsch G.R., Boschung, H., and Ross, M.J. 1978. Metabolism, critical oxygen tension, and habitat selection in darters (*Etheostoma*). *Ecology.* 59(1): 99–107.
- Walter, R.P., Venney, C.J., Mandrak, N.E., and Heath, D.D. 2022. Conservation implications of revised genetic structure resulting from new population discovery: the threatened eastern sand darter (*Ammocrypta pellucida*) in Canada. *J. Fish Biol.* 100(1): 92–98.
- Yunker, G.B., Soper, K.D., and Locke, B. 2009. A habitat and fish biodiversity assessment of the nearshore Canadian waters of lakes Erie and St. Clair: A report funded by the Canada-Ontario Agreement Respecting the Great Lakes Basin Ecosystem. Ontario Ministry of Natural Resources, Peterborough, ON. 23 p + vi.

ANNEXE 1 : MÉTHODES ET RÉSULTATS DU MODÈLE DE POPULATION

Méthodes

Les données sur les indices vitaux du dard de sable ont été compilées pour construire un modèle de population matriciel (Caswell 2001) qui intègre l'incertitude des paramètres, la stochasticité de l'environnement et la densité-dépendance. Les variables du cycle de vie et la structure du modèle proviennent de modèles de population du dard de sable publiés antérieurement (Finch *et al.* 2018, Lamothe *et al.* 2021). Des analyses d'élasticité et de simulation ont été utilisées pour quantifier l'incidence des dommages anthropiques sur les populations. Les estimations des cibles de rétablissement pour l'abondance et l'habitat ont été réalisées à l'aide d'une estimation de la taille de la population minimale viable (PMV) et de la zone minimale pour la viabilité de la population (ZNVP). Toutes les analyses et simulations ont été effectuées à l'aide du programme statistique R version 4.2.0 (R Core Team 2022).

Modèle de population

Le cycle de vie du dard de sable a été modélisé à l'aide d'un modèle matriciel stochastique de population comportant les femelles uniquement, densité-dépendant, structuré en fonction du stade biologique, du rythme des naissances, avant la reproduction, avec des intervalles de projection annuels (Caswell 2001). De nombreux aspects du cycle de vie du dard de sable sont incertains ou variables d'une population à l'autre (Finch *et al.* 2018). Cette incertitude a été incorporée dans le modèle de population en permettant aux paramètres du cycle biologique de varier entre les répétitions de la simulation en tirant les paramètres incertains de distributions de probabilité spécifiées fournissant une gamme de valeurs plausibles (tableau 8). Cela permet à différents modèles d'intégrer différentes combinaisons de paramètres et de fournir des résultats qui couvrent toute l'étendue de l'incertitude.

La longévité (T_{max}) et l'âge à la maturité (T_{mat}) sont des paramètres importants pour définir la structure du modèle de population. Au Canada, la longévité peut être de l'âge 3 (Finch *et al.* 2013) ou de l'âge 4 (Drake *et al.* 2008) en fonction de la population. De même, l'âge de la maturité a été observé à l'âge 1 ou à l'âge 2 dans toutes les populations (Finch *et al.* 2013). Pour permettre la variabilité de T_{mat} et T_{max} entre les simulations, la matrice a été structurée en trois étapes (figure A1.1). Le stade 1 représente l'âge 1, le stade 2 représente l'âge 2 et le stade 3 représente l'âge 3+ du dard de sable.

La matrice de projection **A** est le produit de la matrice de transition **B**, composée des caractéristiques du cycle de vie, et de la matrice de densité-dépendance **D** (voir l'équation A1.8 ci-dessous) représentant les effets de la densité, où :

$$\mathbf{B} = \begin{bmatrix} F_1 & F_2 & F_3 \\ \sigma_1 & 0 & 0 \\ 0 & \sigma_2 & P_3 \end{bmatrix}, \quad (\text{A1.1})$$

et :

$$\mathbf{A} = \mathbf{B} \circ \mathbf{D}, \quad (\text{A1.2})$$

où le symbole $\circ$ représente le produit de Hadamard ou la multiplication élément par élément des matrices. Abondance spécifique au stade, n chaque année, y est calculée à partir de :

$$n_{y+1} = \mathbf{A}_n n_y, \quad (\text{A1.3})$$

où $\mathbf{n}$ est un vecteur de l'abondance par stade et la matrice de projection de la population $\mathbf{A}$ varie d'une année à l'autre en raison des conditions environnementales et de la taille de la population qui influent sur les indices vitaux.

Les modèles matriciels basés sur les stades intègrent des estimations de F_i , de la fertilité spécifique au stade (σ_i), du taux de survie spécifique au stade et de la probabilité de survie et de maintien au stade 3 (P_3). La fertilité (F_i) représente le nombre de descendants femelles produits par femelle adulte chaque année et comprend tous les paramètres de la reproduction, y compris : la fécondité, le rapport des sexes, la périodicité de la fraie et la survie depuis le stade d'œuf jusqu'à l'âge 1. P_3 est une fonction de la survie au stade 3 et de la probabilité de transition (τ_3) décrivant la probabilité de rester au stade 3. P_3 est calculé comme suit :

$$P_3 = \sigma_3(1 - \tau_3), \quad (\text{A1.4})$$

avec,

$$\tau_3 = \frac{\sigma_3^{T_{max}-2} - \sigma_3^{(T_{max}-2-1)}}{(\sigma_3^{T_{max}-2} - 1)}. \quad (\text{A1.5})$$

Lorsque le T_{max} est de 4, P_3 décrit le nombre de dards de sable d'âge 3 qui survivent à l'âge 4 et lorsque T_{max} est de 3, P_3 se réduit à 0, de sorte qu'aucun individu ne survit à l'âge 4.

Le taux d a été estimé pour les populations de dard de sable dans la rivière Thames à l'aide de l'analyse de la courbe de capture de Chapman-Robinson (Finch *et al.* 2018). Le taux de survie moyen était de 0,386 (écart-type = 0,075) pour les individus d'âge 1+. Dans le modèle de population, on a supposé que la survie annuelle fût la même pour les classes d'âge 1+ et on l'a incluse comme variable stochastique. La survie à l'âge 1+ a été tirée d'une distribution bêta telle que la valeur ne peut être inférieure à 0 ou supérieure à 1 avec des paramètres de courbe de 15,88 et 25,26, ce qui donne une moyenne de 0,386 et un écart-type de 0,075. Le taux de survie à l'âge 0 était inconnu et a été résolu pour obtenir une matrice de projection avec un taux de croissance de la population donné. Le taux de survie a varié d'une année sur l'autre pour représenter la stochasticité de l'environnement. Finch *et al.* (2018) a estimé que le taux de survie annuel variait d'une année à l'autre avec un coefficient de variation (CV) de 0,2.

La fécondité décrit le nombre de descendants femelles survivant jusqu'à l'âge 1 produits annuellement par femelle adulte dans la population et se calcule comme suit :

$$F_i = R\rho_i f_i C\sigma_0. \quad (\text{A1.6})$$

R est le rapport de sexes à la naissance, supposé égal à 50 %. ρ_i est la proportion de femelles matures à l'âge- i . Finch *et al.* (2018) ont observé que dans une population mature à l'âge 1, environ 91 % des femelles étaient matures à cet âge et tous les dards de sable d'âge 2+ étaient matures. Par conséquent, ρ_1 a été fixé à 0,91 lorsque T_{mat} était égal à 1 et à 0 lorsque T_{mat} était égal à 2, et ρ_2 et ρ_3 ont été fixés à 1. La fécondité ou la taille de la ponte (f), est le nombre d'œufs produits par ponte et par femelle. La taille moyenne des pontes pour les populations de dard de sable est comprise entre 56,0 et 71,5 (COSEPAC 2009, Finch *et al.* 2013). La taille de la ponte a été incorporée en tant que paramètre stochastique avec une moyenne de 61,2 et un écart-type de 8,2 (Faber 2006, Finch *et al.* 2013). La valeur de la taille de la ponte a été tirée d'une distribution gamma telle que la taille de la ponte était toujours positive avec des paramètres de courbe et de taux de 55,7 et 0,91, respectivement, ce qui a donné des IC à 99 % de 48,4 à 84,4, ce qui représente une quantité raisonnable de variation. C est le nombre de pontes produites par année, qui a été autorisé à varier entre 1 et 3 pontes entre les répétitions de la simulation. La taille de la ponte a varié d'une année à l'autre pour simuler la stochasticité de l'environnement. L'ampleur de la variation de la taille des pontes n'étant pas connue, le

coefficient de variation (CV) de f a été incorporé en tant que variable stochastique, et tiré d'une distribution uniforme entre 0,05 et 0,20; 0,05 a été choisi pour représenter une faible variabilité interannuelle et 0,20 a été choisi pour refléter la variabilité du taux de survie.

On a supposé que la dépendance à la densité a agi au cours de la première année de vie et a été mise en œuvre à l'aide d'une fonction de Beverton-Holt, le taux de survie à l'âge 0 étant une fonction de la densité des adultes :

$$d = \frac{\sigma_{0,max}/\sigma_{0,1}}{1+b/KN}, \quad (A1.7)$$

où N est la densité à l'âge 1+, K est la capacité de charge, b est le coefficient de dépendance de la densité, $\sigma_{0,1}$ est le taux de survie à l'âge 0 lorsque la population est stable, et $\sigma_{0,max}$ est le taux de survie à l'âge 0 lorsque la population a atteint son taux de croissance maximal (λ_{max}). Dans un modèle de population antérieur (Lamothe *et al.* 2021) on a estimé que λ_{max} se situait entre 1,56 et 2,69 à partir d'une relation allométrique (Randall *et al.* 1995). Dans ce modèle, λ_{max} a été incorporé en tant que variable stochastique et tiré d'une distribution uniforme avec une valeur minimale de 1,56 et une valeur maximale de 2,69 [$Unif(1,56 \text{ } 2,69)$]. $\sigma_{0,max}$ a ensuite été résolu de la même manière que pour $\sigma_{0,1}$ pour trouver la valeur qui permet à la population de croître à son taux maximum. La valeur b a été calculée en réarrangeant l'équation A1.7 avec $N = K$ comme suit : $b = \sigma_{0,max} / \sigma_{0,1} - 1$. La matrice de dépendance de la densité, $\mathbf{D}$, était structurée comme suit :

$$\mathbf{D} = \begin{bmatrix} d & d & d \\ 1 & 1 & 1 \\ 1 & 1 & 1 \end{bmatrix}, \quad (A1.8)$$

et incorporé dans l'équation A1.2.

Incidence des dommages

L'incidence des dommages anthropiques sur une population de dard de sable a été évaluée à l'aide d'une analyse de l'élasticité déterministe des matrices de projection et de simulations stochastiques. L'analyse de l'élasticité est une méthode permettant de quantifier l'incidence des changements dans les indices vitaux sur une population. Plus précisément, les élasticités mesurent le changement proportionnel du taux de croissance de la population (λ) ou de l'abondance de la population (N) qui résulte d'un changement proportionnel de l'indice vital (v). Par exemple, une élasticité de λ de 0,2 pour la survie à l'âge 1+ indique qu'une variation de 10 % du taux de survie (p. ex. $0,386 \times (1 + 0,1) = 0,425$) entraînerait une augmentation de 2 % du taux de croissance de la population (p. ex. $1 \times (1 + 0,1 \times 0,2) = 1,02$).

Les élasticités sont utiles, car elles permettent d'évaluer les répercussions des modifications des indices vitaux et d'autres paramètres du modèle sur une population et, comme elles représentent des changements proportionnels, leurs valeurs sont directement comparables. Elles sont préférables aux analyses de simulation en raison de la rapidité avec laquelle elles peuvent être estimées, ce qui permet d'examiner beaucoup plus de perturbations que les simulations. Les élasticités sont toutefois limitées, car elles représentent des changements permanents, ne représentent avec précision que de petites perturbations (c.-à-d. des changements inférieurs à 30 %) et supposent que tous les autres paramètres du modèle restent inchangés. C'est pourquoi l'analyse de simulation a été utilisée pour examiner les effets d'une atteinte transitoire ou périodique à une population.

Analyse de l'élasticité déterministe

Les élasticités de λ (ε_λ) sont calculées en prenant les dérivés partiels échelonnés de λ par rapport à un indice vital (v ; Caswell 2001) :

$$\varepsilon_\lambda = \frac{v}{\lambda} \sum_{i,j} \frac{\partial \lambda}{\partial a_{i,j}} \frac{\partial a_{i,j}}{\partial v}, \quad (\text{A1.9})$$

où a_{ij} est l'élément de la matrice de projection à la ligne i et à la colonne j .

Les élasticités de N (ε_N) sont calculées à partir des sensibilités de N ($\frac{d\hat{N}}{dv^i}$) où (Caswell 2019) :

$$\frac{d\hat{N}}{dv^i} = \left(\mathbf{I}_i - \mathbf{A} - (\hat{\mathbf{N}}^\top \otimes \mathbf{I}_i) \frac{\partial \text{vec} \mathbf{A}}{\partial \mathbf{N}^\top} \right)^{-1} (\hat{\mathbf{N}}^\top \otimes \mathbf{I}_i) \frac{\partial \text{vec} \mathbf{A}}{\partial v^i}, \quad (\text{A1.10})$$

et :

$$\varepsilon_N = \text{diag}(\hat{\mathbf{N}})^{-1} \frac{dN}{dv^i} \text{diag}(v). \quad (\text{A1.11})$$

$\mathbf{A}$ est la matrice de projection de dimension $i \times i$, $\mathbf{I}_i$ est une matrice d'identité de dimension $i \times i$, $\hat{\mathbf{N}}$ est un vecteur de densités d'équilibre, $\frac{\partial \text{vec} \mathbf{A}}{\partial \mathbf{N}^\top}$ sont les dérivés partiels de la matrice $\mathbf{A}$ par rapport aux densités du stade, $\frac{\partial \text{vec} \mathbf{A}}{\partial v^i}$ est le dérivé partiel de la matrice $\mathbf{A}$ par rapport aux indices vitaux ou aux paramètres d'intérêt du modèle, $\top$ est l'opérateur de transposition, et $\otimes$ représente le produit de Kronecker. $\text{diag}(\hat{\mathbf{N}})$ et $\text{diag}(v)$ représentent des matrices diagonales avec les densités d'équilibre et les valeurs des paramètres sur la diagonale, respectivement, et des 0 sur les entrées hors diagonale. Voir Caswell (2019) pour plus de détails.

Une série d'élasticités potentielles de l'indice vital a été estimée en laissant varier des paramètres incertains (tableau 8). De même, le taux de croissance de la population a été autorisé à varier en incorporant l'effet de la densité sur le taux de survie à l'âge 0 (équation A1.7). Pour ce faire, la densité des adultes a été générée de manière aléatoire en tant que proportion de la capacité d'accueil (0 à 1 000 %) en utilisant une distribution uniforme sur une échelle logarithmique ($e^{\text{Unif}(\log(0.01) \log(K \times 10))}$). $\lambda = 1$ lorsque $N_a = K$, $\lambda < 1$ lorsque $N_a > K$, et $\lambda > 1$ lorsque $N_a < K$ jusqu'à un λ maximal de 2,69. Les analyses d'élasticité ont été répétées 5 000 fois.

Simulation

Des analyses par simulation ont été effectuées pour étudier l'incidence des dommages propres aux stades sur la densité de la population adulte. Les taux de survie propres aux stades ont été réduits d'un certain degré de dommages, allant de 0 à 99 %, à différentes fréquences : 1, 2, 5 et 10 ans, sur une simulation de 100 ans. La capacité de charge initiale a ensuite été comparée à la taille moyenne de la population au cours des 15 dernières années de la simulation afin de déterminer l'effet des dommages, quantifié comme la proportion de K_a initial. La fréquence indique à quelle fréquence les dommages ont été appliqués; une fréquence de 1 indique que les dommages sont constants et appliqués chaque année, tandis qu'une fréquence de 10 indique que les dommages sont périodiques et appliqués une fois tous les 10 ans. En tant que modèle dépendant de la densité, la population a la possibilité de se rétablir entre les applications de dommages, lorsque les conditions sont ramenées à l'état initial. Il n'existe pas d'espèces concurrentes, car il s'agit d'un modèle monospécifique. Les simulations ont intégré l'incertitude des paramètres et la stochasticité de l'environnement et ont été répétées 2 000 fois.

Cibles de rétablissement

Abondance : Population minimale viable (PMV)

Le concept de durabilité démographique a été utilisé pour déterminer les cibles potentielles minimales de rétablissement du dard de sable. La durabilité démographique est liée au concept de PMV (Shaffer 1981). Elle a été définie comme la taille minimale de la population adulte qui permet d'obtenir une probabilité de persistance souhaitée sur 100 ans [$\sim 45,8$ générations de dards de sable, où le temps de génération (ζ) a été estimé à partir de matrices de projection stochastiques (Caswell 2001) avec $\lambda = 1$ où $\zeta = 2,18$ (IC : 1,34 à 2,62)]. La PMV a été estimée à l'aide d'une analyse de simulation, qui a intégré l'incertitude des paramètres, la stochasticité de l'environnement et la dépendance de la densité.

Parmi les éléments importants intégrés dans l'analyse de la viabilité de la population figurent le choix de la période sur laquelle la persistance est déterminée, la gravité et la fréquence des événements catastrophiques et le seuil de quasi-extinction en deçà duquel une population est considérée comme non viable. Le choix de la période est arbitraire et sans justification biologique. Elle doit être suffisamment longue pour avoir une incidence sur la population examinée, mais pas au point de constituer un calendrier déraisonnable pour des considérations de gestion; une période de 100 ans a été retenue.

Les catastrophes, telles que les sécheresses, les maladies ou les déversements de produits chimiques, représentent des événements qui entraînent une diminution de plus de 50 % de la taille de la population. Le taux d'incidence des catastrophes graves sur les populations de dards de sable n'est pas connu. Sur la base d'une méta-analyse, Reed *et al.* (2003) ont déterminé que les disparitions catastrophiques (définies comme une diminution de la taille de la population $> 50\%$ en un an) se produisent à un taux de génération de $14\%^{-1}$ en moyenne parmi les populations de vertébrés. Le taux de mortalité catastrophique parmi les populations de dards de sable est inconnu et a été inclus dans les simulations en tant que paramètre stochastique en puisant dans une distribution uniforme avec des limites de 0,05 et 0,20 ($Unif(0,05 \text{ } 0,20)$) pour permettre des taux de catastrophe de 5 % à 20 % par génération. Cela équivaut à une disparition à grande échelle se produisant approximativement tous les 44 ans (à un taux de génération de $5\%^{-1}$) à tous les 11 ans (à un taux de génération de $20\%^{-1}$), calculé en divisant le temps de génération par le taux de catastrophe. L'incidence d'une catastrophe affecte simultanément toutes les étapes de la vie et a été tiré aléatoirement d'une distribution bêta échelonnée entre 0,5 et 1, avec des paramètres de forme de 0,762 et 1,5 (Reed *et al.* 2003; $Beta(0,762 \text{ } 1,5) \times (1 - 0,5) + 0,5$), représentant la probabilité d'un déclin de 50 à 100 % de la taille de la population.

La quasi-extinction représente les effets combinés des effets Allee, de la stochasticité démographique et de la dépression de consanguinité (Lande 1988) conduisant une population à l'extinction une fois le seuil franchi. La valeur du seuil de quasi-extinction ne peut être mesurée de manière empirique; par conséquent, 25 femelles adultes ont été utilisées comme approximation raisonnable (Morris et Doak 2002).

Des simulations ont été effectuées pour des populations présentant diverses abondances initiales de femelles adultes, allant de 50 à 30 000 (la densité initiale représentait la capacité de charge, K où $\lambda = 1$) et des taux de catastrophe allant de 5 à 20 % par génération. Les simulations ont été effectuées pendant 100 ans et répétées 20 000 fois. Le nombre de quasi-extinctions a été suivi à travers les simulations et la probabilité d'extinction (P_{ext}) a été modélisée sous forme de régression logistique qui était une fonction de la densité initiale des femelles transformée en $\log_{10}[\log_{10}(N_a)]$, du taux de catastrophe (P_{cat}), et de tous les paramètres incertains du modèle de population (tableau 8) où :

$$P_{ext} = \frac{1}{1 + e^{-(X\beta)}}, \quad (A1.12)$$

Où X est une matrice de toutes les covariables et β un vecteur de coefficients incluant l'ordonnée à l'origine.

Habitat : Superficie minimale pour une population viable (SMPV)

La superficie minimale pour une population viable (SMPV) représente la quantité d'habitat nécessaire pour soutenir une population de la taille de la PMV. Elle est estimée en divisant l'estimation de la PMV par la densité de la population. Des estimations de densité étaient disponibles pour les populations de dards de sable dans la rivière Grand, la rivière Thames et le lac West, estimées à l'aide de modèles à N mixte (annexe 2). Étant donné que les valeurs de SMPV sont calculées à partir des densités estimées à partir des captures effectuées dans le cadre de l'étude, elles représentent probablement la zone requise pour le dard de sable de l'âge 1+. Il peut être nécessaire d'examiner l'habitat d'alevinage des JA en âge de procréer en plus des valeurs de la SMPV, si les caractéristiques de l'habitat diffèrent de celles de l'habitat de l'âge 1+.

Résultats

Incidence des dommages

L'incidence des dommages anthropiques a été évaluée à l'aide d'une analyse de l'élasticité déterministe du taux de croissance de la population (λ figure A1.2) et de la densité (N figure A1.2) et d'une analyse de simulation (figure A1.3). Les résultats sont généralement cohérents pour les trois analyses. Dans la plupart des circonstances, les taux de croissances de la population de dard de sable ont été les plus influencés par les changements des paramètres de fertilité (taille de la ponte, nombre de pontes par année et taux de survie à l'âge 0), suivis par les perturbations du taux de survie à l'âge 1+. La sensibilité à la taille de la ponte et au taux de survie spécifiques à l'âge diminue avec l'âge. En moyenne, les populations de dards de sable n'ont pas été sensibles à la longévité; cependant, certains scénarios ont produit des élasticités importantes.

Les caractéristiques du cycle de vie ont exercé une influence significative sur les élasticités de l'indice vital (figure A1.4). De nombreuses distributions d'élasticité sont bimodales (figures A1.2) en raison de la valeur de l'âge à la maturité (figure A1.4). Les valeurs d'élasticité étaient plus élevées pour la taille de ponte et les autres paramètres de fertilité $T_{mat} = 1$, alors que les valeurs d'élasticité étaient plus importantes pour les taux de survie à l'âge 1+ lorsque $T_{mat} = 2$, cette tendance est également évidente dans les simulations de dommages transitoires, en particulier pour les valeurs de dommages les plus élevées (figure A1.3). Le taux de croissance de la population a également exercé une forte influence sur les estimations de l'élasticité. L'âge maximal présentait des élasticités importantes lorsque les taux de croissance de la population étaient faibles, ce qui constitue probablement un facteur de résilience pour les populations en déclin ($\lambda < 1$). Les estimations de l'élasticité pour la taille des pontes ont augmenté avec le taux de croissance de la population, tandis que les estimations du taux de survie à l'âge 1+ ont diminué. L'effet du taux de croissance de la population sur les estimations de l'élasticité a été réduit lorsque $T_{mat} = 2$.

L'analyse de simulation a montré l'effet d'une augmentation des dommages et des dommages temporaires (fréquences de 2, 5 et 10 ans). Des dommages continus à tous les âges supérieurs à ~ 40 % ou à la fertilité supérieurs à ~ 50 % a généralement conduit à la disparition de la population. À une fréquence de dommages de 2 ans, des dommages supérieurs à ~ 60 et 70 % à tous les âges et à la fertilité, respectivement, ont entraîné la disparition de l'espèce. L'impact

des dommages a diminué à des fréquences de 5 et 10 ans. À une fréquence de 10 ans, l'impact a été faible, même avec des niveaux élevés de dommages, lorsque les dards de sable d'âge 0 et d'âge 1+ ont été touchés séparément. Lorsque toutes les classes d'âge ont été touchées, des répercussions importantes à long terme (déclins de l'abondance de > 25 %) ont été observées avec des valeurs de dommages supérieures à ~ 75 %.

Cibles de rétablissement

La durabilité démographique a été évaluée à l'aide d'une analyse de simulation, qui a intégré l'incertitude des paramètres, la stochasticité de l'environnement et la densité-dépendance. Les résultats de la simulation, des quasi-extinctions binomiales (1 : éteint; 0 : existant), ont été ajustés à l'aide d'une régression logistique en fonction de la taille de la population de femelles adultes, du taux de catastrophe et des paramètres incertains du cycle de vie. Seuls la taille de la population, le taux de catastrophe et le taux de croissance maximal de la population ont un effet significatif sur la probabilité d'extinction (tableau A1.2). Les autres paramètres du cycle de vie ont exercé une influence significative sur le risque d'extinction dans la gamme de valeurs incluses (tableau A1.1) et sur la durée (100 ans) de la simulation.

La taille de la PMV a été estimée à partir d'un modèle de régression logistique utilisant des taux de catastrophe choisis au hasard [$P_{cat} = Unif(0.05 \text{ } 0.20)$] et des taux de croissance maximale de la population [$\lambda_{max} = Unif(1.56 \text{ } 2.69)$] et en trouvant la taille de la population de femelles adultes qui entraîne une probabilité d'extinction de 1 % (figure A1.5). L'estimation médiane de la PMV était de ~ 7 000 (IC : 2 600 à 18 200). Si l'on suppose un rapport des sexes de 1:1, la PMV incluant tous les dards de sable adultes était de ~ 14 000 (IC : 5 200 à 36 400). Des estimations de la PMV plus faibles correspondent à des populations ayant un taux de catastrophe plus faible et un taux de croissance démographique plus élevé. La probabilité moyenne d'extinction de toute taille de population femelle adulte peut être estimée à partir de la relation logistique ajustée pour un taux de catastrophe donné (tableau A1.1) :

$$P_{ext} = \frac{1}{1 + e^{-(5.71 - 2.99 \log_{10}(N_a) + 16.94 P_{cat} - 0.44 \lambda_{max})}} \quad (A1.13)$$

La superficie d'habitat nécessaire pour soutenir une population de la taille de la PMV a été calculée pour chaque site pour lequel des estimations de densité étaient disponibles (annexe 2). L'incertitude dans les estimations de la SMPV résulte de l'incertitude dans les estimations de la densité moyenne spécifiques à l'emplacement et de l'incertitude dans la PMV (figure A1.5). Les estimations de la SMPV étaient les plus faibles pour le lac West et le tronçon Brantford de la rivière Grand, et les plus faibles pour le tronçon Caledonia de la rivière Grand (tableau A1.2; figure A1.6).

Tableau A1.1. Résultats du modèle de régression logistique pour la probabilité d'extinction du dard de sable. N_a représente la taille de la population de femelles adultes, λ_{max} représente le taux de croissance maximal de la population et P_{cat} représente le taux de catastrophe.

Paramètres	Estimation	Erreur-type	valeur p
Interception	5,71	0,59	< 0,001
$\log_{10}(N_a)$	-2,99	0,11	< 0,001
λ_{max}	-0,44	0,20	0,029
P_{cat}	16,94	1,69	< 0,001

Tableau A1.2 Estimations de la densité médiane (intervalles de confiance à 95 %) et de la superficie minimale pour une population viable (SMPV) pour les populations de dard de sable pour lesquelles des données sont disponibles.

Populations	Densité (poissons m ⁻²)	SMPV (km ²)
Rivière Grand (forte densité en amont)	0,074 (0,036 à 0,181)	0,18 (0,05 à 0,66)
Rivière Grand (faible densité en aval)	0,019 (0,007 à 0,054)	0,71 (0,16 à 3,00)
Densité de la Thames	0,039 (0,026 à 0,066)	0,34 (0,11 à 1,06)
Lac West	0,080 (0,049 à 0,136)	0,17 (0,05 à 0,53)

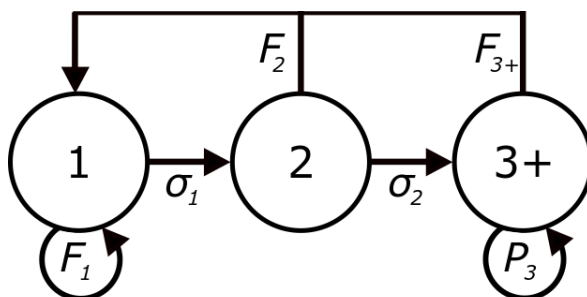
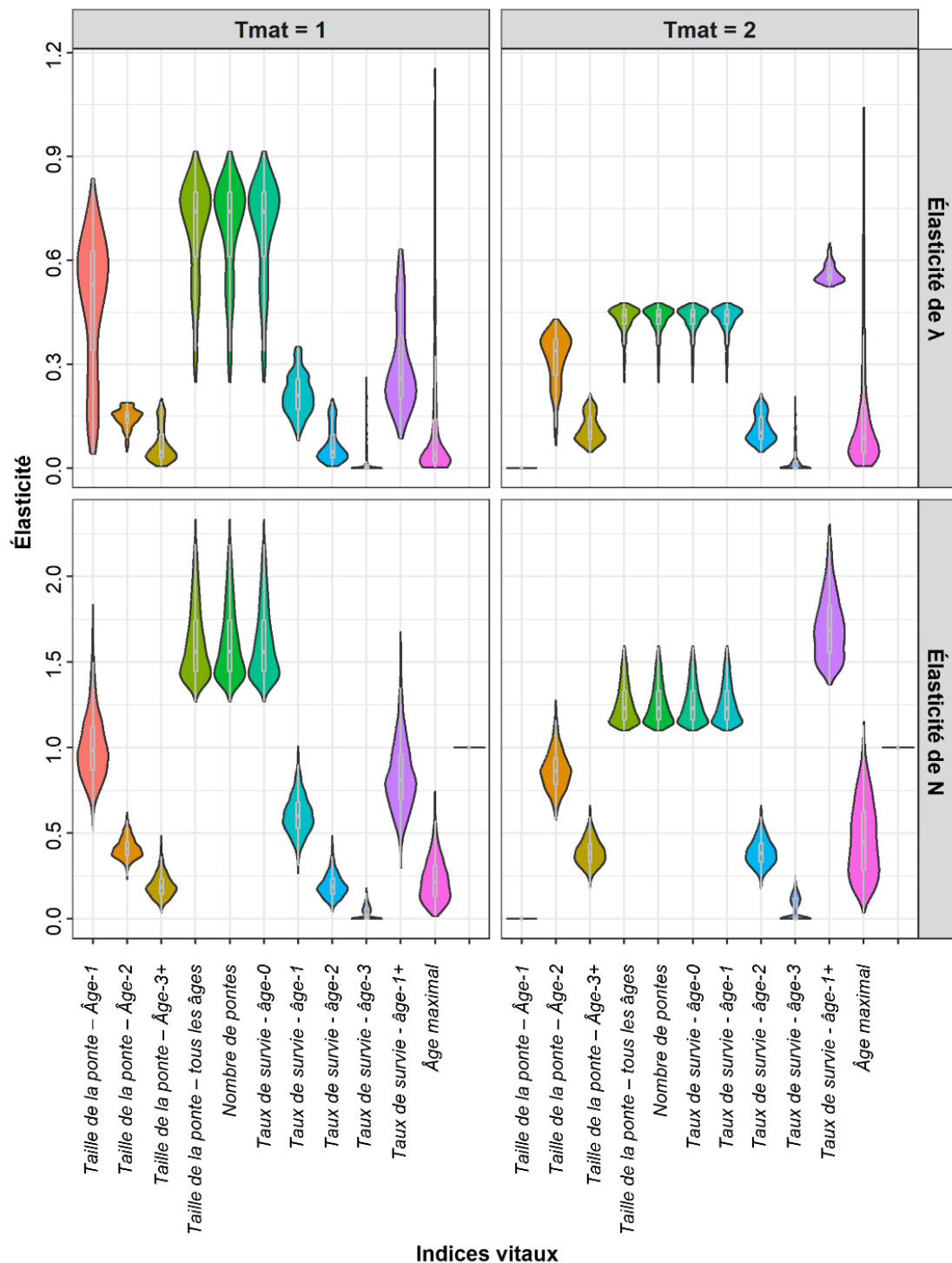


Figure A1.1. Cycle de vie généralisé utilisé pour modéliser la dynamique de la population de dard de sable. F_i représente la fertilité annuelle spécifique au stade, σ_i représente le taux de survie spécifique au stade, et P_3 représente la probabilité de survivre et de rester au stade 3.



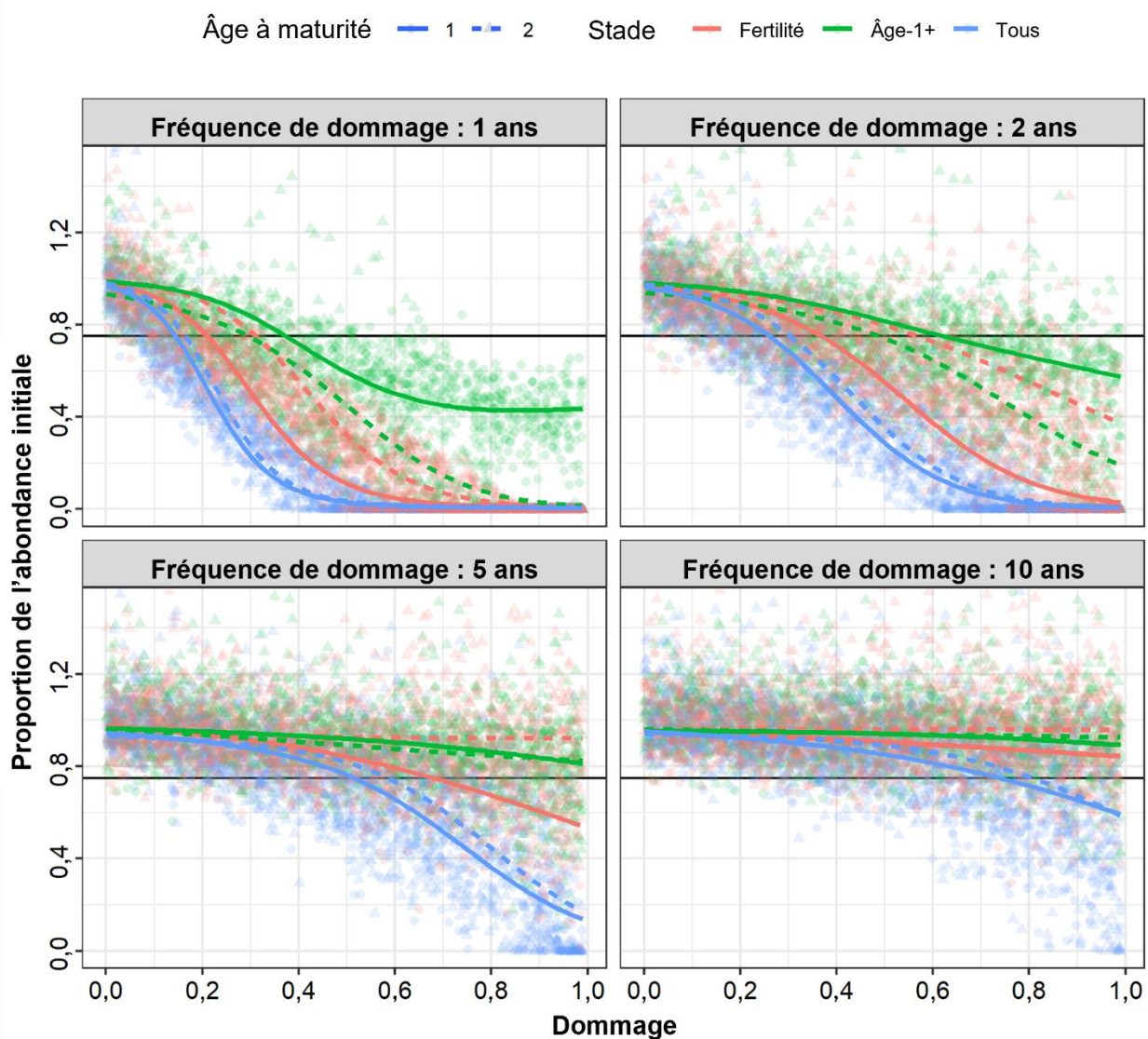


Figure A1.3. Résultats de l'analyse de simulation examinant le changement proportionnel de la taille de la population stable résultant de dommages anthropogéniques survenant à différentes fréquences (intervalles de 1, 2, 5 et 10 ans). Les dommages ont été appliqués à différents stades de la vie : fertilité, âge 1+, et toutes les étapes de la vie, représentées par des couleurs. La ligne horizontale noire indique une réduction de 25 % de la taille de la population. Stade : Fertilité = rouge, âge-1+ = vert, tous = bleu.

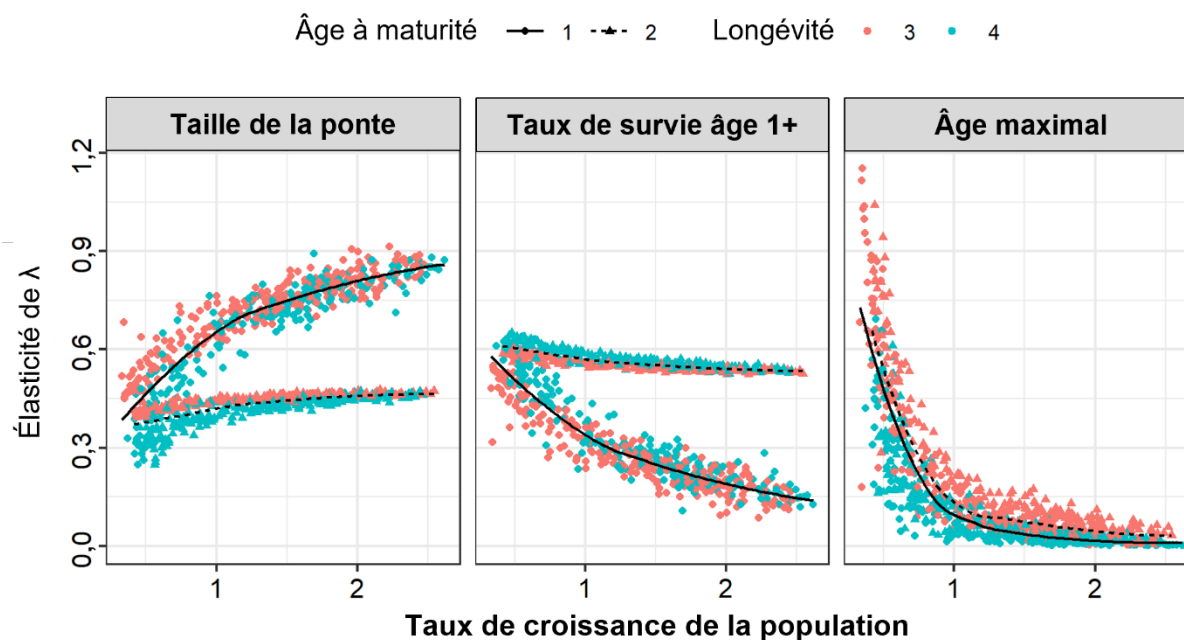


Figure A1.4. Résultats de l'analyse de l'élasticité de λ pour les populations de dard de sable en fonction du taux de croissance de la population. Les panneaux représentent certaines élasticités des indices vitaux. La couleur indique la longévité en années (3 = rouge, 4 = bleu) et le symbole représente l'âge à la maturité.

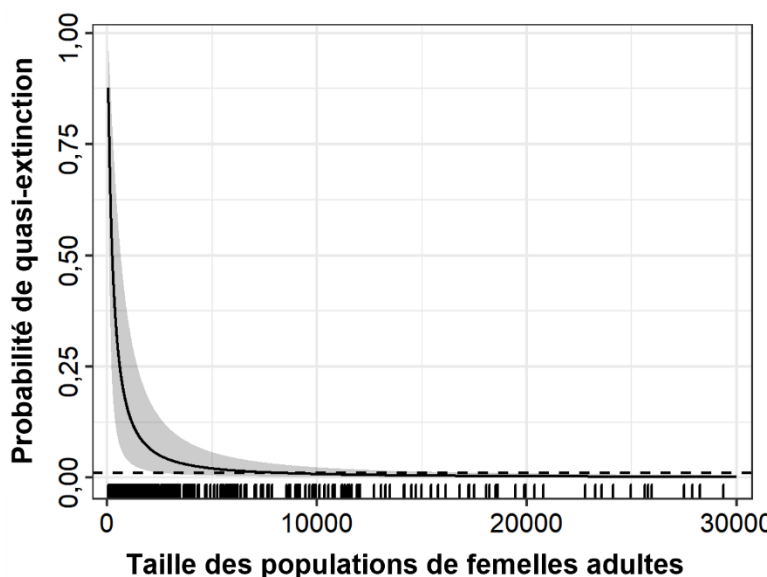


Figure A1.5. La probabilité de quasi-extinction en fonction de la taille des populations de femelles adultes. Le tracé de tapis indique des quasi-extinctions. La ligne continue représente la tendance de la régression logistique et la région grise représente les intervalles de confiance à 95 % (pour P_{cat} allant de 5 % à 20 % par génération et λ_{max} allant de 1,56 à 2,69). La ligne en pointillé indique une probabilité d'extinction de 1 %.

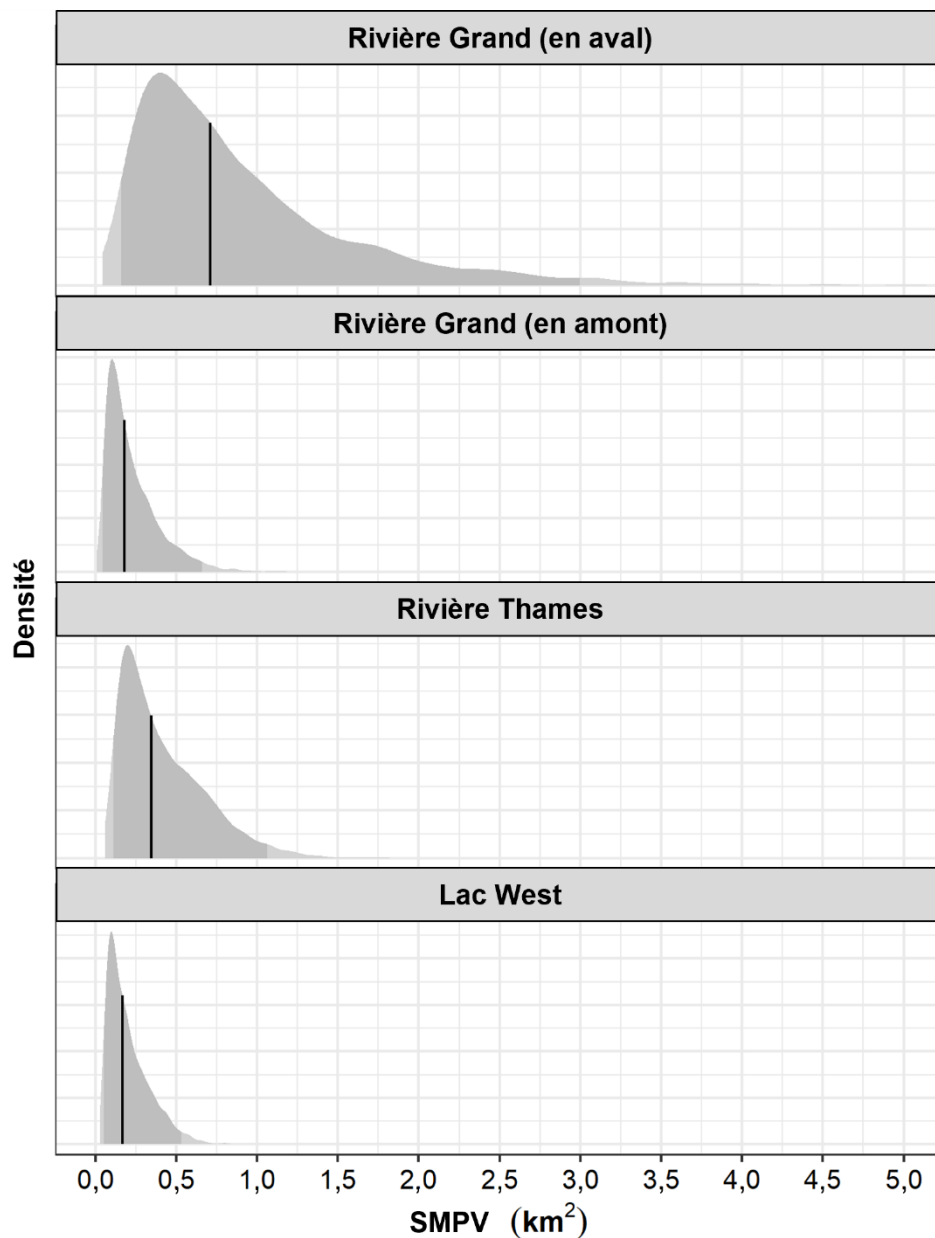


Figure A1.6. Diagramme de densité de Kernel de la superficie minimale de la population viable (SMPV) pour les populations de dard de sable dans quatre endroits : rivière Grand en amont (Brantford), rivière Grand en aval (Caledonia), rivière Thames et lac West.

ANNEXE 2 : MÉTHODES ET RÉSULTATS DU MODÈLE À N MIXTE

Méthodes

Des données sur les prises de dard de sable étaient disponibles pour la rivière Grand (Gáspárdy *et al.* 2025), le lac West (Reid et Dextrase 2017) et la rivière Thames (Dextrase *et al.* 2014). Le relevé sur la rivière Grand est le plus récent, puisqu'il a eu lieu en 2022 et que l'on a utilisé un échantillonnage à trois passages à l'aide d'une senne avec poche. Le relevé sur le lac West a été mené en 2013 et 2014 et on a utilisé un échantillonnage par prélèvement en cinq passages à l'aide de sennes avec poche et de sennes de plage. Les données relatives à la rivière Thames ont été collectées en 2006 à l'aide d'un échantillonnage à trois passages au moyen d'une senne avec poche.

Les données d'échantillonnage par prélèvement de chaque emplacement ont été ajustées à l'aide des modèles à N mixte (Kéry et Royle 2016) afin d'estimer la densité « réelle » des sites de dard de sable (N) dans chaque système en tenant compte de la probabilité de détection (p). Les modèles à N mixte comprennent deux sous-modèles, le modèle d'abondance et le modèle de détection. Les sous-modèles peuvent inclure des covariables supplémentaires au niveau du site, i , ou de l'échantillon, j . Les modèles étaient structurés comme suit :

$$C_{ij}|N_i \sim \text{Multinomial}(N_i, \pi(p_{ij})) \quad (\text{A2.1})$$

$$N_i \sim \text{NB}(\lambda_i, k) \quad (\text{A2.2})$$

$$\text{logit}(p_{ij}) = \alpha_0 + a_1 X_{1,i,j}^p + \dots + a_k X_{k,i,j}^p + u_{ij} \quad (\text{A2.3})$$

$$\log(\lambda_i) = \text{offset}(\text{Area}) + \beta_0 + \beta_1 X_{1,i}^N + \dots + \beta_l X_{l,i}^N, \quad (\text{A2.4})$$

où C_{ij} est la capture de dard de sable (poisson/senne) au site i et à l'échantillon j . Le modèle d'abondance a utilisé la distribution binomiale négative en raison d'une surdispersion évidente dans l'analyse préliminaire; λ est l'abondance attendue du site et k est le paramètre de taille pour la distribution binomiale négative. Étant donné que pour tous les relevés on a utilisé l'échantillonnage par prélèvement, les traits de senne effectués après le premier sur chaque site sont conditionnés par les traits de senne précédents. Par conséquent, le modèle de probabilité de détection utilise une distribution multinomiale avec des probabilités de cellule, π calculées comme le produit de la probabilité de détection au cours de l'échantillon j et de la probabilité de ne pas être détecté dans les échantillons précédents (p. ex. $\pi_3 = (1 - p_1)(1 - p_2)p_3$).

La surdispersion était également présente dans le modèle de détection. Pour en tenir compte, un effet aléatoire spécifique à l'échantillon (u_{ij}) a été inclus pour tenir compte de la variabilité excessive de la détection entre les échantillons, où $u_{ij} \sim \mathcal{N}(0, \sigma_{\text{sample}})$. α_0 est l'ordonnée à l'origine du modèle de détection et a_k représente les coefficients des covariables de détection jusqu'à k , $X_{k,i,j}^p$; les covariables de détection peuvent être spécifiques au site ou à l'échantillon. β_0 est l'ordonnée à l'origine du modèle d'abondance avec β_l jusqu'à l covariables d'abondance spécifiques au site, $X_{l,i}^N$. Toutes les covariables ont été centrées et mises à l'échelle. Les covariables incluses dans les modèles spécifiques à chaque lieu différaient en raison des différences entre les systèmes et la disponibilité des données. Les covariables incluses dans l'ajustement du modèle ont été intégrés sur la base des analyses antérieures (Dextrase *et al.* 2014, Reid et Dextrase 2017) et une modélisation préliminaire à l'aide de modèles linéaires généralisés. Le modèle d'abondance inclut la zone échantillonnée comme compensation pour tenir compte de toute différence dans l'effort d'échantillonnage au sein d'un relevé et fournit des valeurs attendues en unités de poissons/m².

Une approche bayésienne a été utilisée pour ajuster les modèles à N mixte à l'aide de NIMBLE (de Valpine *et al.* 2017, de Valpine *et al.* 2022a) dans R 4.2.2 (R core team 202) avec le paquet NIMBLE (de Valpine *et al.* 2022b). Des priorités vagues ont été utilisées pour toutes les variables du modèle.

L'adéquation du modèle a été évaluée à l'aide de l'approche bayésienne de la valeur p, dans laquelle une statistique d'adéquation est estimée pour les données observées et les données simulées obtenues à partir des distributions a posteriori. La valeur p bayésienne décrit la proportion des statistiques d'ajustement simulées qui dépassent la statistique d'ajustement pour les données observées, une valeur proche de 0,5 indiquant un bon ajustement. Trois statistiques d'ajustement ont été utilisées : la statistique du chi-carré, calculée comme suit :

$$\text{chi-carré} = \sum (y - E(y))^2 / E(y), \quad (\text{A2.5})$$

la statistique de Freeman-Tukey, calculée comme suit :

$$\text{Freeman-Tukey} = \sum (\sqrt{y} - \sqrt{E(y)})^2, \quad (\text{A2.6})$$

et la statistique de la somme des carrés, calculée comme suit :

$$\text{somme des carrés} = \sum (y - E(y) / \sigma_y)^2. \quad (\text{A2.7})$$

Chaque statistique d'ajustement a été utilisée pour évaluer l'ajustement du modèle pour les composantes du modèle de détection et d'abondance. En outre, une valeur p bayésienne a été utilisée pour confirmer que le modèle produisait un nombre approprié de 0.

Résultats

Dans la rivière Grand, 100 sites ont été échantillonnés; les modèles ont été élaborés à partir des données recueillies sur 96 sites en raison de l'absence de covariables. Dans 62 des 96 sites, aucun dard de sable n'a été détecté (64,5 %). Au total, 610 dards de sable ont été capturés, le nombre de captures par site variant de 0 à 174. La densité moyenne sur l'ensemble des sites était de 6,35 poissons/site avec une moyenne de 9,94 poissons/site dans le tronçon Brantford et de 1,74 poisson/site dans le tronçon Caledonia.

Le modèle à N mixte pour la rivière Grand (tableau A2.1) indique que la probabilité de détection est influencée par la largeur et la vitesse de la rivière, diminuant avec les deux variables (figure A2.1). La probabilité de détection était généralement élevée, 52 % (IC : 35,4 à 66,8), mais variable selon les échantillons, l'estimation de l'excès de variabilité étant de 0,91, ce qui indique une forte surdispersion. La densité des sites était plus importante en amont (tronçon Brantford) qu'en aval (tronçon Caledonia); la densité attendue dans le tronçon Caledonia était de 0,019 (IC : 0,008 à 0,054) poisson/m², alors que la densité attendue dans le tronçon Brantford était de 0,075 (IC : 0,036 à 0,181) poisson/m². La densité des sites avait tendance à être plus importante sur ceux dont le substrat présentait de plus grandes proportions de sable ou de gravier, et plus faible sur les sites plus turbides (figure A2.2). Les estimations de la densité moyenne correspondent à des sites dont le pourcentage moyen de sable et de gravier est de 82,7 % (plage : 50 à 100 %) et une turbidité moyenne (7,27 uTN; plage : 1,10 à 47,03) dans les sites échantillonnés. La densité était variable d'un site à l'autre, comme l'indique le paramètre de petite taille de la distribution binomiale négative.

Dans le lac West, 120 sites ont été inclus dans le modèle, 60 ont été échantillonnés à l'aide de sennes de poche et 60 à l'aide de sennes de plage. Aucun dard de sable n'a été capturé dans 45 sites (37,5 %). Au total, 1 184 dards de sable ont été capturés : 217 avec des sennes avec poche et 967 avec des sennes de plage. Les détections de dards de sable par site varient de 0

à 48 (densité moyenne des sites : 3,6 poissons/site) avec des sennes avec poche et 0 à 133 (densité moyenne du site : 16,1 poissons/site) avec des sennes de plage. La surface échantillonnée était plus importante avec les sennes de plage, environ 188 m², contre 94 m² pour les sennes avec poche.

Le modèle à *N* mixte pour le lac West (tableau A2.2) a maintenu le type de senne comme facteur important pour la probabilité de détection. La probabilité de détection était de 7,9 % (4,0 à 15,1) avec la senne avec poche et de 28,6 % (21,7 à 34,7) avec la senne de plage. La probabilité de détection était variable d'une senne à l'autre, l'effet aléatoire spécifique à la senne étant important pour l'ajustement du modèle. La densité du site a été influencée par le pourcentage de sable, la longitude et la profondeur (figure A2.3). La profondeur a été incorporée comme un polynôme du second degré, avec de faibles densités à de faibles profondeurs (< 0,3 m) et a augmenté jusqu'à un plateau à des profondeurs comprises entre ~ 0,6 et 1,0 m. La densité moyenne attendue des sites était similaire au tronçon Brantford de la rivière Grand, 0,081 (IC : 0,049 à 0,136) poisson/m². Les estimations de la densité moyenne correspondent à des sites dont le pourcentage moyen de sable est de 97,9 % (plage : 70 à 100 %), la longitude moyenne (-77,29; plage : -77,33 à 77,26) et la profondeur moyenne (0,54 m; plage : 0,14 à 0,96) dans les sites échantillonnés.

Dans la rivière Thames, 131 sites ont été échantillonnés. Aucun dard de sable n'a été détecté dans 65 sites (49,6 %). Au total, 516 dards de sable ont été capturés avec des détections par site allant de 0 à 79 et une densité moyenne de 3,94 poissons/site. La surface échantillonnée par senne variait cependant d'un site à l'autre, allant de 30 à 92 m² avec une moyenne de 80,1 m².

Le modèle à *N* mixte pour la rivière Thames (tableau A2.3) a indiqué que la probabilité de détection était influencée par le pourcentage de couverture (la proportion d'un site estimée être composée de débris ligneux et de rochers), diminuant fortement sur les sites avec plus de couverture (figure A2.4). La probabilité de détection était plus faible dans l'étude de la rivière Thames que dans celle de la rivière Grand; la probabilité moyenne de détection était de 14,1 % (IC : 7,1 à 24,7). La probabilité de détection était variable d'une senne à l'autre, l'effet aléatoire spécifique à la senne étant important pour l'ajustement du modèle. La densité des sites était intermédiaire entre les deux sections de la rivière Grand, avec une densité moyenne attendue de 0,040 (IC : 0,026 à 0,066) poisson/m² qui augmentait sur les sites dont le substrat présentait de plus grandes proportions de sable ou de gravier fin, et une plus grande clarté de l'eau (figure A2.5). La qualité du site était plus faible dans la rivière Thames que dans la rivière Grand, avec un pourcentage moyen de sable ou de gravier de 45,6 % (plage : 0 à 100) et une clarté moyenne de l'eau de 26,7 cm (plage : 2,5 à 94,0).

Pour tous les modèles à *N* mixte, il n'y avait aucune indication de manque d'ajustement dans le modèle de détection ou d'abondance dans toutes les statistiques d'ajustement (tableau A2.4) une fois que la surdispersion a été prise en compte dans les deux composantes du modèle. De même, le nombre de 0 prédit par le modèle est adéquat par rapport à ce qui a été observé.

Tableau A2.1. Résultats du modèle à N mixte pour la rivière Grand. Les estimations des paramètres sont fournies pour les sous-modèles de détection et d'abondance sous forme de valeurs moyennes avec l'écart-type (ET) et les intervalles de crédibilité à 95 % inférieurs (ICI) et supérieurs (ICS)

Paramètres	Symbole	Moyenne	ET	ICI	ICS
Modèle de détection					
Effets fixes					
Point d'intersection	α_0	0,07	0,32	-0,60	0,70
Vitesse de l'eau (m/s)	α_1	-0,81	0,26	-1,32	-0,29
Largeur du cours d'eau (m)	α_2	-1,03	0,41	-1,85	-0,25
Hyperparamètres					
Paramètre de dispersion	σ_{sample}	0,91	0,19	0,58	1,34
Modèle d'abondance					
Effets fixes					
Point d'intersection	β_0	0,65	0,49	-0,24	1,68
Tronçon Brantford	β_1	1,37	0,62	0,14	2,59
Pourcentage de sable et de gravier	β_2	1,14	0,39	0,39	1,93
Turbidité (uTN)	β_3	-1,09	0,59	-2,29	0,04
Hyperparamètres					
Paramètre de dispersion	k	0,16	0,03	0,10	0,23

Tableau A2.2. Résultats du modèle à N mixte pour le lac West. Les estimations des paramètres sont fournies pour les sous-modèles de détection et d'abondance sous forme de valeurs moyennes avec l'écart-type (ET) et les intervalles de crédibilité à 95 % inférieurs (ICI) et supérieurs (ICS).

Paramètres	Symbole	Moyenne	ET	ICI	ICS
Modèle de détection					
Effets fixes					
Point d'intersection	α_0	-2,45	0,39	-3,18	-1,72
Senne de plage	α_1	1,52	0,39	0,77	2,26
Hyperparamètres					
Paramètre de dispersion	σ_{sample}	0,66	0,7	0,53	0,80
Modèle d'abondance					
Effets fixes					
Point d'intersection	β_0	-2,51	0,26	-3,02	-1,99
Pourcentage de sable	β_1	0,62	0,18	0,26	0,96
Profondeur (m ²)	β_2	1,07	0,19	0,71	1,47
Profondeur ² (m ²)	β_3	-0,38	0,20	-0,77	0,03
Longitude	β_4	-0,79	0,19	-1,16	-0,43
Hyperparamètres					
Paramètre de dispersion	k	0,5	0,08	0,36	0,67

Tableau A2.3. Résultats du modèle à N mixte pour la rivière Thames. Les estimations des paramètres sont fournies pour les sous-modèles de détection et d'abondance sous forme de valeurs moyennes avec l'écart-type (ET) et les intervalles de crédibilité à 95 % inférieurs (ICI) et supérieurs (ICS).

Paramètres	Symbole	Moyenne	ET	ICI	ICS
Modèle de détection					
Effets fixes					
Point d'intersection	α_0	-1,81	0,37	-2,57	-1,12
Pourcentage de couverture	α_1	-2,02	0,67	-3,38	0,78
Hyperparamètres					
Paramètre de dispersion	σ_{sample}	0,85	0,15	0,58	1,18
Modèle d'abondance					
Effets fixes					
Point d'intersection	β_0	-3,23	0,24	-3,66	-2,72
Pourcentage de sable et de gravier	β_1	1,13	0,21	0,73	1,54
Clarté de l'eau (cm)	β_2	0,99	0,16	0,69	1,32
Hyperparamètres					
Paramètre de dispersion	k	0,62	0,13	0,41	0,90

Tableau A2.4. Statistiques de la qualité de l'ajustement (valeurs p bayésiennes) pour les modèles à N mixte développés pour la rivière Grand, le lac West et la rivière Thames. Les valeurs proches de 0,5 (p. ex. > 0,2 et < 0,8) indiquent une bonne qualité.

Modèle	Chi carré	Freeman-Tukey	Somme des carrés	Prop. de 0
Rivière Grand				
Détection	0,454	0,547	0,530	S.O.
Abondance	0,466	0,396	0,519	0,733
Lac West				
Détection	0,354	0,795	0,623	S.O.
Abondance	0,509	0,540	0,459	0,515
Rivière Thames				
Détection	0,503	0,501	0,448	S.O.
Abondance	0,445	0,532	0,474	0,499

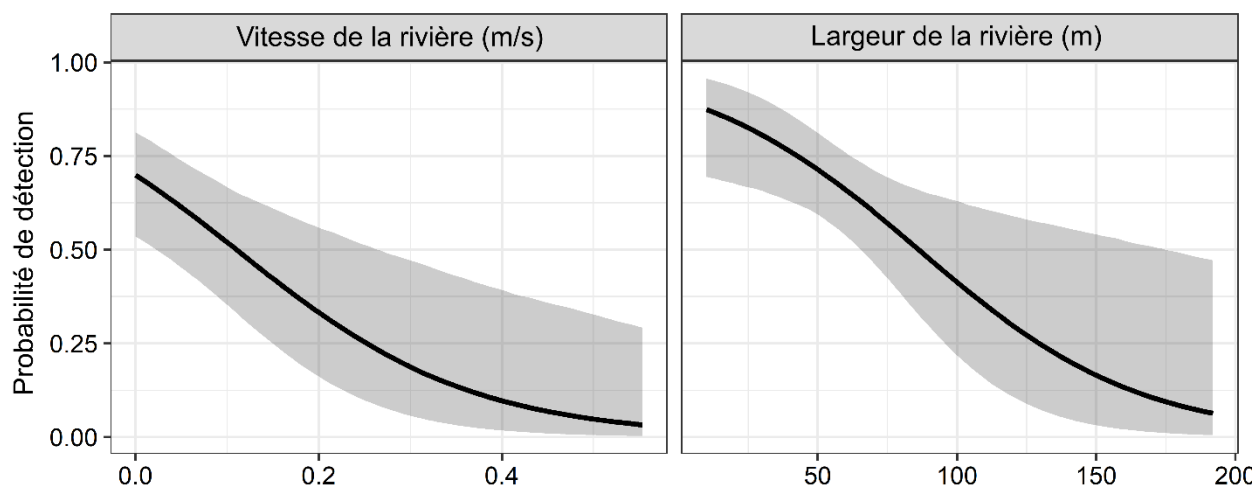


Figure A2.1. Prédictions du modèle à N mixte de la probabilité de détection du dard de sable de dans la rivière Grand en fonction de la largeur du cours d'eau (m) et de la vitesse de l'eau (m/s). La ligne continue représente la prédiction médiane et la zone grise représente les intervalles de crédibilité à 95 %. Figure reproduite de Lamothe et al. (2026).

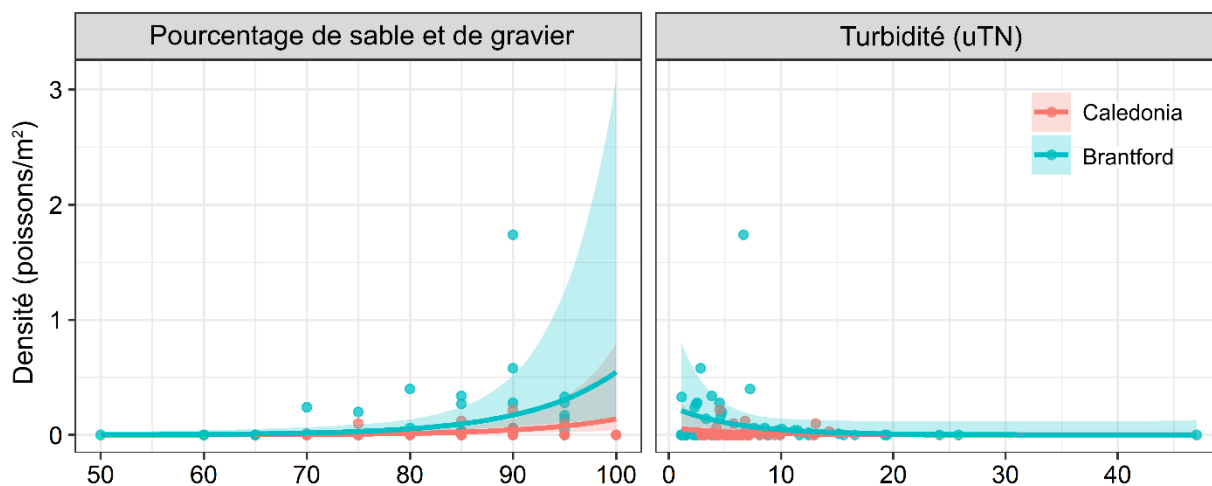


Figure A2.2. Prédictions du modèle à N mixte de la densité du dard de sable (poisson/m²) dans les sections en amont (bleu) et en aval (rouge) de la rivière Grand en fonction du pourcentage de sable et de gravier et des mesures de turbidité (unité de turbidité néphélométrique; uTN). La ligne continue représente les prédictions médianes et la zone grise représente les intervalles de crédibilité à 95 %. Les densités prédites dans le volet « pourcentage de sable et de gravier » intègrent la turbidité moyenne (7,27 uTN) et les densités prédites dans le volet « turbidité » intègrent le pourcentage médian de sable et de gravier (82,7 %). Figure reproduite de Lamothe et al. (2026).

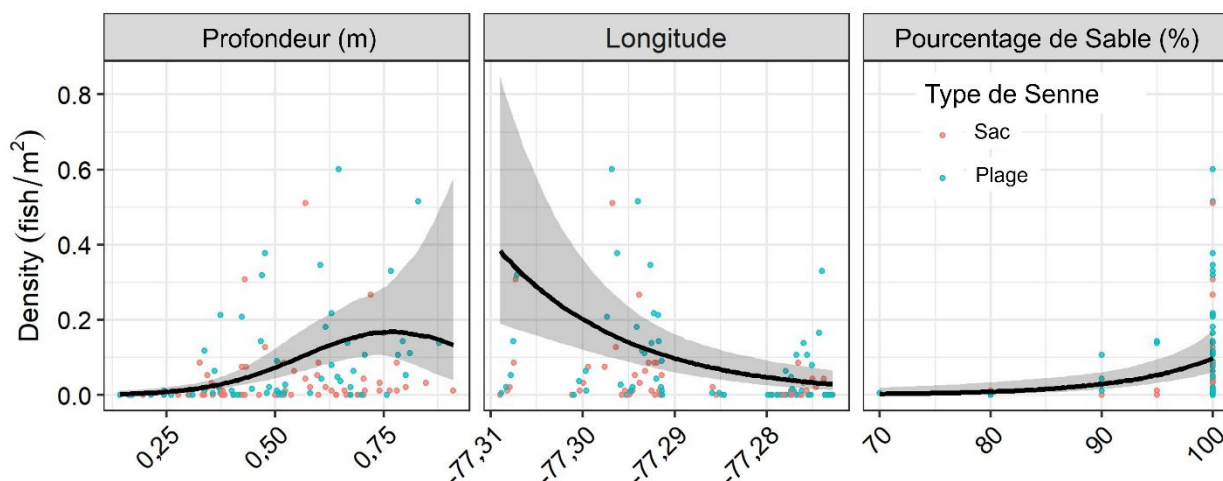


Figure A2.3. Prédiction du modèle à N mixte de la densité du dard de sable (poisson/m²) dans le lac West en fonction de la profondeur (m), de la longitude et du pourcentage de sable mesuré. La ligne continue représente les prédictions médianes et la zone grise représente les intervalles de crédibilité à 95 %. Les points bleus correspondent aux échantillons prélevés à l'aide de sennes de plage et les points rouges aux échantillons prélevés à l'aide de sennes avec sac. Les densités prédites correspondent aux estimations à la profondeur moyenne (0,54 m), à la longitude moyenne (-77,29) et au pourcentage moyen de sable (97,9 %) dans les panneaux respectifs. Figure reproduite de Lamothe et al. (2026).

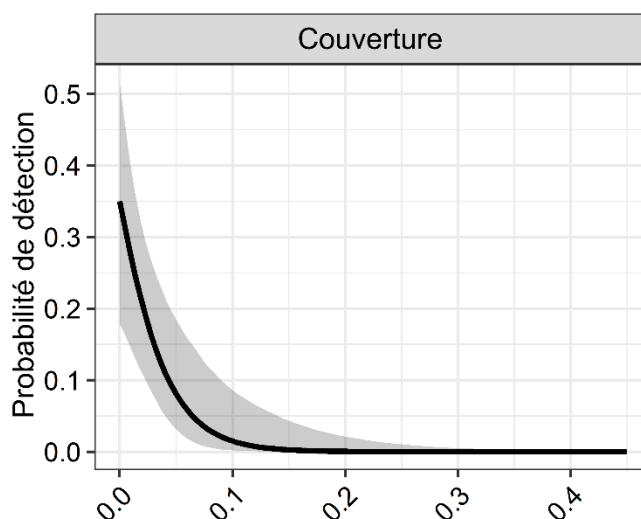


Figure A2.4. Prédiction du modèle à N mixte de la probabilité de détection du dard de sable dans la rivière Thames en fonction de la proportion d'un site constitué de débris ligneux et de blocs rocheux (c.-à-d. la couverture). La ligne continue représente la prédiction médiane et la zone grise représente les intervalles de crédibilité à 95 %. Figure reproduite de Lamothe et al. (2026).

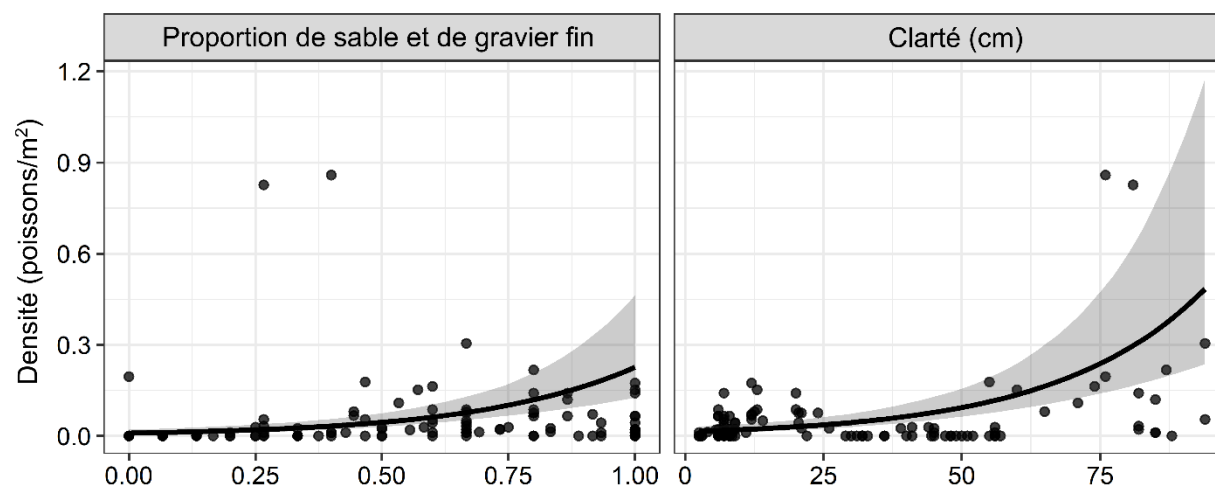


Figure A2.5. Prédiction du modèle à N mixte de la densité du dard de sable (poisson/m²) dans la rivière Thames en fonction de la proportion de sable et de gravier fin et des mesures de la clarté de l'eau (cm). Le modèle a été construit à partir des données de Dextrase (2013). La ligne continue représente la prédiction médiane et la zone grise représente les intervalles de crédibilité à 95 %. Les densités prédites dans la proportion de sable et de gravier intègrent la clarté moyenne (26,7 cm) et les densités prédites dans le volet « clarté » intègrent le pourcentage moyen de sable et de gravier (0,456). Figure reproduite à partir de Lamothe et al. (2026).

ANNEXE 3 : ÉVALUATION DE LA MENACE

Les menaces ont été évaluées pour chaque population en suivant les lignes directrices du MPO (2014). Chaque menace a été classée en fonction de sa probabilité de réalisation (PR), de son niveau des répercussions (NR) et de sa certitude causale (CC). La probabilité de réalisation a été classée comme connue, susceptible, peu probable, faible ou inconnue, et se réfère à la probabilité qu'une menace spécifique se produise pour une population donnée sur une période de 10 ans ou de trois générations, la période la plus courte étant retenue. Le niveau des répercussions a été classé comme extrême, élevé, moyen, faible ou inconnu, et se réfère à l'ampleur de l'incidence causée par une menace donnée, et au niveau auquel elle affecte la survie ou le rétablissement de la population (tableau A3.1). Le tableau A3.2 présente une justification supplémentaire des cotes de niveau d'incidence. Le niveau de certitude associé à chaque menace a été évalué et classé comme suit : 1 = très élevée, 2 = élevée, 3 = moyenne, 4 = faible et 5 = très faible. La réalisation de la menace au niveau de la population (RMP), la fréquence de la menace au niveau de la population (FMP) et l'étendue de la menace au niveau de la population (EMP) ont également été évaluées et un statut leur a été attribué sur la base des définitions présentées dans le tableau A3.1 (classements dans les tableaux A3.3 et A3.4 pour les UD du sud-ouest de l'Ontario et du lac West, respectivement). La probabilité de réalisation et le niveau de répercussions pour chaque population ont ensuite été combinés dans la matrice des menaces et des risques au niveau de la population (tableau A3.5; classements dans les tableaux 9 et 10 pour les UD du sud-ouest de l'Ontario et du lac West, respectivement). L'évaluation des menaces au niveau de l'UD dans le tableau A3.6 est une synthèse des menaces au niveau de la population identifiées dans le tableau 9 pour l'UD du sud-ouest de l'Ontario; aucune synthèse n'a été faite pour l'UD du lac West, car celle-ci n'a qu'une seule population.

Tableau A3.1. Définition et termes utilisés pour décrire la probabilité de réalisation (PR), le niveau des répercussions (NR), la certitude causale (CC), la réalisation de la menace au niveau de la population (RMP), la fréquence de la menace au niveau de la population (FMP) et l'étendue de la menace au niveau de la population (EMP), reproduits à partir des documents suivants DFO (2014).

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

Tableau A3.2. Justification et références pour l'évaluation des menaces. Les références présentées sont spécifiques au dard de sable en Ontario; se référer au COSEPAC (2009), à Bouvier et Mandrak (2010), et au COSEPAC (2022) pour des examens plus complets de chaque menace et des références associées.

Catégorie de menace	Sous-catégorie	Détails	Justification	Références
Modifications des systèmes naturels	Barrages et gestion/utilisation de l'eau	Dépôt de fines en amont des barrages et modification du débit en aval	Le niveau de répercussions est jugé « faible » pour les zones où les barrages se trouvent en amont de la répartition de l'espèce et « moyen » lorsque les barrages perturbent la répartition.	Dextrase 2013
Espèces et gènes envahissants et autres espèces problématiques	Espèces non indigènes envahissantes	Gobie à taches noires	Le niveau des répercussions est le même dans toutes les localités – le gobie à taches noires est relativement abondant dans toute l'aire de répartition du dard de sable en Ontario et on s'attend à ce qu'il ait des répercussions similaires dans tous les types d'habitat.	Poos <i>et al.</i> 2010, Raab <i>et al.</i> 2018, Firth <i>et al.</i> 2021b, McAllister <i>et al.</i> 2022
Pollution	Eaux usées domestiques et urbaines	Détergents, métaux lourds, hydrocarbures, hormones et composés pharmaceutiques, chlorure	Le niveau des répercussions tient compte de la proportion d'utilisation des terres urbaines et du nombre de stations d'épuration des eaux usées dans le bassin versant (si ces données sont disponibles); les systèmes plus importants avec des taux d'échange d'eau élevés ont été moins bien notés.	
	Effluents agricoles et forestiers	Sédiments, pesticides, herbicides, engrais	Le niveau des répercussions tient compte de la proportion d'utilisation des terres agricoles dans le bassin versant; les systèmes plus vastes avec des taux d'échange d'eau élevés ont été moins bien notés.	Daniels 1993, Drake <i>et al.</i> 2008,
	Effluents industriels et militaires	Bayluscide granulaire et industrie pétrochimique	Le niveau des répercussions est considéré comme faible pour les systèmes recevant des applications Bayluscide granulaire, mais il peut avoir des répercussions élevées dans certains scénarios. Les répercussions des industries pétrochimiques le long des rivières Sainte-Claire et Détroit sont mal connues, mais elles pourraient avoir des répercussions sur le dard de sable dans le lac Sainte-Claire et la rivière Détroit.	Smyth et Drake 2021, Andrews <i>et al.</i> 2021
Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	Sécheresses	Perte d'eau et exposition des barres de sable	Le niveau des répercussions est considéré comme moyen dans les rivières, car l'habitat des bassins de refuge peut ne pas disposer de sable (il peut être élevé dans la rivière Thames en raison d'un débit de base limité), et faible dans les lacs et les baies.	Brinker <i>et al.</i> 2018, Hoving <i>et al.</i> 2013
	Températures extrêmes	Températures élevées et périodes d'hypoxie	Le niveau des répercussions est considéré comme faible dans l'ensemble au cours des 10 prochaines années; toutefois, elles pourraient être plus importantes dans les rivières que dans les lacs et les baies, en raison de la plus grande capacité tampon de ces derniers.	Brinker <i>et al.</i> 2018, Firth <i>et al.</i> 2021a, 2023

Tableau A3.3.1. Probabilité de réalisation (PR), niveau des répercussions (NR) et certitude causale (CC) de la menace, réalisation de la menace au niveau de la population (RMP), fréquence de la menace au niveau de la population (FMP) et étendue de la menace au niveau de la population (EMP) pour les populations de lac Sainte-Claire, la rivière Sydenham, et la rivière Thames de dard de sable dans l'unité désignable du sud-ouest de l'Ontario. Les définitions et les termes utilisés pour décrire les niveaux de menace figurent dans le tableau A3.1.

Catégorie de menace	Sous-catégorie	Détails	Lac Sainte-Claire						Rivière Sydenham						Rivière Thames					
			PR	NR	CC	RMP	FMP	EMP	PR	NR	CC	RMP	FMP	EMP	PR	NR	CC	RMP	FMP	EMP
Modifications des systèmes naturels	Barrages et gestion/ utilisation de l'eau	Dépôt de fines en amont des barrages et modification du débit en aval	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	R	L	5	H/C	C	R	R	L	5	H/C	C	R
Espèces et gènes envahissants et autres espèces problématiques	Espèces non indigènes envahissantes	Gobie à taches noires	K	M	4	H/C/A	C	B	K	M	4	H/C/A	C	B	K	M	4	H/C/A	C	B
Pollution	Eaux usées domestiques et urbaines	Détergents, métaux lourds, hydrocarbures, hormones et composés pharmaceutiques, chlorure	K	L	5	H/C/A	C	B	K	L	5	H/C/A	C	B	K	M	5	H/C/A	C	B
	Effluents agricoles et forestiers	Sédiments, pesticides, herbicides, engrais	K	L	4	H/C/A	C	B	K	M	4	H/C/A	C	B	K	M	4	H/C/A	C	B
	Effluents industriels et militaires	Bayluscide granulaire (apparement) et industrie pétrochimique	K	L	5	H/C/A	C	B	K	L	3	H/C/A	C	B	K	L	5	H/C/A	C	B
Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	Sécheresses	Perte d'eau, exposition des barres de sable	K	L	5	H/C/A	R	B	K	M	5	H/C/A	R	B	K	H	5	H/C/A	R	B
	Températures extrêmes	Températures élevées et périodes d'hypoxie	K	L	5	H/C/A	R	B	K	L	5	H/C/A	R	B	K	L	5	H/C/A	R	B

Tableau A3.3.2. Probabilité de réalisation (PR), niveau des répercussions (NR) et certitude causale (CC) de la menace, réalisation de la menace au niveau de la population (RMP), fréquence de la menace au niveau de la population (FMP) et étendue de la menace au niveau de la population (EMP) pour les populations du bassin occidental (lac Érié) et la baie Rondeau de dard de sable dans l'unité désignable du sud-ouest de l'Ontario. Les définitions et les termes utilisés pour décrire les niveaux de menace figurent dans le tableau A3.1.

Catégorie de menace	Sous-catégorie	Détails	Bassin occidental (lac Érié)						Baie Rondeau					
			PR	NR	CC	RMP	FMP	EMP	PR	NR	CC	RMP	FMP	EMP
Modifications des systèmes naturels	Barrages et gestion/utilisation de l'eau	Dépôt de fines en amont des barrages et modification du débit en aval	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Espèces et gènes envahissants et autres espèces problématiques	Espèces non indigènes envahissantes	Gobie à taches noires	K	M	4	H/C/A	C	B	K	M	4	H/C/A	C	B
Pollution	Eaux usées domestiques et urbaines	Détergents, métaux lourds, hydrocarbures, hormones et composés pharmaceutiques, chlorure	K	L	5	H/C/A	C	B	K	M	5	H/C/A	C	B
	Effluents agricoles et forestiers	Sédiments, pesticides, herbicides, engrais	K	L	4	H/C/A	C	B	K	L	4	H/C/A	C	B
	Effluents industriels et militaires	Bayluscide granulaire (apparemment) et industrie pétrochimique	R	L	5	S.O.	S.O.	S.O.	R	L	5	S.O.	S.O.	S.O.
Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	Sécheresses	Perte d'eau, exposition des barres de sable	K	L	5	H/C/A	R	B	K	L	5	H/C/A	R	B
	Températures extrêmes	Températures élevées et périodes d'hypoxie	K	L	5	H/C/A	R	B	K	L	5	H/C/A	R	B

Tableau A3.3.3. Probabilité de réalisation (PR), niveau des répercussions (NR) et certitude causale (CC) de la menace, réalisation de la menace au niveau de la population (RMP), fréquence de la menace au niveau de la population (FMP) et étendue de la menace au niveau de la population (EMP) pour les populations du ruisseau Big (comté de Norfolk), la baie Long Point, et la rivière Grand de dard de sable dans l'unité désignable du sud-ouest de l'Ontario. Les définitions et les termes utilisés pour décrire les niveaux de menace figurent dans le tableau A3.1.

Catégorie de menace	Sous-catégorie	Détails	Ruisseau Big (comté de Norfolk)						Baie Long Point						Rivière Grand					
			PR	NR	CC	RMP	FMP	EMP	PR	NR	CC	RMP	FMP	EMP	PR	NR	CC	RMP	FMP	EMP
Modifications des systèmes naturels	Barrages et gestion/ utilisation de l'eau	Dépôt de fines en amont des barrages et modification du débit en aval	U	U	5	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	K	M	1	H/C/A	C	B
Espèces et gènes envahissants et autres espèces problématiques	Espèces non indigènes envahissantes	Gobie à taches noires	K	M	4	H/C/A	C	B	K	M	4	H/C/A	C	B	K	M	4	H/C/A	C	B
Pollution	Eaux usées domestiques et urbaines	Détergents, métaux lourds, hydrocarbures, hormones et composés pharmaceutiques, chlorure	K	L	5	H/C/A	C	B	K	M	5	H/C/A	C	B	K	M	5	H/C/A	C	B
	Effluents agricoles et forestiers	Sédiments, pesticides, herbicides, engrais	K	M	4	H/C/A	C	B	K	L	4	H/C/A	C	B	K	M	4	H/C/A	C	B
	Effluents industriels et militaires	Bayluscide granulaire (apparement) et industrie pétrochimique	R	L	5	S.O.	S.O.	S.O.	R	L	5	S.O.	S.O.	S.O.	R	L	5	S.O.	S.O.	S.O.
Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	Sécheresses	Perte d'eau, exposition des barres de sable	K	M	5	H/C/A	R	B	K	L	5	H/C/A	R	B	K	M	5	H/C/A	R	B
	Températures extrêmes	Températures élevées et périodes d'hypoxie	K	L	5	H/C/A	R	B	K	L	5	H/C/A	R	B	K	L	5	H/C/A	R	B

Tableau A3.3.4. Probabilité de réalisation (PR), niveau des répercussions (NR) et certitude causale (CC) de la menace, réalisation de la menace au niveau de la population (RMP), fréquence de la menace au niveau de la population (FMP) et étendue de la menace au niveau de la population (EMP) pour les populations extirpées de la rivière Ausable et le ruisseau Big Otter de dard de sable dans l'unité désignable du sud-ouest de l'Ontario. Les définitions et les termes utilisés pour décrire les niveaux de menace figurent dans le tableau A3.1.

Catégorie de menace	Sous-catégorie	Détails	Rivière Au Sable						Ruisseau Big Otter					
			PR	NR	CC	RMP	FMP	EMP	PR	NR	CC	RMP	FMP	EMP
Modifications des systèmes naturels	Barrages et gestion/utilisation de l'eau	Dépôt de fines en amont des barrages et modification du débit en aval	U	U	5	H/C/A	C	R	U	U	5	S.O.	S.O.	S.O.
Espèces et gènes envahissants et autres espèces problématiques	Espèces non indigènes envahissantes	Gobie à taches noires	K	M	4	H/C/A	C	B	K	M	4	H/C/A	C	B
Pollution	Eaux usées domestiques et urbaines	Détergents, métaux lourds, hydrocarbures, hormones et composés pharmaceutiques, chlorure	K	M	5	H/C/A	C	B	K	L	5	H/C/A	C	B
	Effluents agricoles et forestiers	Sédiments, pesticides, herbicides, engrais	K	M	4	H/C/A	C	B	K	M	4	H/C/A	C	B
	Effluents industriels et militaires	Bayluscide granulaire (apparemment) et industrie pétrochimique	R	L	5	S.O.	S.O.	S.O.	R	L	5	S.O.	S.O.	S.O.
Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	Sécheresses	Perte d'eau, exposition des barres de sable	K	M	5	H/C/A	R	B	K	M	5	H/C/A	R	B
	Températures extrêmes	Températures élevées et périodes d'hypoxie	K	L	5	H/C/A	R	B	K	L	5	H/C/A	R	B

Tableau A3.4 Probabilité de réalisation (PR), niveau de répercussions (NR) et certitude causale (CC) de la menace, réalisation de la menace au niveau de la population (RMP), fréquence de la menace au niveau de la population (FMP) et étendue de la menace au niveau de la population (EMP) pour chaque population de dard de sable dans l'unité désignable du lac West. Les définitions et les termes utilisés pour décrire les niveaux de menace figurent dans le tableau A3.1.

Catégorie de menace	Sous-catégorie	Détails	Lac West					
			PR	NR	CC	RMP	FMP	EMP
Espèces et gènes envahissants et autres espèces problématiques	Espèces non indigènes envahissantes	Gobie à taches noires	K	M	4	H/C/A	C	B

Tableau A3.5. La matrice des niveaux de menace combine la probabilité de réalisation et le niveau des répercussions pour établir le niveau de menace pour chaque population de dard de sable. Le niveau de menace qui en résulte a été classé comme faible (vert), moyen (jaune), élevé (rouge) ou inconnu. Reproduit du MPO (2014).

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

Tableau A3.6. Évaluation de la menace au niveau de l'unité désignable pour le dard de sable, unité désignable (UD) du sud-ouest de l'Ontario, résultant d'une synthèse de l'évaluation de la menace au niveau de la population pour cette (tableau 9). L'évaluation de la menace au niveau de l'UD retient le niveau de risque le plus élevé pour toute population, toutes les catégories de probabilité de réalisation et de fréquence de la menace sont retenues, et l'étendue de la menace au niveau de l'UD est le mode de l'étendue de la menace au niveau de la population.

Catégorie de menace	Sous-catégorie	Détails	Risque de la menace au niveau de l'UD	Probabilité de réalisation	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Modifications des systèmes naturels	Barrages et gestion/utilisation de l'eau	Dépôt de fines en amont des barrages et réduction du débit en aval	Moyen (1)	H/C/A	C	B
Espèces et gènes envahissants et autres espèces problématiques	Espèces non indigènes envahissantes	Gobie à taches noires	Moyen (4)	H/C/A	C	B
Pollution	Eaux usées domestiques et urbaines	Détergents, métaux lourds, hydrocarbures, hormones et composés pharmaceutiques, chlorure	Moyen (5)	H/C/A	C	B
	Effluents agricoles et forestiers	Sédiments, pesticides, herbicides, engrais	Moyen (4)	H/C/A	C	B
	Effluents industriels et militaires	Bayluscide granulaire; industrie pétrochimique	Faible (3)	H/C/A	C/R	B
Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	Sécheresses	Perte d'eau, exposition des barres de sable	Élevée (5)	H/C/A	R	B
	Températures extrêmes	Températures élevées et périodes d'hypoxie	Faible (4)	H/C/A	R	B

CE RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU :

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

Courriel : DFO.CACSA-CASCA.MPO@dfo-mpo.gc.ca

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

ISSN 1919-3815

ISBN 978-0-662-44023-9 N° cat. Fs70-7/2026-027F-PDF

© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2026

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



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2026. Mise à jour de l'évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) du dard de sable (*Ammocrypta pellucida*) en Ontario (unités désignables du sud-ouest de l'Ontario et du lac West), 2010-2022. Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2026/027.

Also available in English:

DFO. 2026. *Updated Recovery Potential Assessment of Eastern Sand Darter (Ammocrypta pellucida) in Ontario (Southwestern Ontario and West Lake Designatable Units), 2010–2022. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2026/027.*