



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2026/018

Région de l'Ontario et des Prairies

Évaluation des avantages écologiques, des risques et de la faisabilité de la réintroduction du dard de sable (*Ammocrypta pellucida*) en Ontario

Karl A. Lamothe, Adam S. van der Lee et D. Andrew R. Drake

Pêches et Océans Canada
867, chemin Lakeshore
Burlington (Ontario) L7S 1A1

Avant-propos

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

Publié par :

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

[http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/
DFO.CSAS-SCAS.MPO@dfo-mpo.gc.ca](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/DFO.CSAS-SCAS.MPO@dfo-mpo.gc.ca)



© 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](#)

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-98153-6 N° cat. Fs70-5/2026-018F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

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.

Also available in English :

Lamothe, K.A., van der Lee, A.S., and Drake, D.A.R. 2026. *Evaluating the Ecological Benefits, Risks, and Feasibility of Reintroduction for Eastern Sand Darter (Ammocrypta pellucida) in Ontario*. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2026/018. xi + 108 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	xiii
INTRODUCTION	1
1) DÉFINIR LES OBJECTIFS DE RÉINTRODUCTION	3
1.1) ÉTAT DES POTENTIELLES POPULATIONS SOURCES ET RÉCEPTRICES	4
2) ÉVALUER LA PROBABILITÉ D'ATTEINDRE LES OBJECTIFS.....	6
2.1) ESTIMER LA PROBABILITÉ QU'UNE RÉINTRODUCTION RÉUSSIE AMÉLIORE LA SURVIE OU LE RÉTABLISSEMENT DU DARD DE SABLE	6
Abondance de la population de la rivière Grand	10
Abondance de la population de la rivière Thames	20
Abondance potentielle dans la rivière Ausable et le ruisseau Big Otter	23
Modélisation du compromis entre les prélèvements dans les rivières Grand et/ou Thames et la probabilité d'établissement dans les emplacements récepteurs	26
2.2) RENSEIGNEMENTS À L'APPUI DE L'ESTIMATION DE LA PROBABILITÉ D'ÉTABLIR UNE POPULATION AUTOSUFFISANTE DE DARDS DE SABLE DANS LES EMPLACEMENTS RÉCEPTEURS	37
Considérations relatives aux populations sources	42
Considérations liées à l'habitat	47
Considérations des facteurs biotiques	70
Considérations relatives aux menaces	73
3) RENSEIGNEMENTS À L'APPUI DE L'ESTIMATION DE LA PROBABILITÉ DE CONSÉQUENCES IMPRÉVUES DES EFFORTS DE RÉINTRODUCTION DU DARD DE SABLE	78
QUESTION 23 : DEPRESSION CONSANGUINE DANS LA POPULATION SOURCE	80
QUESTION 24 : DEPRESSION CONSANGUINE DANS LA POPULATION RECEPTRICE	80
QUESTION 25 : EFFET FONDATEUR DANS L'EMPLACEMENT RECEPTEUR	80
QUESTION 26 : DEPRESSION PAR CROISEMENT ÉLOIGNÉ RESULTANT DU MÉLANGE DES POPULATIONS DE LA RIVIÈRE GRAND ET DE LA RIVIÈRE THAMES	81
QUESTION 27 : HYBRIDATION INTERSPECIFIQUE DANS L'EMPLACEMENT RECEPTEUR.....	81
QUESTION 28 : INTRODUCTION DE LA MALADIE DANS L'EMPLACEMENT RECEPTEUR	82
QUESTION 29 : CHANGEMENTS TRANSFORMATEURS DANS LES EMBLEMENTS SOURCES	82
QUESTION 30 : CHANGEMENTS TRANSFORMATEURS DANS LES EMBLEMENTS RECEPTEURS.....	82
APPLICATION	83
REMERCIEMENTS	83
RÉFÉRENCES CITÉES	83
ANNEXE I – SOMMAIRE DES REGISTRES DE DONNÉES.....	94
ANNEXE II – RÉSUMÉ DE L'EFFORT D'ÉCHANTILLONNAGE DES POISSONS DANS LE RUISSEAU CATFISH	106

ANNEXE III – APERÇU DE L'APPROCHE DELPHI MODIFIÉE	107
INTRODUCTION À L'APPROCHE MINI-DELPHI MODIFIÉE	107
MÉTHODES MINI-DELPHI MODIFIÉES	108
RÉFÉRENCES CITÉES.....	111

LISTE DES FIGURES

- Figure 1. Cadre décisionnel décrivant les considérations scientifiques pour l'utilisation de la réintroduction pour améliorer la survie ou le rétablissement d'espèces d'eau douce inscrites sur la liste de la Loi sur les espèces en péril. Modifié d'après Lamothe et al. (2023).2
- Figure 2. Sites dans le ruisseau Big Otter (violet), le ruisseau Catfish (bleu) et les rivières Ausable (jaune), Grand (rouge) et Thames (vert) pour lesquels les données sur les poissons et/ou l'habitat sont utilisées dans le présent document de recherche. Zones bâtie en gris et Premières Nations en beige.....5
- Figure 3. Le probabilité de disparition de l'espèce transformées en racine carrée sont estimées comme le produit des probabilités simulées de disparition de la population. La courbe rouge représente le scénario actuel pour le dard de sable; deux populations (pop.) à l'état « bon », quatre à l'état « médiocre » et deux avec un état « inconnu » (tableau 1; tableau 2). La courbe bleue indique un scénario de réintroduction où la population réintroduite est à l'état « médiocre ». La courbe verte indique un scénario de réintroduction où la population réintroduite est à l'état « bon ». La courbe violette indique un scénario où une population existante à l'état « médiocre » passe à l'état « bon » sans réintroduction. La courbe orange indique un scénario où une population existante à l'état « bon » décline pour passer à l'état « médiocre » et où il n'y a pas de réintroduction. La courbe jaune indique un scénario où une population existante à l'état « bon » passe à l'état « médiocre » et où une population à l'état « médiocre » est réintroduite. La courbe marron indique un scénario où une population existante à l'état « médiocre » s'améliore pour passer à l'état « bon » et où une population à l'état « bon » est réintroduite.9
- Figure 4. Carte des zones contenant un habitat essentiel dans la rivière Grand, divisée en cinq segments d'étude (Paris [rouge], Brantford [bleu], Middleport [vert], Caledonia [orange], et Cayuga [violet]). L'enregistrement de détection le plus en amont (2022) du gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*) est indiqué par le carré jaune. Zones bâtie en gris et Premières Nations en beige..... 11
- Figure 5. Prédiction du modèle à N mixte de la probabilité de détection du dard de sable dans la rivière Grand en fonction de la vitesse (m/s) et de la largeur de la rivière (m). Les lignes continues représentent les prédictions médianes et les zones grises représentent les intervalles de crédibilité à 95 %. 13
- Figure 6. Prédiction selon le modèle à N mixte de la densité du dard de sable (poisson/m²) dans les tronçons Brantford (bleu) et Caledonia (rouge) de la rivière Grand, en fonction du pourcentage de sable et de gravier et des mesures de turbidité (unité de turbidité néphélométrique; uTN). Les lignes continues représente les prédictions médianes et la zones 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 %). 14
- Figure 7. Distribution a posteriori marginale de la densité (poissons/m²) du dard de sable à l'échelle du site dans les tronçons Brantford (violet) et Caledonia (jaune) de la rivière Grand échantillonnés en 2022 et dans la rivière Thames (gris) échantillonnée en 2006, estimée à partir de modèles à N mixte indépendants..... 15
- Figure 8. Indices de l'abondance de la population de dards de sable d'âge 1+ dans les zones accessibles à gué des tronçons Brantford, Middleport, Caledonia et Cayuga de la rivière Grand en fonction de la proportion de la superficie totale avec un habitat convenable (c.-à-d. les zones avec au moins 50 % de substrat de sable et de gravier fin; couleurs) et des densités générées

par le modèle (figure 7). Il convient de noter les différences des échelles sur l'axe des abscisses.	17
Figure 9. Indices de l'abondance de la population de dards de sable d'âge 1+ dans les zones non accessibles à gué des tronçons Brantford, Middleport, Caledonia et Cayuga de la rivière Grand en fonction de la proportion de la superficie totale avec un habitat convenable (c.-à-d. les zones avec au moins 50 % de substrat de sable et de gravier fin; couleurs) et des densités générées par le modèle (figure 7). Il convient de noter les différences des échelles sur l'axe des abscisses.	18
Figure 10. Prédications 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 rochers (c.-à-d. couverture; axe des abscisses). La ligne continue représente la prédiction médiane et la zone grise représente l'intervalle de crédibilité à 95 %.	21
Figure 11. Prédications du modèle à N mixte de la densité du dard de sable (poisson/m ²) 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). Modèle construit à l'aide des données de Dextrase (2013). Les lignes continues représentent les prédictions médianes et les zones grises représentent 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 fin (0,456).	22
Figure 12. Indices de l'abondance de la population de dards de sable d'âge 1+ dans les tronçons accessibles à gué et dans l'ensemble de la rivière Thames (total) en fonction de la proportion de la superficie totale avec un habitat convenable (c.-à-d. les zones avec au moins 50 % de substrat de sable et de gravier fin; couleurs) et des densités générées par le modèle (figure 7).	23
Figure 13. Répartition des tronçons dans la rivière Ausable. Les couleurs indiquent les tronçons situés en amont (rouge) et au centre de la rivière (bleu). Le record de l'emplacement le plus en amont (2017) où le gobie à taches noires (<i>Neogobius melanostomus</i>) a été détecté est indiqué par un carré jaune. Zones bâtie en gris et Premières Nations en beige.	24
Figure 14. Abondance potentielle des individus d'âge 1+ d'une population de dards de sable réintroduite dans la rivière Ausable et le ruisseau Big Otter, d'après la proportion de la superficie totale renfermant un habitat convenable (c.-à-d. les zones comportant au moins 50 % de substrat de sable et de gravier fin; couleurs) et les estimations de la densité générées par le modèle pour les sections Brantford et Caledonia de la rivière Grand et de la rivière Thames. Les lignes tiretées indiquent la médiane (en bleu) et la moyenne (en rouge) de l'abondance potentielle de la population.	25
Figure 15. Cycle biologique généralisé utilisé pour modéliser la dynamique des populations de dards de sable. <i>Fi</i> représente la fertilité annuelle propre au stade, <i>Si</i> représente le taux de survie propre au stade et <i>P3</i> représente la probabilité que les individus survivent et demeurent au stade 3.	27
Figure 16. Probabilité de disparition du dard de sable en fonction de la taille de la population de femelles d'âge 1+. Le diagramme en tapis indique les cas de disparition. La ligne pleine représente la tendance moyenne de la régression logistique avec un intervalle de confiance à 95 % (zone grise) avec une probabilité d'événement catastrophique variant de 5 % à 20 % par génération et un taux de croissance maximal de la population allant de 1,56 à 2,69. La ligne pointillée indique une probabilité de 1 % de disparition de la population.	31

Figure 17. Probabilité que l'abondance des dards de sable femelles d'âge 1+ diminue en dessous de la taille moyenne de la population minimale viable (PMV_{99} %) (c.-à-d. probabilité des répercussions des prélèvements).	33
Figure 18. Probabilité que l'abondance des femelles d'âge 1+ dans les emplacements récepteurs soit supérieure à l'intervalle de confiance (IC) inférieur à 95 % pour la taille minimale viable estimée de la population (PMV_{99} %; 3 098 femelles d'âge 1+) et PMV_{99} % moyenne (16 651 femelles d'âge 1+) pour le dard de sable dans la rivière Ausable et le ruisseau Big Otter après l'arrêt des réintroductions (c.-à-d. probabilité de réussite) en fonction du nombre total d'individus femelles d'âge 1+ réintroduits.	35
Figure 19. Courbe de croissance de von Bertalanffy pour le dard de sable, générée à partir des données du cours inférieur de la rivière Thames recueillies en 2006 et 2007. La longueur totale est calculée à l'aide de la formule suivante : $TL_{mm} = 55,521 - e - 1,59\text{Âge} + 0,47$ (Finch et al. 2013).	44
Figure 20. Distribution des fréquences de longueur parmi les dards de sable prélevés dans les rivières Grand ($n = 3\,630$ individus; 2007-2022; rose) et Thames ($n = 997$ individus; 2006-2022; violet) par le MPO (2013) et Dextrase (2013). Notez les différences d'échelle de l'axe des ordonnées entre les panneaux.	45
Figure 21. Un cadre de sélection de la population source pour la translocation aux fins de la conservation qui nécessite la connaissance des besoins abiotiques et biotiques de l'espèce envisagée. Présenté pour la première fois dans Lamothe et al. (2023).	46
Figure 22. Relation conceptuelle des comparaisons de l'habitat entre les emplacements sources du dard de sable (bleu) et les emplacements candidats pour la réintroduction (jaune). Scénario 1 : Correspondance de la moyenne et de la variance; scénario 2 : correspondance de la moyenne et non-correspondance de la variance; scénario 3 : non-correspondance de la moyenne et correspondance de la variance; scénario 4 : non-correspondance de la moyenne et de la variance.	48
Figure 23. Représentation de la niche d'habitat pour le dard de sable juvénile (âge inférieur à 1) et adulte (âge 1+). Le bleu et le vert indiquent les stades biologiques des adultes et des juvéniles, respectivement.	49
Figure 24. Superficie minimale pour la viabilité de la population (SMVP; km^2) du dard de sable dans les tronçons Brantford et Caledonia de la rivière Grand et dans la rivière Thames. Les lignes tiretées indiquent les valeurs médianes. Le gris foncé indique les intervalles de confiance à 95 %.	51
Figure 25. Mesures du pourcentage de sable et de limon dans les sites du tronçon central et du tronçon supérieur de la rivière Ausable, ainsi que dans les sites des rivières Grand et Thames où le dard de sable a été capturé. Les points indiquent des mesures empiriques et ont été décalés à des fins visuelles. Les violons (couleurs) ont été mis à l'échelle proportionnellement au nombre d'observations par emplacement. La taille des échantillons par variable et par emplacement est présentée dans le tableau 15.	56
Figure 26. Pourcentage de sable et de gravier fin, pourcentage de limon et d'argile et taille moyenne du substrat (mm) dans les sites de la rivière Ausable (jaune) et du ruisseau Big Otter (vert), ainsi que dans les sites des rivières Grand (orange) et Thames (bleu) où le dard de sable a été capturé. Les points indiquent les mesures de Dextrase (2013) et ont été décalés à des fins visuelles. Les violons (couleurs) ont été mis à l'échelle proportionnellement au nombre d'observations par emplacement. Deux observations supérieures à 80 mm ont été retirées du graphique de la taille moyenne du substrat, l'une dans la rivière Ausable et l'autre dans la rivière	

Grand. La taille des échantillons par variable et par emplacement est présentée dans le tableau 17.	56
Figure 27. Histogramme et graphiques de la densité des noyaux pour les mesures de l'habitat dans les sites du tronçon central (jaune) et du tronçon supérieur (gris et noir) de la rivière Ausable, ainsi que dans les sites des rivières Grand (orange) et Thames (bleu) où le dard de sable a été capturé. Les lignes horizontales en haut de chaque graphique indiquent la plage des valeurs mesurées par plan d'eau. La taille des échantillons par variable et par emplacement est présentée dans le tableau 15.....	57
Figure 28. Histogramme et graphiques de la densité des noyaux pour les mesures de l'habitat dans la rivière Ausable (jaune), le ruisseau Big Otter (vert), ainsi que dans les sites des rivières Grand (orange) et Thames (bleu) où le dard de sable a été capturé. Les lignes horizontales en haut de chaque graphique indiquent la plage des valeurs mesurées par plan d'eau. Les graphiques ne comprennent que les données de Dextrase (2013). La taille des échantillons par variable et par emplacement est présentée dans le tableau 17.	58
Figure 29. Mesures du pourcentage de sable et de limon dans les sites du ruisseau Big Otter, ainsi que dans les sites des rivières Grand et Thames où le dard de sable a été capturé. Les points indiquent des mesures empiriques et ont été décalés à des fins visuelles. Les violons (couleurs) ont été mis à l'échelle proportionnellement au nombre d'observations par plan d'eau. La taille des échantillons par variable et par plan d'eau est présentée dans le tableau 20.	63
Figure 30. Composition du substrat en proportion du poids total de l'échantillon provenant des sites historiques (à gauche) et ciblés (à droite) dans le ruisseau Big Otter, en Ontario (2020). Catégories de substrats : limon (< 0,063 mm; rouge), sable très fin (0,063 à 0,125 mm; orange), sable fin (0,125 à 0,25 mm; jaune), sable moyen (0,25 à 0,50 mm; vert), sable grossier (0,5 à 1,0 mm; bleu), sable très grossier (1,0 à 2,0 mm; violet), gravier très fin (2,0 à 4,0 mm; gris), gravier fin (4,0 à 8,0 mm; noir) et gravier moyen (≥ 8 mm; blanc). Tiré de Barnucz et al. (2022).	64
Figure 31. Proportion relative du poids total de gravier moyen, de sable et de gravier fin et de limon à un site de la rivière Grand et à douze sites du ruisseau Big Otter (six sites historiques et six sites ciblés). Les points rouges indiquent les mesures réelles et ont été décalés horizontalement à des fins visuelles.	65
Figure 32. Histogramme et graphiques de la densité des noyaux pour les mesures de l'habitat dans le ruisseau Big Otter (vert), ainsi que dans les sites des rivières Grand (orange) et Thames (bleu) où le dard de sable a été capturé. La taille des échantillons par variable et par plan d'eau est présentée dans le tableau 20. Les graphiques comprennent toutes les données disponibles. Les lignes horizontales en haut de chaque graphique indiquent la plage des valeurs mesurées par réseau hydrographique.....	66
Figure 33. Mesures quotidiennes de la température moyenne de l'eau de la rivière Grand (orange; pont Cockshutt), de la rivière Thames (bleu; en amont du barrage Springbank) et du ruisseau Big Otter (verte; en aval du pont du chemin Eden et au large du chemin John Pound Route) entre juin 2019 et août 2021. Les barres horizontales représentent la CT_{max} moyenne mensuelle (juin-novembre) $\pm$ l'intervalle de confiance à 95 % pour le dard de sable de la rivière Grand (Firth et al. 2021a).....	68
Figure 34. Mesures mensuelles de la température moyenne de l'eau de la rivière Grand (orange; pont Cockshutt), de la rivière Thames (bleu; en amont du barrage Springbank) et du ruisseau Big Otter (vert; en aval du pont du chemin Eden et au large du chemin John Pound Route) entre juin 2019 et août 2021.	68

Figure 35. Diagramme conceptuel représentant les effets négatifs des menaces les plus pertinentes (en gris) sur la croissance, la survie et la reproduction du dard de sable dans le sud-ouest de l'Ontario. Les flèches rouges indiquent les effets prévus de la menace sur le processus particulier du cycle biologique. Les flèches noires indiquent la relation entre la survie, la croissance et la reproduction, de sorte que les répercussions sur la survie peuvent entraîner des changements dans la reproduction. 74

Figure 36. Mesures de l'alcalinité (mg/L), de la conductivité ($\mu\Omega$), du pH, du sodium (mg/L) et de la turbidité (unité formazine; F.T.U.) (axe des ordonnées) par mois (couleur) au fil des ans (axe des abscisses) aux sites de Sylvan, de Springbank et d'Exeter, en Ontario. 75

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Indice de l'abondance relative, trajectoire de la population et état des populations de dards de sable dans le sud-ouest de l'Ontario, triées par bassin versant. Les nombres entre parenthèses indiquent les catégories de certitude : 1 = analyse quantitative, 2 = captures par unité d'effort ou échantillonnage normalisé ou 3 = opinion d'expert. Tableau modifié de MPO (2012) et tiré à l'origine de Bouvier et Mandrak (2010).....	5
Tableau 2. Probabilité théorique de disparition [Pr(ext)] pour les scénarios avec des nombres différents de populations ayant un état bon, médiocre ou inconnu. Il a été supposé que les probabilités théoriques de disparition du pays au cours des 100 prochaines années par état de la population étaient être: Bon = 1–5 %, Médiocre = 25–50 %, ou Inconnu = 25–50 %.....	8
Tableau 3. Résumé des résultats du modèle à N mixte pour la rivière Grand, y compris l'estimation moyenne avec l'écart-type (ET) et l'intervalle de crédibilité à 95 % inférieur (ICI) et supérieur (ICS).....	13
Tableau 4. Statistiques sur la qualité de l'ajustement (valeurs p bayésiennes) pour les composantes de détection et d'abondance des modèles à N mixte élaborés pour les rivières Grand et Thames.	14
Tableau 5. Valeurs utilisées pour estimer l'habitat convenable dans la rivière Grand en fonction des tronçons de rivière mesurés (Brantford, Caledonia) ou non mesurés (Middleport, Cayuga) dans les zones d'habitat essentiel de la rivière Grand en 2022. Remarque : n = nombre d'échantillons utilisés pour calculer la largeur moyenne.	16
Tableau 6. Indices médians et moyens de l'abondance des dards de sable d'âge 1+ dans les habitats accessibles à gué, non accessibles à gué et combinés (total; en gras) de la rivière Grand, par tronçon de rivière et proportion d'habitat convenable (≥ 50 % de sable et de gravier fin). Les totaux minimaux représentent l'abondance totale lorsque la proportion d'habitat convenable correspond aux valeurs minimales prises en compte par tronçon. Les totaux maximaux représentent l'abondance totale lorsque la proportion d'habitat convenable correspond aux valeurs maximales prises en compte.	19
Tableau 7. Résumé des résultats du modèle à N mixte pour la rivière Thames, y compris l'estimation moyenne avec l'écart-type (ET) et l'intervalle de crédibilité à 95 % inférieur (ICI) et supérieur (ICS).....	21
Tableau 8. Indices médians et moyens de l'abondance des dards de sable d'âge 1+ dans les habitats accessibles à gué, non accessibles à gué et combinés (total; en gras) de la rivière Thames, et proportion de la superficie totale d'habitat convenable (zones avec un substrat d'au 50 % de sable et de gravier fin).....	23
Tableau 9. Abondance potentielle médiane des dards de sable d'âge 1+ dans la rivière Ausable et le ruisseau Big Otter, d'après les estimations de la densité dans les rivières Grand et Thames et la proportion de la superficie totale d'habitat convenable (c.-à-d. les zones comportant au moins 50 % de substrat de sable et de gravier fin).....	25
Tableau 10. Valeurs des paramètres intégrées dans le modèle matriciel de population pour le dard de sable. 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.....	26
Tableau 11. Résultats de la régression logistique de taille de population minimale viable (PMV) pour le dard de sable. Les variables ont été transformées en cotes Z avant la modélisation. K = capacité de charge; Prcat= probabilité d'événement catastrophique; $\lambda_{\max}$ = taux maximal de	

croissance de la population; Tmat= âge à la maturité; ET = erreur type; p= niveau de signification.	31
Tableau 12. Régressions logistiques de la probabilité des répercussions des prélèvements sur les populations sources. Les variables ont été mises à l'échelle et centrées avant la modélisation. log10Na = transformation logarithmique en base 10; Prcat = probabilité d'un événement catastrophique; CVf= coefficient de variation de la taille des couvées; $\lambda_{\max}$ = taux maximal de croissance de la population; S = taux de survie à l'âge 1+; ET = erreur type; p = niveau de signification.....	32
Tableau 13. Régressions logistiques du succès de la réintroduction. Les variables ont été mises à l'échelle et centrées avant la modélisation. PMV99 % ICI = Intervalle de crédibilité inférieur pour la taille de population minimale viable (99 %) (3 098 femelles d'âge 1+); log10A = Transformation logarithmique en base 10 pour le nombre total d'ajouts; log10K = Transformation logarithmique en base 10 pour la capacité de charge; M = Mortalité par translocation; $\lambda_{\max}$ = Taux maximal de croissance de la population; Tmat = Âge à la maturité; S = Taux de survie des individus d'âge 1+; Prcat = Probabilité d'un événement catastrophique. Tmax = Longévité; CVf= Coefficient de variation de la taille des couvées; ET = Erreur type; p = Niveau de signification.	34
Tableau 14. Considérations relatives à la population, à l'habitat (abiotique et biotique) et aux menaces pour évaluer la capacité de réintroduire le dard de sable dans la rivière Ausable ou le ruisseau Big Otter, en Ontario. PMV99 % = Taille d'une population minimale viable (99 %).	38
Tableau 15. Résultats des essais d'homogénéité et de variance de Fligner-Killeen (FK) pour les mesures de l'habitat dans le tronçon central et le tronçon supérieur de la rivière Ausable, ainsi que dans les sites où le dard de sable a été capturé dans les rivières Grand et Thames. Les essais sont inclus lorsque toutes les données sont incluses. Remarque : n = nombre d'échantillons et p = niveau de signification.	54
Tableau 16. Résultats des tests du chi carré de la somme des rangs de Kruskal-Wallis (KW χ^2) pour les mesures de l'habitat dans le tronçon central et le tronçon supérieur de la rivière Ausable, ainsi que dans les sites où le dard de sable a été capturé dans les rivières Grand et Thames. Présentation de la moyenne $\pm$ écart-type. Les essais sont inclus lorsque toutes les données sont incluses. Les tailles des échantillons sont présentées dans le tableau 15. Remarque : p = niveau de signification.	54
Tableau 17. Résultats des tests d'homogénéité et de variance de Fligner-Killeen (FK) pour les mesures de l'habitat de la rivière Ausable et du ruisseau Big Otter, ainsi que dans les sites où le dard de sable a été capturé dans les rivières Grand et Thames. Les essais sont seulement inclus lorsque toutes les données de Dextrase (2013) sont incluses. La taille des échantillons (n) est fournie pour chaque variable, par plan d'eau. Remarque : p = niveau de signification. ...	55
Tableau 18. Résultats des tests du chi carré de la somme des rangs de Kruskal-Wallis (KW χ^2) pour les mesures de l'habitat dans la rivière Ausable et le ruisseau Big Otter, ainsi que dans les sites où le dard de sable a été capturé dans les rivières Grand et Thames. Présentation de la moyenne $\pm$ écart-type. Les essais sont seulement inclus lorsque toutes les données de Dextrase (2013) sont incluses. Les tailles des échantillons sont présentés dans le tableau 17. Remarque : p = niveau de signification.	55
Tableau 19. Pourcentage de chevauchement dans les estimations de la densité des noyaux pour les variables de l'habitat dans le tronçon central et le tronçon supérieur de la rivière Ausable, selon les mesures prises aux sites dans les rivières Grand et Thames où le dard de sable a été capturé.	58

Tableau 20. Résultats des tests d'homogénéité et de variance de Fligner-Killeen (FK) pour les mesures de l'habitat du ruisseau Big Otter, ainsi que dans les sites où le dard de sable a été capturé dans les rivières Grand et Thames. Les essais sont inclus lorsque toutes les données sont incluses. Remarque : n = le nombre d'échantillons et p = niveau de signification.	62
Tableau 21. Résultats des tests du chi carré de la somme des rangs de Kruskal-Wallis (KW χ^2) pour les mesures de l'habitat dans le ruisseau Big Otter, ainsi que dans les sites où le dard de sable a été capturé dans les rivières Grand et Thames. Présentation de la moyenne + ET (écart-type). Les essais sont inclus lorsque toutes les données sont incluses. Les tailles des échantillons sont présentées dans le tableau 20. Remarque : p = niveau de signification.	62
Tableau 22. Pourcentage de chevauchement dans les estimations de la densité des noyaux pour les variables de l'habitat dans le ruisseau Big Otter, selon les mesures prises aux sites dans les rivières Grand et Thames où le dard de sable a déjà été détecté.	66
Tableau 23. Considérations relatives aux risques écologiques pour le taxon cible et les autres composantes de l'écosystème dans les habitats sources et les habitats récepteurs des réintroductions proposées.	79

RÉSUMÉ

Les programmes de rétablissement fédéraux soulignent fréquemment la nécessité de réintroduction des espèces améliorer la survie et le rétablissement des espèces en question inscrites sur la liste de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP); toutefois, il y a eu relativement peu de tentatives de réintroduction d'espèces d'eau douce inscrites sur la liste de la LEP. Les efforts de réintroduction ont été limités en partie compte tenu des connaissances écologiques incomplètes sur les espèces candidates et des incertitudes quant à la façon d'évaluer les avantages écologiques, les risques et la faisabilité de la réintroduction. Parce que le dard de sable (*Ammocrypta pellucida*) a disparu de plusieurs endroits dans son aire de répartition canadienne, la réintroduction est proposée comme mesure de rétablissement de l'espèce. Les connaissances sur l'écologie du dard de sable s'est améliorée au cours des 15 dernières années, et de récentes lignes directrices nationales décrivent les scénarios dans lesquels la réintroduction pourrait être un outil de rétablissement efficace. Ensemble, ces deux éléments donnent l'occasion d'évaluer l'utilisation potentielle de la réintroduction pour améliorer le rétablissement de l'espèce. L'objectif de ce document était d'utiliser un cadre décisionnel pour évaluer les avantages potentiels, les risques et la faisabilité d'une réintroduction expérimentale du dard de sable en Ontario. Il présente des renseignements au sujet des facteurs écologiques qui pourraient influencer sur la réussite de la réintroduction, y compris les indices d'abondance pour les populations sources potentielles, les analyses visant à estimer les changements dans les risques de disparition du dard de sable résultant du rétablissement d'une population, l'évaluation des menaces et du caractère convenable de l'habitat, et les risques de dommages pour le dard de sable et l'écosystème en général aux emplacements sources et récepteurs. Dans l'ensemble, les renseignements contenus dans le présent document peuvent être utilisés par le Programme sur les espèces en péril pour déterminer si les avantages d'une réintroduction l'emportent sur les risques potentiels pour le dard de sable et l'écosystème en général. Le document peut aussi servir d'étude de cas pendant l'examen de la réintroduction d'autres espèces inscrites sur la liste de la LEP.

INTRODUCTION

Le dard de sable (*Ammocrypta pellucida*) est une petite (< 8 cm) espèce de poisson benthique dont l'aire de répartition est discontinue en Ontario et au Québec. En juillet 2003, l'espèce a été inscrite pour la première fois sur la liste de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) à titre d'unité désignable (UD) unique. Toutefois, étant donné la séparation géographique entre les populations de l'Ontario et du Québec, ces populations ont été reconnues comme des UD distinctes en 2013 (MPO 2012, 2014). La découverte subséquente du dard de sable dans le lac West, en Ontario (Reid et Dextrase 2014, 2017) et de nouveaux renseignements sur la structure génétique (Walter *et al.* 2022) ont amené le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) à recommander que l'UD de l'Ontario soit divisée en deux : une UD du sud-ouest de l'Ontario (menacée) et une UD du lac West (menacée). L'UD du Québec a conservé son statut d'espèce préoccupante (COSEPAC 2022). L'UD du sud-ouest de l'Ontario, visée par le présent document de recherche, comprend toutes les populations anciennement incluses dans l'UD de l'Ontario, à l'exception de la population du lac West.

À l'appui de l'objectif de rétablissement à long terme consistant à ramener des populations autosuffisantes dans des habitats auparavant occupés, le programme de rétablissement de l'(ancienne) UD de l'Ontario a déterminé la nécessité d'étudier la faisabilité d'une réintroduction (MPO 2012). La réintroduction d'une espèce est définie comme « le déplacement délibéré et la libération d'un organisme à l'intérieur de son aire de répartition indigène d'où il a disparu » (UICN/CSE 2013). La réintroduction n'a pas été entreprise pour le dard de sable, ni pour d'autres espèces de poissons d'eau douce au Canada (Lamothe et Drake 2019, Lamothe *et al.* 2019a), au moins partiellement en raison des connaissances écologiques incomplètes sur l'espèce et de l'incertitude quant à la façon d'évaluer les avantages écologiques, les risques et la faisabilité de la mesure de rétablissement.

Un processus national du Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS) a récemment permis d'élaborer un cadre décisionnel, qui peut être utilisé pour obtenir des lignes directrices sur les scénarios où la réintroduction est un possible outil de rétablissement pour les espèces de poissons et de moules d'eau douce inscrites sur la liste de la LEP (figure 1; Lamothe *et al.* 2023). L'application de ce cadre fournit aux décideurs des renseignements écologiques montrant comment la réintroduction pourrait être bénéfique pour une espèce donnée inscrite sur la liste de la LEP, ainsi que sur les risques écologiques liés à une telle mesure. Le cadre d'aide à la décision en cinq étapes est utilisé ici pour évaluer les avantages, les risques et la faisabilité d'une réintroduction du dard de sable en Ontario. Un aperçu des cinq étapes est présenté ci-dessous, suivi d'un résumé de la façon dont chaque étape est abordée dans le présent document.

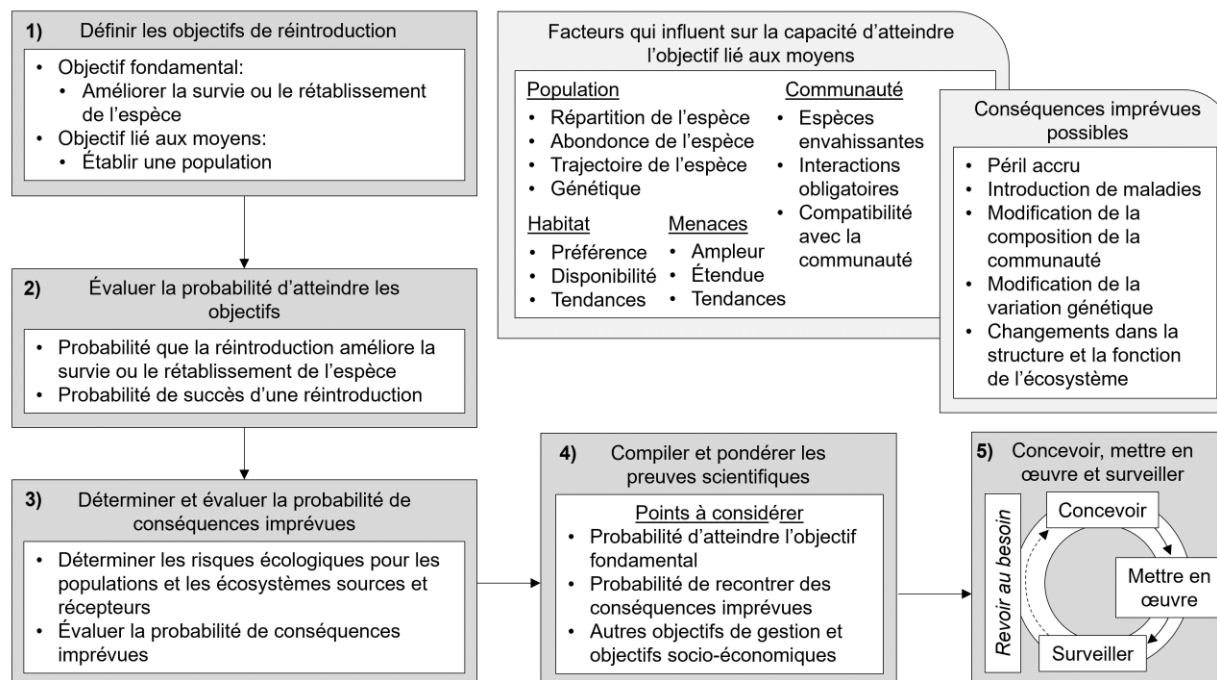


Figure 1. Cadre décisionnel décrivant les considérations scientifiques pour l'utilisation de la réintroduction pour améliorer la survie ou le rétablissement d'espèces d'eau douce inscrites sur la liste de la Loi sur les espèces en péril. Modifié d'après Lamothe et al. (2023).

La première étape du cadre décisionnel consiste à définir les objectifs pour effectuer une réintroduction. Pour les poissons d'eau douce inscrits sur la liste de la LEP, l'objectif fondamental de toute mesure de rétablissement est d'améliorer la survie ou le rétablissement de l'espèce. La réintroduction suppose l'amélioration de la survie et du rétablissement grâce à l'établissement d'une population à un emplacement qu'elle a déjà occupé, ce qui nécessite de définir les populations cibles ainsi que l'échelle temporelle et spatiale de la gestion. La prochaine étape consiste à évaluer la probabilité que la réintroduction soit une réussite et qu'elle mène à une amélioration de la survie ou du rétablissement de l'espèce (étape 2; figure 1); aucun de ces résultats n'est certain. Dans le cas de la réintroduction, il faut déterminer la probabilité que la réintroduction soit réussie et les dommages potentiels liés au retrait d'individus des populations sources sauvages. En plus de la nécessité d'évaluer la probabilité d'atteindre les objectifs, il faut déterminer et évaluer les risques de conséquences imprévues (étape 3; figure 1). La réintroduction d'espèces pourrait avoir des conséquences imprévues sur les espèces cibles et/ou d'autres composantes de l'écosystème et, par conséquent, un examen attentif des risques est nécessaire. Aux étapes 4 et 5, l'information générée au cours des trois premières étapes est évaluée par rapport aux autres objectifs de gestion et facteurs socioéconomiques. S'il est décidé de procéder à une réintroduction, des protocoles doivent être établis sur la mise en œuvre, notamment la surveillance afin de détecter les changements chez l'espèce cible, les autres espèces et les autres composantes de l'écosystème. Les étapes 1 à 3 sont évaluées de façon critique dans le présent document, et les étapes 4 et 5 doivent être prises en compte après un examen des preuves compilées.

Le présent document est structuré de manière à suivre le cadre décisionnel (figure 1). Dans la première section, les objectifs de réintroduction le dard de sable sont rédigés de façon à mettre l'accent sur la détermination des possibles populations sources et réceptrices. À l'étape 2, des simulations sont d'abord présentées pour évaluer les avantages d'une population

supplémentaire pour la persistance à long terme de l'espèce. Des modèles à N mixte ont ensuite été mis au point pour générer un indice d'abondance pour les populations sources potentielles. Des modèles matriciels de population ont été utilisés pour comprendre les effets des prélèvements sur la persistance de la population source et la probabilité d'établir une population réintroduite. Après les sections sur la modélisation, des questions sont présentées pour déterminer comment d'autres facteurs liés à la population, à l'habitat (abiotique et biotique) et aux menaces peuvent influencer la capacité à réussir une réintroduction, et des réponses sont données en fonction des meilleurs renseignements empiriques disponibles. Ces données comprennent les analyses de correspondance de l'habitat utilisées pour évaluer la similarité de ses caractéristiques entre les sites où le dard de sable a précédemment été détecté et les emplacements récepteurs potentiels, les comparaisons des communautés de poissons entre les emplacements sources et récepteurs, et les effets potentiels des menaces agricoles et du gobie à taches noires sur le succès de la réintroduction. Conformément aux modèles et aux considérations de l'étape 2, les questions présentées à l'étape 3 tiennent compte des risques potentiels des conséquences involontaires de la réintroduction. En fin de compte, les renseignements obtenus grâce à ce processus peuvent appuyer des décisions fondées sur des données probantes sur la mise en œuvre de la réintroduction du dard de sable dans le sud-ouest de l'Ontario.

1) DÉFINIR LES OBJECTIFS DE RÉINTRODUCTION

La première étape de l'évaluation de la réintroduction du dard de sable consiste à élaborer un énoncé du problème et à déterminer les objectifs fondamentaux et liés aux moyens de la mise en œuvre de la mesure de gestion (figure 1).

- **Énoncé du problème** : Le dard de sable est disparu d'au moins trois plans d'eau de l'Ontario : la rivière Ausable, le ruisseau Big Otter et le ruisseau Catfish. Les enregistrements les plus récents du dard de sable dans ces réseaux hydrographiques remontent à 1928 (rivière Ausable), 1941 (ruisseau Catfish) et 1955 (ruisseau Big Otter). Les causes de la disparition de l'espèce dans ces cours d'eau sont généralement inconnues, car aucune donnée n'est disponible pour la période historique. Il est supposé qu'elle a été causée par la dégradation de l'habitat liée à l'envasement excessif résultant des pratiques agricoles historiques, y compris la canalisation des habitats fluviaux (principalement dans la rivière Ausable; Holm et Mandrak 1996, MPO 2012, Dextrase 2013). La réintroduction de l'espèce a été désignée comme une stratégie potentielle pour améliorer la survie et le rétablissement du dard de sable en Ontario (MPO 2012). Deux populations existantes en Ontario (rivières Grand et Thames) pourraient servir de sources convenables d'individus pour la réintroduction, en raison de leur abondance relative élevée (MPO 2011). Il y a moins de certitude quant à l'emplacement le plus approprié pour la réintroduction; par conséquent, les trois rivières d'où l'espèce est disparue sont initialement évaluées.
- **Objectif fondamental** : Améliorer la survie ou le rétablissement du dard de sable dans le sud-ouest de l'Ontario.
- **Objectif lié aux moyens** : La réintroduction dans un emplacement anciennement occupé est l'approche envisagée pour améliorer la survie et le rétablissement du dard de sable dans le sud-ouest de l'Ontario.

L'évaluation de cet objectif nécessite d'abord de déterminer les possibles sources potentielles et les emplacements récepteurs pour la réintroduction, et d'évaluer comment les efforts de réintroduction, axés sur le niveau de population, pourraient améliorer la survie ou le rétablissement de l'espèce. Un bref examen de l'état des possibles populations sources et

emplacements récepteurs pour une réintroduction du dard de sable est présenté. Ces travaux sont suivis d'analyses qui évaluent les améliorations potentielles de la survie du dard de sable découlant d'une réintroduction réussie de même que sa faisabilité écologique.

1.1) ÉTAT DES POTENTIELLES POPULATIONS SOURCES ET RÉCEPTRICES

Il n'y a pas d'effort actif entrepris pour reproduire ou maintenir le dard de sable sous le soin des humains au Canada; des individus provenant d'une ou de plusieurs populations sauvages sources sont donc nécessaires pour mettre en œuvre la réintroduction actuellement. Les populations externes à l'UD du sud-ouest de l'Ontario n'ont pas été considérées comme des sources potentielles pour éviter les effets génétiques ou démographiques qui pourraient résulter de la translocation d'individus de l'extérieur de la région. De plus, les populations à l'extérieur du sud-ouest de l'Ontario peuvent connaître des conditions différentes de celles dans les emplacements récepteurs potentiels.

Les deux populations sources candidates (rivières Grand et Thames) sont les seules populations considérées comme étant en relativement bon état comparativement aux autres populations existantes au Canada (tableau 1; MPO 2012). Il existe de nombreuses données sur l'habitat et la communauté de poissons des rivières Grand et Thames pour la période de 2002 à 2022 (figure 2). Ces données sont principalement stockées dans des bases de données gérées par Pêches et Océans Canada au Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques, à Burlington (Ontario) (tableau A1; figure 2; [Base de données sur la biodiversité des poissons](#)). Elles comprennent des données provenant de plusieurs projets qui ont été réalisés en appui direct aux efforts de gestion et de rétablissement du dard de sable (Drake *et al.* 2008, Finch 2009, Finch *et al.* 2011, 2013, 2018, Dextrase 2013, Dextrase *et al.* 2014, Burbank *et al.* 2019, Firth *et al.* 2021a,b, Barnucz *et al.* 2022, Firth *et al.* 2023).

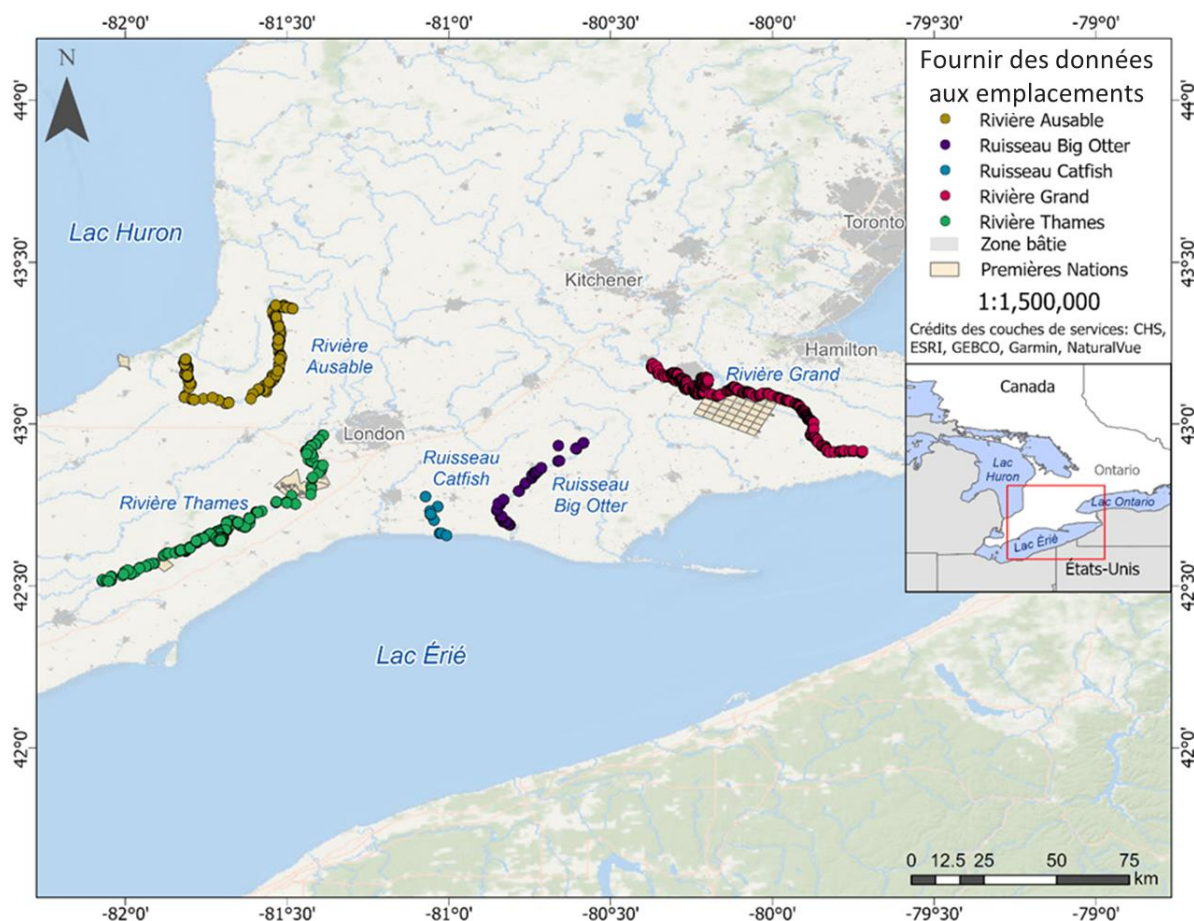


Figure 2. Sites dans le ruisseau Big Otter (violet), le ruisseau Catfish (bleu) et les rivières Ausable (jaune), Grand (rouge) et Thames (vert) pour lesquels les données sur les poissons et/ou l'habitat sont utilisées dans le présent document de recherche. Zones bâtie en gris et Premières Nations en beige.

Tableau 1. Indice de l'abondance relative, trajectoire de la population et état des populations de dards de sable dans le sud-ouest de l'Ontario, triées par bassin versant. Les nombres entre parenthèses indiquent les catégories de certitude : 1 = analyse quantitative, 2 = captures par unité d'effort ou échantillonnage normalisé ou 3 = opinion d'expert. Tableau modifié de MPO (2012) et tiré à l'origine de Bouvier et Mandrak (2010).

Bassin versant	Population	Indice de l'abondance relative	Trajectoire de la population	État de la population
Lac Huron	Rivière Ausable	Disparue du pays (2)	Sans objet (2)	Disparue du pays
Lac Sainte-Claire	Lac Sainte-Claire	Faible (2)	En déclin (3)	Médiocre
Lac Sainte-Claire	Rivière Thames	Élevé (1)	Stable (1)	Bon
Lac Sainte-Claire	Rivière Sydenham	Faible (2)	Inconnue (3)	Médiocre
Lac Érié	Bassin ouest	Inconnue (3)	Inconnue (3)	Inconnu
Lac Érié	Baie Rondeau	Inconnue (3)	Inconnue (3)	Inconnu
Lac Érié	Baie Long Point	Faible (2)	En déclin (2)	Médiocre

Bassin versant	Population	Indice de l'abondance relative	Trajectoire de la population	État de la population
Lac Érié	Ruisseau Catfish	Disparue du pays (3)	Sans objet (3)	Disparue du pays
Lac Érié	Ruisseau Big Otter	Disparue du pays (3)	Sans objet (3)	Disparue du pays
Lac Érié	Ruisseau Big	Faible (3)	Inconnue (3)	Médiocre
Lac Érié	Rivière Grand	Élevé (2)	Stable (2)	Bon

Seuls trois relevés sur les poissons étaient disponibles pour le ruisseau Catfish (pour l'une des trois populations disparues; tableau A1; les données sur l'habitat et les mesures de la qualité de l'eau connexes étaient très limitées (voir un résumé à l'annexe 2). En raison de ces limites des données et des preuves qualitatives de la limpidité non convenable de l'eau et du substrat, le ruisseau Catfish n'est pas considéré comme un emplacement candidat pour la réintroduction du dard de sable. En revanche, des données importantes sur les communautés de poissons ont été recueillies dans la rivière Ausable et le ruisseau Big Otter (tableau A1). Il y avait 197 enregistrements de données disponibles pour la rivière Ausable, entre l'extrémité nord du coude de la rivière (« The Cut ») à Exeter, en Ontario (2002-2022), et 75 enregistrements de données pour le ruisseau Big Otter entre Vienna et Otterville, en Ontario (de 2018 à 2021; figure 1). Compte tenu de la connaissance des réseaux et des données disponibles, la rivière Ausable et le ruisseau Big Otter sont désignés comme les deux emplacements candidats à évaluer pour la réintroduction du dard de sable.

2) ÉVALUER LA PROBABILITÉ D'ATTEINDRE LES OBJECTIFS

La prochaine étape du cadre décisionnel consiste à évaluer la probabilité d'atteindre les objectifs établis (figure 1). Pour la réintroduction, il s'agit d'évaluer comment les prélèvements pourraient modifier la viabilité des populations sources (MPO 2012) et dans quelle mesure l'établissement d'une nouvelle population pourrait améliorer l'état et la viabilité de l'espèce au Canada. Des analyses sont présentées ci-dessous pour :

1. évaluer la probabilité qu'une réintroduction réussie améliore la survie et le rétablissement de l'espèce; et,
2. évaluer la probabilité d'une réintroduction réussie.

Bien qu'elle soit définie à l'étape 3 (figure 1), une analyse des dommages potentiels des prélèvements est incluse à l'étape 2, car il s'agit d'un résultat de la modélisation effectuée pour évaluer la probabilité de réussite de la réintroduction.

2.1) ESTIMER LA PROBABILITÉ QU'UNE RÉINTRODUCTION RÉUSSIE AMÉLIORE LA SURVIE OU LE RÉTABLISSEMENT DU DARD DE SABLE

L'établissement d'une population peut améliorer la survie ou le rétablissement d'une espèce, car elle réduit la probabilité de sa disparition en raison d'événements stochastiques et/ou catastrophiques parmi les populations. Des simulations de base peuvent démontrer comment le nombre de populations et leur persistance influent sur la viabilité à long terme de l'espèce

concernée. Il y a actuellement huit¹ populations de dards de sable dans le sud-ouest de l'Ontario : deux populations dont l'état est « bon » (rivière Grand et rivière Thames), quatre populations dont l'état est « médiocre » (lac Sainte-Claire, rivière Sydenham, baie Long Point, ruisseau Big) et deux populations dont l'état est « inconnu » (bassin ouest du lac Érié, baie Rondeau; tableau 1). La probabilité de persistance pour chaque population est inconnue. Aux fins d'illustration, il est supposé que la probabilité de disparition des populations dont l'état est « bon » est de 1 à 5 % au cours des 100 prochaines années, de 25 à 50 % pour les populations dont l'état est « médiocre », et de 25 à 50 % pour les populations dont l'état est « inconnu ». Si la probabilité de disparition n'est pas corrélée entre les populations, la probabilité de disparition de l'espèce (disparition de l'UD du sud-ouest de l'Ontario) correspond au produit des probabilités de disparition de chacune des populations.

Une procédure de rééchantillonnage statistique peut être utilisée pour générer des distributions de probabilité de disparition de l'espèce lorsque les probabilités de disparition d'une population sont sélectionnées au hasard parmi les distributions uniformes avec des limites fondées sur l'état de la population (c.-à-d. bon, médiocre ou inconnu). En utilisant les paramètres décrits ci-dessus et en supposant l'indépendance entre les populations, la probabilité médiane de disparition de l'espèce dans le scénario actuel avec huit populations est de $1,86 \times 10^{-6}$ (tableau 2; figure 3). Une neuvième population peut être ajoutée pour représenter une réintroduction, où la population réintroduite pourrait être dans un état « bon » ou « médiocre », selon le résultat écologique. Par rapport au scénario actuel, l'ajout d'une neuvième population (c.-à-d. la réintroduction) en « bon » état réduirait la probabilité médiane de disparition de l'espèce de 97,20 % ($5,22 \times 10^{-8}$), tandis qu'une neuvième population à l'état « médiocre » réduirait la probabilité médiane de disparition de l'espèce 63,09 % ($6,87 \times 10^{-7}$; tableau 2). Par conséquent, il est attendu que le risque global de disparition de l'espèce diminue avec une réintroduction réussie, l'ampleur prévue étant fondée sur le résultat de la réintroduction de la population.

¹ Un seul dard de sable a été détecté dans la rivière Detroit en 2013; il pourrait faire partie d'une neuvième population (COSEPAC 2022), mais aux fins de cet exemple, il n'est pas inclus.

Tableau 2. Probabilité théorique de disparition [Pr(ext)] pour les scénarios avec des nombres différents de populations ayant un état bon, médiocre ou inconnu. Il a été supposé que les probabilités théoriques de disparition du pays au cours des 100 prochaines années par état de la population étaient être: Bon = 1–5 %, Médiocre = 25–50 %, ou Inconnu = 25–50 %.

Scénario	Bon	Médiocre	Inconnu	Populations totales	Pr(dis.)	Variation en pourcentage de Pr(dis.) par rapport à aujourd'hui
Aujourd'hui.	2	4	2	8	$1,86 \times 10^{-6}$	-
Réintroduction de la population à l'état « médiocre »	2	5	2	9	$6,87 \times 10^{-7}$	-63,09 %
Réintroduction de la population à l'état « bon »	3	4	2	9	$5,22 \times 10^{-8}$	-97,20 %
Population à l'état « médiocre » s'améliore pour passer à l'état « bon » sans réintroduction	3	3	2	8	$1,43 \times 10^{-7}$	-92,29 %
Population à l'état « bon » décline pour passer à l'état « médiocre » sans réintroduction	1	5	2	8	$2,52 \times 10^{-5}$	1 255,25 %
Population à l'état « bon » décline pour passer à l'état « médiocre » et population à l'état « médiocre » est réintroduite	1	6	2	9	$9,24 \times 10^{-6}$	396,60 %
Population à l'état « médiocre » s'améliore pour passer à l'état « bon » et une population à l'état « bon » est réintroduite	4	3	2	9	$3,91 \times 10^{-9}$	-99,79 %

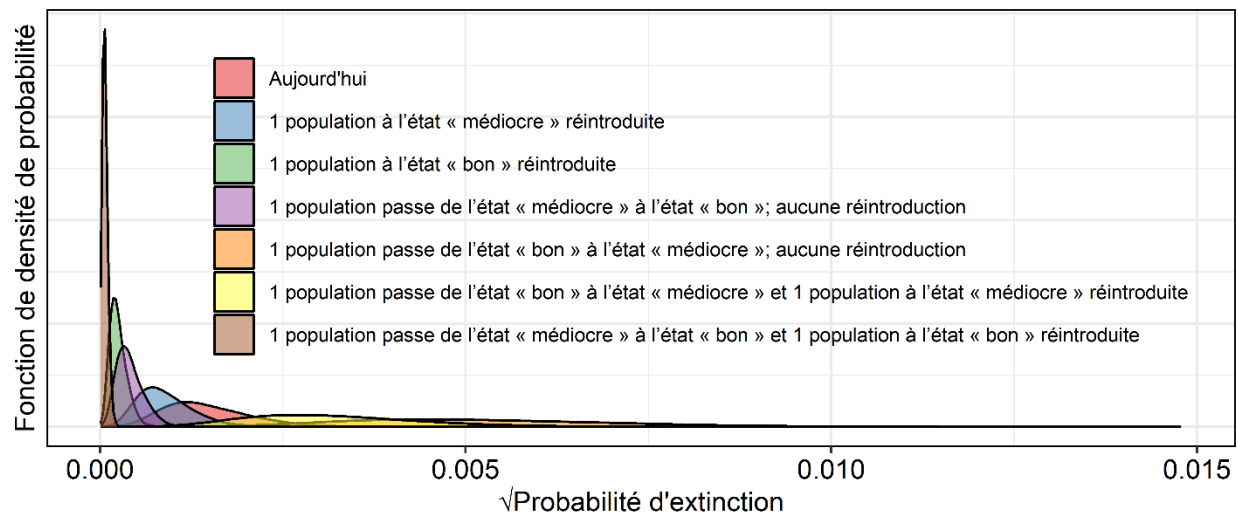


Figure 3. Le probabilité de disparition de l'espèce transformées en racine carrée sont estimées comme le produit des probabilités simulées de disparition de la population. La courbe rouge représente le scénario actuel pour le dard de sable; deux populations (pop.) à l'état « bon », quatre à l'état « médiocre » et deux avec un état « inconnu » (tableau 1; tableau 2). La courbe bleue indique un scénario de réintroduction où la population réintroduite est à l'état « médiocre ». La courbe verte indique un scénario de réintroduction où la population réintroduite est à l'état « bon ». La courbe violette indique un scénario où une population existante à l'état « médiocre » passe à l'état « bon » sans réintroduction. La courbe orange indique un scénario où une population existante à l'état « bon » décline pour passer à l'état « médiocre » et où il n'y a pas de réintroduction. La courbe jaune indique un scénario où une population existante à l'état « bon » passe à l'état « médiocre » et où une population à l'état « médiocre » est réintroduite. La courbe marron indique un scénario où une population existante à l'état « médiocre » s'améliore pour passer à l'état « bon » et où une population à l'état « bon » est réintroduite.

Il pourrait avoir des scénarios où une population existante dont l'état est « médiocre » passe à l'état « bon » grâce à des mesures de rétablissement et de restauration de l'habitat autres que la réintroduction, ce qui entraînerait une diminution de 92,29 % de la probabilité médiane de disparition de l'espèce ($1,43 \times 10^{-7}$) par rapport au scénario actuel (tableau 2). Par ailleurs, en raison de menaces ou d'autres facteurs sans rapport avec la réintroduction, des scénarios pourraient se présenter dans lesquels une population existante à l'état « bon » passe à l'état « médiocre » au fil du temps (c.-à-d. 1 population à l'état « bon », 5 à l'état « médiocre » et 2 à l'état « inconnu »), ce qui entraînerait une augmentation de 1 255,25 % ($2,52 \times 10^{-5}$) de la probabilité médiane de disparition de l'espèce par rapport à la situation actuelle, sans réintroduction (tableau 2; figure 3). La réintroduction subséquente d'une population à l'état « médiocre » (c.-à-d. 1 population à l'état « bon », 6 à l'état « médiocre » et 2 à l'état « inconnu ») entraînerait une probabilité médiane de disparition de l'espèce de $9,24 \times 10^{-6}$ (tableau 2). Dans cette situation, la population réintroduite diminue le risque global de disparition de l'espèce par rapport à un scénario sans réintroduction. Toutefois, l'effet est insuffisant pour entraîner une diminution nette de la probabilité de disparition de l'espèce par rapport à la population existante en déclin. Enfin, il pourrait avoir un scénario où une population existante à l'état « médiocre » passe à l'état « bon » avec la réintroduction d'une population à l'état « bon » (c.-à-d. 4 populations à l'état « bon », 3 à l'état « médiocre » et 2 à l'état « inconnu »), ce qui pourrait entraîner une réduction de 99,79 % de la probabilité de disparition de l'espèce par rapport au scénario actuel (tableau 2).

Il est peu probable que les probabilités de disparition de la population ne soient pas corrélées. Des changements à grande échelle de l'habitat (p. ex. réduction de la disponibilité en eau,

invasion du gobie à taches noires) peuvent agir simultanément sur le dard de sable dans son aire de répartition du sud-ouest de l'Ontario. Par conséquent, la probabilité de disparition des populations existantes est probablement plus élevée que dans l'exemple fourni. Si les taux de disparition des populations sont parfaitement corrélés, l'espèce disparaîtrait après la disparition de la population ayant la probabilité de disparition la plus faible, toutes choses étant égales par ailleurs. La détermination de la probabilité de disparition pour chaque population existante et chaque population réintroduite aiderait à préciser l'amélioration globale de la viabilité de l'espèce associée à la réintroduction. L'exemple présenté ici indique que la réintroduction d'une population autosuffisante pourrait améliorer la viabilité de l'espèce.

Dans les sections suivantes, des modèles sont présentés pour estimer l'abondance du dard de sable dans les rivières Grand et Thames en fonction des données sur les captures et de la disponibilité estimée de l'habitat. De plus, l'abondance future potentielle des populations réintroduites dans la rivière Ausable ou le ruisseau Big Otter est estimée en fonction des estimations de la disponibilité de l'habitat et de l'extrapolation des densités estimées par modèle du dard de sable dans les rivières Grand et Thames. Des analyses de la viabilité des populations ont ensuite été utilisées pour comprendre comment le prélèvement d'individus dans les populations des rivières Grand ou Thames influencerait sur la viabilité d'une population source selon différents scénarios de prélèvement. De plus, des modèles de populations ont été utilisés pour estimer la probabilité d'établir une population autosuffisante de dards de sable dans les habitats récepteurs, en fonction de la fréquence et de l'ampleur des ajouts et de la quantité d'habitat convenable disponible pour l'espèce.

Abondance de la population de la rivière Grand

Un échantillonnage a été réalisé dans la rivière Grand en 2022 pour estimer la densité de population du dard de sable (Gáspárdy *et al.* 2025). Des relevés du poisson et de l'habitat ont été effectués aux sites (10 m x 10 m) avec une couverture de substrat composé d'au moins 50 % de sable et de gravier fin afin d'augmenter les chances de détecter le dard de sable. Avant l'échantillonnage, 125 points aléatoires ont été choisis entre le barrage Wilkes (Brantford) et Cayuga (figure 4), bien que le tronçon de 25 km d'habitat en amont du barrage Caledonia (tronçon Middleport dans la figure 4) ait été évité étant donné la plus faible probabilité de détecter le dard de sable dans cette zone (Dextrase 2013). À chaque point choisi au hasard, les équipes de terrain ont localisé la zone d'habitat la plus proche (au moins 10 m x 10 m) qui contenait au moins 50 % de substrat composé de sable et de gravier fin. S'il n'y avait pas de site avec un substrat composé d'au moins 50 % de sable et de gravier fin dans un rayon de 200 m du point choisi au hasard, les équipes de terrain se déplaçaient vers le site sélectionné au hasard suivant.

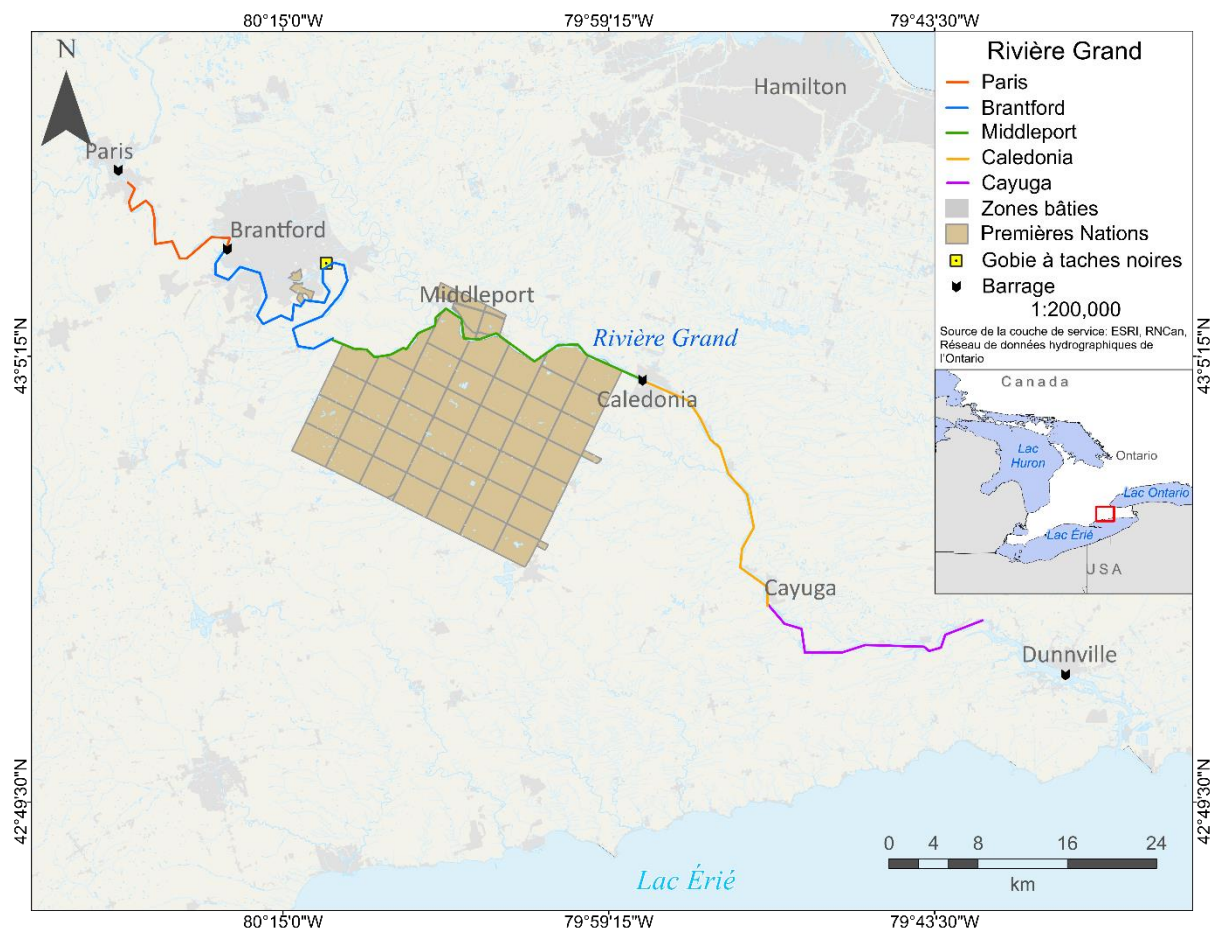


Figure 4. Carte des zones contenant un habitat essentiel dans la rivière Grand, divisée en cinq segments d'étude (Paris [rouge], Brantford [bleu], Middleport [vert], Caledonia [orange], et Cayuga [violet]). L'enregistrement de détection le plus en amont (2022) du gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*) est indiqué par le carré jaune. Zones bâties en gris et Premières Nations en beige.

Les poissons ont été capturés à l'aide d'une senne avec poche de 9,14 m de longueur et 1,8 m de hauteur, avec des mailles de 3 mm. À chaque site, trois traits de senne ont été effectués vers l'aval. Après chaque trait de senne, les dards de sable capturés ont été placés dans des bacs distincts pour le traitement, puis dénombrés en fonction du trait. Les poissons ont été remis à l'eau au site après les trois traits de senne. Une évaluation de l'habitat a été effectuée après l'échantillonnage des poissons. Elle comprenait la documentation du pourcentage de couverture du substrat à l'aide d'une classification de substrat de Wentworth modifiée (Bain 1999), de même que l'enregistrement de la température de l'eau (°C), de la conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$), de l'oxygène dissous (mg/L) et de la turbidité (unité de turbidité néphélométrique [uTN]; Gáspárdy *et al.* 2025).

Au total, 100 sites ont été échantillonnés : 54 dans le tronçon de Brantford et 46 dans celui de Caledonia (figure 4). De plus, 610 dards de sable ont été capturés et de 0 à 174 individus ont été détectés par site. Tous les dards des sables de l'Est capturés lors de l'échantillonnage de 2022 ont été considérés comme des adultes (d'âge 1+) sur la base de la distribution de longueur observée. La densité observée dans tous les sites était de 0,0635 poisson/ m^2 , avec une moyenne de 0,0994 poisson/ m^2 dans le tronçon de Brantford et de 0,0174 poisson/ m^2 dans le tronçon de Caledonia. Le dard de sable n'a pas été détecté dans 62 sites (64,5 %). La

modélisation présentée dans la prochaine section comprenait 96 des 100 sites échantillonnés, quatre sites ayant été exclus en raison des données manquantes sur les covariables.

Méthodes du modèle à N mixte pour la rivière Grand

Les données recueillies en 2022 dans la rivière Grand ont été ajustées à des modèles à N mixte pour estimer l'abondance « réelle » du dard de sable au site (N) dans chaque réseau, tout en tenant compte de la probabilité de détection (p ; Royle 2004, Kéry et Royle 2015). Les modèles à N mixte sont des sous-modèles d'abondance et de détection qui peuvent inclure des covariables au niveau du site et du relevé. La structure du modèle utilisée pour estimer l'abondance du dard de sable était la suivante :

$$C_{ij}|N_i \sim \text{Multinomiale}(N_i, \pi(p_{ij})) \quad \text{Équation (1)}$$

$$N_i \sim \text{NB}(\mu_i, k) \quad \text{Équation (2)}$$

$$\text{logit}(p_{ij}) = \alpha_0 + a_1 RV_i + a_2 RW_i + u_{ij} \quad \text{Équation (3)}$$

$$\log(\lambda_i) = \beta_0 + \beta_1 \text{Section}_i + \beta_2 SG_i + \beta_3 \text{Turb}_i, \quad \text{Équation (4)}$$

Où C_{ij} représente les prises de dard de sable au site i pendant le relevé j . La probabilité de détection à un site pour un relevé donné dépendait de l'historique des observations selon le relevé précédent, en raison du plan de relevé sur l'épuisement (Gáspárdy *et al.* 2025). Par conséquent, le modèle de probabilités de détection a été ajusté au moyen d'une distribution multinomiale avec des probabilités de cellule (π), calculées comme le produit des probabilités de détection au cours de l'échantillon j et de la probabilité que l'espèce n'ait pas été détectée dans les échantillons précédents [p. ex. $\pi_3 = (1 - p_1)(1 - p_2)p_3$]. Un effet aléatoire propre à l'échantillon (u_{ij}) a été inclus pour permettre une variabilité excessive de la détection entre les échantillons (c.-à-d. surdispersion), où $u_{ij} \sim \mathcal{N}(0, \sigma_{\text{échantillon}}^2)$. Le modèle d'abondance a été ajusté au moyen d'une distribution binomiale négative (NB) en raison d'une surdispersion évidente dans les analyses préliminaires; μ est l'abondance attendue du site et k est le paramètre de taille pour la distribution binomiale négative.

Les caractéristiques de l'habitat qui ont été jugées importantes pour la modélisation de l'abondance du dard de sable ont été incluses comme covariables pour les processus de détection (a) et d'abondance (β) (Dextrase 2013). La vitesse (RV ; m/s) et la largeur des rivières (RW ; m) ont été utilisées comme covariables pour le processus de détection, tandis que le pourcentage du substrat de sable et de gravier (SG), la turbidité ($Turb$; uTN) et le tronçon de rivière (Brantford = 1; Caledonia = 0; figure 4) ont été inclus dans le modèle d'abondance.

L'ajustement du modèle a été évalué à l'aide d'une approche à valeur p bayésienne où une statistique d'ajustement a été estimée pour les données observées ainsi que pour les données simulées obtenues à partir des distributions prédictives postérieures (Gelman *et al.* 1996). La valeur p bayésienne décrit la proportion de la statistique d'ajustement observée qui dépasse la statistique d'ajustement pour les données simulées, une valeur proche de 0,5 indiquant un bon ajustement [p. ex. $Pr(\text{fit}_{\text{obs}} > \text{fit}_{\text{sim}})$]. Trois statistiques d'ajustement ont été utilisées :

$$1. \chi^2 = \sum (y - E(y))^2 / E(y) \quad \text{Équation (5)}$$

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

$$3. \text{Somme des carrés} = \sum (y - E(y) / \sigma_y)^2 \quad \text{Équation (7)}$$

L'ajustement du modèle a été évalué à l'aide de chaque statistique d'ajustement pour les sous-modèles de détection et d'abondance. En outre, une valeur p bayésienne a été utilisée pour confirmer que le modèle produisait un nombre approprié de zéros. Le modèle à N mixte a été ajusté à l'aide de NIMBLE dans la version 4.2.2 de R, avec le progiciel « nimble » (de

Valpine *et al.* 2017, 2022a,b, R Core Team 2022). Des priorités vagues ont été utilisées pour tous les paramètres du modèle.

Résultats du modèle à N mixte pour la rivière Grand

La probabilité de détection du dard de sable était généralement élevée dans la rivière Grand (moyenne = 0,520; intervalle de confiance [IC] à 95 % = 0,354-0,668), mais elle diminuait avec l'augmentation de la largeur et de la vitesse des rivières (figure 5). Une variabilité élevée a été observée dans la probabilité de détection entre les traits de senne; la variabilité excessive a été prise en compte avec $\sigma_{\text{échantillon}} = 0,91$ (tableau 2), ce qui indique une surdispersion importante.

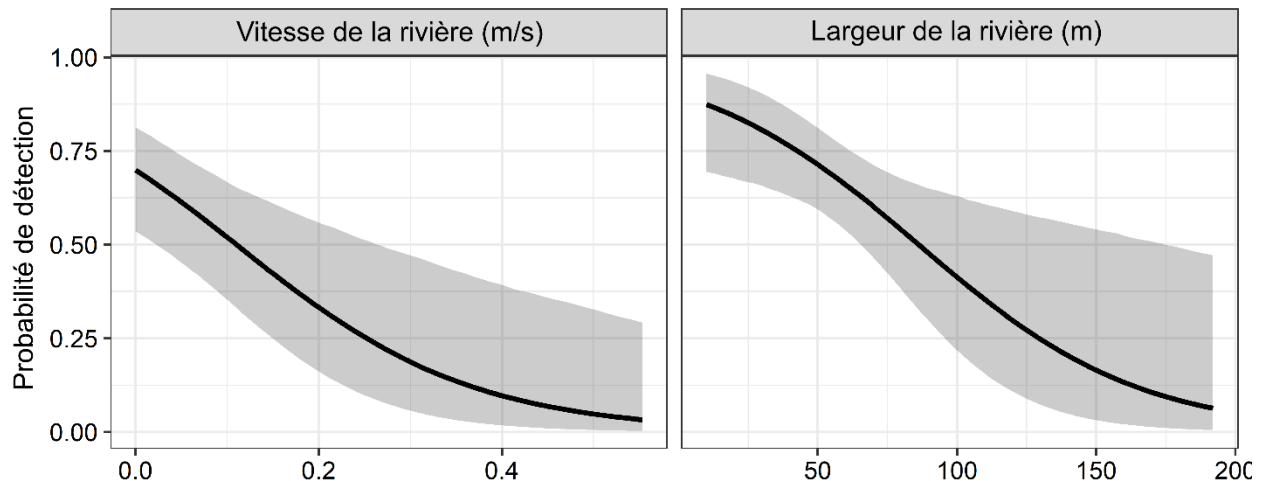


Figure 5. Prédictions du modèle à N mixte de la probabilité de détection du dard de sable dans la rivière Grand en fonction de la vitesse (m/s) et de la largeur de la rivière (m). Les lignes continues représentent les prédictions médianes et les zones grises représentent les intervalles de crédibilité à 95 %.

La densité moyenne par site estimée par le modèle était faible, avec des estimations de densité plus élevées dans le tronçon de Brantford que dans le tronçon de Caledonia (tableau 3). La densité moyenne était de 0,0191 poisson/m² (IC à 95 % : 0,0079–0,0535) dans le tronçon de Caledonia et de 0,0754 poisson/m² (IC à 95 % : 0,0359–0,1811) dans le tronçon de Brantford. Les estimations de la densité moyenne correspondent aux sites dont le pourcentage moyen de sable et de gravier est de 82,7 % (plage : 50 à 100 %) et dont la turbidité moyenne est de 7,27 uTN (plage : 1,10 à 47,03 uTN). La densité avait tendance à être plus élevée dans les sites présentant un pourcentage élevé de sable ou de gravier et une faible turbidité (figure 6). En ce qui concerne la distribution binomiale négative (tableau 3), le paramètre pour la petite taille indique que la densité était variable d'un site à l'autre.

Tableau 3. Résumé des résultats du modèle à N mixte pour la rivière Grand, y compris l'estimation moyenne avec l'écart-type (ET) et l'intervalle de crédibilité à 95 % inférieur (ICI) et supérieur (ICS).

Sous-modèle	Paramètres	Symbole	Moyenne	ET	ICI	ICS
Détection	Point d'intersection	α_0	0,07	0,32	-0,60	0,70
Détection	Vitesse de l'eau (m/s)	α_1	-0,81	0,26	-1,32	-0,29

Sous-modèle	Paramètres	Symbole	Moyenne	ET	ICI	ICS
Détection	Largeur de la rivière (m)	α_2	-1,03	0,41	-1,85	-0,25
Détection	Paramètre de dispersion	$\sigma_{\text{échantillon}}$	0,91	0,19	0,58	1,34
Abondance	Point d'intersection	β_0	0,65	0,49	-0,24	1,68
Abondance	Tronçon de la rivière (Brantford)	β_1	1,37	0,62	0,14	2,59
Abondance	% de sable et de gravier	β_2	1,14	0,39	0,39	1,93
Abondance	Turbidité (uTN)	β_3	-1,09	0,59	-2,29	0,04
Abondance	Paramètre de dispersion	μ	0,16	0,03	0,10	0,23

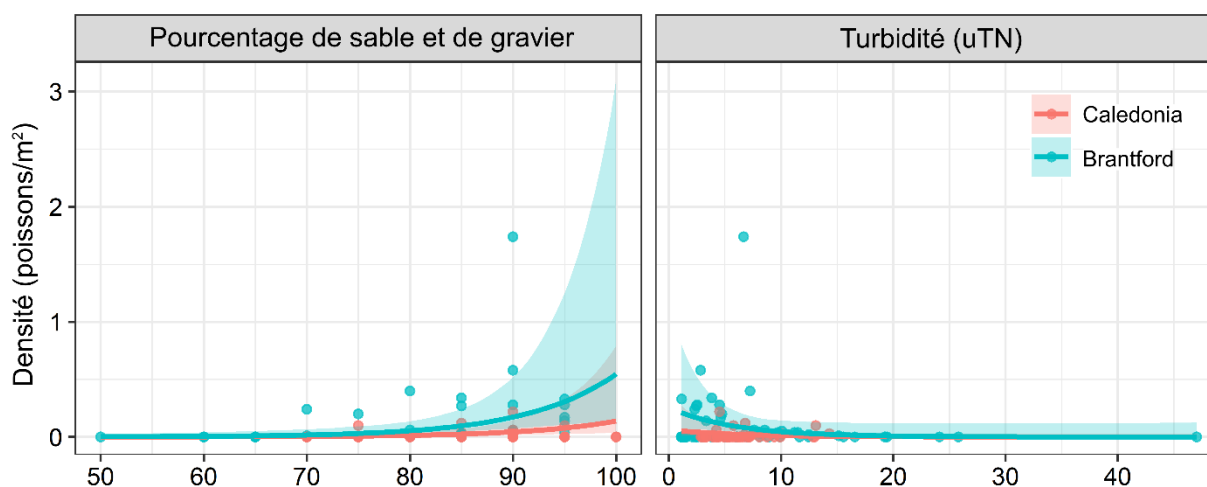


Figure 6. Prédications selon le modèle à N mixte de la densité du dard de sable (poisson/m²) dans les tronçons Brantford (bleu) et Caledonia (rouge) de la rivière Grand, en fonction du pourcentage de sable et de gravier et des mesures de turbidité (unité de turbidité néphélométrique; uTN). Les lignes continues représente les prédictions médianes et la zones 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 %).

Une fois la surdispersion prise en compte, rien n'indiquait un manque d'ajustement dans les sous-modèles de détection ou d'abondance pour toutes les statistiques d'ajustement (tableau 4). De même, le nombre de 0 prédit par le modèle est adéquat par rapport à ce qui a été observé (tableau 4). Les estimations de la densité à l'échelle du site ont été faites indépendamment pour les tronçons de rivière, et les moyennes de la turbidité (7,27 uTN) et le pourcentage de sable et de gravier (82,6 %) ont été utilisés pour faire des prévisions (figure 7).

Tableau 4. Statistiques sur la qualité de l'ajustement (valeurs p bayésiennes) pour les composantes de détection et d'abondance des modèles à N mixte élaborés pour les rivières Grand et Thames.

Rivière	Modèle	χ^2	Freeman-Tukey	Somme des carrés	Proportion de zéros
Rivière Grand	Détection	0,454	0,547	0,530	S. O.

Rivière	Modèle	χ^2	Freeman-Tukey	Somme des carrés	Proportion de zéros
Rivière Grand	Abondance	0,466	0,396	0,519	0,733
Rivière Thames	Détection	0,503	0,501	0,448	S. O.
Rivière Thames	Abondance	0,445	0,532	0,474	0,499

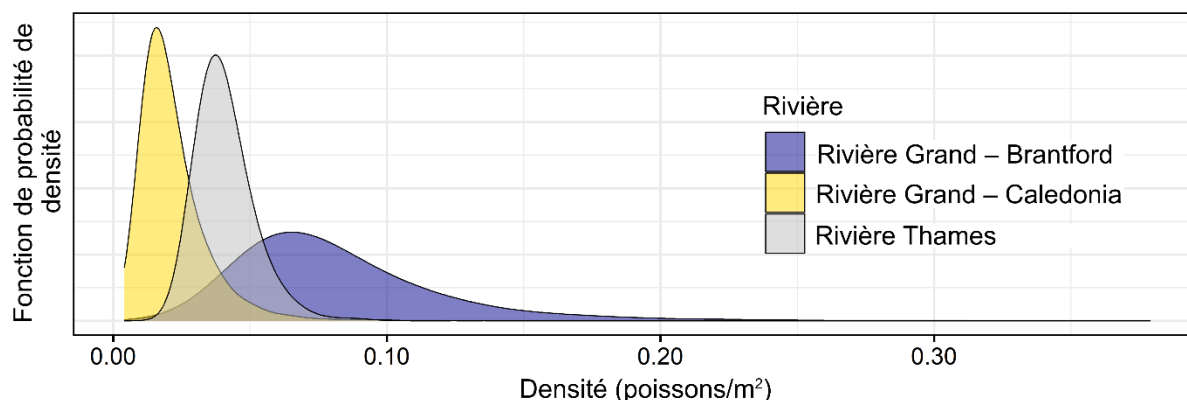


Figure 7. Distribution a posteriori marginale de la densité (poissons/m²) du dard de sable à l'échelle du site dans les tronçons Brantford (violet) et Caledonia (jaune) de la rivière Grand échantillonnés en 2022 et dans la rivière Thames (gris) échantillonnée en 2006, estimée à partir de modèles à *N* mixte indépendants.

Abondance de la population de la rivière Grand

Un indice de l'abondance de la population d'âge 1+ a été calculé pour le dard de sable en fonction des estimations de la densité moyenne tirées du modèle à *N* mixte et de la quantité estimée d'habitat convenable. Tout d'abord, l'habitat aquatique total disponible a été estimé en divisant la zone de la rivière Grand contenant l'habitat essentiel du dard de sable en cinq tronçons pour tenir compte du plan d'échantillonnage de 2022 (figure 4). L'échantillonnage du dard de sable et les mesures de l'habitat à l'échelle du site ont été effectués dans deux des cinq tronçons en 2022 (Brantford et Caledonia), tandis que les trois autres tronçons n'ont pas été échantillonnés en 2022 (Paris, Middleport et Cayuga; figure 4). Le dard de sable n'a jamais été détecté en amont du barrage Wilkes à Brantford, de sorte que le segment d'habitat essentiel de Paris n'a pas été inclus dans l'évaluation de la disponibilité de l'habitat.

Pour les quatre autres tronçons, l'habitat total disponible a été estimé comme étant la longueur du polygone d'habitat essentiel multipliée par la largeur moyenne de la rivière obtenue à partir des mesures sur le terrain dans ce tronçon (tableau 5). Il s'agit d'une surestimation de l'habitat convenable pour le dard de sable. Par conséquent, les estimations du total de l'habitat disponible ont été réduites en fonction d'une estimation de la proportion de l'habitat total qui contenait au moins 50 % de couverture de substrat de sable et de gravier fin, soit la caractéristique de l'habitat fréquemment associée à l'occupation par l'espèce (Dextrase *et al.* 2014). La quantité de substrat de sable et de gravier fin dans la rivière Grand a été estimée à l'aide de relevés par sonar à balayage latéral effectués en 2020 (tronçon Caledonia) et en 2022 (tronçon Brantford; Milne Technologies, 2023). Le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario a effectué des relevés dans le tronçon Caledonia à l'aide d'un sonar Helix™ 9 de Humminbird®, tandis que Pêches et Océans Canada a effectué les relevés dans le tronçon Brantford à l'aide d'un sonar Helix™ 7 de Humminbird®. Les données des relevés ont

été évaluées par Milne Technologies (2023) avec l'analyse de la forme d'onde QTC SwathView à l'aide d'un modèle Klein 3000/3900, l'outil de classification des fonds marins SonarWiz, et manuellement pour délimiter les parcelles de substrat. D'après les emplacements du relevé, les sédiments fins, le sable et le sable ondulé couvraient environ 80,3 % du tronçon Brantford et 31,6 % du tronçon Caledonia.

Tableau 5. Valeurs utilisées pour estimer l'habitat convenable dans la rivière Grand en fonction des tronçons de rivière mesurés (Brantford, Caledonia) ou non mesurés (Middleport, Cayuga) dans les zones d'habitat essentiel de la rivière Grand en 2022. Remarque : n = nombre d'échantillons utilisés pour calculer la largeur moyenne.

Tronçon de rivière	Longueur du tronçon (m)	Largeur moyenne (m)	n	Total de l'habitat disponible (m ²)
Brantford	29 058	66,40	166	1 929 451
Middleport	25 007	120,77	49	3 020 095
Caledonia	19 520	106,48	95	2 078 490
Cayuga	16 945	154,10	10	2 611 225
Total	-	-	332	9 639 261

Un indice de l'abondance des dards de sable d'âge 1+ a été calculé pour :

1. habitat pataugeoire uniquement (c.-à-d. profondeur inférieure à 1,2 m); et
2. toute la zone d'habitat essentiel en fonction des estimations de l'habitat convenable.

Comme les modèles à N mixte ont été élaborés à l'aide de données sur les habitats accessibles à gué, il a été supposé que ces densités pouvaient être extrapolées aux zones non accessibles à gué. Un jugement d'expert a été utilisé pour déterminer la proportion d'habitat accessible à gué dans chaque tronçon de rivière, où environ 30 % des tronçons Brantford, 10 % des tronçons Middleport, 50 % des tronçons Caledonia et 10 % des tronçons Cayuga ont été considérés comme étant accessibles à gué (Jason Barnucz, MPO, comm. pers.). De plus, en raison de l'incapacité à différencier les sédiments fins (c.-à-d. le limon) du sable dans les données sonar, il a été supposé que la quantité d'habitat convenable (c.-à-d. les sites comportant au moins 50 % de sable et de gravier fin) représentait entre 20 % et 65 % de l'habitat total estimé dans le tronçon Brantford et entre 5 % et 25 % de l'habitat total estimé dans les tronçons Middleport, Caledonia et Cayuga.

Une approche de rééchantillonnage statistique a été utilisée pour générer l'indice d'abondance du dard de sable. Des tirages aléatoires ont été effectués à partir de la distribution a posteriori marginale de la densité moyenne pour les tronçons Brantford et Caledonia (figure 7), multipliés par des tirages aléatoires à partir d'une distribution de la proportion présumée d'habitat convenable occupé, puis multipliés par la quantité totale d'habitat disponible. Une distribution uniforme entre 0,20 et 0,65 a été utilisée pour estimer l'habitat convenable occupé dans le tronçon Brantford, tandis qu'une distribution uniforme entre 0,05 et 0,25 a été utilisée pour les tronçons Middleport, Caledonia et Cayuga. Les estimations de la densité dans le tronçon Brantford ont été utilisées pour estimer l'abondance des poissons d'âge 1+ dans le tronçon, tandis que les estimations de la densité dans le tronçon Caledonia ont été utilisées pour estimer l'abondance des poissons d'âge 1+ dans les tronçons Middleport, Caledonia et Cayuga, car il est généralement entendu que les densités de dard de sable sont plus faibles en aval du

tronçon Brantford. Cette approche de rééchantillonnage a été répétée 20 000 fois pour générer une distribution des tailles potentielles de population de dards de sable d'âge 1+ pour chaque tronçon de rivière dans les habitats accessibles à gué et non accessibles à gué. Le résultat de la procédure de rééchantillonnage est une distribution de l'abondance du dard de sable dans la zone qui renferme un habitat essentiel (en aval du barrage Wilkes) dans la rivière Grand (figure 8, figure 9).

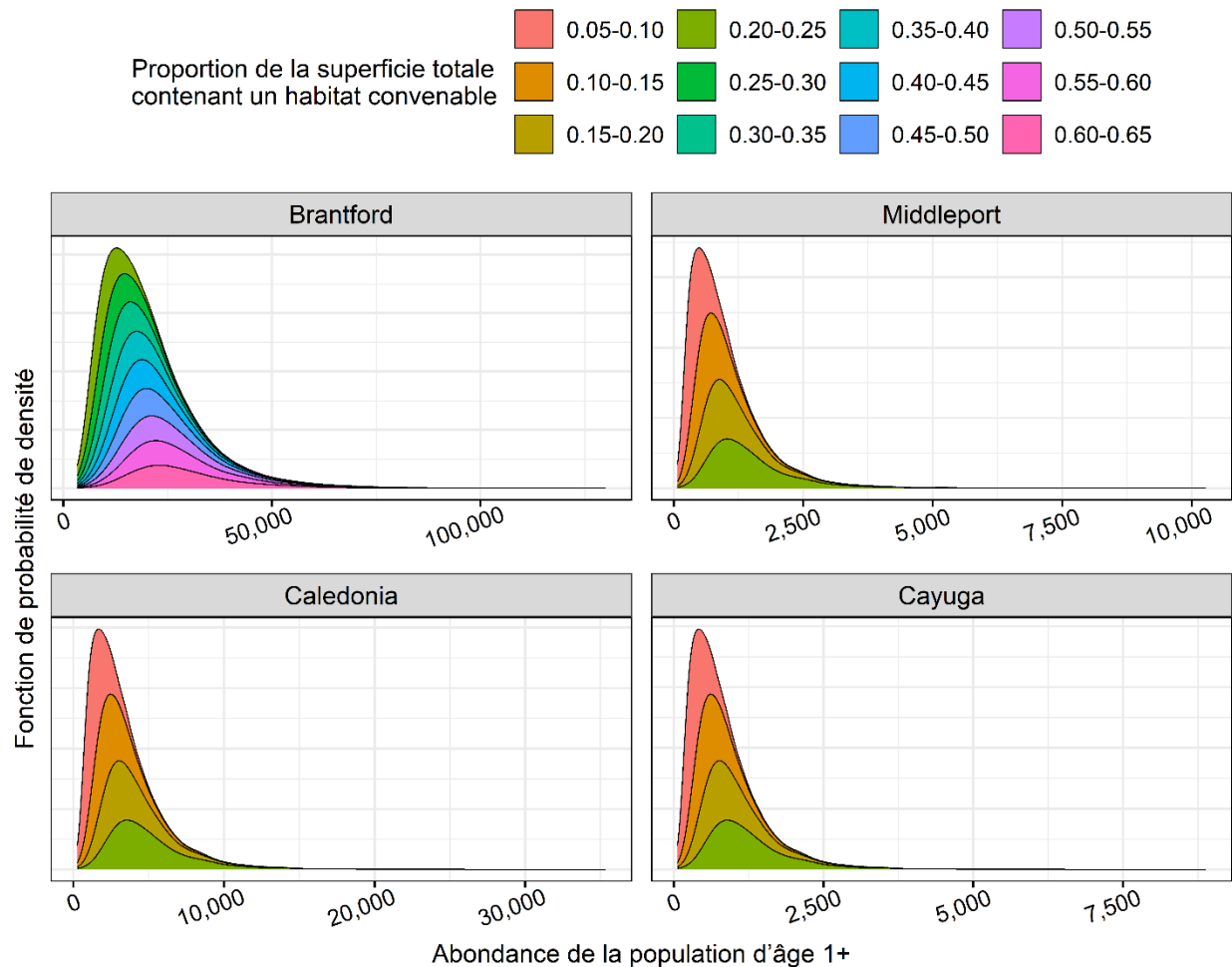


Figure 8. Indices de l'abondance de la population de dards de sable d'âge 1+ dans les zones accessibles à gué des tronçons Brantford, Middleport, Caledonia et Cayuga de la rivière Grand en fonction de la proportion de la superficie totale avec un habitat convenable (c.-à-d. les zones avec au moins 50 % de substrat de sable et de gravier fin; couleurs) et des densités générées par le modèle (figure 7). Il convient de noter les différences des échelles sur l'axe des abscisses.

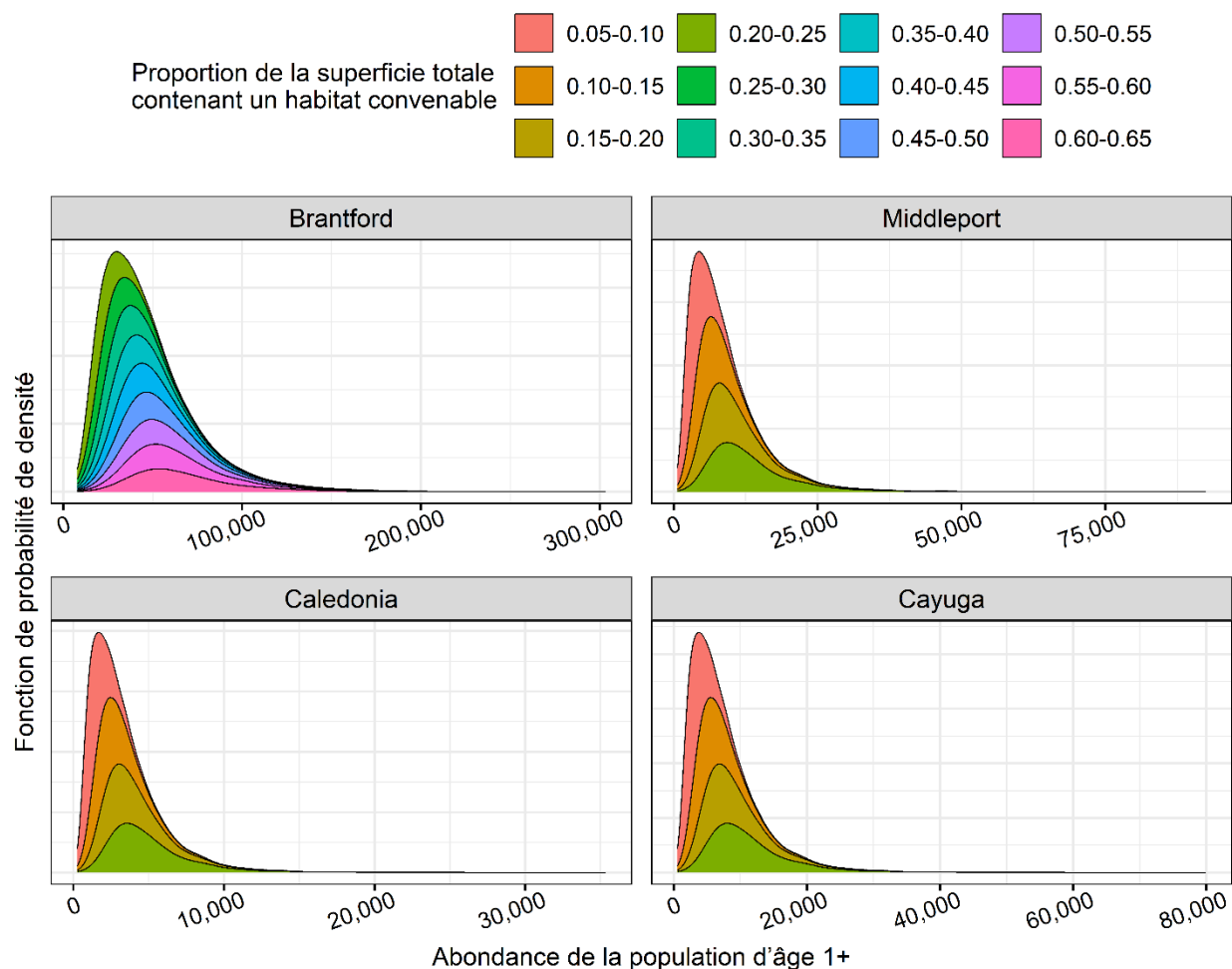


Figure 9. Indices de l'abondance de la population de dards de sable d'âge 1+ dans les zones non accessibles à gué des tronçons Brantford, Middleport, Caledonia et Cayuga de la rivière Grand en fonction de la proportion de la superficie totale avec un habitat convenable (c.-à-d. les zones avec au moins 50 % de substrat de sable et de gravier fin; couleurs) et des densités générées par le modèle (figure 7). Il convient de noter les différences des échelles sur l'axe des abscisses.

L'abondance de la population d'âge 1+ dépendait des estimations de densité générées par le modèle et de la proportion d'habitat convenable, et différait entre les zones accessibles et non accessibles à gué (tableau 6; figure 8, figure 9). L'abondance médiane de la population d'âge 1+ dans le tronçon Brantford variait entre 9 438 et 26 051 poissons dans l'habitat accessible à gué (figure 8) et de 22 021 à 60 798 individus dans les habitat non accessibles à gué (figure 9; tableau 6). L'abondance en aval du tronçon Brantford était significativement plus faible compte tenu des estimations de densité plus faibles et de la proportion d'habitat convenable utilisée pour générer les valeurs d'abondance. L'abondance médiane variait entre 412 et 4 357 individus d'âge 1+ dans les zones accessibles à gué des tronçons Middleport, Caledonia et Cayuga (**Error! Reference source not found.**). Étant donné que les estimations de la densité provenant du tronçon Caledonia ont été utilisées pour estimer l'abondance dans le tronçon Middleport et que 90 % de l'habitat était considéré comme non accessible à gué, il y avait un plus grand nombre d'hypothèses pour l'abondance dans le tronçon Middleport.

Tableau 6. Indices médians et moyens de l'abondance des dards de sable d'âge 1+ dans les habitats accessibles à gué, non accessibles à gué et combinés (total; en gras) de la rivière Grand, par tronçon de rivière et proportion d'habitat convenable (≥ 50 % de sable et de gravier fin). Les totaux minimaux représentent l'abondance totale lorsque la proportion d'habitat convenable correspond aux valeurs minimales prises en compte par tronçon. Les totaux maximaux représentent l'abondance totale lorsque la proportion d'habitat convenable correspond aux valeurs maximales prises en compte.

Tronçon	Proportion d'habitat convenable	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
Total (minimum)	-	11 622	13 246	30 043	34 765	41 965	48 011
Total (maximum)	-	32 769	37 266	86 390	98 625	119 159	135 891

Abondance de la population de la rivière Thames

Aucune donnée récente sur le terrain n'était disponibles pour estimer l'abondance du dard de sable dans la rivière Thames. Des modèles permettant de générer un indice d'abondance des individus d'âge 1+ dans la rivière Thames ont donc été établis à partir des données recueillies en 2006 par Dextrase (2013). Le plan d'échantillonnage et le choix du site différaient par rapport au relevé de 2022 dans la rivière Grand. La rivière Thames a d'abord été divisée en 14 tronçons dans la vallée de la rivière, et le nombre de sites échantillonnés par tronçon était proportionnel à la longueur de chaque tronçon. Chaque tronçon dans la vallée de la rivière a été divisé en sections, les sites d'échantillonnage étant répartis entre des sections sélectionnées au hasard. Dans les sections sélectionnées au hasard, un échantillonnage de la communauté de poissons et de l'habitat a été effectué à un maximum de trois sites à chaque aire d'érosion et de dépôt accessible à gué (c.-à-d. < 1,2 m) (131 sites de relevé). Une senne avec poche de 9,2 m avec des dimensions d'aires de 1,8 m x 3,7 m (maillage de 6,4 mm) et des dimensions de sac de 1,8 m x 1,8 m x 1,8 m (maillage de 3,2 mm; Dextrase 2013) a été utilisée pour l'échantillonnage. Comme pour l'échantillonnage dans la rivière Grand, un plan d'épuisement selon lequel les individus étaient retirés après chaque trait de senne et placés dans des aquariums distincts pour le traitement, puis remis à l'eau seulement une fois tous les traits terminés, a été utilisé.

Méthodes du modèle à N mixte pour la rivière Thames

Une structure similaire au modèle pour la rivière Grand a été utilisée afin d'élaborer le modèle à N mixte pour la rivière Thames, compte tenu de l'approche similaire à l'échantillonnage du dard de sable :

$$C_{ij}|N_i \sim \text{Multinomiale}(N_i \pi(p_{ij})) \quad \text{Équation (8)}$$

$$N_i \sim \text{NB}(\mu_i, k) \quad \text{Équation (9)}$$

$$\text{logit}(p_{ij}) = \alpha_0 + \alpha_1 \text{Couverture}_i + u_{ij} \quad \text{Équation (10)}$$

$$\log(\lambda_i) = \log(\text{Superficie}_i) + \beta_0 + \beta_1 \text{SFG}_i + \beta_2 \text{Clarté}_i \quad \text{Équation (11)}$$

Les covariables du modèle de détection différaient du modèle pour la rivière Grand en raison des différences entre les réseaux et la disponibilité des données. La proportion d'un site constituée de débris ligneux et de rochers (c.-à-d. le couvert) a été utilisée comme covariable de détection, ce qui correspond aux études antérieures qui modélisaient l'abondance dans la rivière Thames (Dextrase 2013). Des covariables d'abondance semblables à celles du modèle pour la rivière Grand ont été incluses dans le modèle pour la rivière Thames; plus précisément, le pourcentage de substrat de sable et de gravier fin (SFG_i) et la clarté de l'eau (Clarté_i ; en cm) comme covariables d'abondance (Dextrase 2013). Pour tenir compte des différences dans l'effort d'échantillonnage (c.-à-d. la zone échantillonnée; m^2), $\log(\text{Superficie}_i)$ a été inclus comme compensation dans le modèle d'abondance pour la rivière Thames. Cette compensation n'était pas nécessaire dans le modèle pour la rivière Grand, car l'effort d'échantillonnage était constant entre les sites.

Résultats du modèle à N mixte pour la rivière Thames

La probabilité de détection moyenne était plus faible dans la rivière Thames (0,141; IC à 95 % : 0,071–0,247) que dans les relevés effectués dans la rivière Grand (0,520; IC à 95 % : 0,354–0,668). La probabilité de détection diminuait fortement à mesure que le couvert dans les cours d'eau augmentait (tableau 7; figure 10). Comme dans le modèle pour la rivière Grand, la probabilité de détection était variable dans l'ensemble des traits de senne et, par conséquent, il a été déterminé qu'un effet aléatoire propre à la senne était important pour améliorer l'ajustement du modèle (tableau 7).

Tableau 7. Résumé des résultats du modèle à N mixte pour la rivière Thames, y compris l'estimation moyenne avec l'écart-type (ET) et l'intervalle de crédibilité à 95 % inférieur (ICI) et supérieur (ICS).

Sous-modèle	Paramètres	Symbole	Moyenne	ET	ICI	ICS
Détection	Point d'intersection	α_0	-1,81	0,37	-2,57	-1,12
Détection	% couverture	α_1	-2,02	0,67	-3,38	0,78
Détection	Paramètre de dispersion	$\sigma_{\text{échantillon}}$	0,85	0,15	0,58	1,18
Abondance	Point d'intersection	β_0	-3,23	0,24	-3,66	-2,72
Abondance	% de sable et de gravier fin	β_1	1,13	0,21	0,73	1,54
Abondance	Clarté de l'eau	β_2	0,99	0,16	0,69	1,32
Abondance	Paramètre de dispersion	k	0,62	0,13	0,41	0,90

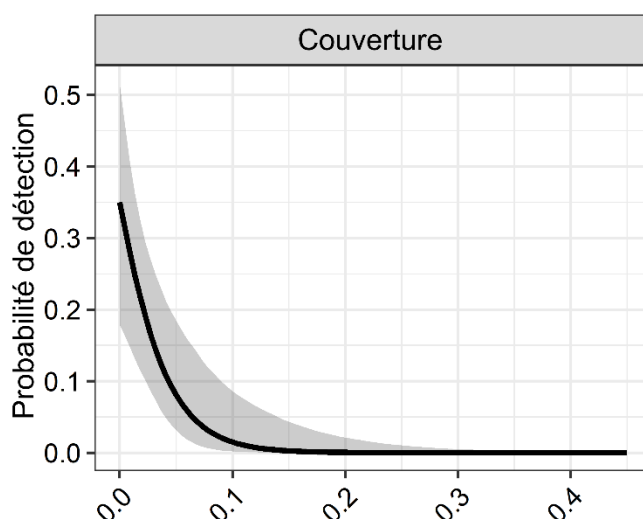


Figure 10. Prédictions du modèle à N mixte de la probabilité de détection du dard de sable dans la rivière Thames en fonction de la proportion d'un site constitué de débris ligneux et de rochers (c.-à-d. couverture; axe des abscisses). La ligne continue représente la prédiction médiane et la zone grise représente l'intervalle de crédibilité à 95 %.

La densité moyenne estimée du site pour le dard de sable dans la rivière Thames était de 0,040 poisson/m² (IC à 95 % : 0,026–0,066) et augmentait avec la clarté de l'eau et lorsque les sites avaient un substrat présentant des proportions plus élevées de sable et de gravier fin (figure 11). Des estimations de la densité à l'échelle du site ont été effectuées pour la rivière Thames en fonction des caractéristiques moyennes du site (figure 11), qui différaient de celles de la rivière Grand; le pourcentage moyen de sable ou de gravier fin dans la rivière Thames était de 45,6 % (plage : 0–100 %) et la clarté moyenne de l'eau était de 26,7 cm (plage : 2,5–94,0). Comme dans le cas du modèle pour la rivière Grand, rien n'indiquait un manque d'ajustement dans les sous-modèles de détection ou d'abondance et un nombre approprié de zéros a été prédit à partir de l'ajustement du modèle par rapport aux observations (tableau 4).

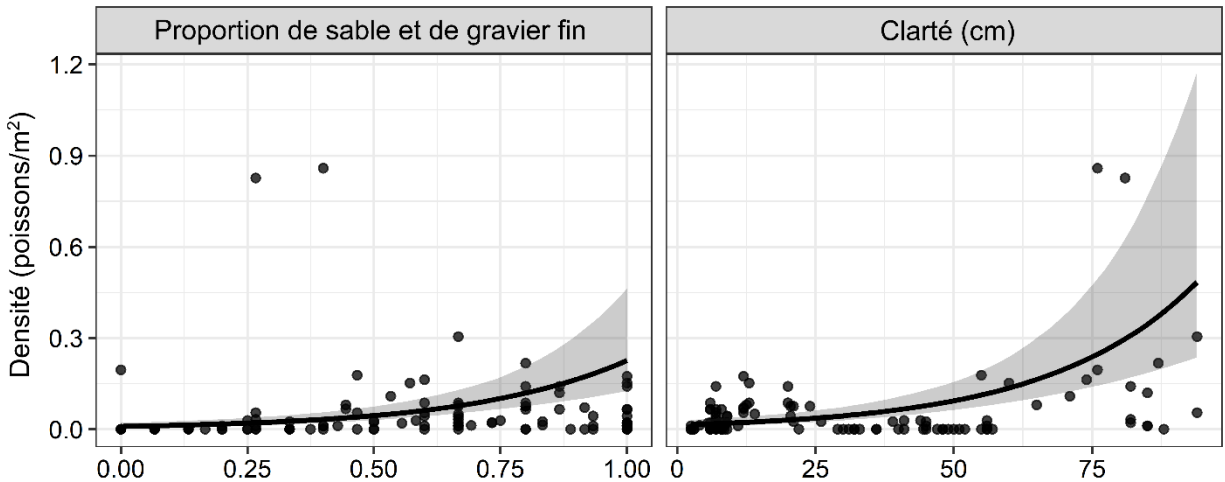


Figure 11. Prédications du modèle à N mixte de la densité du dard de sable (poisson/m²) dans la rivière Thames en fonction de la proportion de sable et de gravier fin et des mesures de la clarté de l'eau (cm). Modèle construit à l'aide des données de Dextrase (2013). Les lignes continues représentent les prédictions médianes et les zones grises représentent 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 fin (0,456).

Abondance de la population de la rivière Thames

Des estimations de l'abondance de la population d'âge 1+ ont été faites pour les zones accessibles à gué et non accessibles à gué dans toute la zone contenant l'habitat essentiel du dard de sable dans la rivière Thames, soit environ 5 890 400 m² (longueur = 148 000 m, largeur moyenne = 39,8 m). Une approche de rééchantillonnage avec remplacement a été utilisée une nouvelle fois pour estimer l'abondance du dard de sable en fonction de la superficie potentielle d'habitat convenable (substrat contenant au moins 50 % de sable et de gravier fin), qui correspondait entre 5 % et 50 % de tout l'habitat disponible selon les suppositions. De plus, 50 % de l'habitat total a été considéré comme accessibles à gué d'après les données du profileur de courant à effet Doppler recueillies dans la rivière Thames entre Komoka et le pont Kent (Illes *et al.* 2025). Comme pour la rivière Grand, la procédure de rééchantillonnage a été répétée 20 000 fois pour générer une distribution des estimations de l'abondance du dard de sable dans la zone contenant l'habitat essentiel dans la rivière Thames (figure 12).

L'abondance moyenne et médiane de l'abondance des individus d'âge 1+ dans la rivière Thames était équivalente entre les habitats accessibles à gué et les habitats non accessibles à gué, étant donné qu'environ 50 % des habitats étaient considérés comme accessibles à gué (tableau 8). Les estimations médianes de l'abondance des individus d'âge 1+ variaient entre 8 515 et 54 372 dans les habitats accessibles à gué, selon la quantité présumée d'habitat convenable (tableau 8). L'abondance médiane des habitats accessibles à gué et des habitats non accessibles à gué variait entre 17 030 et 108 744 individus d'âge 1+.

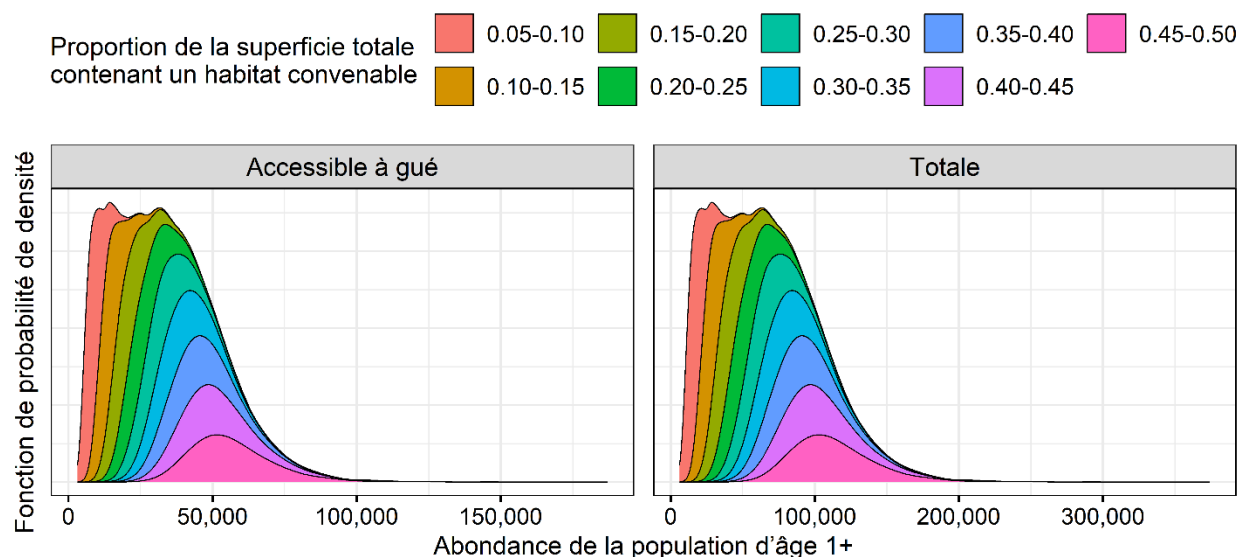


Figure 12. Indices de l'abondance de la population de dards de sable d'âge 1+ dans les tronçons accessibles à gué et dans l'ensemble de la rivière Thames (total) en fonction de la proportion de la superficie totale avec un habitat convenable (c.-à-d. les zones avec au moins 50 % de substrat de sable et de gravier fin; couleurs) et des densités générées par le modèle (figure 7).

Tableau 8. Indices médians et moyens de l'abondance des dards de sable d'âge 1+ dans les habitats accessibles à gué, non accessibles à gué et combinés (total; en gras) de la rivière Thames, et proportion de la superficie totale d'habitat convenable (zones avec un substrat d'au 50 % de sable et de gravier fin).

Proportion d'habitat convenable	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

Abondance potentielle dans la rivière Ausable et le ruisseau Big Otter

En plus d'établir des estimations de l'abondance pour chaque population source candidate, l'approche de rééchantillonnage statistique décrite ci-dessus a été utilisée pour estimer l'abondance potentielle du dard de sable qui pourrait théoriquement être atteinte dans les emplacements récepteurs candidats en fonction de la disponibilité d'habitat convenable, et en

supposant 1) des densités similaires entre les populations accessibles à gué et non accessibles à gué et 2) des densités similaires à celles des populations sources. Les estimations de l'abondance potentielle pourraient être utilisées pour déterminer si l'habitat convenable est restrictif aux emplacements récepteurs ou pour établir des objectifs d'abondance à long terme pour une population réintroduite.

La rivière Ausable a subi d'importantes modifications du débit au cours des deux derniers siècles. L'habitat à l'intérieur et en aval de la section canalisée reliant le marais Thedford et le village de Port Franks (« The Cut ») est considéré comme non convenable pour le dard de sable et n'est pas inclus comme habitat potentiel de l'espèce (figure 13). Par conséquent, l'habitat potentiel du dard de sable dans la rivière Ausable devrait se trouver en amont de « The Cut » jusqu'au barrage Exeter (figure 13). Ce tronçon de la rivière a été divisé en deux sous-sections : en amont de « The Cut » jusqu'à l'autoroute 7 à Ailsa Craig (tronçon central) et en amont de l'autoroute 7 jusqu'au barrage Exeter (tronçon supérieur; figure 13; Dextrase 2013). Le tronçon central est d'environ 77 689 m avec une largeur moyenne de $21,98 \text{ m} \pm 10,29 \text{ ET}$ (écart-type; données tirées de $n = 68$ sites), soit environ $1\,707\,604 \text{ m}^2$. Le tronçon supérieur est d'environ 49 089 m avec une largeur moyenne de $12,09 \text{ m} \pm 5,06 \text{ ET}$ ($n = 33$ sites), soit environ $593\,486 \text{ m}^2$.

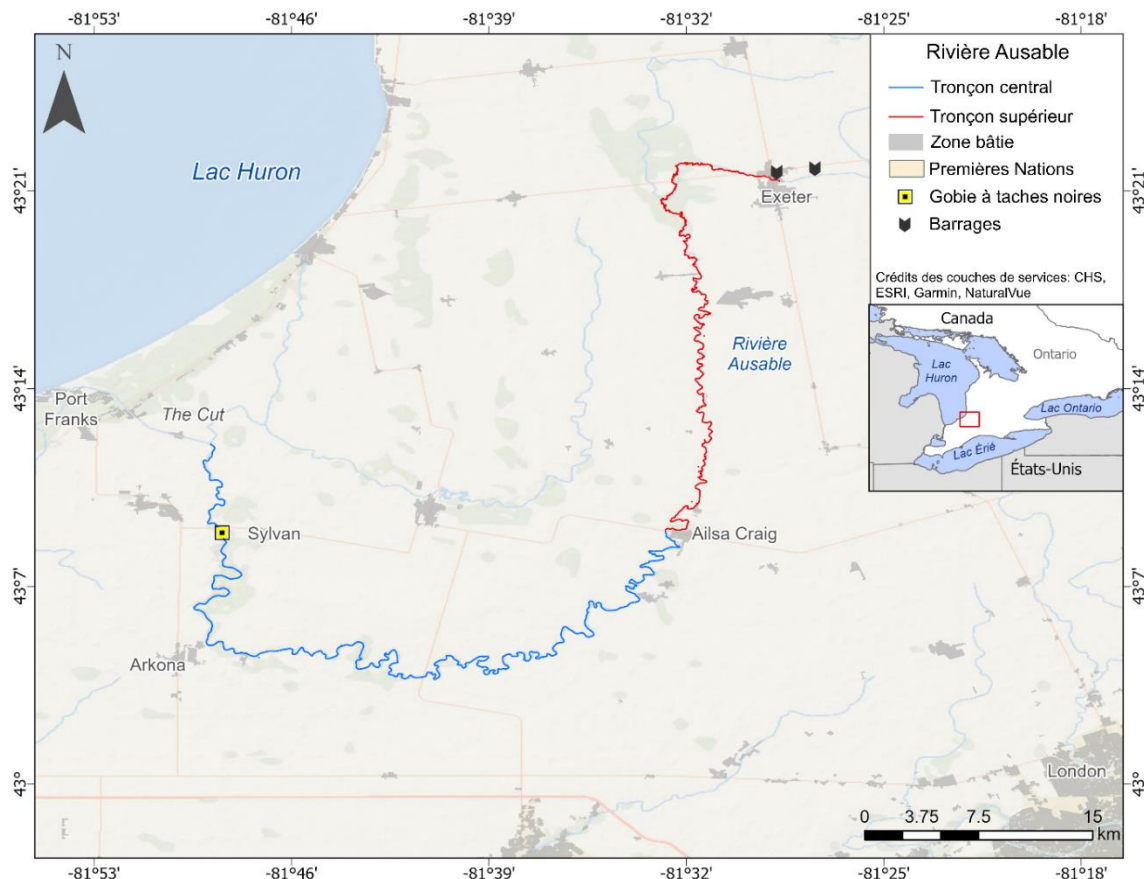


Figure 13. Répartition des tronçons dans la rivière Ausable. Les couleurs indiquent les tronçons situés en amont (rouge) et au centre de la rivière (bleu). Le record de l'emplacement le plus en amont (2017) où le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*) a été détecté est indiqué par un carré jaune. Zones bâties en gris et Premières Nations en beige.

D'après la procédure de rééchantillonnage selon laquelle il a été supposé que l'habitat convenable (*potentiellement* occupé) représentait entre 5 % et 50 % de l'habitat total et les estimations de la densité dans les tronçons Brantford et Caledonia des rivières Grand et Thames, l'abondance moyenne de la population potentielle dans les deux tronçons de la rivière Ausable était de 30 488 individus d'âge 1+ (médiane = 22 499; figure 14). Au niveau le plus bas d'habitat convenable (c.-à-d. de 5 à 10 % de l'habitat total), l'abondance potentielle médiane était de 6 766 individus d'âge 1+, mais elle atteignait 43 221 individus d'âge 1+ lorsque l'habitat convenable représentait entre 45 et 50 % de l'habitat total (tableau 9; figure 14).

L'habitat potentiel du dard de sable dans le ruisseau Big Otter devrait se trouver en amont de Vienna jusqu'à Otterville, en Ontario. Ce tronçon de la rivière est d'environ 73 709 m avec une largeur moyenne de 15,39 m $\pm$ ET 3,14 ($n = 53$ sites), soit environ 1 134 382 m². L'abondance potentielle moyenne d'individus d'âge 1+ dans le ruisseau Big Otter a été estimée à 14 994 individus (médiane = 11 027) dans les estimations du caractère convenable de l'habitat (figure 14). Au niveau le plus bas d'habitat convenable (c.-à-d. de 5 à 10 % de l'habitat total), l'abondance potentielle médiane était de 3 341 individus d'âge 1+, mais elle atteignait 21 289 individus d'âge 1+ lorsque l'habitat convenable représentait entre 45 et 50 % de l'habitat total (tableau 9; figure 14).

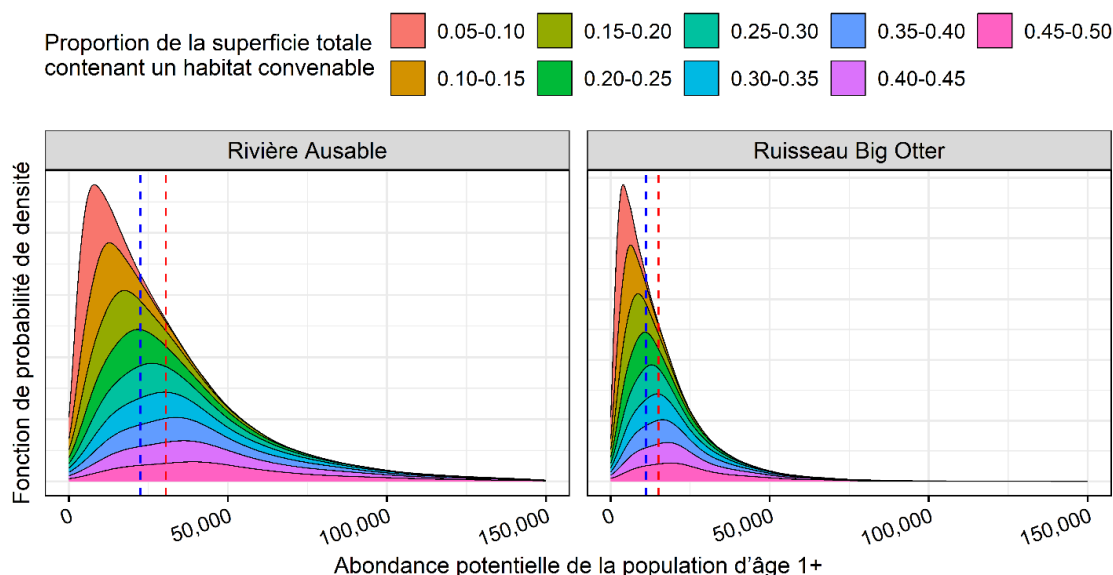


Figure 14. Abondance potentielle des individus d'âge 1+ d'une population de dards de sable réintroduite dans la rivière Ausable et le ruisseau Big Otter, d'après la proportion de la superficie totale renfermant un habitat convenable (c.-à-d. les zones comportant au moins 50 % de substrat de sable et de gravier fin; couleurs) et les estimations de la densité générées par le modèle pour les sections Brantford et Caledonia de la rivière Grand et de la rivière Thames. Les lignes tiretées indiquent la médiane (en bleu) et la moyenne (en rouge) de l'abondance potentielle de la population.

Tableau 9. Abondance potentielle médiane des dards de sable d'âge 1+ dans la rivière Ausable et le ruisseau Big Otter, d'après les estimations de la densité dans les rivières Grand et Thames et la proportion de la superficie totale d'habitat convenable (c.-à-d. les zones comportant au moins 50 % de substrat de sable et de gravier fin).

Cours d'eau	Proportion de la superficie totale contenant un habitat convenable	Abondance médiane
Rivière Ausable	0,05–0,10	6 766
Rivière Ausable	0,10–0,15	11 270

Cours d'eau	Proportion de la superficie totale contenant un habitat convenable	Abondance médiane
Rivière Ausable	0,15–0,20	15 874
Rivière Ausable	0,20–0,25	20 476
Rivière Ausable	0,25–0,30	25 206
Rivière Ausable	0,30–0,35	29 551
Rivière Ausable	0,35–0,40	34 449
Rivière Ausable	0,40–0,45	38 138
Rivière Ausable	0,45–0,50	43 221
Ruisseau Big Otter	0,05–0,10	3 341
Ruisseau Big Otter	0,10–0,15	5 606
Ruisseau Big Otter	0,15–0,20	7 821
Ruisseau Big Otter	0,20–0,25	10 143
Ruisseau Big Otter	0,25–0,30	12 341
Ruisseau Big Otter	0,30–0,35	14 634
Ruisseau Big Otter	0,35–0,40	16 724
Ruisseau Big Otter	0,40–0,45	19 072
Ruisseau Big Otter	0,45–0,50	21 289

Modélisation du compromis entre les prélèvements dans les rivières Grand et/ou Thames et la probabilité d'établissement dans les emplacements récepteurs

Les méthodes d'évaluation du compromis entre les prélèvements dans les populations sources et la probabilité de rétablissement réussi sont similaires à celles présentées dans Lamothe *et al.* (2021). Tout d'abord, le cycle biologique du dard de sable a été modélisé à l'aide d'un modèle matriciel fondé sur les femelles uniquement qui dépend de la densité et est structuré en fonction de l'âge, du rythme des naissances et de la période qui précède la reproduction, avec des intervalles de projection annuels (Caswell 2001). Ces types de modèles utilisent les taux vitaux des populations pour projeter l'abondance des populations selon l'âge au fil du temps; le taux de croissance de la population (λ ; voir le tableau 10 pour la définition des symboles) représente la projection à long terme de l'état de la population en fonction des conditions actuelles ou simulées. Lorsque $\lambda = 1$, la population est stable; lorsque $\lambda > 1$, la population augmente de façon exponentielle; et lorsque $\lambda < 1$, la population est en déclin.

Tableau 10. Valeurs des paramètres intégrées dans le modèle matriciel de population pour le dard de sable. 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.

Paramètre	Définition	Valeur
T_{max}	Longévité	<i>Unif</i> (3, 4)
T_{mat}	Âge à la maturité	<i>Unif</i> (1, 2)
S_{1+}	Taux de survie âge 1+	<i>Beta</i> (15,88, 25,26)
S_0	Taux de survie âge 0	Résolu pour
CV_S	Coefficient de variation du taux de survie	0,2
f	Taille des couvées	<i>Gamma</i> (55,7, 0,91)
c	Nombre de pontes par année	<i>Unif</i> (1, 2, 3)
CV_f	Coefficient de variation de la taille de la ponte	<i>Unif</i> (0,05, 0,15)

Paramètre	Définition	Valeur
φ	Rapport des sexes à la naissance	0,5
ρ	Proportion d'individus matures selon l'âge	0,91, 1, 1, 1
Pr_{cat}	Probabilité d'un événement catastrophique	$Unif(0,05, 0,20)$
M	Mortalité par translocation	$Unif(0,20, 0,80)$
λ_{max}	Taux de croissance maximal de la population	$Unif(1,56, 2,69)$
n_R	Nombre de prélèvements	$Unif(1, 1000)$
Y_R	Années des prélèvements	1–10
n_A	Nombre d'ajouts	$Unif(1, 1000)$
Y_A	Années des ajouts	1–10

Paramétrages

Les paramètres et les résultats du modèle sont propres aux dards de sable femelles. De nombreux aspects du cycle biologique du dard de sable sont incertains ou variables d'une population à l'autre (Finch *et al.* 2018). Plutôt que d'élaborer des modèles matriciels de population pour différentes stratégies du cycle biologique (selon Lamothe *et al.* 2021), les incertitudes concernant les paramètres du cycle biologique ont été intégrées dans un seul modèle par la sélection aléatoire d'un paramètre d'incertitude à partir d'une distribution de probabilité précisée, de façon à ce que ces variables puissent varier entre les répétitions de la simulation et fournir une gamme de résultats plausibles (tableau 10). Cette approche permet à différents essais de modèle d'incorporer différentes combinaisons de paramètres et fournit des résultats qui couvrent toute l'étendue de l'incertitude. 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 (S_{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 10).

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 correspondre à l'âge 3 (Finch *et al.* 2013) ou l'âge 4 (Drake *et al.* 2008) et T_{mat} a été observé à l'âge 1 ou l'âge 2 à travers les populations (Finch *et al.* 2013). Pour tenir compte de la variabilité dans T_{max} et T_{mat} entre les simulations, la matrice a été structurée en trois stades (figure 15) : le stade 1 représente les dards de sable d'âge 1, le stade 2 représente les dards de sable d'âge 2 et le stade 3 représente les dards de sable d'âge 3+.

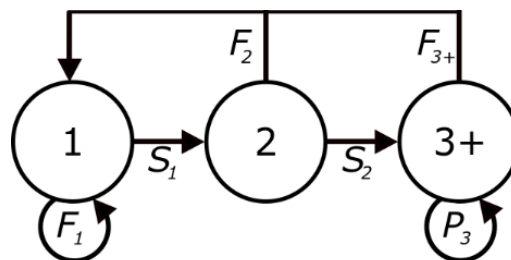


Figure 15. Cycle biologique généralisé utilisé pour modéliser la dynamique des populations de dards de sable. F_i représente la fertilité annuelle propre au stade, S_i représente le taux de survie propre au stade et P_3 représente la probabilité que les individus survivent et demeurent au stade 3.

La matrice de projection **A** est

$$\mathbf{A} = \begin{bmatrix} F_1 & F_2 & F_3 \\ S_1 & 0 & 0 \\ 0 & S_2 & P_3 \end{bmatrix}. \quad \text{Équation (12)}$$

L'abondance propre au stade (**n**) chaque année (*y*) est calculée à partir de :

$$\mathbf{n}_{y+1} = \mathbf{A}_{ny} \mathbf{n}_y, \quad \text{Équation (13)}$$

où **n** est un vecteur d'abondance propre au stade. La matrice de projection de la population (**A**) varie d'une année à l'autre en raison des conditions environnementales et de la taille de la population qui ont une incidence sur les taux vitaux.

Les modèles matriciels fondés sur le stade intègrent les estimations de la fécondité propre au stade (F_i), du taux de survie propre au stade (S_i) et de la probabilité que les individus survivent et demeurent 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 reproduction, y compris la taille des couvées, le nombre de couvées produites par an, le rapport des sexes, la périodicité de la fraie et la survie de l'état d'œuf à l'âge 1. La probabilité que les individus survivent et demeurent au stade 3 (P_3) est une fonction de la probabilité de survie et de transition au stade 3 (τ_3) qui décrit la probabilité que les individus demeurent au stade 3. P_3 est calculé comme suit :

$$P_3 = S_3(1 - \tau_3) \quad \text{Équation (14)}$$

avec (Caswell 2001) :

$$\tau_3 = \frac{S_3^{T_{max}-2} - S_3^{(T_{max}-2-1)}}{(S_3^{T_{max}-2} - 1)}. \quad \text{Équation (15)}$$

Quand T_{max} est 4, P_3 décrit le nombre de dards de sable d'âge 3 qui survivent jusqu'à l'âge 4 et quand T_{max} est 3, P_3 passe à 0, de sorte qu'aucun individu ne survit jusqu'à l'âge 4.

Le taux de survie a été estimé pour les populations de dards de sable à l'aide d'une analyse de la courbe des prises de Chapman-Robson (Finch *et al.* 2018). Le taux de survie moyen était de 0,386 (ET = 0,075) pour les individus d'âge 1+. Dans le modèle, il a été supposé que la survie annuelle était la même pour les classes d'âge 1+, et celle-ci a été incluse comme variable stochastique. La survie à l'âge 1+ a été tirée d'une distribution bêta de sorte que la valeur ne puisse pas être inférieure à 0 ou supérieure à 1 avec les paramètres de forme 15,88 et 25,26, ce qui donne une moyenne de 0,386 (ET = 0,075). Le taux de survie à l'âge 0 est inconnu et a été calculé pour donner une matrice de projection avec un taux particulier de croissance de la population. Le taux de survie variait d'une année à l'autre pour représenter la stochasticité environnementale. Finch *et al.* (2018) ont estimé que le taux de survie annuel variait d'une année à l'autre avec un coefficient de variation (CV) de 0,2.

La fertilité décrit le nombre de descendants femelles qui survivent jusqu'à l'âge 1 chaque année, par femelle adulte dans la population, et est calculée comme suit :

$$F_i = \varphi \rho_i f c a_f d S_0. \quad \text{Équation (16)}$$

φ est le rapport des sexes à la naissance, qui a été supposé être de 50 %, et ρ_i est la proportion de femelles matures à l'âge *i*. Finch *et al.* (2018) ont observé que, dans une population qui atteignait la maturité à l'âge 1, environ 91 % des femelles étaient matures à l'âge 1 et tous les individus d'âge 2+ étaient matures. Par conséquent, ρ_1 a été fixé à 0,91 lorsque T_{mat} était de 1 et à 0 lorsque T_{mat} était de 2, alors que ρ_2 et ρ_3 ont été fixés à 1 (tableau 10). La fécondité (*f*), également décrite comme la taille moyenne des couvées,

correspond au nombre d'œufs produits par couvée et par femelle. La taille moyenne des couvées rapportées pour le dard de sable varie de 56 à 71,5 (COSEPAC 2009, 2022, Finch *et al.* 2013). Ainsi, la taille des couvées a été intégrée comme paramètre stochastique avec une moyenne de 61,2 (ET = 8,2; Faber 2006, Finch *et al.* 2013). La valeur de la taille des couvées a été tirée d'une distribution gamma, de sorte que la taille des couvées était toujours positive avec des paramètres de forme et de taux de 55,70 et 0,91. Cette distribution donne des intervalles de confiance à 99 % de 48,4 à 84,4, ce qui constitue une variation jugée raisonnable. Le nombre de portées produites par année (c) pouvait varier de 1 à 3 entre les répétitions de la simulation. La taille de la portée variait d'une année à l'autre pour simuler la stochasticité environnementale. La mesure dans laquelle la taille des couvées peut varier est inconnue; par conséquent, le CV de f a été incorporé comme variable stochastique et tiré d'une distribution uniforme entre 0,05 et 0,20. La limite inférieure (0,05) a été choisie pour représenter une faible variabilité interannuelle et la limite supérieure (0,20), pour refléter la variabilité du taux de survie. S_0 est le taux de survie à l'âge 0 (c.-à-d. de l'œuf à l'âge 1).

Il a été supposé que la dépendance à la densité (d) agissait au cours de la première année de vie, et cette variable a été appliquée à l'aide d'une fonction de Beverton-Holt avec un taux de survie à l'âge 0 en fonction de la densité des adultes :

$$d_y = \frac{S_{0\max}/S_{01}}{1+b/KN_y} \quad \text{Équation (17)}$$

où N est la densité à l'âge 1+, K est la capacité de charge des femelles à l'âge 1, b est le coefficient de dépendance à la densité, S_{01} est le taux de survie à l'âge 0 lorsque la population est stable et $S_{0\max}$ est le taux de survie à l'âge 0 lorsque la population est au taux de croissance maximal de la population ($\lambda_{\max}$). Dans un modèle de population antérieur (Lamothe *et al.* 2021), $\lambda_{\max}$ a été estimé à partir d'une relation allométrique (Randall *et al.* 1995) et il a été supposé qu'elle variait entre 1,56 et 2,69. Dans ce modèle, $\lambda_{\max}$ a été incorporé comme variable stochastique tirée d'une distribution uniforme avec une valeur minimale de 1,56 et une valeur maximale de 2,69 [c.-à.-d. $Unif(1,56, 2,69)$; tableau 10]. $S_{0\max}$ a ensuite été calculé de la même manière que S_{01} pour trouver la valeur qui se traduisait par la croissance d'une population à son taux maximal. La valeur b a été calculée par la réorganisation de l'équation 7 avec $N = K$, comme suit :

$$b = S_{0\max} / S_{01} - 1. \quad \text{Équation (18)}$$

Les effets d'Allee (a_f), qui représentent une réduction du taux de croissance des populations lorsqu'elles sont petites, ont été modélisés comme une réduction proportionnelle du taux de fertilité formée par une fonction de type III de Holling :

$$a_{fy} = \frac{N_y^2}{a^2 + N_y^2} \quad \text{Équation (19)}$$

où N_t est l'abondance des individus d'âge 1 dans l'année y et a est le coefficient d'effet d'Allee représentant la taille de la population d'âge 1+ à un succès de reproduction de 50 % (Lamothe *et al.* 2021). La valeur de a a été fixée à 50 pour l'ensemble des simulations.

La variation des indices vitaux résultant de la petite taille de la population est appelée « stochasticité démographique » (Lande 1993, Morris et Doak 2002). Il a été supposé que la stochasticité démographique avait une incidence sur le taux de survie à l'âge 1+ et la taille des couvées lorsque l'abondance à l'âge 1+ était inférieure à 500. Le taux de survie des individus d'âge 1+ à une faible abondance était une fonction d'une distribution binomiale avec la taille de N_{1+} et la probabilité de S_t , où

$$S_N = \text{Binomial}(N, S_y) / N. \quad \text{Équation (20)}$$

Il a été supposé que la taille des couvées à une faible abondance suivait une distribution de Poisson avec une N_{1+} moyenne, où

$$f_N = \text{Poisson}(N). \quad \text{Équation (21)}$$

Simulation de la population minimale viable (PMV)

La taille de population minimale viable (*PMV*) décrit la taille minimale absolue de la population d'individus d'âge 1+ qui a une certaine probabilité de subsister sur une certaine période malgré les effets continus de la stochasticité et des événements catastrophiques (Shaffer 1981). Ici, *PMV* a été défini comme la taille absolue minimale de la population des individus d'âge 1+ avec une probabilité de 99 % que la population continuer d'exister pendant les 100 prochaines années [environ 52,7 générations du dard de sable, où la durée d'une génération (ζ) a été estimée à partir des matrices de projection stochastiques (Caswell 2001) avec $\lambda = 1$ et où $\zeta = 1,90$ (IC à 95 % : 1,35–2,62)]. Des analyses de simulation intégrant l'incertitude des paramètres, la stochasticité environnementale, les effets d'Allee, la stochasticité démographique et la dépendance à la densité ont été utilisées pour estimer $PMV_{99\%}$. La moyenne et la variance de $PMV_{99\%}$ ont été utilisées comme critères d'évaluation 1) du risque posé pour les populations sources par le prélèvement d'individus, ainsi que 2) du succès de l'établissement du dard de sable dans l'emplacement récepteur.

L'estimation de *PMV* pour les poissons d'eau douce de petite taille peut être fortement touchée par des événements qui entraînent une diminution de la taille de la population supérieure à 50 % (c.-à-d. un événement catastrophique; Reed *et al.* 2003a,b, Vélez-Espino et Koops 2012). Des méta-analyses ont permis de déterminer que des événements catastrophiques parmi les populations de vertébrés, évalués comme une diminution d'un an de la taille de la population $\geq 50\%$, se sont produits à un taux moyen de 14 % par génération (Reed *et al.* 2003a). Toutefois, le taux réel d'événements catastrophiques pour les populations de dards de sable est inconnu. Ainsi, la probabilité de catastrophe (Pr_{cat}) a été incluse dans les simulations de *PMV* en tant que paramètre stochastique tiré d'une distribution uniforme avec des limites de 0,05 et 0,20 (tableau 10). Dans les simulations, les effets d'une catastrophe touchaient toutes les étapes de la vie simultanément et étaient tirés aléatoirement d'une distribution bêta échelonnée entre 0,50 et 1,00, avec des paramètres de forme de 0,762 et 1,50 (Reed *et al.* 2003a, $Beta(0,762, 1,5) \times (1 - 0,5) + 0,5$), représentant la probabilité d'un déclin de 50 à 100 % de la taille de la population. En moyenne, un taux de catastrophe de 5 % par génération entraîne une catastrophe tous les 38 ans, tandis qu'un taux de catastrophe de 20 % par génération entraîne une catastrophe tous les 9,5 ans.

Des simulations de *PMV* ont été effectuées avec diverses abondances initiales de femelles adultes, allant de 150 à 60 000 [la densité initiale représentant la capacité de charge (K) où $\lambda = 1$]. Les simulations ont été effectuées pendant 100 ans et répétées 10 000 fois. Le nombre de populations disparues (pour lesquelles il reste moins d'une femelle) a fait l'objet d'un suivi dans les simulations. La probabilité qu'une population disparaisse (Pr_{disp}) a été modélisée à l'aide d'une régression logistique, où :

$$Pr_{disp} = \frac{1}{1 + e^{-(X\beta)}}. \quad \text{Équation (22)}$$

Ici, où X est une matrice de toutes les covariables et β un vecteur de coefficients, y compris le point d'intersection. Les covariables prises en compte dans le modèle comprenaient la transformation logarithmique en base 10 pour la densité initiale des femelles [$\log_{10}(Na)$], T_{mat} , T_{max} , λ_{max} , S , f , c , CV_f et Pr_{cat} . Seules les variables où $p < 0,05$ ont été incluses dans le modèle final (tableau 11).

La moyenne estimée de $PMV_{99\%}$ pour le dard de sable était de 16 651 femelles d'âge 1+ (IC à 95 % : de 3 098 à 51 229; figure 16), soit environ 33 302 individus d'âge 1+ (c.-à-d. $16\,651 \times 2$). La capacité de charge [$\log_{10}(K)$] a eu la plus forte influence sur la probabilité de disparition de la population, suivie de Pr_{cat} , λ_{max} et T_{mat} (tableau 11).

Tableau 11. Résultats de la régression logistique de taille de population minimale viable (PMV) pour le dard de sable. Les variables ont été transformées en cotes Z avant la modélisation. K = capacité de charge; Pr_{cat} = probabilité d'événement catastrophique; λ_{max} = taux maximal de croissance de la population; T_{mat} = âge à la maturité; ET = erreur type; p = niveau de signification.

Variable	Estimation	ET	Statistique Z	p
Point d'intersection	-4,827	0,085	-56,602	< 0,001
$\log_{10}(K)$	-1,249	0,036	-35,058	< 0,001
Pr_{cat}	0,879	0,054	16,136	< 0,001
λ_{max}	-0,469	0,050	-9,418	< 0,001
T_{mat}	-0,188	0,048	-3,938	< 0,001

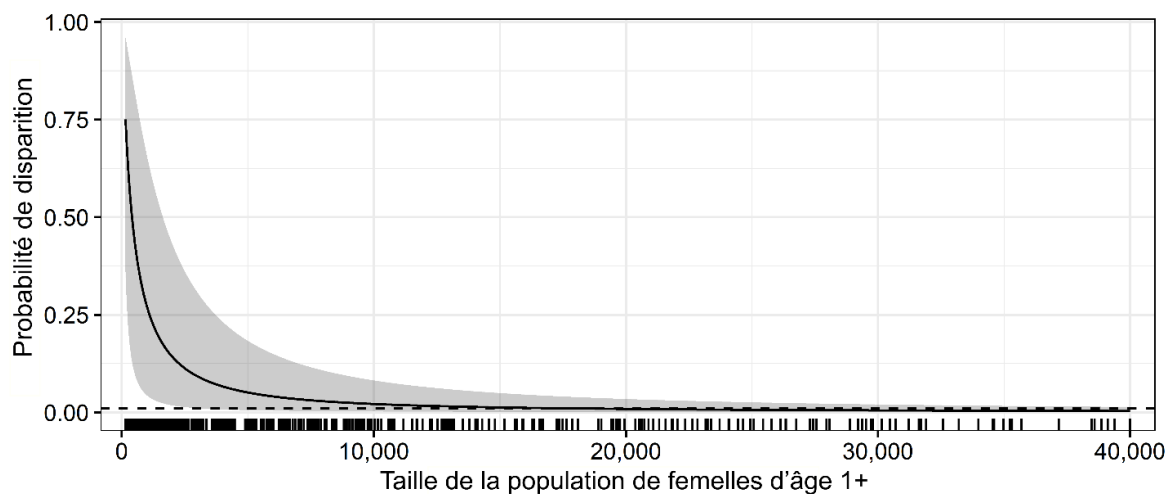


Figure 16. Probabilité de disparition du dard de sable en fonction de la taille de la population de femelles d'âge 1+. Le diagramme en tapis indique les cas de disparition. La ligne pleine représente la tendance moyenne de la régression logistique avec un intervalle de confiance à 95 % (zone grise) avec une probabilité d'événement catastrophique variant de 5 % à 20 % par génération et un taux de croissance maximal de la population allant de 1,56 à 2,69. La ligne pointillée indique une probabilité de 1 % de disparition de la population.

Effets des prélèvements sur les populations sources

Une analyse de la viabilité de la population a permis de quantifier les effets du prélèvement d'individus dans une population source. Les simulations ont été effectuées pour 20 ans avec 40 000 répétitions, où la probabilité par génération d'un événement catastrophique a été sélectionnée au hasard pour chaque répétition à partir d'une distribution uniforme entre 5 % et 20 % (tableau 10). La taille de la population source initiale (N_a) a été échantillonnée à partir de la répartition de l'abondance générée par le modèle pour les populations des rivières Grand et Thames dans les habitats accessibles à gué et non accessibles à gué, puis réduite de moitié

pour ne représenter que les femelles pour chaque répétition. À l'instar de l'analyse de *MVP*, les simulations des prélèvements ont intégré les effets d'Allee, la stochasticité démographique et environnementale et la dépendance à la densité. Les prélèvements annuels ont été effectués sur une période de 1 à 10 ans, pour les femelles d'âge 1 à étant retirées d'une population source pour chaque répétition, où variait de 0 à 500 (tableau 10). Les prélèvements d'individus de la population source ont eu lieu avant la fraie. Il a été considéré que des dommages importants étaient causés aux populations sources si elles tombaient sous la moyenne (16 651 femelles d'âge 1+; figure 16) à un moment quelconque de la simulation, ce qui indique une probabilité que la population disparaisse dans les 100 prochaines années. La mortalité résultant des prélèvements s'ajoutait au taux de mortalité naturelle de la population.

La régression logistique a été utilisée pour déterminer les covariables influant sur la probabilité des répercussions des prélèvements (c.-à-d. 1 = baisse en dessous de = dommages; 0 = aucun dommage). Les variables prises en compte dans la modélisation comprenaient la transformation logarithmique en base 10 pour le nombre total de prélèvements $[(R)]$, calculé comme le nombre de prélèvements annuels (n_R) multiplié par le nombre d'années où des prélèvements ont eu lieu, ainsi que T_{max} , T_{mat} , S , f , c , CV_f , λ_{max} et Pr_{cat} . Les variables où $p < 0,05$ ont été incluses dans le modèle final. Les covariables ont été transformées en cotes z avant la modélisation aux fins de la déclaration.

Les deux variables qui influaient le plus sur la probabilité des répercussions des prélèvements étaient $\log_{10}(Na)$ et Pr_{cat} (tableau 12). À mesure que l'abondance de la population source augmentait, la probabilité de disparition diminuait (figure 17); une population de femelles d'âge 1+ d'environ 41 042 individus avait une probabilité de 50 % que l'abondance diminue jusqu'à un niveau inférieur à $PMV_{99\%}$. Trois caractéristiques du cycle biologique (λ_{max} , CV_f , S) ont été incluses dans le modèle final, mais l'ampleur de l'effet était petite (tableau 12).

Tableau 12. Régressions logistiques de la probabilité des répercussions des prélèvements sur les populations sources. Les variables ont été mises à l'échelle et centrées avant la modélisation. $\log_{10}(Na)$ = transformation logarithmique en base 10; Pr_{cat} = probabilité d'un événement catastrophique; CV_f = coefficient de variation de la taille des couvées; λ_{max} = taux maximal de croissance de la population; S = taux de survie à l'âge 1+; ET = erreur type; p = niveau de signification.

Variable	Estimation	ET	Statistique Z	p
Point d'intersection	2,434	0,016	149,255	< 0,001
$\log_{10}(Na)$	-1,606	0,015	-105,784	< 0,001
Pr_{cat}	0,501	0,012	42,933	< 0,001
CV_f	0,040	0,011	3,583	< 0,001
λ_{max}	-0,035	0,011	-3,078	0,002
S	-0,028	0,011	-2,534	0,011

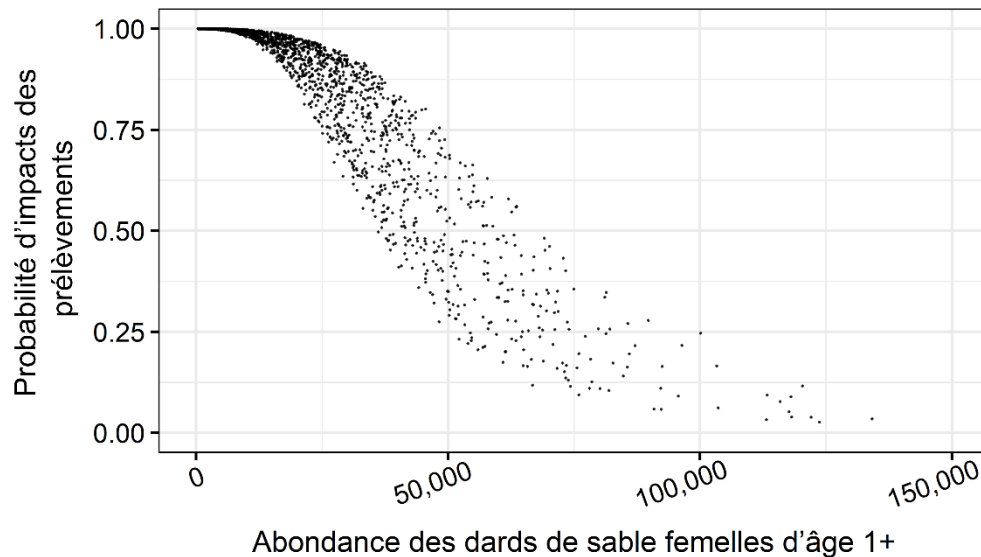


Figure 17. Probabilité que l'abondance des dards de sable femelles d'âge 1+ diminue en dessous de la taille moyenne de la population minimale viable ($PMV_{99\%}$) (c.-à-d. probabilité des répercussions des prélèvements).

Scénarios de réintroduction

Des simulations ont été utilisées pour évaluer le rendement potentiel des dards de sable déplacés dans les systèmes récepteurs. Dans ces simulations, la taille initiale de la population des femelles d'âge 1+ dans le réseau récepteur a été fixée à 0 et la capacité de charge (K) a été échantillonnée à partir des distributions de l'abondance potentielle de la population générées par le modèle précédemment décrites pour la rivière Ausable ou le ruisseau Big Otter, indépendamment, pour chaque répétition divisée par deux (c.-à-d. femelles seulement). Ici, K décrit l'abondance moyenne de la population de dards de sable femelles d'âge 1+ dans les conditions moyennes d'habitat modélisées des rivières Grand ou Thames. Les efforts de réintroduction ont varié entre 1 et 500 femelles d'âge 1+ par an pendant 1 à 10 ans. Les réintroductions ont eu lieu après la période de fraie, et les individus n'ont pas pu frayer avant l'année suivante. Il a alors été supposé de façon prudente que les individus déplacés ne frayeraient pas l'année où ils ont été réintroduits (toutefois, voir Poly 2003). La mortalité par translocation (M) a été intégrée aux simulations, qui représentaient la situation où des individus étaient morts pendant le transport ou immédiatement après la réintroduction et où des individus avaient survécu, mais avaient émigré à partir du lieu de réintroduction. M a été incorporée comme variable aléatoire sélectionnée pour chaque répétition à partir d'une distribution uniforme entre 20 % et 80 % (tableau 10). Les populations ont été surveillées pendant 20 ans, peu importe le nombre d'années où le dard de sable a été réintroduit. Au total, 40 000 répétitions ont été effectuées par scénario. Le succès a été évalué à l'aide de deux seuils :

1. Une abondance supérieure à l'IC à 95 % du dard de sable $PMV_{99\%}$ ($n = 3\,098$ femelles d'âge 1+) à tout moment après la fin des efforts de réintroduction.
2. Une abondance supérieure à la $PMV_{99\%}$ moyenne ($n = 16\,651$ femelles d'âge 1+) à tout moment après la fin des efforts de réintroduction.

Une régression logistique a été utilisée pour déterminer les covariables influant sur le succès de la réintroduction (1 = 3 098 ou 16 651 femelles d'âge 1+ après 20 ans; 0 = échec d'atteindre

3 098 ou 16 651 femelles d'âge 1+). Les variables prises en compte dans la modélisation comprenaient la transformation logarithmique en base 10 pour le nombre total d'ajouts [$\log_{10}(A)$], calculé comme le nombre d'individus réintroduits dans une année multiplié par le nombre d'années où des ajouts ont eu lieu, ainsi que T_{max} , T_{mat} , S , f , c , CV_f , λ_{max} et Pr_{cat} . Seules les variables où $p < 0,05$ ont été incluses dans le modèle final. Les covariables ont été converties en cotes z avant la modélisation.

Les deux variables qui avaient le plus d'influence sur le succès de la réintroduction étaient le nombre total de femelles d'âge 1+ ajoutées [$\log_{10}(A)$] et la capacité de charge [$\log_{10}(K)$; tableau 13]; la probabilité de réussite augmentait avec le nombre d'ajouts (figure 18) et la capacité de charge. Lorsque l'intervalle de confiance inférieur à 95 % de $PMV_{99\%}$ était utilisé comme seuil de réussite, [$\log_{10}(A)$] était le facteur le plus important, tandis que [$\log_{10}(K)$] était le facteur le plus important lorsque la valeur moyenne de $PMV_{99\%}$ était utilisée comme seuil de réussite (tableau 13). La probabilité de réussite s'améliorait avec λ_{max} , alors que M avait un effet négatif sur le succès (tableau 13).

Tableau 13. Régressions logistiques du succès de la réintroduction. Les variables ont été mises à l'échelle et centrées avant la modélisation. $PMV_{99\%}$ ICI = Intervalle de crédibilité inférieur pour la taille de population minimale viable (99 %) (3 098 femelles d'âge 1+); $\log_{10}(A)$ = Transformation logarithmique en base 10 pour le nombre total d'ajouts; $\log_{10}(K)$ = Transformation logarithmique en base 10 pour la capacité de charge; M = Mortalité par translocation; λ_{max} = Taux maximal de croissance de la population; T_{mat} = Âge à la maturité; S = Taux de survie des individus d'âge 1+; Pr_{cat} = Probabilité d'un événement catastrophique. T_{max} = Longévité; CV_f = Coefficient de variation de la taille des couvées; ET = Erreur type; p = Niveau de signification.

Seuil	Variable	Estimation	ET	Statistique z	p
$PMV_{99\%}$ ICI	Point d'intersection	1,094	0,012	92,47	< 0,001
$PMV_{99\%}$ ICI	$\log_{10}(A)$	2,072	0,017	124,18	< 0,001
$PMV_{99\%}$ ICI	$\log_{10}(K)$	1,648	0,014	113,82	< 0,001
$PMV_{99\%}$ ICI	M	-0,641	0,011	-56,65	< 0,001
$PMV_{99\%}$ ICI	λ_{max}	0,512	0,011	46,28	< 0,001
$PMV_{99\%}$ ICI	T_{mat}	0,393	0,011	36,09	< 0,001
$PMV_{99\%}$ ICI	S	0,300	0,011	27,61	< 0,001
$PMV_{99\%}$ ICI	Pr_{cat}	-0,233	0,011	-21,71	< 0,001
$PMV_{99\%}$ moyenne	Point d'intersection	-4,154	0,035	-120,051	0,000
$PMV_{99\%}$ moyenne	$\log_{10}(K)$	3,874	0,035	111,435	0,000
$PMV_{99\%}$ moyenne	$\log_{10}(A)$	1,388	0,020	68,201	0,000
$PMV_{99\%}$ moyenne	λ_{max}	0,736	0,015	48,265	0,000
$PMV_{99\%}$ moyenne	M	-0,410	0,014	-28,350	0,000
$PMV_{99\%}$ moyenne	T_{mat}	0,392	0,014	27,052	0,000
$PMV_{99\%}$ moyenne	Pr_{cat}	-0,283	0,014	-19,673	0,000
$PMV_{99\%}$ moyenne	S	-0,064	0,014	-4,511	0,000
$PMV_{99\%}$ moyenne	T_{max}	-0,063	0,014	-4,465	0,000
$PMV_{99\%}$ moyenne	CV_f	0,057	0,014	4,032	0,000

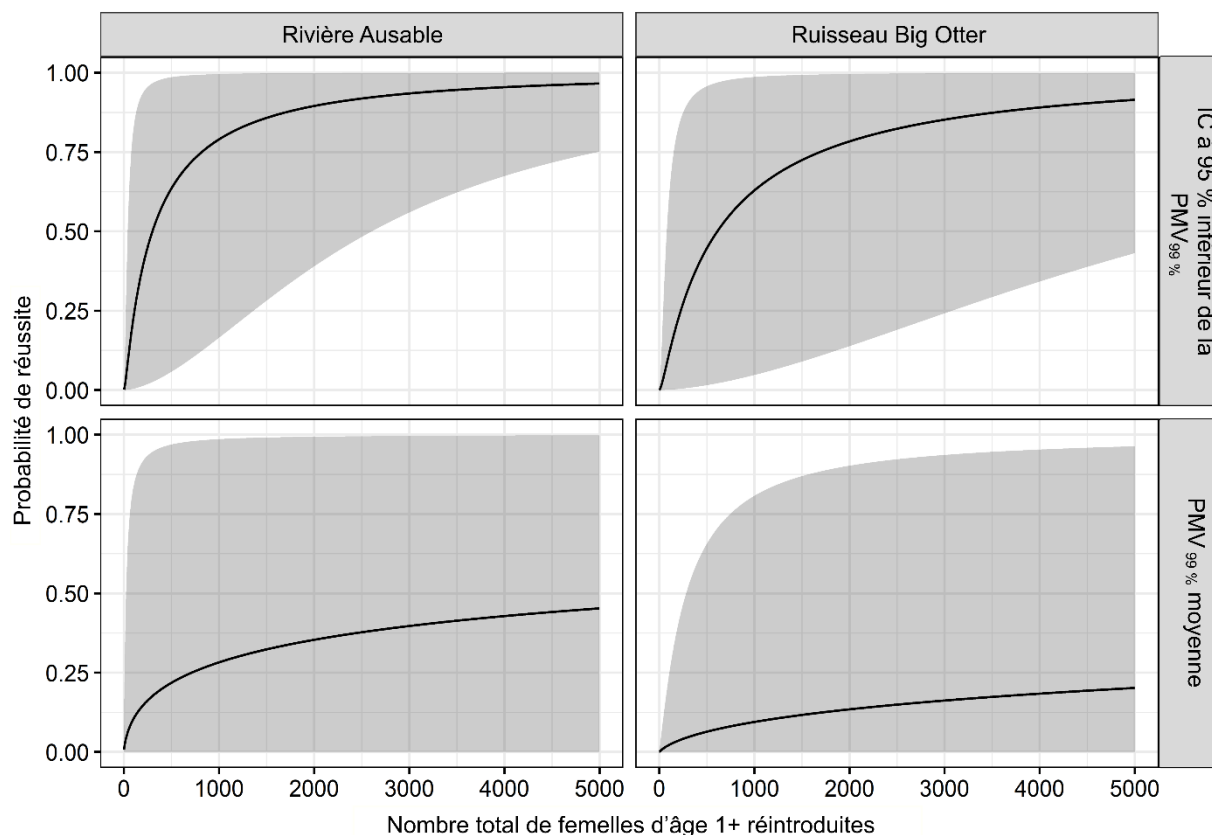


Figure 18. Probabilité que l'abondance des femelles d'âge 1+ dans les emplacements récepteurs soit supérieure à l'intervalle de confiance (IC) inférieur à 95 % pour la taille minimale viable estimée de la population ($PMV_{99\%}$: 3 098 femelles d'âge 1+) et $PMV_{99\%}$ moyenne (16 651 femelles d'âge 1+) pour le dard de sable dans la rivière Ausable et le ruisseau Big Otter après l'arrêt des réintroductions (c.-à-d. probabilité de réussite) en fonction du nombre total d'individus femelles d'âge 1+ réintroduits.

Sommaire des résultats de la modélisation de la population

Les résultats présentés ci-dessus fournissent les premiers indices de l'abondance de la population de dards de sable au Canada. Les abondances de la population ont été fondées sur des estimations de la densité à partir de modèles à N mixte ajustés aux données recueillies en 2022 (rivière Grand) et en 2006 (rivière Thames), extrapolées à l'échelle de la zone estimée d'habitat convenable et réparties entre les zones accessibles à gué et non accessibles à gué.. Les résultats de ces simulations donnent à penser que l'abondance du dard de sable dans les rivières Grand ou Thames pourrait chuter en dessous de $PMV_{99\%}$ moyenne, peu importe si des individus ont été retirés de la population. Néanmoins, la probabilité d'établir une population dans la rivière Ausable ou le ruisseau Big Otter était élevée, en particulier lorsque 1 000 femelles d'âge 1+ ont été réintroduites. Toutefois, une interprétation minutieuse de ces résultats est justifiée compte tenu de l'incertitude relative aux variables incluses dans la modélisation, qui est expliquée plus en détail ci-dessous.

Les estimations de l'abondance de la population ont été faites à partir des densités estimées dans les tronçons Brantford et Caledonia de la rivière Grand et de la rivière Thames. Les estimations de la densité étaient les plus élevées dans le tronçon Brantford de la rivière Grand, suivi de la rivière Thames et du tronçon Caledonia de la rivière Grand (figure 7). Les estimations de la densité dans les rivières Grand et Thames ont été générées à l'aide de différents modèles

sur les données recueillies à l'aide de différentes approches. Les estimations de la densité pour la population de la rivière Thames étaient fondées sur les données recueillies dans des sites où la proportion de sable et de gravier fin est plus faible et où la limpidité de l'eau est moindre, par rapport aux données recueillies et modélisées dans la rivière Grand. En général, la confiance est plus élevée pour les résultats de la modélisation pour la rivière Grand que pour la rivière Thames étant donné le temps écoulé depuis les derniers efforts d'échantillonnage à grande échelle. De plus, il existe moins de renseignements sur la quantité totale d'habitat convenable disponible pour le dard de sable dans la rivière Thames que dans la rivière Grand.

Les estimations de la densité ont été mises à l'échelle jusqu'au niveau de la population, en fonction des estimations de l'habitat convenable, et extrapolées entre les habitats accessibles à gué et non accessibles à gué. L'échantillonnage dans la rivière Grand en 2022 et dans la rivière Thames en 2006, à partir desquels les modèles à N mixte ont été établis, n'a été effectué que dans les habitats accessibles à gué et, par conséquent, l'applicabilité de ces densités à l'habitat non accessibles à gué est inconnue. Cependant, il est peu probable que les estimations de la densité dans les habitats non accessibles à gué se situent en dehors des distributions de la densité qui ont été utilisées pour extrapoler les estimations de la population (figure 7). Si la densité du dard de sable était plus faible dans les habitats non accessibles à gué, l'abondance serait alors réduite par rapport aux résultats présentés. Le résultat contraire se produirait si la densité dans les habitats non accessibles à gué était plus élevée que dans les habitats accessibles à gué.

La mise à l'échelle des estimations de la densité fondées sur une quantité incertaine d'habitat convenable a entraîné une incertitude importante dans les estimations de l'abondance de la population (figure 8, figure 9, figure 12). Néanmoins, presque toutes les simulations indiquaient que l'abondance de la population source dans la rivière Grand était supérieure à la $PMV_{99\%}$ moyenne (19 716 simulations sur 20 000) comparativement à 78 % pour la rivière Thames (15 652 sur 20 000). La taille de la population source était le facteur le plus important influençant les réductions de l'abondance sous la $PMV_{99\%}$ moyenne (tableau 12). La probabilité que les populations sources franchissent le seuil de dommages le plus conservateur ($PMV_{99\%}$ moyenne) a été largement déterminée par les événements stochastiques, comme les catastrophes. Le nombre de dards de sable retirés du réseau n'a pas eu d'incidence importante sur la probabilité que des dommages se produisent.

Ces résultats dépendent de plusieurs hypothèses de la modélisation. Par exemple, ces résultats supposent que les populations des rivières Grand et Thames sont stables, ce qui ne peut être confirmé sans données d'échantillonnage recueillies sur plusieurs années selon un plan de suivi structuré. Si les populations des rivières Grand et Thames sont en déclin, l'ampleur des répercussions résultant des prélèvements pourrait être considérablement pire. De plus, un rapport des sexes égal a été supposé dans les simulations. Si les captures échantillonnées sont biaisées en faveur des mâles, il faudrait plus de prélèvements pour atteindre le nombre cible de femelles incluses dans les simulations, ce qui pourrait augmenter la quantité de dommages potentiels pour les populations sources.

Il pourrait y avoir des situations où un trop grand nombre d'individus sont prélevés à un emplacement particulièrement important pour la population, comme des individus reproducteurs importants. Le manque de connaissances sur la structure des métapopulations et le comportement reproducteur à l'état sauvage complique la détermination des emplacements d'importance cruciale pour le dard de sable. Le prélèvement d'individus dans ces zones pourrait avoir une incidence disproportionnée sur les taux de croissance de la population, en particulier si les individus qui s'y trouvent sont plus adaptés et contribuent de façon disproportionnée à la population. Les simulations de prélèvement supposaient que les femelles d'âge 1+ étaient prélevées au hasard dans l'ensemble de l'aire de répartition, et non qu'une plus grande

proportion d'individus aux sites les plus abondants étaient prélevés, afin de réduire la probabilité de dommages importants aux emplacements individuels.

La probabilité que l'abondance du dard de sable dans la rivière Ausable ou le ruisseau Big Otter augmente par rapport aux critères liés à $PMV_{99\%}$ s'améliorait avec le nombre total d'individus introduits et la capacité de charge des sites récepteurs (tableau 13; figure 18). Les probabilités d'atteindre les seuils de $PMV_{99\%}$ étaient plus élevées dans la rivière Ausable que dans le ruisseau Big Otter en raison de la plus grande disponibilité globale de l'habitat et, par conséquent, de la capacité de charge (figure 14). La capacité de charge dans la rivière Ausable et le ruisseau Big Otter a été fondée sur les densités estimées du dard de sable dans les rivières Grand et Thames, et sur une procédure de rééchantillonnage de la proportion de l'habitat convenable total pour l'espèce. Il s'agit des résultats les plus incertains de la modélisation, compte tenu des hypothèses supplémentaires liées aux différences intraspécifiques du cycle biologique, à savoir l'hypothèse selon laquelle la dynamique des populations réintroduites reflétera celle de la population source.

Les critères d'évaluation du succès et des dommages causés aux populations découlant des efforts de réintroduction étaient fondés sur des estimations de $PMV_{99\%}$. La recommandation générale pour éviter les dommages démographiques aux populations sources sauvages est de s'assurer qu'il y a un surplus d'individus. Cependant, les défis liés à l'estimation de l'abondance réelle des espèces de poissons d'eau douce rares entraînent une grande incertitude quant à l'existence d'un surplus et à son ampleur. En raison de cette incertitude, il est impossible d'établir des seuils d'abondance fondés sur des données empiriques pour permettre les prélèvements à partir d'une population source. Il faudrait plutôt utiliser les résultats des modèles de population qui intègrent l'incertitude pour éclairer les décisions.

2.2) RENSEIGNEMENTS À L'APPUI DE L'ESTIMATION DE LA PROBABILITÉ D'ÉTABLIR UNE POPULATION AUTOSUFFISANTE DE DARDS DE SABLE DANS LES EMPLACEMENTS RÉCEPTEURS

De nombreux facteurs peuvent avoir une influence sur la probabilité que la population d'une espèce s'établisse dans un secteur où elle était auparavant disparue (c.-à-d. faisabilité écologique). La prise en compte du rôle de ces facteurs avant l'effort de réintroduction peut aider à maximiser la probabilité de réussite de la réintroduction. De façon générale, ces facteurs peuvent être regroupés en population, en habitat (abiotique et biotique) et en facteurs liés aux menaces. Les 22 questions suivantes sont présentées pour mieux comprendre comment ces facteurs peuvent influencer la probabilité d'une réintroduction réussie du dard de sable dans le sud-ouest de l'Ontario (tableau 14). À la suite de ces questions, les meilleurs renseignements disponibles pour y répondre sont présentés. Ces questions ont été élaborées et structurées pour être utilisées selon une méthode Delphi modifiée, où les experts fournissent des réponses aux questions ainsi qu'une mesure de l'incertitude en fonction de leur interprétation et de leur évaluation de la question. Ce processus a été mené durant la réunion du SCAS et les résultats sont présentés dans l'avis scientifiques (MPO 2025).

Tableau 14. Considérations relatives à la population, à l'habitat (abiotique et biotique) et aux menaces pour évaluer la capacité de réintroduire le dard de sable dans la rivière Ausable ou le ruisseau Big Otter, en Ontario. $PMV_{99\%}$ = Taille d'une population minimale viable (99 %).

N°	Catégorie	Emplacement d'intérêt	Question
1a	Population	Rivière Grand	Quelle est la probabilité que l'abondance de la population soit supérieure à 25 000 individus d'âge 1+?
1b	Population	Rivière Grand	Quelle est la probabilité que l'abondance de la population soit supérieure à 50 000 individus d'âge 1+?
1c	Population	Rivière Grand	Quelle est la probabilité que l'abondance de la population soit supérieure à 100 000 individus d'âge 1+?
2a	Population	Rivière Grand	Quelle est la probabilité que la population permette le prélèvement de 250 individus d'âge 1+ pendant une période maximale de 10 ans sans réduire la population en dessous de la $PMV_{99\%}$ pendant les efforts de prélèvement et au moins trois générations après?
2b	Population	Rivière Grand	Quelle est la probabilité que la population permette le prélèvement de 500 individus d'âge 1+ pendant une période maximale de 10 ans sans réduire la population en dessous de la $PMV_{99\%}$ pendant les efforts de prélèvement et au moins trois générations après?
2c	Population	Rivière Grand	Quelle est la probabilité que la population permette le prélèvement de 1 000 individus d'âge 1+ pendant une période maximale de 10 ans sans réduire la population en dessous de la $PMV_{99\%}$ pendant les efforts de prélèvement et au moins trois générations après?
3	Population	Rivière Grand	Quelle est la probabilité que les caractéristiques du cycle biologique propres à la population (p. ex. âge à la maturité, fécondité, survie, croissance, sexe-ratio) empêchent l'établissement d'une population autosuffisante?
4a	Population	Rivière Grand	Quelle est la probabilité que la diversité génétique, la variation ou l'adaptation empêche une population réintroduite de s'établir dans la rivière Ausable?
4b	Population	Rivière Grand	Quelle est la probabilité que la diversité génétique, la variation ou l'adaptation empêche une population réintroduite d'atteindre la $PMV_{99\%}$ dans la rivière Ausable?
4c	Population	Rivière Grand	Quelle est la probabilité que la diversité génétique, la variation ou l'adaptation empêche une population réintroduite de s'établir dans le ruisseau Big Otter?
4d	Population	Rivière Grand	Quelle est la probabilité que la diversité génétique, la variation ou l'adaptation empêche une population réintroduite d'atteindre la $PMV_{99\%}$ dans le ruisseau Big Otter?
5a	Population	Rivière Thames	Quelle est la probabilité que l'abondance de la population soit supérieure à 25 000 individus d'âge 1+?

N°	Catégorie	Emplacement d'intérêt	Question
5b	Population	Rivière Thames	Quelle est la probabilité que l'abondance de la population soit supérieure à 50 000 individus d'âge 1+?
5c	Population	Rivière Thames	Quelle est la probabilité que l'abondance de la population soit supérieure à 100 000 individus d'âge 1+?
6a	Population	Rivière Thames	Quelle est la probabilité que la population permette le prélèvement de 250 individus d'âge 1+ pendant une période maximale de 10 ans sans réduire la population en dessous de la PMV ₉₉ % pendant les efforts de prélèvement et au moins trois générations après?
6b	Population	Rivière Thames	Quelle est la probabilité que la population permette le prélèvement de 500 individus d'âge 1+ pendant une période maximale de 10 ans sans réduire la population en dessous de la PMV ₉₉ % pendant les efforts de prélèvement et au moins trois générations après?
6c	Population	Rivière Thames	Quelle est la probabilité que la population permette le prélèvement de 1 000 individus d'âge 1+ pendant une période maximale de 10 ans sans réduire la population en dessous de la PMV ₉₉ % pendant les efforts de prélèvement et au moins trois générations après?
7	Population	Rivière Thames	Quelle est la probabilité que les caractéristiques du cycle biologique propres à la population (p. ex. âge à la maturité, fécondité, survie, croissance, sexe-ratio) empêchent l'établissement d'une population autosuffisante?
8a	Population	Rivière Thames	Quelle est la probabilité que la diversité génétique, la variation ou l'adaptation empêche une population réintroduite de s'établir dans la rivière Ausable?
8b	Population	Rivière Thames	Quelle est la probabilité que la diversité génétique, la variation ou l'adaptation empêche une population réintroduite d'atteindre la PMV ₉₉ % dans la rivière Ausable?
8c	Population	Rivière Thames	Quelle est la probabilité que la diversité génétique, la variation ou l'adaptation empêche une population réintroduite de s'établir dans le ruisseau Big Otter?
8d	Population	Rivière Thames	Quelle est la probabilité que la diversité génétique, la variation ou l'adaptation empêche une population réintroduite d'atteindre la PMV ₉₉ % dans le ruisseau Big Otter?
9a	Habitat (abiotique)	Rivière Ausable	Quelle est la probabilité que des conditions abiotiques convenables pour le dard de sable soient disponibles?
9b	Habitat (abiotique)	Rivière Ausable	Quelle est la probabilité que des conditions abiotiques convenables soient disponibles en quantité suffisante pour soutenir 5 000 dards de sable?
9c	Habitat (abiotique)	Rivière Ausable	Quelle est la probabilité que des conditions abiotiques convenables soient disponibles en quantité suffisante pour soutenir une abondance de la population égale à la PMV ₉₉ %?

N°	Catégorie	Emplacement d'intérêt	Question
10	Habitat (abiotique)	Rivière Ausable	Quelle est la probabilité qu'il y ait une connectivité suffisante entre les habitats pour soutenir tous les stades biologiques d'une population réintroduite?
11a	Habitat (abiotique)	Ruisseau Big Otter	Quelle est la probabilité que des conditions abiotiques convenables pour le dard de sable soient disponibles?
11b	Habitat (abiotique)	Ruisseau Big Otter	Quelle est la probabilité que des conditions abiotiques convenables soient disponibles en quantité suffisante pour soutenir 5 000 dards de sable?
11c	Habitat (abiotique)	Ruisseau Big Otter	Quelle est la probabilité que des conditions abiotiques convenables soient disponibles en quantité suffisante pour soutenir une abondance de la population égale à la $PMV_{99\%}$?
12	Habitat (abiotique)	Ruisseau Big Otter	Quelle est la probabilité qu'il y ait une connectivité suffisante entre les habitats pour soutenir tous les stades biologiques d'une population réintroduite?
13a	Habitat (biotique)	Rivière Ausable	Quelle est la probabilité que des ressources alimentaires convenables pour le dard de sable soient disponibles?
13b	Habitat (biotique)	Rivière Ausable	Quelle est la probabilité que des ressources alimentaires convenables pour le dard de sable soient disponibles en quantité suffisante pour soutenir 5 000 dards de sable?
13c	Habitat (biotique)	Rivière Ausable	Quelle est la probabilité que des ressources alimentaires convenables pour le dard de sable soient disponibles en quantité suffisante pour soutenir une abondance de la population égale à la $PMV_{99\%}$?
14a	Habitat (biotique)	Ruisseau Big Otter	Quelle est la probabilité que des ressources alimentaires convenables pour le dard de sable soient disponibles?
14b	Habitat (biotique)	Ruisseau Big Otter	Quelle est la probabilité que des ressources alimentaires convenables pour le dard de sable soient disponibles en quantité suffisante pour soutenir 5 000 dards de sable?
14c	Habitat (biotique)	Ruisseau Big Otter	Quelle est la probabilité que des ressources alimentaires convenables pour le dard de sable soient disponibles en quantité suffisante pour soutenir une abondance de la population égale à la $PMV_{99\%}$?
15a	Habitat (biotique)	Rivière Ausable	Quelle est la probabilité que la concurrence empêche l'établissement du dard de sable durant les 10 années d'efforts de réintroduction?
15b	Habitat (biotique)	Rivière Ausable	Quelle est la probabilité que la prédation empêche l'établissement du dard de sable durant les 10 années d'efforts de réintroduction?
16a	Habitat (biotique)	Ruisseau Big Otter	Quelle est la probabilité que la concurrence empêche l'établissement du dard de sable durant les 10 années d'efforts de réintroduction?

N°	Catégorie	Emplacement d'intérêt	Question
16b	Habitat (biotique)	Ruisseau Big Otter	Quelle est la probabilité que la prédation empêche l'établissement du dard de sable durant les 10 années d'efforts de réintroduction?
17	Menaces	Rivière Ausable	Quelle est la probabilité que les activités agricoles empêchent l'établissement d'une population de dards de sable durant les 10 années d'efforts de réintroduction?
18	Menaces	Rivière Ausable	Quelle est la probabilité que le gobie à taches noires empêche l'établissement d'une population de dards de sable durant les 10 années d'efforts de réintroduction?
19	Menaces	Rivière Ausable	Quelle est la probabilité que des agents pathogènes ou des parasites empêchent l'établissement d'une population de dards de sable durant les 10 années d'efforts de réintroduction?
20	Menaces	Ruisseau Big Otter	Quelle est la probabilité que les activités agricoles empêchent l'établissement d'une population de dards de sable durant les 10 années d'efforts de réintroduction?
21	Menaces	Ruisseau Big Otter	Quelle est la probabilité que le gobie à taches noires empêche l'établissement d'une population de dards de sable durant les 10 années d'efforts de réintroduction?
22	Menaces	Ruisseau Big Otter	Quelle est la probabilité que des agents pathogènes ou des parasites empêchent l'établissement d'une population de dards de sable durant les 10 années d'efforts de réintroduction?

Considérations relatives aux populations sources

Le programme de rétablissement pour l'UD du dard de sable en Ontario présente plusieurs éléments liés aux populations sources et réceptrices qui doivent être pris en considération avant que la réintroduction soit entreprise (MPO 2012). Notamment, « *le prélèvement d'individus ne doit pas avoir d'effets négatifs sur l'état des populations sources* » et « *ces populations sont très diversifiées sur le plan génétique et leur composition génétique s'est développée dans des conditions historiques similaires à celles du site de réintroduction* » (MPO 2012). Les lignes directrices de l'American Fisheries Society établit également la nécessité de choisir *une population source qui est génétiquement adaptée* (Austen 2022). Pour s'assurer que ces caractéristiques sont respectées, il faut estimer l'abondance de la population, la structure par taille et la trajectoire, en plus de mener des études sur la structure génétique au sein des populations et entre elles. Des renseignements généraux sont présentés ci-dessous pour éclairer les réponses aux questions présentées dans le tableau 14.

Questions 1 et 2 : Abondance de la population dans la rivière Grand et probabilité de dommages causés par les prélèvements

Les indices de l'abondance de la population pour les dards de sable d'âge 1+ ont été calculés par l'extrapolation des densités estimées par le modèle dans les possibles zones d'habitat convenable dans la rivière Grand. Il existe une incertitude importante dans les estimations de l'abondance étant donné la compréhension limitée de la quantité réelle d'habitat convenable dans les deux rivières sources potentielles, y compris la quantité d'habitat convenable et les estimations de la densité dans les habitats accessibles à gué et non accessibles à gué. En supposant la proportion minimale et maximale de la superficie totale d'habitat convenable dans les habitats accessibles à gué et non accessibles à gué, l'abondance médiane estimée de la population était de 41 965 individus (moyenne = 48 011) ou 119 159 individus (moyenne = 135 891) d'âge 1+, respectivement (tableau 6).

Les dommages importants causés aux populations de dards de sable par le prélèvement d'individus en vue de leur réintroduction sont contraires à l'objectif fondamental d'améliorer la survie et le rétablissement de l'espèce. Par conséquent, les prélèvements ne devraient pas avoir d'incidence négative sur l'état des populations sources (MPO 2012). Il est difficile de définir les cas où des dommages importants ont été causés. Ici, les dommages importants pour la population source ont été définis comme une diminution de l'abondance de la population sous la $PMV_{99\%}$ moyenne (16 651 femelles d'âge 1+) et les intervalles de confiance inférieurs de $PMV_{99\%}$ pendant ou 10 ans après les prélèvements. Cela signifie que la probabilité de disparition de la population source ne devrait jamais dépasser 1 % au cours des 100 prochaines années, pendant et après les activités de prélèvement.

L'évaluation de la possibilité que la population de la rivière Grand puisse supporter les prélèvements sans que la population diminue en dessous de $PMV_{99\%}$ bénéficierait de données de surveillance à long terme pour évaluer la trajectoire de la population, ainsi que d'études antérieures ou d'expériences pilotes évaluant les effets des prélèvements sur les populations de dards de sable ou les populations d'espèces étroitement apparentées. De telles études pourraient aider à réduire l'incertitude entourant, par exemple, les taux de croissance de la population et les taux de mortalité par translocation. Cependant, ces deux types d'études ne sont pas disponibles. Par conséquent, pour déterminer si la population de la rivière Grand peut supporter des prélèvements annuels maximaux, il faut se fier aux projections fondées sur un modèle intégrant plusieurs formes d'incertitude.

L'abondance de la population d'âge 1+ dans la rivière Grand a souvent été inférieure à la $PMV_{99\%}$ moyenne pendant les simulations de prélèvements, mais l'ampleur des prélèvements a eu un effet minime sur la probabilité que la population tombe sous la $PMV_{99\%}$ moyenne

(tableau 12). Ces résultats du modèle étaient délimités par une grande incertitude compte tenu de l'incertitude liée aux estimations initiales de la densité générées par le modèle (figure 7) et à l'extrapolation de l'abondance fondée sur une disponibilité incertaine de l'habitat convenable (figure 9, figure 12), en plus des modèles de population qui intégraient diverses formes d'incertitude lors de la simulation des prélèvements et des introductions.

Questions 3 et 7 : Influence des caractéristiques du cycle biologique propres à la population sur l'établissement d'une population autosuffisante

Une variation importante a été intégrée dans la modélisation de la population autour des paramètres du cycle biologique pour évaluer les effets des prélèvements, en raison de l'incertitude des valeurs réelles (tableau 10). De ce fait, les résultats des prélèvements et des ajouts comportaient une incertitude importante. La détermination des valeurs réelles de ces paramètres améliorerait l'exactitude et la précision des estimations de la $PMV_{99\%}$ et, par conséquent, la capacité de quantifier les effets des prélèvements sur les populations sources.

Un rapport des sexes égal a été déterminé comme étant idéal pour la réintroduction de poissons d'eau douce, car un nombre accru d'individus est probablement nécessaire pour compenser les déséquilibres (Williams *et al.* 1988). Des déséquilibres dans le rapport des sexes peuvent se produire pour plusieurs raisons, comme la consanguinité, la mortalité différentielle entre les sexes ou les polluants environnementaux (Fryxell *et al.* 2015), ainsi que les biais d'échantillonnage. Il est difficile de quantifier le rapport des sexes du point de vue de l'échantillonnage, car il faut tenir compte du moment, de l'emplacement et de la fréquence de l'échantillonnage, ainsi que du nombre d'individus capturés dans toutes les classes de taille. De plus, un échantillonnage légal des individus est nécessaire pour déterminer le sexe du dard de sable. Dans les modèles de population utilisés pour estimer $PMV_{99\%}$, le rapport des sexes a été décrit au stade de l'œuf (équation 16) et supposé être de 50:50. Un biais à l'égard des mâles dans le rapport des sexes augmenterait les estimations de $PMV_{99\%}$ et donc les dommages relatifs subis par la population source à la suite des prélèvements.

Le rapport des sexes de la population adulte n'a pas été quantifié pour le dard de sable dans la rivière Grand, et des valeurs différentes ont été rapportées pour les autres populations (rapport de 1:1 entre les femelles et les mâles; Spreitzer 1979; 2,54:1, Finch 2009). Le rapport des sexes a été quantifié pour 145 individus de la rivière Thames obtenus à la suite de mortalités accidentelles ou récupérés dans le contenu intestinal des prédateurs en juin et juillet 2007 (Finch 2009). Avec ces individus, un rapport de 2,54:1 entre les femelles et les mâles a été observé (Finch 2009, Finch *et al.* 2013). Le mécanisme qui sous-tend le rapport des sexes biaisé observé en 2007 est inconnu et pourrait avoir été causé par un échantillonnage fortuit. Si ce rapport reflète le véritable rapport dans la nature, la probabilité d'une réintroduction réussie pour un nombre particulier d'ajouts serait supérieure à la probabilité selon les scénarios de modélisation de la réintroduction, en supposant que le nombre de mâles n'a pas d'incidence sur la capacité de reproduction de la population. Néanmoins, il semble probable que ce rapport soit le résultat d'un biais d'échantillonnage.

La taille du corps a été définie comme un important facteur à prendre en considération pour améliorer le succès des introductions de poissons (p. ex. Gunn *et al.* 1987, Diana et Wahl 2009). Les individus de grande taille ont une plus grande capacité à éviter la prédation et à localiser leurs proies, et sont généralement plus féconds que leurs congénères plus petits (Morita et Takashima 1998, Barneche *et al.* 2018). Ainsi, les populations comptant de plus gros individus pourraient être mieux adaptées aux efforts de réintroduction, bien que la taille du corps puisse être moins pertinente pour les espèces de petite taille comme le dard de sable. Pour quantifier les différences de taille des individus entre les populations, des données sur la longueur sont nécessaires, et des mesures d'âge pourraient être utiles pour permettre la

différenciation entre les stades biologiques. Pendant la majeure partie de l'échantillonnage effectué par Pêches et Océans Canada pour le dard de sable en Ontario, les mesures de longueur sont enregistrées pour chaque individu; elles correspondent aux dates d'échantillonnage et aux autres caractéristiques de l'habitat. Les relations de la longueur selon l'âge quantifiées pour la population de la rivière Thames donnent à penser que les individus d'âge 1+ sont susceptibles d'être capturés par les types d'engins traditionnels en fonction de leur taille, et qu'il y a des différences minimales dans la longueur totale entre les classes d'âge des adultes d'âge 1+ (figure 19).

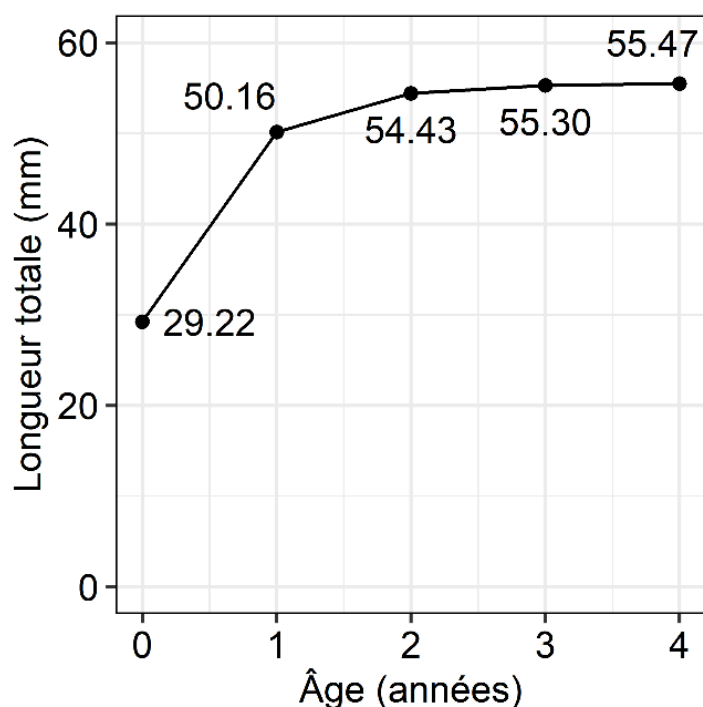


Figure 19. Courbe de croissance de von Bertalanffy pour le dard de sable, générée à partir des données du cours inférieur de la rivière Thames recueillies en 2006 et 2007. La longueur totale est calculée à l'aide de la formule suivante : $TL(mm) = 55,52(1 - e^{-1,59(\hat{Age}+0,47)})$ (Finch et al. 2013).

Les données sur la longueur totale du dard de sable recueillies par Pêches et Océans Canada et Dextrase (2013) ont été utilisées pour évaluer les différences entre les individus capturés dans les rivières Grand et Thames. Les données utilisées pour cette comparaison couvrent 17 années (rivière Thames; 2006 à 2022) et 18 années (rivière Grand; 2007 à 2022) et comprennent 997 individus capturés dans la rivière Thames et 3 630 individus capturés dans la rivière Grand. Seuls les poissons d'une longueur totale supérieure à 29,22 mm (figure 19) ont été inclus dans cette comparaison afin d'éviter des problèmes de capturabilité pour les poissons plus petits. Les différences dans la longueur totale moyenne des dards de sable d'âge 0+ étaient statistiquement significatives entre la rivière Grand (53,65 mm ± ET 8,18) et la rivière Thames (52,49 mm ± ET 7,82; $t_{1839,5} = 3,85$, $p < 0,001$), bien que l'importance biologique de cette différence soit inconnue. La cause définitive de cette différence est également inconnue, mais une hypothèse de travail est que la clarté réduite de l'eau dans la rivière Thames par rapport à celle de la rivière Grand pourrait entraîner des différences dans le succès de la prédation, car le dard de sable est un prédateur visuel d'invertébrés benthiques.

Les mesures de la longueur totale du dard de sable regroupée par mois et par rivière montrent le recrutement des juvéniles à des longueurs susceptibles d'être capturées par les sennes en

juin et juillet, ce qui donne un mode unique en septembre (figure 20). L'absence de captures d'individus d'âge 0+ en juin dans la rivière Thames pourrait être le résultat de plusieurs facteurs. Par exemple, la fraie pourrait avoir lieu un peu plus tard dans la rivière Thames que dans la rivière Grand, ou les juvéniles de la rivière Thames pourraient croître plus lentement que ceux de la rivière Grand. Par ailleurs, l'absence de captures pourrait être le résultat de la période d'échantillonnage par rapport aux facteurs thermiques (p. ex. degrés-jours en croissance au cours de l'année d'échantillonnage). Beaucoup plus d'individus ont été capturés en juin dans la rivière Grand que dans la rivière Thames (figure 20), et les juvéniles de moins de 30 mm n'ont été capturés dans la rivière Grand qu'en 2013, une année sans données sur la longueur dans la rivière Thames. En fin de compte, il existe une incertitude quant à savoir si les différences de croissance entre les populations des rivières Grand et Thames entraîneraient une différence dans le succès de l'établissement à un emplacement récepteur.

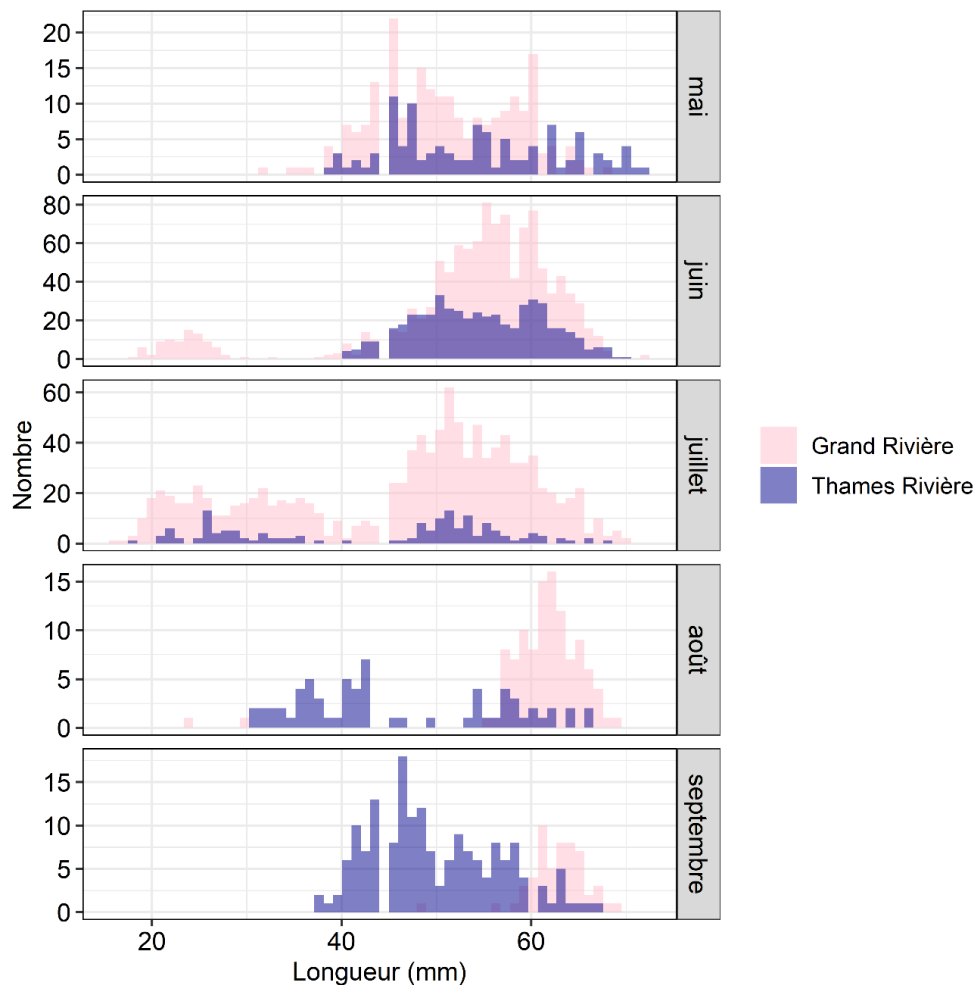


Figure 20. Distribution des fréquences de longueur parmi les dards de sable prélevés dans les rivières Grand ($n = 3\,630$ individus; 2007-2022; rose) et Thames ($n = 997$ individus; 2006-2022; violet) par le MPO (2013) et Dextrase (2013). Notez les différences d'échelle de l'axe des ordonnées entre les panneaux.

Questions 4 et 8 : Influence de la diversité, de la variation et/ou de l'adaptation génétiques de la population de la rivière Grand sur l'établissement et la persistance d'une population réintroduite

Un cadre de sélection de la population source a déjà été préparé (Meffe 1995, Reisenbichler *et al.* 2003, Houde *et al.* 2015) et présenté dans Lamothe *et al.* (2023). Ce document décrit trois approches connexes pour sélectionner la population source appropriée lorsque plusieurs populations sont disponibles : l'appariement de l'ascendance, l'appariement environnemental et l'utilisation du potentiel adaptatif (figure 21). L'appariement de l'ascendance décrit la sélection de populations sources qui partagent une similarité génétique avec la population existante ou historiquement présente, ce qui suppose que les variations génétiques partagées confèrent une adaptation aux conditions environnementales au site de réintroduction. Il s'agit généralement de l'approche privilégiée, mais elle ne peut pas être mise en œuvre pour le dard de sable dans la rivière Ausable ou le ruisseau Big Otter en raison d'un manque de connaissances historiques sur les variations génétiques dans ces réseaux. L'appariement environnemental décrit la sélection d'une population source en fonction de la similitude des conditions de l'habitat entre l'emplacement source et l'emplacement récepteur, et est généralement considéré comme la deuxième meilleure approche pour la sélection de la population source. Enfin, l'approche du potentiel adaptatif vise à effectuer la translocation d'individus issus de plusieurs populations afin d'offrir le meilleur potentiel d'adaptation aux conditions de l'emplacement récepteur (population expérimentale; Kreuger *et al.* 1981; figure 21).

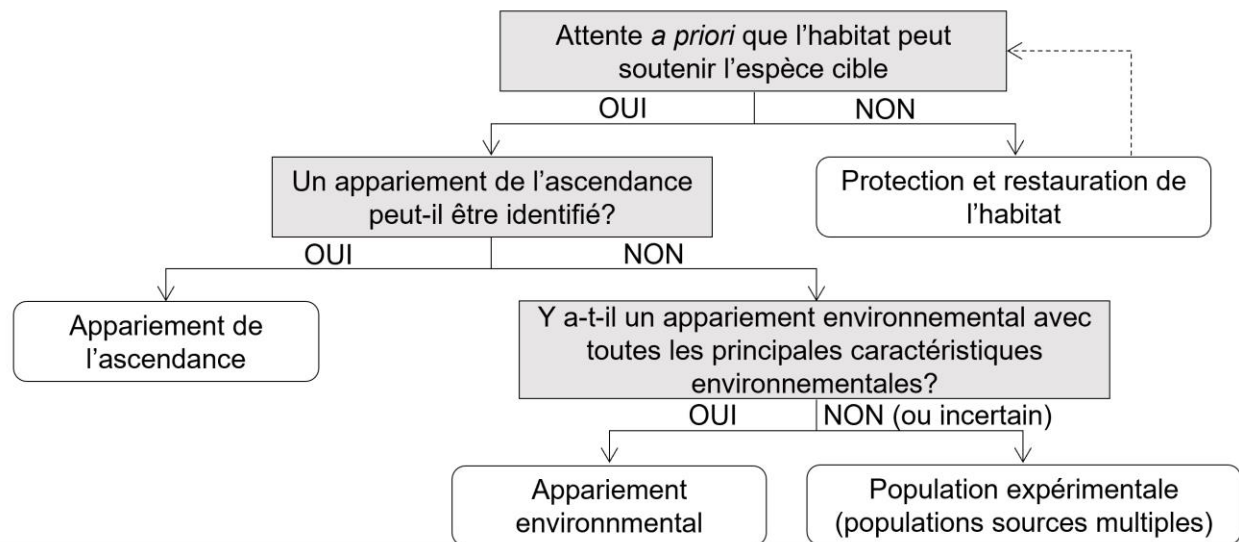


Figure 21. Un cadre de sélection de la population source pour la translocation aux fins de la conservation qui nécessite la connaissance des besoins abiotiques et biotiques de l'espèce envisagée. Présenté pour la première fois dans Lamothe *et al.* (2023).

Comme pour d'autres poissons du bassin des Grands Lacs, la structure génétique du dard de sable s'explique par la dispersion postglaciaire après la période du Wisconsinien (Mandrak et Crossman 1992, Ginson *et al.* 2015). Cela donne à penser que les populations relativement proches géographiquement sont probablement les plus étroitement apparentées en raison de leur dispersion postglaciaire commune. La richesse allélique du locus microsatellite d'ADN et l'hétérozygotie observée dans les populations des rivières Grand et Thames étaient comparables à celles d'autres populations dans l'aire de répartition nord-américaine de l'espèce (Ginson *et al.* 2015). Un flux génique a été observé entre les sites des rivières Grand et Thames, ce qui a entraîné une absence d'isolement significatif par la distance (Ginson

et al. 2015). Ces résultats supposent un mélange important à l'intérieur d'une rivière malgré l'inclusion dans l'analyse de sites séparés par des barrages. Cependant, étant donné que la construction des barrages est récente par rapport à l'histoire évolutive du dard de sable en Ontario, il est peu probable que des différences soient observées entre les individus en amont et en aval des barrages. Aucune étude n'a été menée pour déterminer si les tendances en matière de différenciation à l'échelle du génome sont associées à des environnements différents et pourraient représenter des modèles de divergence adaptative.

Questions 5 et 6 : Abondance de la population dans la rivière Thames et probabilité de dommages causés par les prélèvements

Comme pour la rivière Grand, la surveillance du dard de sable dans la rivière Thames a été effectuée pour atteindre différents objectifs et n'a pas été répétée à l'aide de méthodes normalisées. De plus, moins d'efforts ont été consacrés au suivi des populations dans la rivière Thames que dans la rivière Grand au cours de la dernière décennie. Les estimations de la densité générées par le modèle pour la population de la rivière Thames étaient fondées sur des données recueillies en 2006, avec une compréhension limitée de la quantité d'habitat convenable disponible dans le réseau et sans la prise en compte de la trajectoire au fil du temps. Les estimations de l'abondance pour la population de la rivière Thames (figure 12, tableau 7) étaient inférieures à la $PMV_{99\%}$ moyenne dans environ 22 % des simulations avant tout prélèvement.

Considérations liées à l'habitat

La plupart des études qui décrivent l'habitat du dard de sable utilisent des liens de corrélation entre les mesures ponctuelles de l'habitat et la présence ou l'abondance observée des espèces (Drake *et al.* 2008, Dextrase *et al.* 2014, Reid et Dextrase 2017). De tels liens avec les habitats fournissent des renseignements sur l'utilisation ou la sélection de l'habitat, mais pas nécessairement sur les besoins en matière d'habitat (Rosenfeld 2003). La quantification des besoins en matière d'habitat nécessite une manipulation ou une expérimentation directe pour comprendre comment la survie, la croissance, la reproduction et/ou la physiologie sont influencées par différentes caractéristiques de l'habitat. Peu d'études ont cherché à quantifier les besoins en matière d'habitat du dard de sable (Firth *et al.* 2021a, Firth *et al.* 2023). Néanmoins, des observations constantes de l'espèce dans des habitats présentant des conditions particulières fournissent des preuves de l'importance de ces conditions de l'habitat pour la présence continue de l'espèce.

La correspondance de l'habitat décrit le processus de comparaison des caractéristiques de l'habitat à partir d'emplacements disparates. La mise en correspondance de l'habitat peut fournir des renseignements permettant de déterminer si les conditions de l'habitat dans les emplacements récepteurs potentiels sont semblables à celles des habitats qui abritent une population de dards de sable. Lorsque les données sont disponibles, différents aspects des caractéristiques de l'habitat importantes pour l'espèce peuvent être comparés entre les emplacements sources et récepteurs potentiels, y compris la moyenne, la variance et le chevauchement de la distribution des mesures (figure 22).



Figure 22. Relation conceptuelle des comparaisons de l'habitat entre les emplacements sources du dard de sable (bleu) et les emplacements candidats pour la réintroduction (jaune). Scénario 1 : Correspondance de la moyenne et de la variance; scénario 2 : correspondance de la moyenne et non-correspondance de la variance; scénario 3 : non-correspondance de la moyenne et correspondance de la variance; scénario 4 : non-correspondance de la moyenne et de la variance.

Quatre scénarios peuvent découler de la comparaison des conditions de l'habitat entre les emplacements sources et récepteurs (figure 22). Tout d'abord, les conditions de l'habitat pourraient être semblables dans les sites avec et sans l'espèce, avec une moyenne et une variance similaires observées entre les emplacements. Bien que cela soit peu probable, dans ce scénario, il est possible que l'habitat occupé à l'emplacement source soit contenu à une extrémité de l'aire de répartition par rapport à l'habitat où la réintroduction est proposée à l'emplacement récepteur, et vice versa. Dans le deuxième scénario, les valeurs moyennes pour une variable de l'habitat peuvent être semblables entre les emplacements où le dard de sable a été détecté et les emplacements récepteurs potentiels, mais la variance dans les emplacements où le dard de sable a été détecté peut être plus grande que dans les emplacements récepteurs potentiels (figure 22). Cette situation pourrait signifier que seul un sous-ensemble de propagules provenant de l'emplacement source peut être bien adapté pour la réintroduction. À l'opposé, les emplacements récepteurs potentiels peuvent présenter une plus grande variation que les sites où le dard de sable a été détecté, ce qui donne à penser que seule une gamme restreinte de conditions d'habitat dans l'emplacement récepteur peut bien correspondre à l'emplacement source. Dans le troisième scénario, les valeurs moyennes d'une variable de l'habitat pourraient différer entre les emplacements, où la variance des caractéristiques de l'habitat mesurées est similaire ou différente (figure 22). Lorsque les moyennes varient, cela pourrait signifier que seul un sous-ensemble de propagules provenant de l'emplacement source peut être bien adapté pour la réintroduction. En outre, dans le quatrième scénario, des différences dans la moyenne et la variance pourraient indiquer qu'un sous-ensemble encore plus petit de propagules puisse être bien adapté à la réintroduction. Cette approche de

l'adéquation à l'habitat ne tient pas compte de la plasticité individuelle face aux conditions de l'habitat et, par conséquent, une interprétation prudente est recommandée.

Un examen des besoins en matière d'habitat et des associations pour le dard de sable est présenté ci-dessous, suivi d'une évaluation des besoins quantitatifs en matière d'habitat et d'une analyse de la correspondance de l'habitat entre les réseaux récepteurs potentiels et les habitats qui soutiennent le dard de sable dans les rivières Grand et Thames.

Besoins du dard de sable en matière d'habitat

Le dard de sable est associé à un habitat spécifique et occupe des zones à forte proportion de substrat de sable et de gravier fin. Les recherches sur les populations du sud-ouest de l'Ontario ont démontré une forte association positive entre la quantité de substrat de sable et de gravier fin sur un site et la présence, l'abondance et la taille des dards de sable (Drake *et al.* 2008, Dextrase 2013, Dextrase *et al.* 2014; figure 6, figure 11). Par exemple, des recherches menées dans le cours inférieur de la rivière Thames, en Ontario, ont démontré que la taille du dard de sable au cours de sa première année de vie était positivement liée à la dominance du substrat sablonneux, les individus dans les sites dominés par le limon étant beaucoup plus petits que ceux dans les sites dominés par le sable. (figure 23; Drake *et al.* 2008). De plus, une relation positive entre la présence et l'abondance du dard de sable dans les rivières Grand et Thames et la proportion de sable et de gravier fin à un site de relevé a déjà été démontrée (figure 23; Dextrase 2013, Dextrase *et al.* 2014), y compris dans le présent document. (figure 6, figure 11). Des essais de sélection de l'habitat réalisés en laboratoire à l'aide de 20 dards de sable capturés dans le cours inférieur de la rivière Elk, en Virginie-Occidentale, ont démontré que dans les 84 observations de comportement fouisseur, les individus ont principalement sélectionné du sable fin (0,125 à 0,25 mm), moyen (0,25 à 0,50 mm) ou grossier (0,5 à 1,0 mm) et évité le sable très grossier (1,0 à 2,0 mm; Thompson *et al.* 2017).

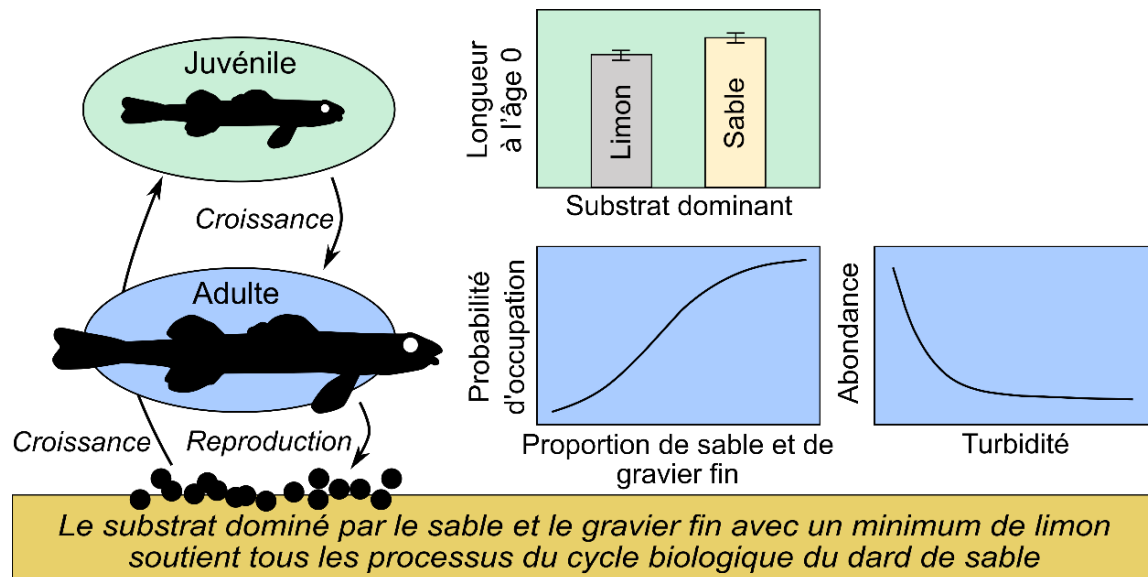


Figure 23. Représentation de la niche d'habitat pour le dard de sable juvénile (âge inférieur à 1) et adulte (âge 1+). Le bleu et le vert indiquent les stades biologiques des adultes et des juvéniles, respectivement.

Les besoins physiologiques du dard de sable ont récemment été évalués à l'aide d'expériences menées en bordure des rivières Grand et Thames (Firth *et al.* 2021a, 2023). La tolérance thermique a été quantifiée à l'aide des paramètres de température maximale critique (CT_{max}) et de température d'agitation (T_{ag}). CT_{max} est la température à laquelle les individus perdent le

contrôle locomoteur (Cox 1974) et représente probablement la mort dans la nature. La température d'agitation est la température à laquelle l'agitation locomotrice est observée en réponse à une augmentation de la température et est considérée comme la température à laquelle les individus commencent à chercher un refuge thermique (McDonnell et Chapman 2015, Firth *et al.* 2021a). Les résultats des expériences menées en bordure des rivières Grand et Thames semblent donner des valeurs relativement élevées de CT_{max} et T_{ag} pour le dard de sable, ce qui indique une variation physiologique élevée. De plus, un taux d'acclimatation élevé a été observé, ce qui donne à penser que l'espèce n'est peut-être pas en danger immédiat en raison du réchauffement des températures (Firth *et al.* 2021a).

En plus des effets physiologiques de la température, la tolérance à l'oxygène a été évaluée pour le dard de sable dans les rivières Thames et Grand (Firth *et al.* 2023). Les résultats ont indiqué que le dard de sable tolérât une faible teneur en oxygène (< 1 mg/L), tout comme le dard de sable (*Etheostoma fusiforme*) (très tolérant à l'hypoxie; Ultsch *et al.* 1978). Cependant, il y avait une grande variation individuelle dans la tolérance à l'hypoxie au fil des saisons, ce qui peut signifier que certains individus ont plus de possibilités de s'adapter aux augmentations de température et aux diminutions d'oxygène. De plus, des essais expérimentaux n'ont démontré aucun effet de la turbidité sur CT_{max} , T_{ag} , le taux métabolique ou la tolérance à l'hypoxie pour le dard de sable dans les rivières Grand et Thames (Firth *et al.* 2021a, Firth *et al.* 2023). La clarté de l'eau est l'une des variables les plus importantes pour prédire l'abondance du dard de sable dans les rivières Grand et Thames, pour lesquelles les sites où le nombre de captures de dards de sable était élevé avaient tendance à avoir une eau plus claire (Dextrase 2013; figure 6, figure 11, figure 23).

Aucun travail expérimental n'a été effectué pour comprendre les tolérances physiologiques à la vitesse du courant. Des résultats contradictoires ont été obtenus sur l'importance de la vitesse d'écoulement pour le dard de sable : certaines études démontrent une relation négative avec la présence de l'espèce (Finch 2009) et d'autres, que la vitesse d'écoulement est moins importante (Poos *et al.* 2008, Dextrase 2013). Compte tenu de la corrélation entre la vitesse d'écoulement et la composition du substrat, la disponibilité du substrat sablonneux dépend de la vitesse d'écoulement appropriée; les rivières à vitesse d'écoulement élevée contiennent souvent des substrats avec des particules plus grosses (p. ex. cailloux, blocs rocheux) alors que les rivières à faible vitesse d'écoulement peuvent accumuler des particules plus fines (p. ex. limon).

Il y a eu de nombreuses recherches visant à comprendre les exigences en matière d'habitat pour les premiers stades du cycle biologique du dard de sable. Des recherches antérieures indiquent que la fraie a lieu dans les substrats de sable et de gravier fin à la fin du printemps ou en été, lorsque la température de l'eau varie entre 14,4 et 25,5 °C (Williams 1975, Johnston 1989, Simon et Wallus 2006, MPO 2014). Il a été observé que les dards de sable d'âge 0 coexistent avec des individus d'âge 1+, mais ils sont aussi présents dans des sites où aucun individu d'âge 1+ n'a été détecté.

Besoins en matière d'habitat et quantité de dards de sable

La superficie d'habitat requise pour soutenir une population de dards de sable est généralement mal connue. La modélisation dans les évaluations du potentiel de rétablissement des espèces de poissons d'eau douce inscrites sur la liste de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) comprend souvent des estimations de la superficie minimale pour la viabilité de la population ($SMVP$), qui décrit la quantité d'habitat convenable nécessaire au maintien d'une population à la $PMV_{99\%}$ (Vélez-Espino *et al.* 2010). Ici, la valeur de $MAVP$ a été calculée comme la distribution des estimations de $PMV_{99\%}$ pour le dard de sable, divisée par la distribution des estimations médianes de la densité, dans les sections Brantford et Caledonia de la rivière Grand et dans la

rivière Thames (figure 24). Il a été supposé que les juvéniles et les adultes occupaient les mêmes habitats, car des individus à ces deux stades biologiques ont été capturés ensemble.

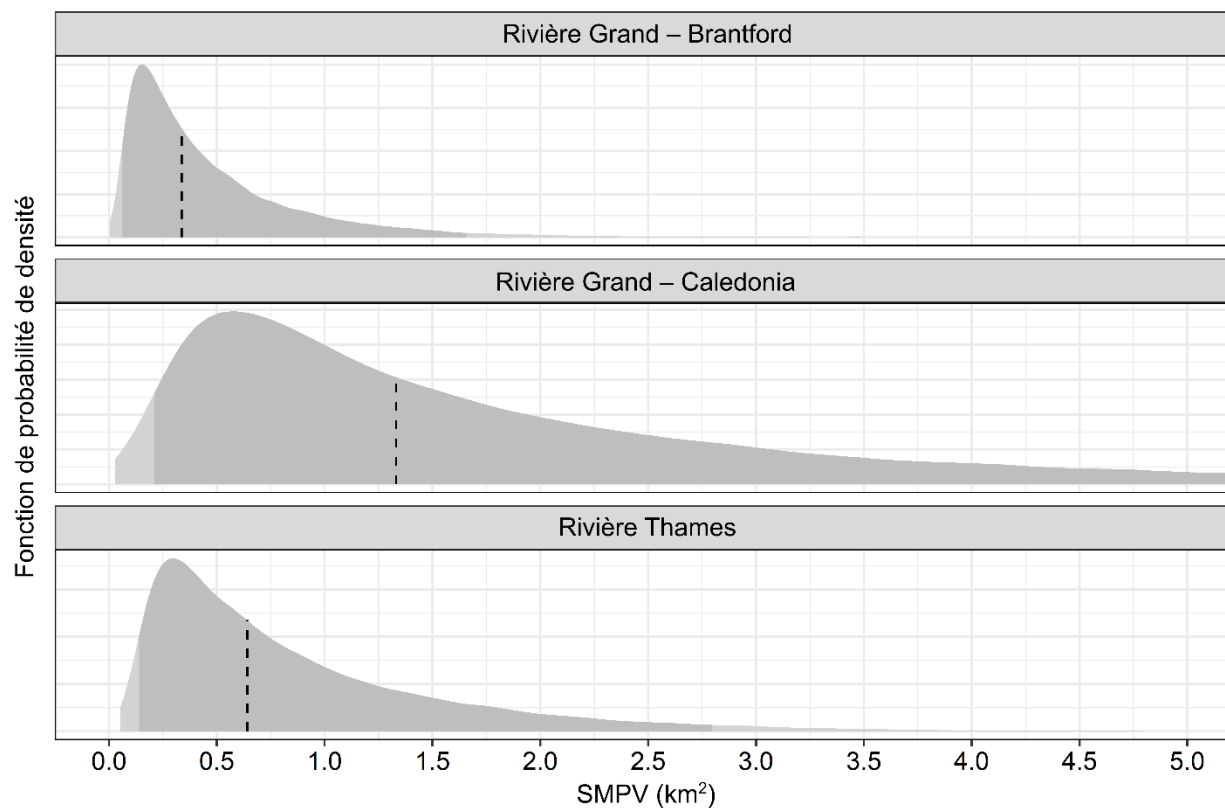


Figure 24. Superficie minimale pour la viabilité de la population (SMVP; km^2) du dard de sable dans les tronçons Brantford et Caledonia de la rivière Grand et dans la rivière Thames. Les lignes tiretées indiquent les valeurs médianes. Le gris foncé indique les intervalles de confiance à 95 %.

La SMVP médiane pour le dard de sable était d'environ 339 201 m^2 d'après les estimations de la densité dans le tronçon Brantford de la rivière Grand, de 1 324 601 m^2 d'après les estimations de la densité dans le tronçon Caledonia de la rivière Grand, et de 636 486 m^2 d'après les estimations de la densité dans la rivière Thames (figure 24). Il convient de rappeler que l'habitat total a été estimé à 2 301 090 m^2 dans la rivière Ausable. Environ 58 % de l'habitat total doit être désigné comme convenable et être occupé pour permettre au dard de sable d'atteindre SMVP si les densités du tronçon Caledonia de la rivière Grand sont présentes. Environ 28 % ou 15 % de l'habitat total doit être désigné comme convenable et être occupé pour atteindre SMVP si les densités se rapprochent de celles observées dans la rivière Thames ou le tronçon Brantford de la rivière Grand, respectivement.

L'habitat total a été estimé à 1 134 382 m^2 dans le ruisseau Big Otter. Tout l'habitat total doit être désigné comme convenable et être occupé pour permettre au dard de sable d'atteindre SMVP si les densités du tronçon Caledonia sont prévues. Environ 56 % de l'habitat total doit être désigné comme convenable et être occupé pour atteindre SMVP si la densité se rapproche de celle de la population de la rivière Thames. Enfin, il faudrait que 30 % de l'habitat total soit désigné comme convenable et être occupé pour atteindre SMVP si la densité se rapproche du tronçon Brantford de la rivière Grand.

Méthodes de correspondance de l'habitat

La correspondance de l'habitat a été réalisée pour plusieurs caractéristiques de l'habitat qui pourraient toucher la persistance du dard de sable dans le sud-ouest de l'Ontario. Les mesures de la moyenne, de la variance et de la fourchette des caractéristiques de l'habitat ont été comparées entre les réseaux hydrographiques récepteurs potentiels et les sites où des dards de sable ont été capturés dans les rivières Grand et Thames. Les différences dans la distribution des mesures de l'habitat ont été mises à l'essai au moyen du test d'homogénéité de la variance de Fligner-Killeen (Fligner et Killeen 1976, Conover *et al.* 1981) et les différences dans les valeurs moyennes entre les rivières ont été mises à l'essai au moyen d'un test de somme des rangs de Kruskal-Wallis (Kruskal et Wallis 1952). Un test de la somme des rangs de Wilcoxon avec une correction de Bonferroni a été utilisé pour faire des comparaisons par paire des valeurs moyennes entre les rivières lorsqu'un test de Kruskal-Wallis indiquait une signification (Conover et Iman 1981). Des approches non paramétriques ont été choisies pour éviter les hypothèses de répartition. En outre, le chevauchement des densités de noyau des caractéristiques de l'habitat a été estimé entre les emplacements récepteurs potentiels et les sites où des dards de sable ont été capturés dans les rivières Grand et Thames. Un noyau gaussien a été utilisé pour générer les fonctions de densité des probabilités, où la largeur de bande a été fixée à deux fois l'écart-type du noyau pour éviter les distributions surajustées.

Plusieurs ensembles de données ont été utilisés pour faire des comparaisons. Dans le premier ensemble, toutes les observations possibles ont été incluses lorsque la variable d'intérêt particulière avait été mesurée (ci-après « toutes les données »). Les données de la rivière Ausable ont été divisées en deux sections géographiquement distinctes : en amont de « The Cut » jusqu'à l'autoroute 7 à Ailsa Craig, et en amont d'Ailsa Craig jusqu'au barrage Exeter (figure 13). Le deuxième ensemble de données provient de Dextrase (2013), qui demeure le relevé le plus exhaustif sur le dard de sable. En raison de la taille de l'échantillon de la rivière Ausable dans Dextrase (2013; $n = 24$; tableau A1), des analyses ont été effectuées pour l'ensemble du réseau, où les sites de relevé étaient situés dans le tronçon central et le tronçon supérieur de la rivière. En plus des deux ensembles de données primaires, des séries chronologiques horaires de la température de l'eau étaient disponibles pour le ruisseau Big Otter, la rivière Grand et la rivière Thames à partir des enregistreurs déployés entre 2019 et 2021. De plus, les mesures ciblées du substrat et de l'oxygène dissous ont été évaluées en fonction de l'échantillonnage effectué en 2020 (Barnucz *et al.* 2022, Britney Firth, Université de Waterloo, comm. pers.).

Les résultats des analyses de correspondance de l'habitat sont présentés ci-dessous. Il est recommandé de faire preuve de prudence dans l'interprétation des résultats de ces analyses compte tenu des différents objectifs, périodes d'échantillonnage, tailles des échantillons et approches utilisés pour les divers projets.

Question 9 : Disponibilité de l'habitat convenable dans la rivière Ausable

Substrat

Le substrat de sable et de gravier fin est considéré comme l'habitat le plus important pour soutenir les populations de dards de sable à l'état sauvage. Il y avait des différences importantes dans la moyenne et la variance des mesures du pourcentage de sable entre les populations sources potentielles et les tronçons de la rivière Ausable (tableau 15, tableau 16; figure 25). Les mesures du pourcentage de sable dans le tronçon central et le tronçon supérieur de la rivière Ausable étaient, en moyenne, beaucoup plus faibles que celles prises dans les sites des rivières Grand et Thames où le dard de sable a déjà été détecté ($p < 0,001$), sans qu'aucune différence n'ait été observée entre les tronçons de la rivière Ausable ($p = 1,000$). D'après les données de Dextrase (2013), il n'y avait pas de différences significatives dans la

moyenne ou la variance des mesures du pourcentage de sable et de gravier fin dans la rivière Ausable et les sites des rivières Grand et Thames où le dard de sable a déjà été détecté (tableau 17, tableau 18). Il y avait une hétérogénéité importante de la variance (tableau 15) et des différences significatives dans le pourcentage moyen de limon entre les tronçons de la rivière Ausable et les emplacements sources potentiels ($p < 0,001$; tableau 16). En général, la couverture limoneuse était plus variable dans les mesures de la rivière Thames que dans celles des tronçons de la rivière Grand ou de la rivière Ausable (tableau 16), la couverture limoneuse moyenne étant beaucoup plus importante dans la rivière Ausable. D'après les données de Dextrase (2013), la couverture argileuse et limoneuse de la rivière Grand était significativement plus faible que celle de la rivière Ausable ($p = 0,047$; figure 26), et aucune différence n'a été observée entre les rivières Ausable et Thames ($p = 1,000$).

Tableau 15. Résultats des essais d'homogénéité et de variance de Fligner-Killeen (FK) pour les mesures de l'habitat dans le tronçon central et le tronçon supérieur de la rivière Ausable, ainsi que dans les sites où le dard de sable a été capturé dans les rivières Grand et Thames. Les essais sont inclus lorsque toutes les données sont incluses. Remarque : n = nombre d'échantillons et p = niveau de signification.

Sous-ensemble de données	Variable de l'habitat	Rivière Grand n	Rivière Thames n	Tronçon central de la rivière Ausable n	Tronçon supérieur de la rivière Ausable n	Statistique FK	p
Tous	Température de l'eau (°C)	173	541	85	58	18,22	< 0,001
Tous	Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	162	376	74	38	34,91	< 0,001
Tous	Turbidité (uTN)	86	180	45	17	162,51	< 0,001
Tous	Oxygène dissous (mg/L)	136	282	57	29	35,00	< 0,001
Tous	Vitesse de l'eau (m/s)	88	72	36	17	57,07	< 0,001
Tous	% de sable	114	518	69	47	20,30	< 0,001
Tous	% de limon	114	518	63	37	8,96	0,030

Tableau 16. Résultats des tests du chi carré de la somme des rangs de Kruskal-Wallis ($KW \chi^2$) pour les mesures de l'habitat dans le tronçon central et le tronçon supérieur de la rivière Ausable, ainsi que dans les sites où le dard de sable a été capturé dans les rivières Grand et Thames. Présentation de la moyenne $\pm$ écart-type. Les essais sont inclus lorsque toutes les données sont incluses. Les tailles des échantillons sont présentées dans le tableau 15. Remarque : p = niveau de signification.

Sous-ensemble de données	Variable de l'habitat	Rivière Grand	Rivière Thames	Tronçon central de la rivière Ausable	Tronçon supérieur de la rivière Ausable	$KW \chi^2$	p
Tous	Température de l'eau (°C)	22,75 $\pm$ 4,46	22,50 $\pm$ 4,73	21,91 $\pm$ 3,27	22,09 $\pm$ 2,43	18,49	< 0,001
Tous	Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	792,96 $\pm$ 104,34	582,38 $\pm$ 124,67	471,44 $\pm$ 60,68	522,41 $\pm$ 134,15	348,77	< 0,001
Tous	Turbidité (uTN)	14,12 $\pm$ 38,23	140,24 $\pm$ 103,81	29,82 $\pm$ 18,79	10,06 $\pm$ 1,98	223,62	< 0,001
Tous	Oxygène dissous (mg/L)	8,71 $\pm$ 1,85	8,84 $\pm$ 1,70	7,21 $\pm$ 1,30	6,32 $\pm$ 1,27	97,58	< 0,001
Tous	Vitesse de l'eau (m/s)	0,21 $\pm$ 0,20	0,64 $\pm$ 0,29	0,07 $\pm$ 0,08	0,14 $\pm$ 0,10	110,94	< 0,001
Tous	% de sable	64,74 $\pm$ 29,37	51,93 $\pm$ 32,17	25,14 $\pm$ 22,69	28,30 $\pm$ 24,23	86,03	< 0,001
Tous	% de limon	5,57 $\pm$ 11,73	9,84 $\pm$ 18,75	12,62 $\pm$ 15,16	12,30 $\pm$ 10,18	35,39	< 0,001

Tableau 17. Résultats des tests d'homogénéité et de variance de Fligner-Killeen (FK) pour les mesures de l'habitat de la rivière Ausable et du ruisseau Big Otter, ainsi que dans les sites où le dard de sable a été capturé dans les rivières Grand et Thames. Les essais sont seulement inclus lorsque toutes les données de Dextrase (2013) sont incluses. La taille des échantillons (n) est fournie pour chaque variable, par plan d'eau. Remarque : p = niveau de signification.

Sous-ensemble de données	Variable de l'habitat	Rivière Grand n	Rivière Thames n	Rivière Ausable n	Ruisseau Big Otter n	Statistique FK	p
Dextrase	Température de l'eau (°C)	34	66	24	14	17,46	< 0,001
Dextrase	Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	34	56	24	14	14,02	0,003
Dextrase	Clarté de l'eau (cm)	34	66	24	14	6,31	0,097
Dextrase	Oxygène dissous (mg/L)	34	66	24	14	27,09	< 0,001
Dextrase	Vitesse de l'eau (m/s)	34	60	24	14	1,76	0,623
Dextrase	Taille moyenne du substrat (m)	34	66	24	14	8,76	0,033
Dextrase	% de limon et d'argile	34	66	24	14	27,57	< 0,001
Dextrase	% de sable et de gravier fin	34	66	24	14	5,30	0,151

Tableau 18. Résultats des tests du chi carré de la somme des rangs de Kruskal-Wallis ($KW \chi^2$) pour les mesures de l'habitat dans la rivière Ausable et le ruisseau Big Otter, ainsi que dans les sites où le dard de sable a été capturé dans les rivières Grand et Thames. Présentation de la moyenne $\pm$ écart-type. Les essais sont seulement inclus lorsque toutes les données de Dextrase (2013) sont incluses. Les tailles des échantillons sont présentées dans le tableau 17. Remarque : p = niveau de signification.

Sous-ensemble de données	Variable de l'habitat	Rivière Grand	Rivière Thames	Rivière Ausable	Ruisseau Big Otter	$KW \chi^2$	p
Dextrase	Température de l'eau (°C)	23,17 $\pm$ 3,01	23,48 $\pm$ 2,83	24,35 $\pm$ 1,22	21,04 $\pm$ 1,51	16,80	< 0,001
Dextrase	Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	772,62 $\pm$ 37,21	632,32 $\pm$ 56,09	494,50 $\pm$ 52,10	565,43 $\pm$ 21,65	102,50	< 0,001
Dextrase	Clarté de l'eau (cm)	75,65 $\pm$ 26,97	32,11 $\pm$ 30,49	32,25 $\pm$ 24,13	39,50 $\pm$ 8,83	44,67	< 0,001
Dextrase	Oxygène dissous (mg/L)	8,86 $\pm$ 2,13	8,41 $\pm$ 1,23	6,26 $\pm$ 0,92	9,18 $\pm$ 0,62	45,07	< 0,001
Dextrase	Vitesse de l'eau (m/s)	0,16 $\pm$ 0,11	0,16 $\pm$ 0,10	0,08 $\pm$ 0,12	0,19 $\pm$ 0,11	19,27	< 0,001
Dextrase	Taille moyenne du substrat (m)	19,51 $\pm$ 45,41	6,93 $\pm$ 8,48	10,57 $\pm$ 18,30	6,83 $\pm$ 12,38	7,49	0,058
Dextrase	% de limon et d'argile	2,04 $\pm$ 4,79	12,27 $\pm$ 17,03	11,05 $\pm$ 15,92	10,00 $\pm$ 12,52	12,52	0,006
Dextrase	% de sable et de gravier fin	53,49 $\pm$ 33,72	66,62 $\pm$ 24,45	68,76 $\pm$ 26,97	74,52 $\pm$ 28,39	6,40	0,094

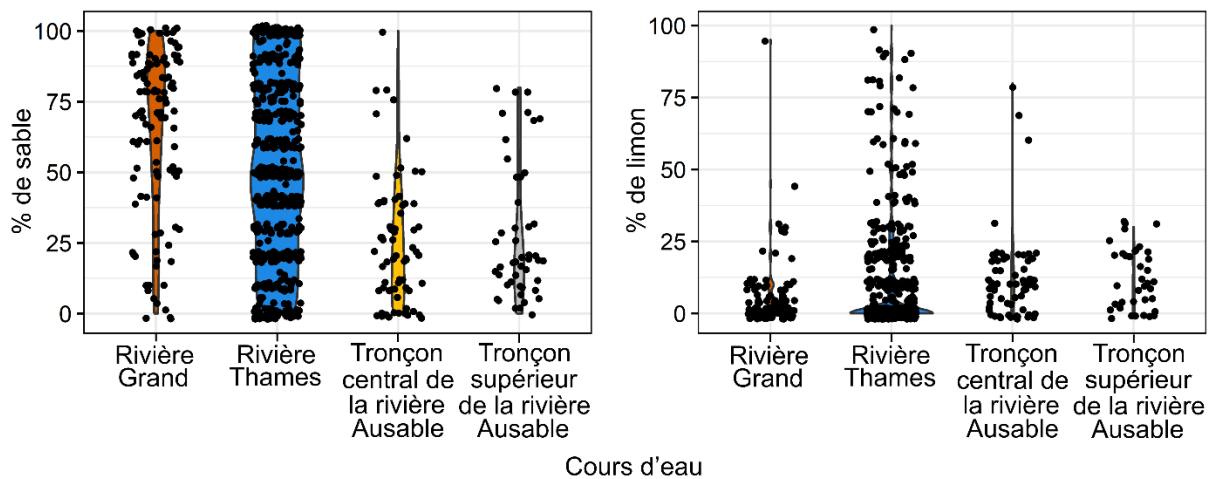


Figure 25. Mesures du pourcentage de sable et de limon dans les sites du tronçon central et du tronçon supérieur de la rivière Ausable, ainsi que dans les sites des rivières Grand et Thames où le dard de sable a été capturé. Les points indiquent des mesures empiriques et ont été décalés à des fins visuelles. Les violons (couleurs) ont été mis à l'échelle proportionnellement au nombre d'observations par emplacement. La taille des échantillons par variable et par emplacement est présentée dans le tableau 15.

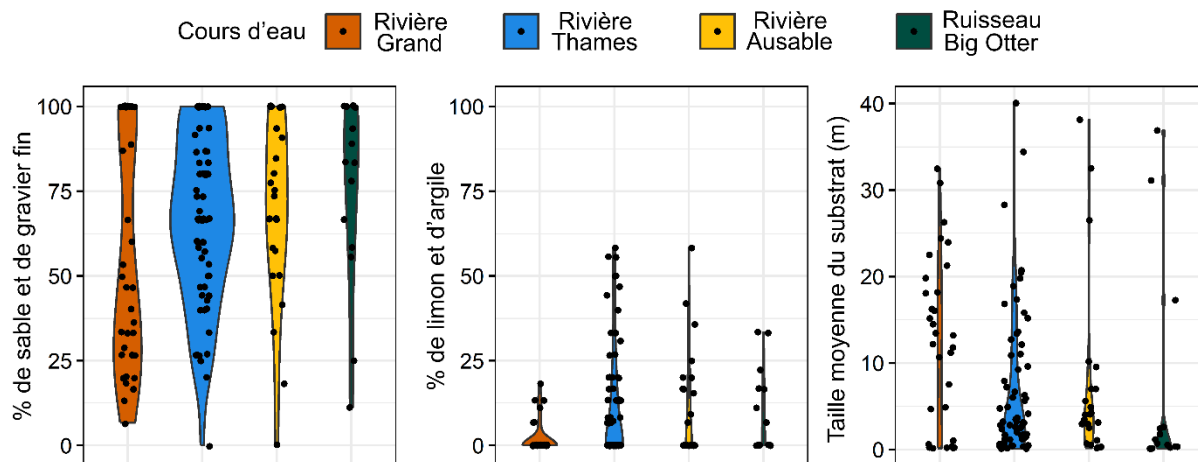


Figure 26. Pourcentage de sable et de gravier fin, pourcentage de limon et d'argile et taille moyenne du substrat (mm) dans les sites de la rivière Ausable (jaune) et du ruisseau Big Otter (vert), ainsi que dans les sites des rivières Grand (orange) et Thames (bleu) où le dard de sable a été capturé. Les points indiquent les mesures de Dextrase (2013) et ont été décalés à des fins visuelles. Les violons (couleurs) ont été mis à l'échelle proportionnellement au nombre d'observations par emplacement. Deux observations supérieures à 80 mm ont été retirées du graphique de la taille moyenne du substrat, l'une dans la rivière Ausable et l'autre dans la rivière Grand. La taille des échantillons par variable et par emplacement est présentée dans le tableau 17.

Clarté de l'eau

La clarté de l'eau est souvent décrite comme ayant une influence positive une incidence sur la présence et l'abondance du dard de sable. La moyenne et la variance des mesures de turbidité

étaient significativement différentes d'une rivière ou d'un tronçon à l'autre (tableau 15, tableau 16). Les rivières Grand et Thames présentaient une plus grande gamme de mesures de turbidité que le cours supérieur ou moyen de la rivière Ausable (figure 27); cependant, la taille des échantillons était relativement petite pour la rivière Ausable. Des tests par paires ont indiqué des mesures de turbidité moyennes significativement différentes ($p < 0,001$) entre le tronçon central de la rivière Ausable et la rivière Grand, le tronçon central de la rivière Ausable et la rivière Thames, le tronçon supérieur de la rivière Ausable et la rivière Thames, et le tronçon central et le tronçon supérieur de la rivière Ausable. La turbidité moyenne était la plus faible dans le cours supérieur de la rivière Ausable, suivie de la rivière Grand et du cours inférieur de la rivière Ausable, la rivière Thames ayant la turbidité moyenne la plus élevée (tableau 16). Le tronçon central et le tronçon supérieur de la rivière Ausable chevauchaient davantage la rivière Grand que la rivière Thames pour ce qui est des estimations de la densité des noyaux, le tronçon central de la rivière Ausable chevauchant davantage la rivière Thames que le tronçon supérieur de la rivière Ausable (tableau 19). D'après les données de Dextrase (2013), la clarté de l'eau dans la rivière Ausable était significativement plus faible que celle dans la rivière Grand ($p = 0,001$), et aucune différence n'a été observée avec la rivière Thames ($p = 0,407$; figure 28).

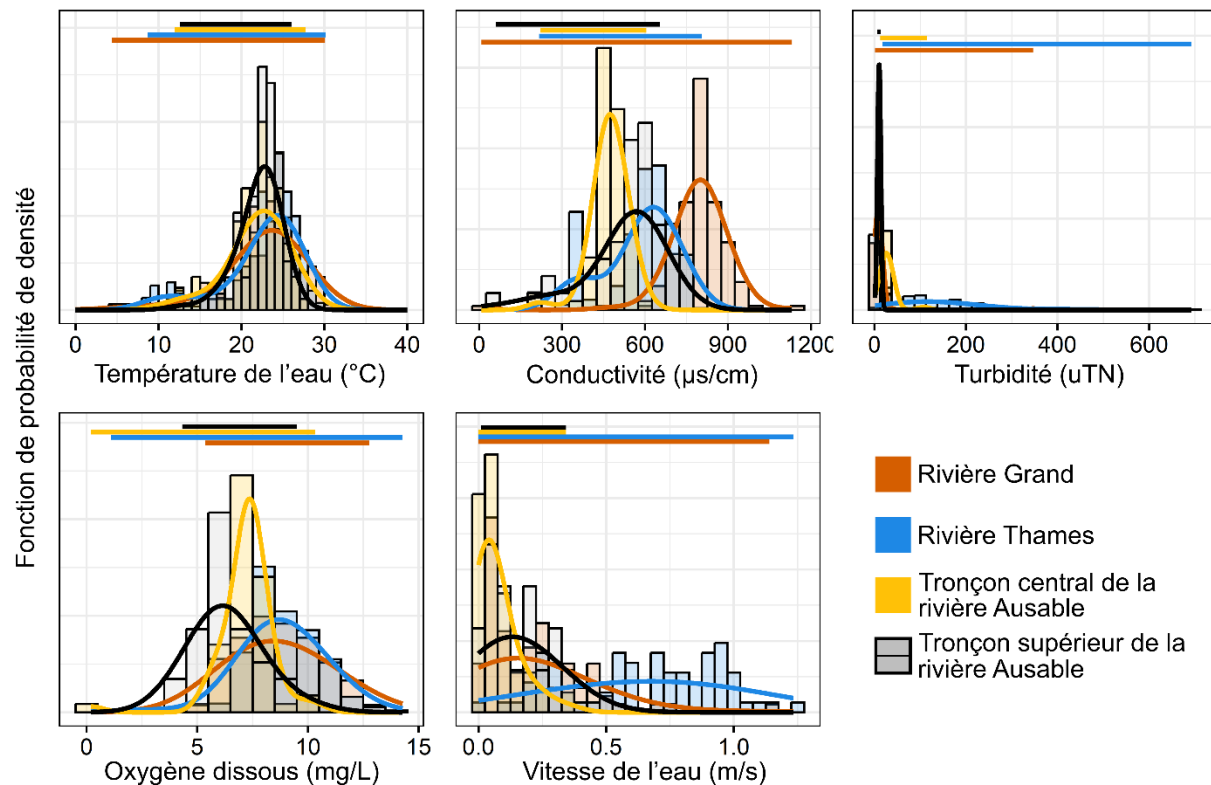


Figure 27. Histogramme et graphiques de la densité des noyaux pour les mesures de l'habitat dans les sites du tronçon central (jaune) et du tronçon supérieur (gris et noir) de la rivière Ausable, ainsi que dans les sites des rivières Grand (orange) et Thames (bleu) où le dard de sable a été capturé. Les lignes horizontales en haut de chaque graphique indiquent la plage des valeurs mesurées par plan d'eau. La taille des échantillons par variable et par emplacement est présentée dans le tableau 15.

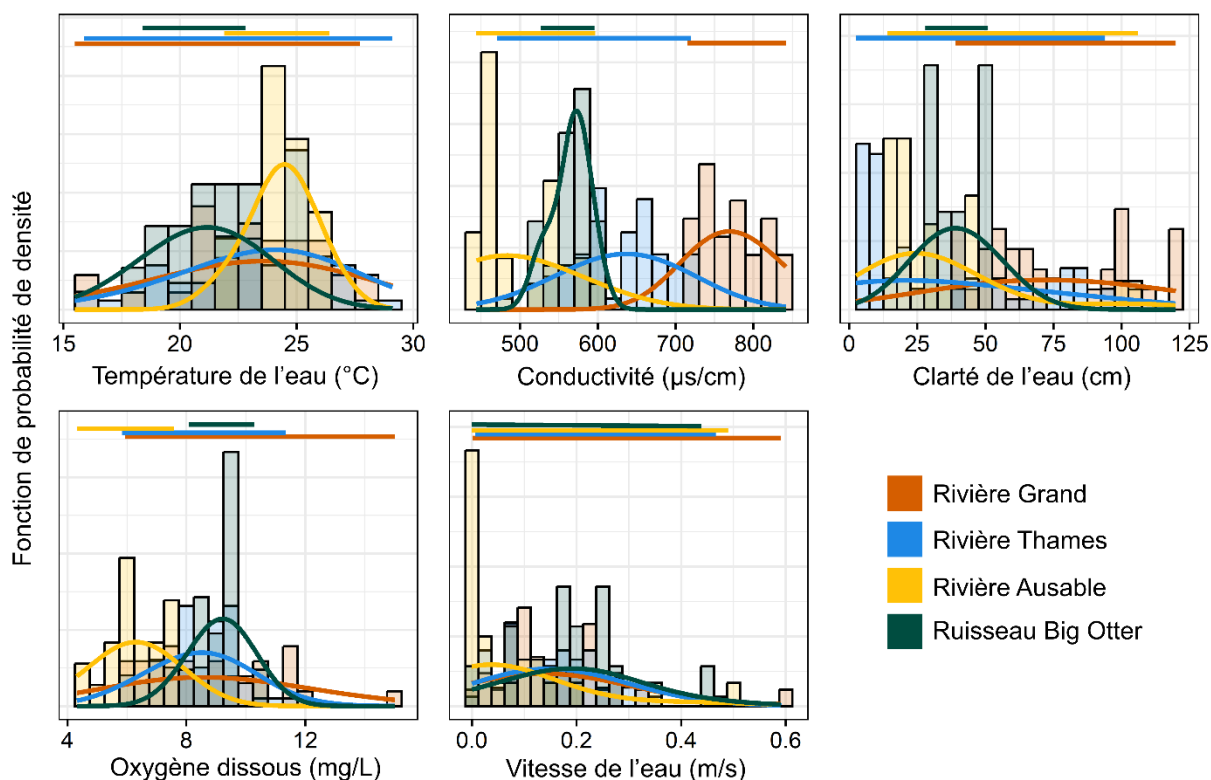


Figure 28. Histogramme et graphiques de la densité des noyaux pour les mesures de l'habitat dans la rivière Ausable (jaune), le ruisseau Big Otter (vert), ainsi que dans les sites des rivières Grand (orange) et Thames (bleu) où le dard de sable a été capturé. Les lignes horizontales en haut de chaque graphique indiquent la plage des valeurs mesurées par plan d'eau. Les graphiques ne comprennent que les données de Dextrase (2013). La taille des échantillons par variable et par emplacement est présentée dans le tableau 17.

Tableau 19. Pourcentage de chevauchement dans les estimations de la densité des noyaux pour les variables de l'habitat dans le tronçon central et le tronçon supérieur de la rivière Ausable, selon les mesures prises aux sites dans les rivières Grand et Thames où le dard de sable a été capturé.

Données	Emplacement récepteur	Variable de l'habitat	Rivière Grand	Rivière Thames
Tous	Tronçon central de la rivière Ausable	Température de l'eau (°C)	84,27 %	79,32 %
Tous	Tronçon central de la rivière Ausable	Conductivité (µS/cm)	3,65 %	32,65 %
Tous	Tronçon central de la rivière Ausable	Turbidité (uTN)	36,18 %	20,04 %
Tous	Tronçon central de la rivière Ausable	Oxygène dissous (mg/L)	52,60 %	48,00 %
Tous	Tronçon central de la rivière Ausable	Vitesse de l'eau (m/s)	50,48 %	19,15 %
Tous	Tronçon supérieur de la rivière Ausable	Température de l'eau (°C)	72,99 %	67,58 %
Tous	Tronçon supérieur de la rivière Ausable	Conductivité (µS/cm)	17,91 %	71,35 %
Tous	Tronçon supérieur de la rivière Ausable	Turbidité (uTN)	59,26 %	3,95 %

Données	Emplacement récepteur	Variable de l'habitat	Rivière Grand	Rivière Thames
Tous	Tronçon supérieur de la rivière Ausable	Oxygène dissous (mg/L)	51,88 %	41,61 %
Tous	Tronçon supérieur de la rivière Ausable	Vitesse de l'eau (m/s)	80,66 %	30,39 %
Dextrase	Rivière Ausable	Température de l'eau (°C)	61,34 %	66,44 %
Dextrase	Rivière Ausable	Conductivité (µS/cm)	2,03 %	34,60 %
Dextrase	Rivière Ausable	Clarté de l'eau (cm)	45,24 %	80,85 %
Dextrase	Rivière Ausable	Oxygène dissous (mg/L)	46,89 %	44,13 %
Dextrase	Rivière Ausable	Vitesse de l'eau (m/s)	65,20 %	61,09 %

Autres caractéristiques de l'habitat

D'autres caractéristiques de l'habitat, comme la vitesse du courant et plusieurs caractéristiques de la qualité de l'eau (température, conductivité et oxygène dissous), peuvent influencer sur la probabilité d'une réintroduction réussie. Les résultats de la correspondance de l'habitat sont présentés ci-dessous pour chaque variable, indépendamment.

D'après l'un ou l'autre des sous-ensembles de données, la rivière Ausable avait la vitesse moyenne la plus faible (tableau 16, tableau 18). Des différences significatives dans la comparaison par paires de la vitesse ont été observées entre le tronçon central de la rivière Ausable et la rivière Grand ($p < 0,001$), le tronçon moyen de la rivière Ausable et la rivière Thames ($p < 0,001$), le tronçon supérieur de la rivière Ausable et la rivière Thames ($p < 0,001$), ainsi que le tronçon moyen et le tronçon supérieur de la rivière Ausable. ($p = 0,042$). Le tronçon central de la rivière Middle Ausable avait la vitesse moyenne la plus faible, suivie du tronçon supérieur, de la rivière Grand et de la rivière Thames (tableau 16). Le tronçon supérieur de la rivière Ausable présentait un plus grand chevauchement, par rapport au tronçon central, avec les populations sources potentielles selon les estimations de la densité des noyaux pour la vitesse de la rivière (tableau 19). Si les données de Dextrase (2013) sont prises en compte, le chevauchement dans les estimations de la densité des noyaux pour la vitesse des rivières était équivalent entre les rivières Grand (65,20 %) et Thames (61,09 %; tableau 19).

Une hétérogénéité significative de la variance et des différences dans la température moyenne de l'eau ont été observées entre les rivières/tronçons (tableau 15, tableau 16, tableau 17, tableau 18). Des différences significatives de la température moyenne dans les comparaisons par paires ont été observées entre le tronçon central de la rivière Ausable et la rivière Thames ($p = 0,007$), ainsi que le tronçon supérieur de la rivière Ausable et la rivière Thames ($p = 0,007$). Le tronçon central et le tronçon supérieur présentaient une température moyenne de l'eau légèrement inférieure à celle des rivières Grand et Thames (tableau 16). Cela contraste avec les résultats de Dextrase (2013), qui a obtenu une température moyenne de l'eau plus élevée dans la rivière Ausable que dans les rivières Grand ou Thames (tableau 18, figure 28). Néanmoins, la fourchette des valeurs mesurées dans la rivière Ausable se situait dans la fourchette des valeurs mesurées dans les rivières Grand et Thames pour les deux ensembles de données (figure 27; figure 28). Il y avait un chevauchement d'environ 72,99 % et 67,58 % entre les estimations de la densité des noyaux pour la température de l'eau dans le tronçon supérieur de la rivière Ausable et les sites où le dard de sable a déjà été détecté dans la rivière Grand et la rivière Thames, respectivement (tableau 19). Une plus grande similarité des conditions a été observée entre le tronçon central et les populations sources potentielles. Il y

avait un chevauchement d'environ 84,27 % et 79,32 % entre les estimations de la densité des noyaux pour la température de l'eau aux sites où le dard de sable a déjà été détecté dans la rivière Grand et la rivière Thames, respectivement (tableau 19).

Des différences significatives dans la moyenne et la variation des mesures de conductivité ont été observées entre les rivières/tronçons (tableau 15, tableau 16, tableau 17, tableau 18). Le tronçon supérieur et le tronçon central de la rivière Ausable présentaient une conductivité nettement inférieure ($p < 0,003$), en moyenne, à celle des rivières Grand et Thames (tableau 16; figure 27). Avec la plage plus large des valeurs mesurées (figure 27), le chevauchement des estimations de la densité des noyaux pour les mesures de conductivité entre le tronçon supérieur de la rivière Ausable et les emplacements sources potentiels était plus important qu'avec le tronçon central de la rivière Ausable (tableau 19). Les mesures de la conductivité étaient faibles dans la rivière Ausable lorsque les données de Dextrase (2013) étaient prises en compte, avec un chevauchement minimal avec les mesures des rivières Grand ou Thames (tableau 19; figure 28).

Les mesures de l'oxygène dissous dans le tronçon supérieur et le tronçon central de la rivière Ausable étaient significativement plus faibles que dans les rivières Grand et Thames ($p < 0,001$), le tronçon central de la rivière Ausable ayant une teneur moyenne en oxygène dissous significativement plus élevée que le tronçon supérieur ($p < 0,001$). La variance était hétérogène entre les rivières et les tronçons (tableau 15, tableau 18), la rivière Thames ayant la plus grande gamme de mesures, suivie de la rivière Grand et des deux tronçons de la rivière Ausable (figure 27). Les estimations de la densité des noyaux pour l'oxygène dissous dans le tronçon central et le tronçon supérieur chevauchaient les rivières Grand et Thames à des pourcentages de 41,61 à 52,60 % (tableau 19). Les mesures de la teneur moyenne en oxygène dissous dans la rivière Ausable étaient significativement ($p < 0,001$) inférieures à celles dans les rivières Grand et Thames lorsque les données de Dextrase (2013) sont prises en compte (tableau 18); un chevauchement de 46,89 % et de 44,13 % dans les estimations de la densité des noyaux pour l'oxygène dissous a été observé entre la rivière Ausable et les rivières Grand et Thames, respectivement (tableau 19).

Question 10 : Connectivité dans la rivière Ausable pour soutenir tous les stades biologiques

Pour déterminer le degré de connectivité nécessaire pour soutenir une population, il faut comprendre le cycle biologique de l'espèce ainsi que la direction et l'ampleur des déplacements à l'intérieur des populations autosuffisantes et entre elles. Minns (1995) a établi une relation allométrique entre la taille du domaine vital [HR ; m^2] et la longueur du corps (mm) des poissons de rivière, où :

$$HR = 0,0545 \times L^{1,65}. \quad \text{Équation (23)}$$

En supposant une longueur totale maximale d'environ 56 mm, la taille du domaine vital des populations de rivière de dards de sable est de 42 m^2 . Aucune étude de suivi du dard de sable n'a été réalisée pour confirmer cette estimation. Cependant, des activités de marquage du dard de sable dans la rivière Grand (pont Cockshutt) ont permis d'identifier les individus qui étaient utilisés pour des expériences physiologiques (Gáspárdy et Drake 2021). Au cours de ces essais, 282 individus ont été marqués et 37 recaptures ont été enregistrées (Gáspárdy et Drake 2021), ce qui indique des déplacements minimes et un domaine vital potentiellement petit des poissons recapturés. Des études par marquage-recapture ont été réalisées sur des espèces dont les stratégies du cycle biologique sont semblables. Par exemple, une étude par marquage-recapture du dard arc-en-ciel (*Etheostoma caeruleum*) dans la rivière Grand, en Ontario, qui s'est déroulée sur une période d'un an (marquage initial en juillet 2014, échantillonnage de recapture en août 2014, novembre 2014, mai 2015 et août 2015) a révélé

que l'espèce a une forte fidélité au site. Au total, 85 % des recaptures ont eu lieu dans le radier dans lequel les individus avaient été marqués à l'origine, avec une distance de recapture maximale en amont de 420 m. Parmi les poissons recapturés à l'extérieur du site d'étiquetage initial en novembre 2014, la plupart s'étaient déplacés vers l'amont, tandis que les individus recapturés à l'extérieur du site d'étiquetage en mai 2015 se trouvaient principalement en aval (Hicks et Servos, 2017). Étant donné le cycle biologique similaire du dard de sable, il est probable que les déplacements des individus en amont et en aval se produisent à un rythme faible, mais l'importance de ces déplacements pour la persistance de la population est inconnue.

Les études sur la structure génétique du dard de sable ont été davantage axées sur la différenciation des populations à plus grande échelle que sur les déplacements et la dispersion au sein des populations (Ginson *et al.* 2015, Walter *et al.* 2022). Néanmoins, les résultats de cette recherche ont révélé une faible variation génétique au sein des populations de dards de sable dans les rivières du sud-ouest de l'Ontario, avec un mélange important entre les individus occupant différentes zones d'une rivière (Ginson *et al.* 2015). La nature éphémère de l'habitat composé de sable et de gravier fin peut contribuer au mélange observé (Ginson *et al.* 2015) ou être le résultat d'une dispersion active ou d'un déplacement en aval causé par des débits élevés.

Question 11 : Disponibilité de l'habitat convenable dans le ruisseau Big Otter

Substrat

La variance dans le pourcentage de couverture du substrat sablonneux n'était pas significativement différente d'un plan d'eau à l'autre (tableau 20). Bien qu'une différence significative dans le pourcentage moyen de couverture du substrat sablonneux ait été observée entre les plans d'eau (tableau 21), aucune différence significative selon la comparaison par paires n'a été observée entre le ruisseau Big Otter et les sites de la rivière Grand ou de la rivière Thames où le dard de sable a déjà été détecté (figure 29). La distribution des mesures du pourcentage de la couverture de sable était relativement uniforme entre 0 et 100 % aux sites de la rivière Thames où le dard de sable a déjà été détecté, tandis que les sites de la rivière Grand où le dard de sable a déjà été détecté avaient tendance à avoir un pourcentage plus élevé de couverture de sable (figure 29). Une distribution bimodale a été observée pour les mesures du pourcentage de sable dans le ruisseau Big Otter (figure 29). Aucune différence significative n'a été observée dans le pourcentage de couverture de sable et de gravier fin entre le ruisseau Big Otter et les sites où le dard de sable avait déjà été détecté dans les rivières Grand et Thames, lorsque les données de Dextrase étaient prises en compte (2013; tableau 18; figure 26). Néanmoins, le ruisseau Big Otter présentait le pourcentage moyen le plus élevé de couverture d'habitat de sable et de gravier fin ($74,52 \pm ET\ 28,39$) par rapport à tous les autres réseaux cibles (tableau 18).

Tableau 20. Résultats des tests d'homogénéité et de variance de Fligner-Killeen (FK) pour les mesures de l'habitat du ruisseau Big Otter, ainsi que dans les sites où le dard de sable a été capturé dans les rivières Grand et Thames. Les essais sont inclus lorsque toutes les données sont incluses. Remarque : n = le nombre d'échantillons et p = niveau de signification.

Sous-ensemble de données	Variable de l'habitat	Rivière Grand n	Rivière Thames n	Ruisseau Big Otter n	Statistique FK	p
Tous	Température de l'eau (°C)	173	541	55	0,33	0,849
Tous	Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	162	376	55	25,97	< 0,001
Tous	Turbidité (uTN)	86	180	55	154,25	< 0,001
Tous	Oxygène dissous (mg/L)	136	282	55	17,12	< 0,001
Tous	Vitesse de l'eau (m/s)	88	72	46	38,61	< 0,001
Tous	% de sable	114	518	43	1,89	0,388
Tous	% de limon	114	518	43	4,03	0,134

Tableau 21. Résultats des tests du chi carré de la somme des rangs de Kruskal-Wallis ($KW \chi^2$) pour les mesures de l'habitat dans le ruisseau Big Otter, ainsi que dans les sites où le dard de sable a été capturé dans les rivières Grand et Thames. Présentation de la moyenne + ET (écart-type). Les essais sont inclus lorsque toutes les données sont incluses. Les tailles des échantillons sont présentées dans le tableau 20. Remarque : p = niveau de signification.

Sous-ensemble de données	Variable de l'habitat	Rivière Grand	Rivière Thames	Ruisseau Big Otter	$KW \chi^2$	p
Tous	Température de l'eau (°C)	22,75 $\pm$ 4,46	22,50 $\pm$ 4,73	19,13 $\pm$ 4,19	41,34	< 0,001
Tous	Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	792,96 $\pm$ 104,34	582,38 $\pm$ 124,67	552,61 $\pm$ 58,56	293,78	< 0,001
Tous	Turbidité (uTN)	14,12 $\pm$ 38,23	140,24 $\pm$ 103,81	17,33 $\pm$ 13,04	217,04	< 0,001
Tous	Oxygène dissous (mg/L)	8,71 $\pm$ 1,85	8,84 $\pm$ 1,70	9,50 $\pm$ 1,15	12,38	0,002
Tous	Vitesse de l'eau (m/s)	0,21 $\pm$ 0,20	0,64 $\pm$ 0,29	0,22 $\pm$ 0,11	84,80	< 0,001
Tous	% de sable	64,74 $\pm$ 29,37	51,93 $\pm$ 32,17	60,35 $\pm$ 28,23	16,26	< 0,001
Tous	% de limon	5,57 $\pm$ 11,73	9,84 $\pm$ 18,75	14,53 $\pm$ 10,79	21,71	< 0,001

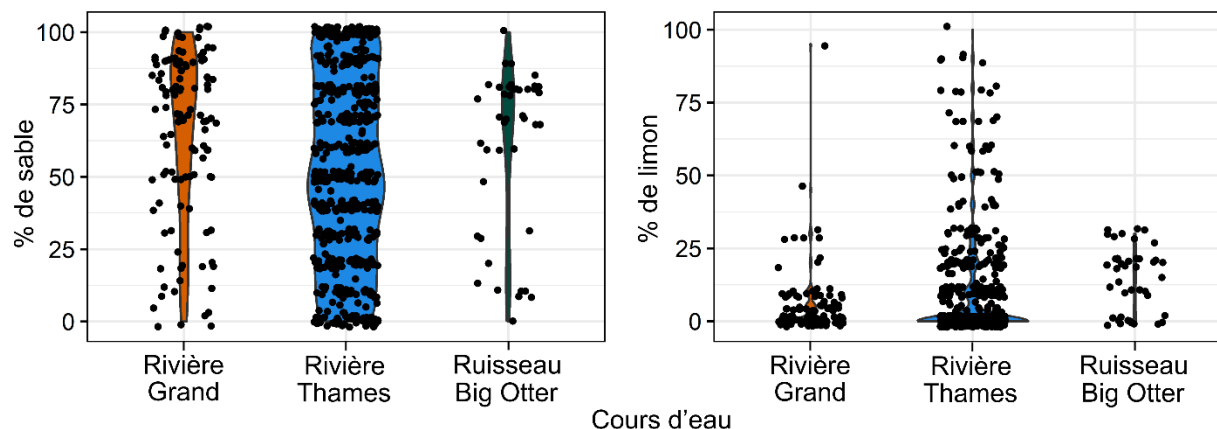


Figure 29. Mesures du pourcentage de sable et de limon dans les sites du ruisseau Big Otter, ainsi que dans les sites des rivières Grand et Thames où le dard de sable a été capturé. Les points indiquent des mesures empiriques et ont été décalés à des fins visuelles. Les violons (couleurs) ont été mis à l'échelle proportionnellement au nombre d'observations par plan d'eau. La taille des échantillons par variable et par plan d'eau est présentée dans le tableau 20.

Le pourcentage moyen de couverture limoneuse à un site était significativement différent d'un plan d'eau à l'autre (tableau 21; figure 29). Le pourcentage moyen de couverture limoneuse dans les sites du ruisseau Big Otter était significativement plus élevé que dans les sites de la rivière Grand ($p < 0,001$) et de la rivière Thames ($p < 0,001$) où le dard de sable avait déjà été détecté, et aucune différence dans les observations par paires n'a été observée entre les sites échantillonnés dans les rivières Grand et Thames ($p = 1,000$). De même, des différences significatives dans la proportion moyenne de couverture limoneuse et argileuse ont été observées entre les plans d'eau d'après les données de Dextrase (2013) (tableau 18). Ici, cependant, des différences ont été observées entre les sites de la rivière Grand et ceux de la rivière Thames; les sites de la rivière Thames avaient un pourcentage moyen de couverture limoneuse et argileuse plus élevé que les sites de la rivière Grand (tableau 18). Des différences significatives dans la variance de la taille moyenne du substrat ont été observées entre les plans d'eau (tableau 17); la rivière Grand présentait une plus grande variation de la taille moyenne du substrat que la rivière Thames ou le ruisseau Big Otter. La taille moyenne du substrat était marginalement significative dans l'ensemble des réseaux; la taille moyenne du substrat était semblable entre le ruisseau Big Otter et la rivière Thames, et était inférieure à la taille moyenne du substrat dans la rivière Grand (tableau 18).

Échantillonnage ciblé du substrat

Un échantillonnage dans le ruisseau Big Otter a été effectué en 2020 pour évaluer les conditions de l'habitat à six sites dans les limites des détections historiques du dard de sable et à six autres sites (Barnucz *et al.* 2022). Les sites échantillonnés étaient principalement constitués de barres de méandre dans des fosses accessibles à gué. La classe de substrat dominante aux six sites dans les limites des détections historiques était le sable moyen ($\geq 0,25$ mm à $< 0,5$ mm), avec une composition moyenne de 26,0 % à 61,2 % pour chaque site (figure 30). Le gravier moyen ou plus gros (≥ 8 mm) était la deuxième classe de substrat la plus courante aux deux sites historiques les plus en amont, représentant 25,3 % et 21,5 % en poids (figure 30). Le sable fin ($\geq 0,125$ mm à $< 0,25$ mm) était la deuxième classe de substrat la plus dominante aux quatre autres sites historiques d'échantillonnage (figure 30). Dans les sites occupés par le dard de sable dans le passé, la composition en pourcentage de sable et de gravier fin variait entre 73,8 et 98,8 % en poids, avec une moyenne de 89,8 %. Dans les sites

d'échantillonnage non historiques et ciblés, les classes de substrats dominantes étaient le sable fin et le sable moyen; la composition en pourcentage du sable et du gravier fin variait de 91,5 % à 98 % en poids, avec une moyenne de 95,3 % (Barnucz *et al.* 2022).

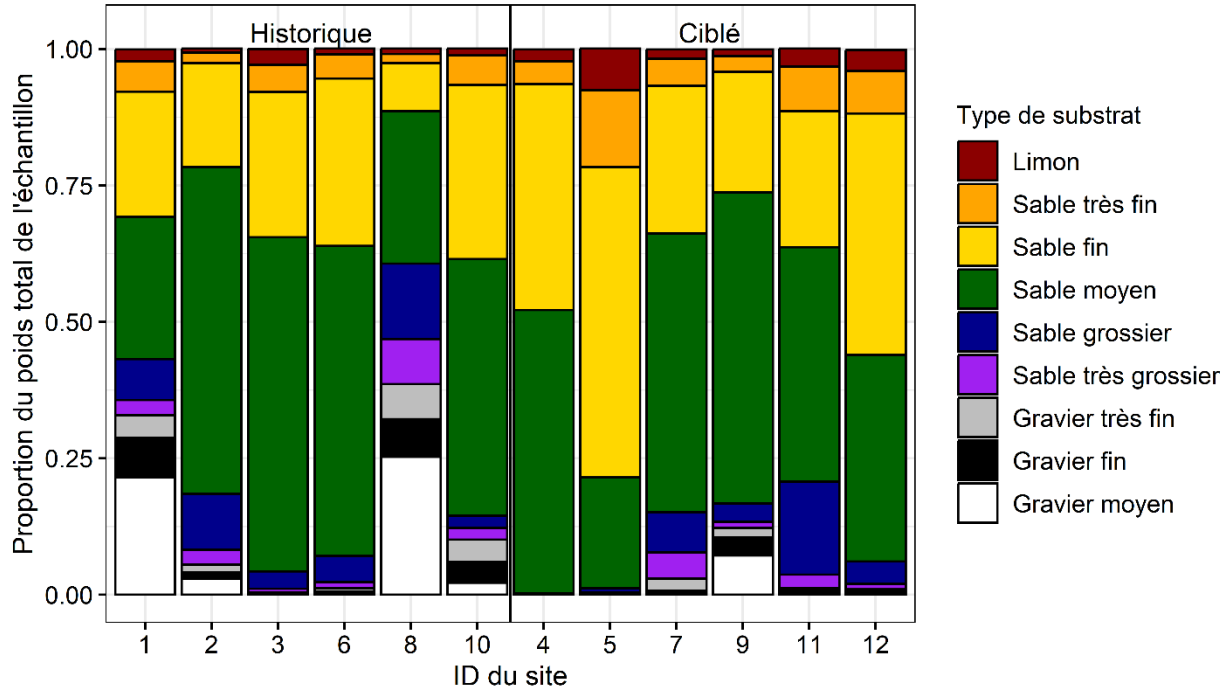


Figure 30. Composition du substrat en proportion du poids total de l'échantillon provenant des sites historiques (à gauche) et ciblés (à droite) dans le ruisseau Big Otter, en Ontario (2020). Catégories de substrats : limon (< 0,063 mm; rouge), sable très fin (0,063 à 0,125 mm; orange), sable fin (0,125 à 0,25 mm; jaune), sable moyen (0,25 à 0,50 mm; vert), sable grossier (0,5 à 1,0 mm; bleu), sable très grossier (1,0 à 2,0 mm; violet), gravier très fin (2,0 à 4,0 mm; gris), gravier fin (4,0 à 8,0 mm; noir) et gravier moyen (≥ 8 mm; blanc). Tiré de Barnucz *et al.* (2022).

Des échantillons de substrat ont été prélevés dans la rivière Grand afin de permettre des comparaisons du poids proportionnel du limon (< 0,063 mm), du sable et du gravier fin (0,063 à 8,0 mm) et du gravier moyen (≥ 8 mm) entre la rivière Grand ($n = 1$ site), les sites historiques du ruisseau Big Otter ($n = 6$ sites) et les sites ciblés du ruisseau Big Otter ($n = 6$ sites; Britney Firth, Université de Waterloo, comm. pers.). Chaque site comportait cinq répétitions. La similarité de la composition du substrat a été évaluée à l'aide de l'indice de chevauchement des niches de Horn ($\hat{R}_0$):

$$\hat{R}_0 = \frac{\sum(\hat{p}_{ij} + \hat{p}_{ik}) \ln(\hat{p}_{ij} + \hat{p}_{ik}) - \sum \hat{p}_{ij} \ln(\hat{p}_{ij}) - \sum \hat{p}_{ik} \ln(\hat{p}_{ik})}{2 \times \ln(2)} \quad \text{Équation (24)}$$

Où p_{ij} est la proportion de substrat i à l'emplacement j et p_{ik} est la proportion de substrat i à l'emplacement k (Krebs 1999). Il s'agit d'une approche recommandée pour réduire le biais dans les travaux avec des échantillons de petite taille (Smith et Zaret 1982, Krebs 1999). Le substrat était considéré comme semblable sur le plan écologique lorsque $\hat{R}_0$ dépassait 0,60 (Zaret et Rand 1971, Wallace Jr. 1981).

Les résultats de cette analyse indiquent que la composition du substrat était semblable sur le plan écologique entre les sites de la rivière Grand et les sites historiques du ruisseau Big Otter ($\hat{R}_0 = 0,86$), entre la rivière Grand et les sites ciblés du ruisseau Big Otter ($\hat{R}_0 = 0,75$), et entre les sites historiques et ciblés dans le ruisseau Big Otter ($\hat{R}_0 = 0,97$). La proportion de substrat

limoneux différait d'un emplacement à l'autre, les sites ciblés du ruisseau Big Otter comprenant plus de limon que les sites historiques. Les sites de la rivière Grand présentaient une couverture proportionnelle moindre de substrat de sable et de gravier fin (moyenne = $51,98 \pm \text{ET } 30,07$) que les sites historiques ($89,56 \pm \text{ET } 14,76$) et les sites ciblés ($95,36 \pm \text{ET } 5,42$) dans le ruisseau Big Otter (figure 31). La rivière Grand avait plus de gravier moyen ($46,96 \pm \text{ET } 13,59$) que les sites historiques ($8,92 \pm \text{ET } 2,61$) et ciblés ($1,37 \pm \text{ET } 0,97$) dans le ruisseau Big Otter, et les sites historiques avaient plus de gravier que les sites ciblés.

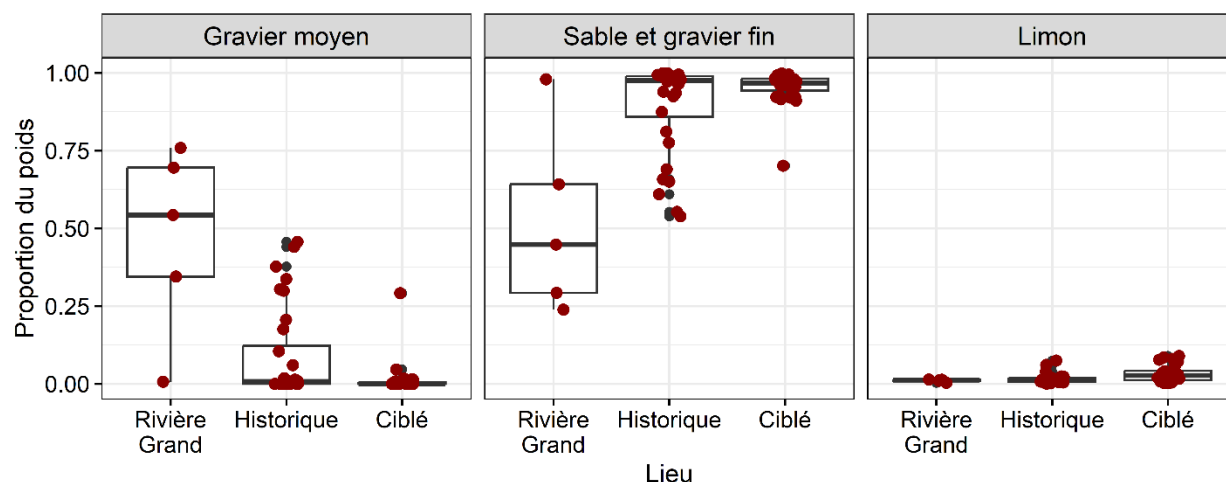


Figure 31. Proportion relative du poids total de gravier moyen, de sable et de gravier fin et de limon à un site de la rivière Grand et à douze sites du ruisseau Big Otter (six sites historiques et six sites ciblés). Les points rouges indiquent les mesures réelles et ont été décalés horizontalement à des fins visuelles.

Clarté de l'eau

Des différences significatives dans la turbidité moyenne ont été observées entre les échantillons du ruisseau Big Otter et les sites de la rivière Grand et de la rivière Thames où le dard de sable avait été capturé, lorsque l'un ou l'autre des sous-ensembles de données était pris en compte (tableau 18, tableau 21). Lorsque toutes les données étaient prises en compte, la rivière Grand présentait la turbidité moyenne la plus faible ($14,12 \pm \text{ET } 38,23$), avec 50 % des mesures inférieures à 7,56 uTN. Par ailleurs, les mesures de la clarté moyenne de l'eau étaient significativement plus faibles dans le ruisseau Big Otter que dans la rivière Grand lorsque les données de Dextrase (2013; $p < 0,001$) n'étaient pas prises en compte. Les sites où le dard de sable avait été capturé dans la rivière Thames présentaient une grande plage des estimations de la densité des noyaux et de la gamme de mesures de la turbidité lorsque toutes les données étaient prises en compte (figure 32) ou lorsque seules les données de Dextrase (2013; figure 28) étaient prises en compte. Lorsque toutes les données étaient prises en compte, il y avait un chevauchement d'environ 68,25 % et 15,03 % entre les estimations de la densité des noyaux pour la turbidité dans le ruisseau Big Otter et les sites où le dard de sable avait été capturé dans les rivières Grand et Thames, respectivement (tableau 22). De même, il y avait un chevauchement de 45,17 % entre les estimations de la densité des noyaux pour les mesures de clarté de l'eau du ruisseau Big Otter et les sites de la rivière Grand où le dard de sable a été capturé lorsque les données de Dextrase (2013) étaient prises en compte, avec un plus grand chevauchement observé dans les mesures de la rivière Thames (58,07 %; tableau 22).

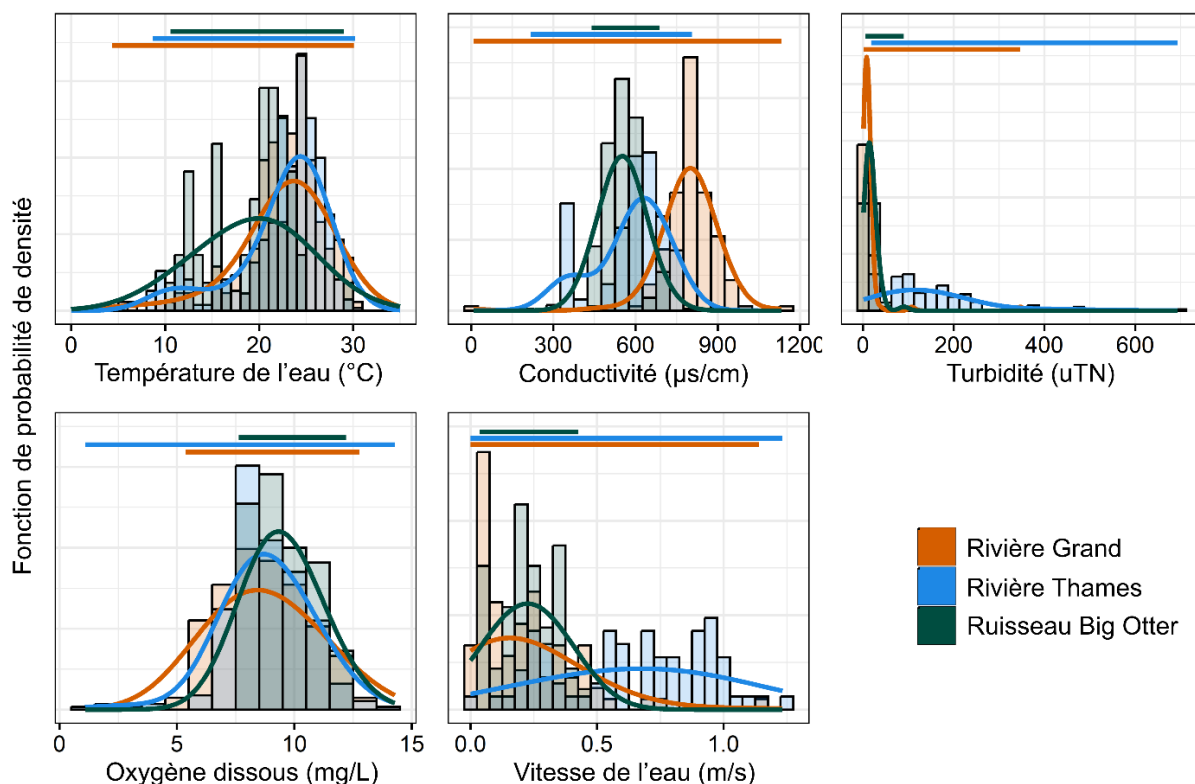


Figure 32. Histogramme et graphiques de la densité des noyaux pour les mesures de l'habitat dans le ruisseau Big Otter (vert), ainsi que dans les sites des rivières Grand (orange) et Thames (bleu) où le dard de sable a été capturé. La taille des échantillons par variable et par plan d'eau est présentée dans le tableau 20. Les graphiques comprennent toutes les données disponibles. Les lignes horizontales en haut de chaque graphique indiquent la plage des valeurs mesurées par réseau hydrographique.

Tableau 22. Pourcentage de chevauchement dans les estimations de la densité des noyaux pour les variables de l'habitat dans le ruisseau Big Otter, selon les mesures prises aux sites dans les rivières Grand et Thames où le dard de sable a déjà été détecté.

Données	Emplacement récepteur	Variable de l'habitat	Rivière Grand	Rivière Thames
Tous	Ruisseau Big Otter	Température de l'eau (°C)	67,99 %	64,54 %
Tous	Ruisseau Big Otter	Conductivité (µS/cm)	13,90 %	59,21 %
Tous	Ruisseau Big Otter	Turbidité (uTN)	68,25 %	15,03 %
Tous	Ruisseau Big Otter	Oxygène dissous (mg/L)	73,16 %	82,59 %
Tous	Ruisseau Big Otter	Vitesse de l'eau (m/s)	80,53 %	34,30 %
Dextrase	Ruisseau Big Otter	Température de l'eau (°C)	65,74 %	60,64 %
Dextrase	Ruisseau Big Otter	Conductivité (µS/cm)	0,06 %	33,56 %
Dextrase	Ruisseau Big Otter	Clarté de l'eau (cm)	45,17 %	58,07 %
Dextrase	Ruisseau Big Otter	Oxygène dissous (mg/L)	51,53 %	68,27 %
Dextrase	Ruisseau Big Otter	Vitesse de l'eau (m/s)	88,78 %	88,61 %

Autres caractéristiques de l'habitat

La variance dans les mesures de la vitesse du courant était significativement différente entre le ruisseau Big Otter et les sites des rivières Grand et Thames où des dards de sable ont été capturés lorsque toutes les données étaient prises en compte (tableau 20), mais pas lorsque les données de Dextrase (2013) étaient prises en compte indépendamment (tableau 18). La distribution des mesures de la vitesse de la rivière Thames était plus grande que pour le ruisseau Big Otter ou la rivière Grand (figure 32). Les mesures de la vitesse moyenne différaient considérablement entre les sites ayant fait l'objet d'un relevé dans le ruisseau Big Otter, la rivière Grand et la rivière Thames (tableau 18, tableau 21). Cependant, aucune différence significative dans les observations par paire n'a été constatée avec les mesures de la vitesse enregistrées dans le ruisseau Big Otter d'après l'un ou l'autre des sous-ensembles de données. Lorsque toutes les données étaient prises en compte, il y avait un chevauchement d'environ 80,53 % et 34,30 % entre les estimations de la densité des noyaux pour la vitesse dans le ruisseau Big Otter et les sites où le dard de sable avait été capturé dans les rivières Grand et Thames, respectivement (tableau 22). Une tendance similaire a été observée dans le sous-ensemble de Dextrase (2013), où les estimations de la densité des noyaux du ruisseau Big Otter chevauchaient de 88,78 % et 88,61 % les estimations de la densité des noyaux des rivières Grand et Thames, respectivement (tableau 22).

Des différences significatives dans les mesures de la température moyenne de l'eau ont été observées entre les échantillons du ruisseau Big Otter et les sites où le dard de sable avait été capturé dans les rivières Grand et Thames (tableau 18, tableau 21; figure 28, figure 32). En moyenne, et pour les deux sous-ensembles de données, les mesures de la température de l'eau du ruisseau Big Otter étaient plus basses que celles des rivières Grand ($p < 0,001$) et Thames ($p < 0,001$), sans différences significatives observées par paire entre les rivières Grand et Thames ($p = 1,000$). Compte tenu de toutes les données, la rivière Grand présentait la plus grande plage de mesures de la température de l'eau (4,37 à 30,10 °C), suivie de la rivière Thames (8,70 à 30,20 °C) et du ruisseau Big Otter (10,57 à 29,04 °C; figure 32). Il y avait un chevauchement d'environ 67,99 % et 64,54 % des estimations de la densité des noyaux pour la température de l'eau entre le ruisseau Big Otter et les rivières Grand et Thames, respectivement (tableau 22). La plage des températures mesurées était semblable dans les rivières Grand (15,5 à 27,7 °C) et Thames (15,9 à 29,1 °C) lorsque seules les données de Dextrase (2013) étaient prises en compte; une plus grande plage de mesures a été observée dans ces rivières que dans le ruisseau Big Otter (18,4 à 22,8 °C; figure 28). Il y avait un chevauchement d'environ 65,74 % et 60,64 % des estimations de la densité des noyaux pour la température de l'eau entre le ruisseau Big Otter et les rivières Grand et Thames, respectivement (tableau 22; figure 28).

En plus des estimations ponctuelles de la température de l'eau, des données de séries chronologiques quotidiennes étaient disponibles pour la rivière Grand, la rivière Thames et le ruisseau Big Otter grâce aux enregistreurs déployés entre 2019 et 2021 (figure 33). Une analyse de la variance bidirectionnelle a indiqué une interaction statistiquement significative entre les effets mensuels et la rivière ($F = 71\,290$, $p < 0,001$); le ruisseau Big Otter avait la température moyenne la plus faible sept mois de l'année par rapport aux rivières Grand et Thames (figure 34).

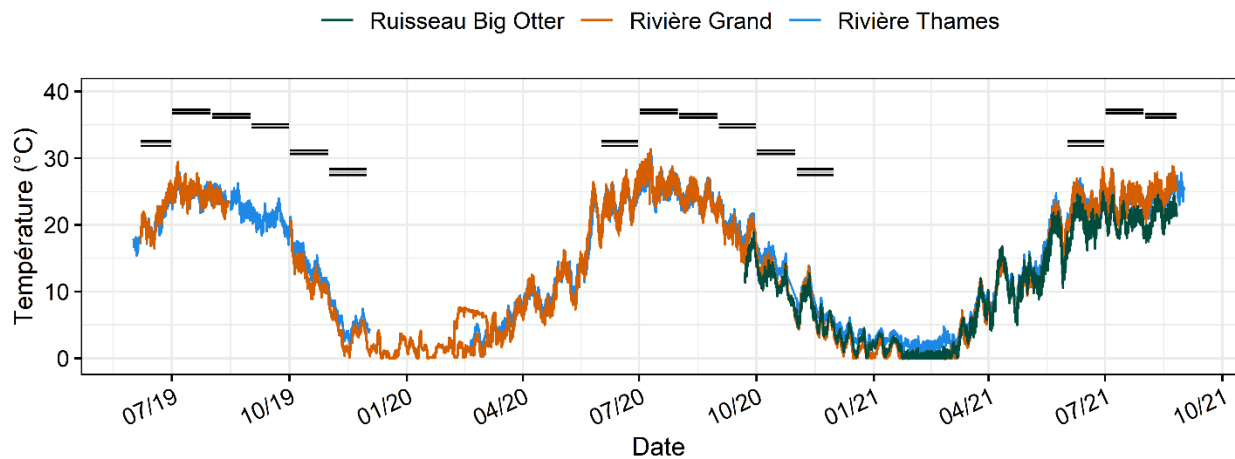


Figure 33. Mesures quotidiennes de la température moyenne de l'eau de la rivière Grand (orange; pont Cockshutt), de la rivière Thames (bleu; en amont du barrage Springbank) et du ruisseau Big Otter (verte; en aval du pont du chemin Eden et au large du chemin John Pound Route) entre juin 2019 et août 2021. Les barres horizontales représentent la CT_{max} moyenne mensuelle (juin-novembre) $\pm$ l'intervalle de confiance à 95 % pour le dard de sable de la rivière Grand (Firth et al. 2021a).

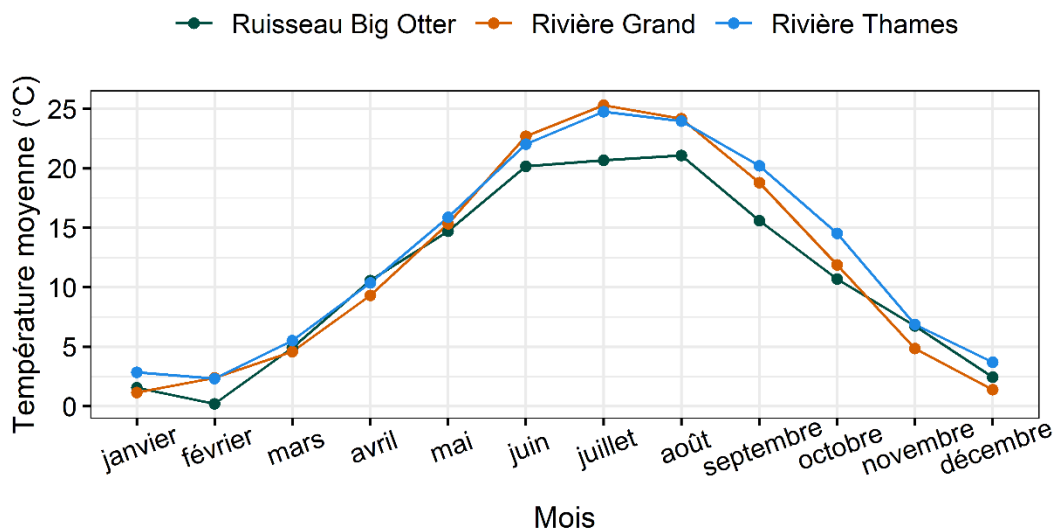


Figure 34. Mesures mensuelles de la température moyenne de l'eau de la rivière Grand (orange; pont Cockshutt), de la rivière Thames (bleu; en amont du barrage Springbank) et du ruisseau Big Otter (vert; en aval du pont du chemin Eden et au large du chemin John Pound Route) entre juin 2019 et août 2021.

Il y avait des différences significatives dans la moyenne et la variance des mesures de la conductivité entre le ruisseau Big Otter et les sites où le dard de sable avait été capturé dans les rivières Grand et Thames (tableau 17, tableau 18, tableau 20, tableau 21). En moyenne et pour les deux sous-ensembles de données, les mesures de la conductivité dans le ruisseau Big Otter étaient les plus basses et les moins variables par rapport aux sites de la rivière Grand ou de la rivière Thames (figure 28, figure 32). Dans toutes les données, la rivière Grand présentait la plus grande plage de mesures de conductivité (8,66 à 1 132,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$), suivie du ruisseau Big Otter (440,3 à 688,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et de la rivière Thames (217,00 à 806,20 $\mu\text{S}/\text{cm}$; figure 32). Il y avait un chevauchement d'environ 13,90 % dans l'estimation de la conductivité des noyaux

entre le ruisseau Big Otter et les sites dans la rivière Grand où le dard de sable avait déjà été détecté (tableau 22). Ce taux est nettement inférieur au chevauchement de 59,21 % observé entre le ruisseau Big Otter et les sites de la rivière Thames, où des dards de sable ont été capturés (tableau 22). Une tendance similaire a été observée lorsque seules les données de Dextrase (2013) étaient prises en compte; il n'y avait pas de chevauchement (0,06 %) dans l'estimation de la densité des noyaux pour la conductivité entre le ruisseau Big Otter et les sites où le dard de sable a été capturé dans la rivière Grand, et un chevauchement de 33,56 % a été observé avec la rivière Thames (tableau 22; figure 28). La rivière Thames présentait la plus grande plage de mesures de la conductivité lorsque seules les données de Dextrase (2013) étaient prises en compte (471 à 720 $\mu\text{S}/\text{cm}$); la rivière Grand (715 à 842 $\mu\text{S}/\text{cm}$) présentait également une plus grande plage de mesures que le ruisseau Big Otter (527 à 596 $\mu\text{S}/\text{cm}$; figure 28).

La moyenne et la variance des mesures de l'oxygène dissous différaient d'une rivière à l'autre (tableau 17, tableau 18, tableau 20, tableau 21), le ruisseau Big Otter ayant une teneur moyenne en oxygène dissous significativement plus élevée avec moins de variance que les mesures enregistrées dans la rivière Grand ($p = 0,006$) ou la rivière Thames ($p = 0,005$). Néanmoins, il y avait un chevauchement de 73,16 % et 82,59 % des estimations de la densité des noyaux entre le ruisseau Big Otter et les rivières Grand et Thames, respectivement (tableau 22). Il convient de noter que des différences importantes dans les mesures moyennes de l'oxygène dissous ont été observées dans les données de Dextrase (2013) (tableau 18), mais qu'elles reflétaient une mesure moyenne significativement plus faible dans la rivière Ausable que dans les autres rivières considérées. La plage des mesures et l'estimation de la densité du noyau pour les mesures de l'oxygène dissous dans le ruisseau Big Otter étaient légèrement plus étroites que celles dans les sites des rivières Grand et Thames lorsque toutes les données disponibles (figure 32) ou seules les données recueillies dans Dextrase (2013; figure 28) étaient prises en compte.

Échantillonnage ciblé de l'oxygène dissous

En plus d'évaluer la composition du substrat aux sites ciblés et historiquement occupés dans le ruisseau Big Otter, l'oxygène dissous a été mesuré pour permettre des comparaisons avec les sites occupés par le dard de sable dans la rivière Grand (Barnucz *et al.* 2022). Plus précisément, les différences d'oxygène dissous à la surface du substrat et à l'intérieur de celui-ci (profondeur = 1 cm) ont été comparées entre les réseaux hydrographiques (rivière Grand, sites historiques dans le ruisseau Big Otter, sites ciblés dans le ruisseau Big Otter). En raison des différences saisonnières entre les relevés, la différence d'oxygène dissous entre la surface et une profondeur de 1 cm dans le substrat a été calculée, plutôt que d'utiliser la comparaison directe des mesures d'oxygène dissous. L'analyse de la variance a été utilisée pour vérifier les différences d'oxygène dissous entre les sites ciblés du ruisseau Big Otter, les sites historiques du ruisseau Big Otter et la rivière Grand (Britney Firth, Université de Waterloo, comm. pers.).

La différence dans l'oxygène dissous était significativement plus grande entre les sites de collecte ($F_{2,140} = 7,99$, $p < 0,001$); les sites ciblés du ruisseau Big Otter présentaient une plus grande différence dans l'oxygène dissous moyen entre l'oxygène dissous à la surface et les sédiments (9,69 mg/L $\pm$ ET 2,76) par rapport aux sites historiques du ruisseau Big Otter (7,44 mg/L $\pm$ ET 3,59) et de la rivière Grand (7,44 mg/L $\pm$ ET 2,56). Cela donne à penser qu'il y a moins d'oxygène dissous disponible à une profondeur de 1 cm sous le substrat aux sites ciblés du ruisseau Big Otter par rapport aux deux autres emplacements, mais les sites historiques sont similaires.

Question 12 : Connectivité dans le ruisseau Big Otter pour soutenir tous les stades biologiques

Il y a deux ouvrages primaires de régulation du débit dans le bassin versant du ruisseau Big Otter. Le barrage de Norwich est situé dans les eaux d'amont d'un affluent du ruisseau Big Otter, en amont des possibles emplacements récepteurs du dard de sable. Le deuxième barrage est situé dans le cours principal à Otterville, en Ontario (Loomer 2011), et marque la limite amont des possibles emplacements récepteurs du dard de sable. De plus, de petits barrages ont été construits dans pratiquement tous les affluents du ruisseau Big Otter pour stocker l'eau à des fins d'irrigation (Loomer 2011). Dans l'ensemble, il y a moins d'obstacles dans le cours principal du ruisseau Big Otter que dans la rivière Grand. L'incidence potentielle des barrages actuels sur la connectivité d'une population réintroduite est inconnue.

Considérations des facteurs biotiques

La communauté dans l'écosystème récepteur peut influencer la probabilité d'une réintroduction réussie. La compréhension des interactions biotiques qui touchent le dard de sable et la niche que l'espèce occupe par rapport aux espèces coexistantes peut aider à déterminer si les sites récepteurs répondent aux besoins biotiques.

Question 13 : Disponibilité des ressources alimentaires dans la rivière Ausable

Des ressources alimentaires suffisantes sont nécessaires pour soutenir une population réintroduite de dards de sable dans l'emplacement récepteur. L'analyse des contenus stomacaux a permis de décrire le régime alimentaire du dard de sable comme étant généralement composé de larves de *Chironomidae*, *Ostracoda*, *Cladocera*, *Ephemeroptera* et *Oligochaeta* (Turner 1921, Smith 1979, Spreitzer 1979, Facey 1998, Finch 2009). Une évaluation quantitative utilisant une approche combinée des analyses des contenus stomacaux et des isotopes stables a été effectuée sur le dard de sable de la rivière Thames (Burbank *et al.* 2019). Les analyses ont porté sur quatre groupes : 1) *Chironomidae*, 2) *Ostracoda*, 3) *Cladocera*, et 4) Autres (y compris *Ephemeroptera* et *Oligochaeta*). Les contenus stomacaux étaient composés à environ 51 % de *Chironomidae*, 21 % d'*Ostracoda*, 4 % de *Cladocera* et 9 % d'autres espèces; environ 15 % des contenus stomacaux étaient constitués de sédiments (Burbank *et al.* 2019). Les isotopes stables indiquaient que le régime alimentaire du dard de sable était composé d'environ 33 % [14-65 % (IC à 95 %)] d'*Ephemeroptera*, 29 % d'*Oligochaeta* (0-44 %), 19 % de *Chironomidae* (9-31 %), 17 % d'*Ostracoda* (4-35 %) et 1 % de *Cladocera* (0-2 %). Il a été déterminé que la taille de la niche isotopique du dard de sable était plus étroite que celle des espèces coexistantes [dard noir (*Percina maculata*) et raseux-de-terre (*Etheostoma nigrum*)], la probabilité la plus élevée de chevauchement ayant lieu avec ces deux espèces.

Le processus pour déterminer si des ressources alimentaires suffisantes existent pour soutenir une population réintroduite nécessiterait un échantillonnage saisonnier pluriannuel dans l'écosystème récepteur. Les meilleurs renseignements proviendraient d'un programme de surveillance saisonnière comprenant l'échantillonnage des poissons et des macro-invertébrés benthiques afin de documenter l'abondance relative des captures, en plus d'utiliser les analyses des contenus stomacaux et des isotopes stables pour étudier le régime alimentaire de la communauté benthique de poissons résidents.

Pêches et Océans Canada n'a pas effectué d'échantillonnage de macro-invertébrés benthiques de protection de la nature d'Ausable Bayfield (Kari Jean, Ausable Bayfield Conservation Authority, comm. pers.). Les données de trois sites dans la zone considérée comme habitat potentiel de réintroduction étaient disponibles lorsque l'échantillonnage a eu lieu à plusieurs reprises entre 2017 et 2022, tout au long du mois d'octobre. Ont été inclus des sites près

d'Exeter, en Ontario, dans le tronçon amont de la rivière Ausable, et des sites près d'Arkona et de Springbank, en Ontario, dans le tronçon central de la rivière Ausable. Des échantillons benthiques ont été prélevés à l'aide d'une technique de marche-coup de pied de trois minutes avec un filet à cadre en D (mailles de 250 µm; ABCA 2009). En laboratoire, les échantillons ont été sous-échantillonnés à l'aide d'une boîte de Marchant, avec des cellules individuelles sélectionnées au hasard pour l'identification des invertébrés. Parmi les 3 sites étudiés, 17 ordres, 37 familles et au moins 21 genres de macro-invertébrés benthiques ont été identifiés (tableau A2). Bien qu'un seul genre de la famille des Chironomidae ait été identifié (*Cricotopus*), les chironomes représentaient 18,8 % des captures aux trois sites, la plus grande densité relative ayant été observée au site le plus en amont. Six familles d'éphéméroptères ont été détectées; elles sont caractérisées par au moins cinq genres. De plus, des oligochètes de la famille des Naididae ont été détectés à deux des trois sites, y compris le site le plus en amont, à Exeter.

Question 14 : Disponibilité des ressources alimentaires dans le ruisseau Big Otter

En octobre 2022, des macro-invertébrés benthiques ont été échantillonnés dans la rivière Ausable; toutefois, un ensemble de données benthiques a été fourni par l'Office à six sites du ruisseau Big Otter afin de mieux comprendre la diversité des proies du dard de sable dans le réseau (Nicholas Mandrak, Université de Toronto Scarborough, comm. pers.). Parmi les six sites, quatre étaient des emplacements historiquement occupés, alors que les deux autres étaient considérés comme des sites pouvant convenir au dard de sable en raison des caractéristiques du substrat (Barnucz *et al.* 2022). Une méthode d'échantillonnage par coups de pied et balayage a été utilisée pour échantillonner les macro-invertébrés benthiques selon les méthodes du Réseau de surveillance biologique du benthos de l'Ontario (Jones *et al.* 2007). Trois emplacements le long d'un seul transect traversant le cours d'eau perpendiculairement à la rive ont été échantillonnés à chaque site (rive gauche, centre, rive droite), les spécimens étant regroupés en un bocal par site. Des macro-invertébrés benthiques ont été échantillonnés à chaque site jusqu'à ce qu'environ 300 spécimens soient recueillis. Une fois ce seuil atteint, les spécimens ont été transférés à l'aide d'un pinceau dans des tamis de 500 microns, rincés à l'eau et entreposés aux fins d'identification en laboratoire.

En laboratoire, chaque bocal à échantillon a été vidé sur un plateau en plastique de 30 x 30 cm pour le tri. Les plus gros invertébrés visibles (p. ex. *Odonata*) ont d'abord été retirés, puis une solution saline a été utilisée pour trier les individus plus petits (1 à 2 mm). Après qu'environ 300 individus (par site) ont été triés, les spécimens ont été transférés dans une boîte de Marchant pour le sous-échantillonnage. Les spécimens ont été identifiés à divers niveaux taxonomiques à l'aide d'un microscope de dissection (Jones *et al.* 2007, Stanfield 2017). Tous les invertébrés ont été identifiés au niveau du genre ou de l'espèce à l'aide de ressources en ligne et papier (Clench et Fuller 1965, Johnson 1974, Alstad 1980, Voshell et Wright 2002, Anderson 2009, Thorp et Rogers 2011, Xu *et al.* 2015).

Parmi les 6 sites étudiés, 12 ordres, 20 familles et 32 genres de macro-invertébrés benthiques ont été identifiés (tableau A3). Pour la plupart des taxons (31/46 = 67,4 %), les individus n'ont été détectés qu'à un seul site. *Hesperocorixa vulgaris* a été identifié comme le taxon le plus abondant ($n = 323$ individus), tandis que *Choronomus* sp. était présent dans la plupart des sites ($n = 5$ sites). *Chematopsyche analis*, *Hydropsyche carolina* et *Choronomus* sp. étaient le deuxième, le troisième et le quatrième taxon le plus abondant, respectivement (tableau A3). Quatre et cinq genres de la famille *Chironomidae* et du groupe *Ephemeroptera*, qui avaient été précédemment identifiés comme des composantes majeures du régime alimentaire du dard de sable, ont été détectés aux six sites, respectivement (Burbank *et al.* 2019); toutefois, aucun taxon *Oligochaeta* n'a été détecté.

Questions 15 et 16 : Influence des espèces coexistantes sur la réintroduction

L'abondance relative des espèces de poissons dans les écosystèmes d'eau douce est dynamique, fluctuant dans l'espace et dans le temps selon les profils de naissances, de décès, d'immigration et d'émigration. Pendant et après la disparition d'une espèce, la composition de la communauté de poissons continue de changer dans l'abondance relative au fil du temps et de l'espace. Dans certains cas, des disparitions secondaires peuvent se produire (Brodie *et al.* 2014), ce qui modifie davantage la structure de la communauté locale de poissons. Dans les deux cas, il est peu probable que la structure de la communauté de poissons à l'emplacement récepteur corresponde à celle lorsque l'espèce était historiquement présente. Cela peut conduire à des scénarios où la communauté de poissons résidents « résiste » aux efforts de réintroduction, empêchant la croissance de la population ou les cycles vitaux durables et stables des espèces réintroduites au moyen d'interactions négatives (p. ex. la prédation; Tielke *et al.* 2020). Il est difficile de prédire si la communauté est écologiquement fermée à la réintroduction dans le plus simple des modèles du réseau trophique (Tielke *et al.* 2020) et cette prédiction n'a pas encore été prise en compte pour les assemblages des populations sauvages en eau douce.

Aucune recherche ne permet de penser que le dard de sable a une dépendance spécifique obligatoire, facultative ou parasite qui limiterait la capacité de réintroduction. Le dard de sable a récemment été identifié comme une espèce hôte de l'obovarie ronde (*Obovaria subrotunda*) au Kentucky, aux États-Unis (Shepard *et al.* 2021). L'obovarie ronde est une petite moule d'eau douce inscrite comme espèce en voie de disparition en vertu de la LEP en raison des déclinés importants survenus au cours des 30 dernières années, y compris les disparitions des rivières Grand et Thames (MPO 2013, 2022). Il n'existe aucune mention historique de l'obovarie ronde dans la rivière Ausable ou le ruisseau Big Otter.

Aucune étude n'a quantifié les interactions directes entre le dard de sable et les espèces coexistantes. Comme pour l'évaluation des besoins en matière d'habitat, la quantification des interactions biotiques nécessite généralement une manipulation ou une expérimentation. Souvent, les chercheurs étudient plutôt les associations biotiques ou les profils observés de coexistence des espèces (Pères-Neto 2004), y compris pour le dard de sable (Lamothe *et al.* 2019b, 2019c). Il a été déterminé que le dard de sable est associé positivement avec des espèces comme le ventre-pourri (*Pimephales notatus*) et le meunier à tête carrée (*Hypentelium nigricans*) et négativement avec le méné émeraude (*Notropis atherinoides*) et le crapet de roche (*Ambloplites rupestris*; Lamothe *et al.* 2019b). Les mécanismes qui sous-tendent ces relations ne sont pas clairs, mais ils sont probablement liés aux préférences en matière d'habitat plutôt qu'à des interactions directes. De même, les recherches antérieures ont démontré le rôle élevé des relations espèces-habitats dans les profils de coexistence des espèces chez les poissons dans les ruisseaux, les interactions biotiques ayant une moindre incidence (Pères-Neto 2004).

Des listes d'espèces ont été générées pour comparer les communautés de poissons entre les potentiels emplacements sources et récepteurs (tableau A4). Il convient de noter que les données utilisées pour produire ces listes diffèrent considérablement en fonction de la fréquence d'échantillonnage, du type d'engin utilisé et de l'étendue spatiale de l'échantillonnage; par conséquent, il faut faire preuve de prudence en ce qui concerne l'interprétation des différences dans la communauté. La rivière Thames (dans la zone renfermant l'habitat essentiel du dard de sable) abrite le plus grand nombre d'espèces répertoriées par rapport aux trois autres réseaux cibles ($n = 74$ espèces détectées). Au moins 61 espèces étaient présentes dans la rivière Grand au cours de la période d'échantillonnage, au moins 33 occupaient le ruisseau Big Otter et au moins 66 ont été relevées dans le tronçon central et le tronçon supérieur de la rivière Ausable (tableau A4). Cinq espèces détectées dans

la rivière Thames n'avaient pas été enregistrées dans les autres réseaux hydrographiques envisagés, et aucune espèce unique n'a été capturée dans la rivière Grand. Il y a eu sept détections d'espèces uniques dans la rivière Ausable et une dans le ruisseau Big Otter (tableau A4); 77,3 % des espèces capturées dans la rivière Ausable ont aussi été capturées dans la rivière Grand, et 86,4 % dans la rivière Thames. En comparaison, 88,9 % des espèces capturées dans le ruisseau Big Otter ont aussi été capturées dans la rivière Grand, et 94,4 % dans la rivière Thames.

Il est supposé que le dard de sable est vulnérable à la prédation par les piscivores et qu'il entre en compétition avec d'autres espèces benthiques pour les ressources. Les prédateurs et les compétiteurs potentiels du dard de sable ont déjà été identifiés en fonction des habitudes alimentaires et des préférences en matière d'habitat (Dextrase 2013). Les piscivores qui occupaient des zones peu profondes (< 1 m) des mares sablonneuses et des rapides ont été considérés comme des prédateurs, alors que les insectivores et invertivores qui préféraient le même habitat ont été caractérisés comme des compétiteurs potentiels (Dextrase 2013). Les espèces non mentionnées dans Dextrase (2013) ont été caractérisées d'après des publications régionales (Portt *et al.* 1999, Coker *et al.* 2001, Holm *et al.* 2021). En tout, 21 prédateurs et 56 compétiteurs du dard de sable ont été identifiés dans les plans d'eau sources et récepteurs potentiels (tableau A4). La rivière Ausable et la rivière Thames abritent toutes les deux au moins 17 prédateurs présumés du dard de sable; la rivière Grand en compte 12 et le ruisseau Big Otter, au moins sept. La rivière Thames, la rivière Ausable, la rivière Grand et le ruisseau Big Otter soutiennent respectivement au moins 44, 42, 36 et 24 compétiteurs présumés (tableau A4).

L'invasion du gobie à taches noires dans la région des Grands Lacs s'est produite des décennies après les dernières observations de dards de sable dans la rivière Ausable ou le ruisseau Big Otter. À l'heure actuelle, le gobie à taches noires a été observé aussi loin en amont que Tillsonburg, en Ontario, dans le ruisseau Big Otter (Barnucz *et al.* 2020) et en amont jusqu'à Sylvan, en Ontario, dans la rivière Ausable (Figure). Les effets du gobie à taches noires sur le dard de sable sont abordés dans la section « Considérations relatives aux menaces ».

Considérations relatives aux menaces

La planification de la réintroduction doit tenir compte des effets potentiels des menaces sur les populations sources et les écosystèmes récepteurs (Robinson *et al.* 2020). La principale raison pour laquelle une population ne se rétablit pas avec la réintroduction est l'incapacité à lutter contre les menaces qui ont causé la disparition de la population (Armstrong et Seddon 2008, Cochran-Biederman *et al.* 2014, Bubac *et al.* 2019). Deux menaces ont le plus souvent une incidence sur la survie, la croissance et/ou la reproduction du dard de sable dans le sud-ouest de l'Ontario : les activités agricoles et les espèces envahissantes (MPO 2012; figure 35). Les effets prévus de l'agriculture et des espèces envahissantes sur la probabilité de rétablissement d'une population dans les emplacements récepteurs potentiels, par rapport aux effets des menaces sur les populations sources potentielles, sont décrits ci-dessous.

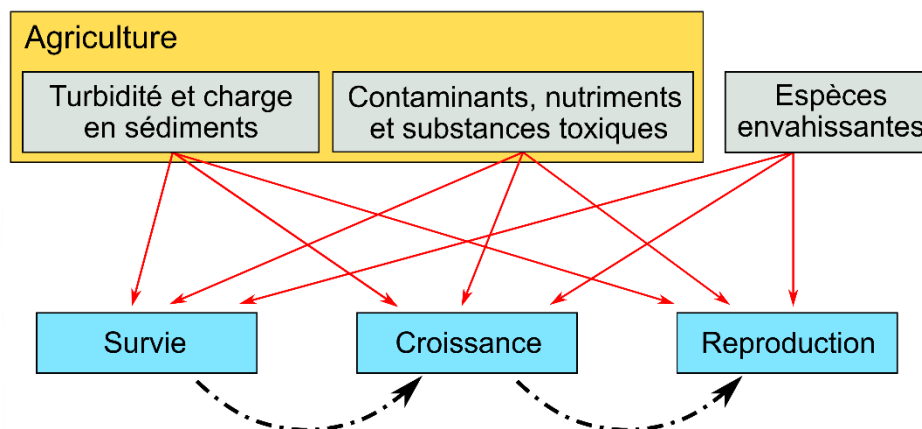


Figure 35. Diagramme conceptuel représentant les effets négatifs des menaces les plus pertinentes (en gris) sur la croissance, la survie et la reproduction du dard de sable dans le sud-ouest de l'Ontario. Les flèches rouges indiquent les effets prévus de la menace sur le processus particulier du cycle biologique. Les flèches noires indiquent la relation entre la survie, la croissance et la reproduction, de sorte que les répercussions sur la survie peuvent entraîner des changements dans la reproduction.

Question 17 : Activités agricoles dans le bassin versant de la rivière Ausable

L'augmentation de la turbidité et de la charge en sédiments ainsi que l'introduction de contaminants, de nutriments et de substrats toxiques sont des conséquences courantes des pratiques agricoles sur les écosystèmes d'eau douce (figure 35). De plus, la turbidité et la charge en sédiments ont été reconnues comme la principale cause de perte d'habitat du dard de sable et comme une cause probable de la disparition de l'espèce (Holm et Mandrak 1996, COSEPAC 2009, MPO 2012). Les effets négatifs de la turbidité et de la charge sédimentaire comprennent l'étouffement des œufs, la réduction du nombre et de la qualité des frayères appropriées entraînant une diminution de la survie des œufs, une diminution ou une réduction du taux de croissance des juvéniles, une réduction de l'oxygène dans le substrat et/ou ayant une incidence négative sur l'abondance des proies (Berkman et Rabeni 1987, Holm et Mandrak 1996, Drake *et al.* 2008, Finch 2009, Kemp *et al.* 2011, MPO 2012).

Les rivières qui soutiennent les populations de dards de sable dans le sud-ouest de l'Ontario sont toutes situées dans des bassins versants où la principale forme d'utilisation des terres est l'agriculture. Dans le bassin versant de la rivière Grand, environ 61 % des terres sont utilisées pour la production agricole, dont environ 14 % sont des zones urbaines et bâties (y compris les routes) et 15 %, un couvert forestier (GRCA 2020). Il y avait 5 641 fermes en 2016, la production agricole étant la principale forme d'agriculture dans le bassin versant de la rivière Grand (> 80 %; GRCA 2020). Des recherches antérieures ont révélé que les apports en nutriments du bassin versant de la rivière Grand représentent environ 5 % de la charge annuelle totale en phosphore dans le lac Érié (40 % de la charge annuelle totale dans le bassin est), l'épandage du fumier étant la plus grande source d'exportation de phosphore (IJC 2014, Scavia *et al.* 2014, Shaker 2014, Hanief et Laursen 2019). De même, le bassin versant de la rivière Thames est composé d'environ 80,0 % de terres agricoles, dont 7,8 % sont des zones urbaines et bâties (y compris les routes) et 5,1 % sont des forêts (Nürnberg et LaZerte 2015). Ce bassin versant continue d'avoir des scores médiocres sur les fiches de rendement des bassins versants, n'atteignant généralement pas les objectifs provinciaux en matière de qualité de l'eau pour le phosphore ou la bactérie *Escherichia coli* (LTVCA 2018).

Comme les bassins versants des rivières Grand et Thames, le bassin versant de la rivière Ausable est dominé par l'agriculture (plus de 70 % de couverture terrestre; ABCA 2015). Selon

la fiche de rendement des bassins versants de 2018, la qualité des eaux de surface du bassin versant de la rivière Ausable est passable d'après les mesures du phosphore total, des concentrations d'*E. coli* et les relevés sur les invertébrés benthiques (Coleman *et al.* 2018). Des mesures de la qualité de l'eau (alcalinité, conductivité, pH, sodium et turbidité) ont été enregistrées à plusieurs endroits dans le bassin versant de la rivière Ausable sur une base mensuelle pendant plus de deux décennies, y compris à trois sites dans la zone envisagée pour les efforts de réintroduction (Sylvan, Springbank, Exeter; figure 36). En général, les paramètres de la qualité de l'eau sont demeurés constants au fil du temps, avec une légère baisse du pH et une augmentation de la conductivité observées dans tous les sites. Les mesures de la turbidité étaient plus élevées dans les zones en aval d'Exeter, les mesures du sodium et de la conductivité étant les plus élevées au site d'Exeter (figure 36).

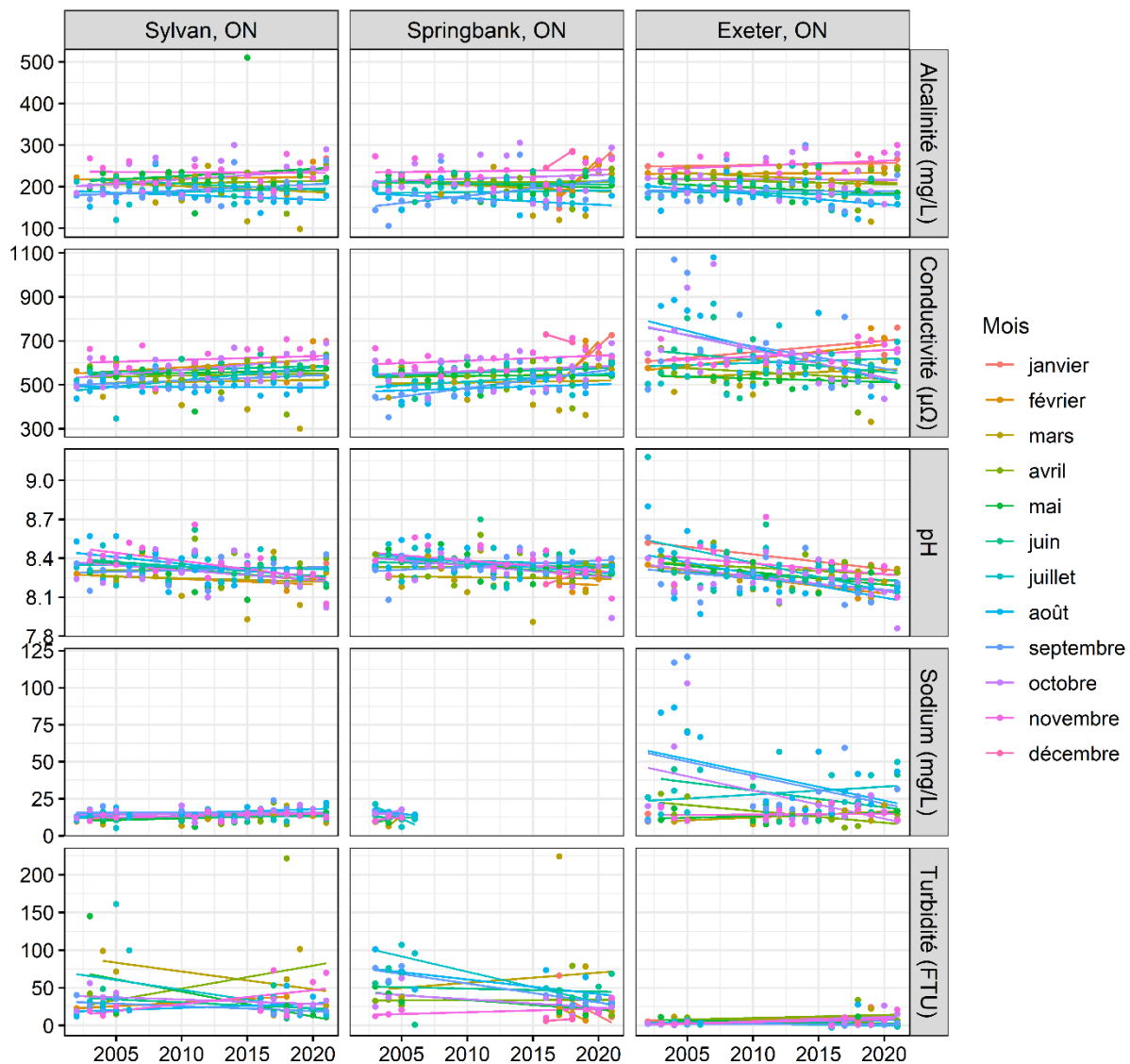


Figure 36. Mesures de l'alcalinité (mg/L), de la conductivité (μΩ), du pH, du sodium (mg/L) et de la turbidité (unité formazine; F.T.U.) (axe des ordonnées) par mois (couleur) au fil des ans (axe des abscisses) aux sites de Sylvan, de Springbank et d'Exeter, en Ontario.

Question 18 : Gobie à taches noires dans le bassin versant de la rivière Ausable

Le gobie à taches noires est considéré comme une menace pour la persistance du dard de sable en Ontario (MPO 2012, 2018). Pour déterminer si le gobie à taches noires empêcherait l'établissement d'une population de dards de sable dans la rivière Ausable, il faut comprendre l'abondance et la répartition du gobie à taches noires dans le réseau et les effets relatifs du gobie à taches noires sur la valeur adaptative ou la physiologie. Il faut aussi réaliser des expériences pour comprendre la probabilité d'établissement par rapport à la densité du gobie à taches noires et à d'autres variables importantes (p. ex. les conditions de l'habitat). En l'absence de données expérimentales, les connaissances sur la répartition du gobie à taches noires dans les zones occupées par le dard de sable et les renseignements tirés de la documentation sur les effets du gobie à taches noires sur les processus du cycle de vie des poissons benthiques peuvent éclairer les prévisions sur les effets potentiels sur l'établissement du dard de sable.

En 2017, le gobie à taches noires a été détecté dans la rivière Ausable en amont jusqu'au chemin Elginfield à Sylvan, mais pas aux sites échantillonnés plus en amont à Arkona (figure 13). Cependant, il n'y a pas eu d'échantillonnage en aval d'Ailsa Craig depuis 2017. Un échantillonnage supplémentaire est nécessaire pour déterminer la limite amont de la répartition actuelle du gobie à taches noires dans la rivière Ausable.

Le gobie à taches noires et le dard de sable cohabitent dans les rivières Grand et Thames depuis plus d'une décennie. Les enregistrements du gobie à taches noires dans la rivière Grand s'étendent depuis la limite aval de l'habitat essentiel du dard de sable jusqu'au site d'enfouissement de Brantford, en amont (figure 4). Dans ce tronçon, 37 enregistrements indiquent que le dard de sable a été capturé au même site que le gobie à taches noires (2009, 2010, 2013, 2016). Dans la rivière Thames, les mentions du gobie à taches noires s'étendent de la limite aval de l'habitat essentiel du dard de sable jusqu'à l'aire de conservation Dutton-Dunwich. De même, 22 enregistrements pour la rivière Thames indiquent que le dard de sable a été capturé avec le gobie à taches noires (2006, 2015, 2016, 2022). Tous les individus coexistants observés dans les rivières Grand et Thames ont été capturés en eau plus profonde à l'aide d'un chalut, ce qui pourrait indiquer que les zones préférées par le dard de sable oriental et propices à l'échantillonnage à la senne (p. ex. profondeur du cours d'eau > 1,2 m) dans les rivières Grand et Thames sont moins préférées par le gobie à taches.

Le gobie à taches noires peut avoir des effets négatifs sur la survie, la croissance et/ou la reproduction du dard de sable (figure 35); toutefois, ces effets n'ont pas été entièrement étudiés pour l'espèce. La compétition et la prédation des œufs sont les principaux mécanismes entraînant des conséquences négatives sur les espèces de poissons benthiques (Bergstrom et Mensinger 2009, Kornis *et al.* 2012, Morissette *et al.* 2018). De telles interactions négatives pourraient être observées en raison du chevauchement des régimes alimentaires et des changements dans les stratégies d'alimentation (Firth *et al.* 2021b). Le fait de forcer le dard de sable à vivre dans des habitats sous-optimaux (p. ex. van Snik Gray *et al.* 2005, Leino et Mensinger 2017) pourrait aussi entraîner des effets négatifs, ce qui réduirait la probabilité de survie, de croissance et/ou reproduction (Figure). L'échantillonnage dans la rivière Ausable et le ruisseau Big Otter n'indique pas d'interactions négatives importantes entre le gobie à taches noires et les espèces de percidés coexistants (McAllister *et al.* 2022), bien qu'il existe des preuves de changements dans la niche isotopique des espèces benthiques (y compris le dard noir, une espèce du genre *Percidae*) lorsque le gobie à taches noires est présent (McAllister 2022).

Dans les régions envahies, un chevauchement des régimes alimentaires a été démontré entre le gobie à taches noires et d'autres espèces de poissons benthiques (Rakauskas *et al.* 2013,

Ustups *et al.* 2016, Uzunova et Dashinov 2022), y compris le dard de sable (Firth *et al.* 2021b). Une analyse du contenu intestinal a été effectuée sur 9 espèces benthiques (5 à 78 individus par espèce) de la rivière Sydenham, en Ontario, capturées avant et après l'invasion du gobie à taches noires (Poos *et al.* 2008, Firth *et al.* 2021b). Avant l'invasion, il y avait un chevauchement alimentaire important ($\hat{C}$ de Morista) entre le dard de sable et le chat-fou tacheté (*Noturus miurus*), ainsi qu'entre le dard de sable et le raseux-de-terre (Firth *et al.* 2021b). Après l'invasion, le régime alimentaire du dard de sable chevauchait celui du chat-fou tacheté et du raseux-de-terre, ainsi que celui du dard vert (*Etheostoma blennioides*) et du gobie à taches noires (Firth *et al.* 2021b). Une tendance générale de convergence des niches a été observée entre les espèces après l'invasion du gobie à taches noires, dans laquelle une plus grande fréquence de chevauchements par paires dans le régime alimentaire a été observée parmi la communauté de poissons, en plus d'un passage vers un régime spécifique (*Chironomidae*; Firth *et al.* 2021b).

La prédation des œufs par le gobie à taches noires a des effets négatifs directs sur le recrutement des poissons et a été observée pour plusieurs espèces (Leblanc *et al.* 2020, Lutz *et al.* 2020). Par exemple, la prédation des œufs de hotu (*Chondrostoma nasus*) par le gobie à taches noires en Suisse a été déterminée à l'aide de techniques moléculaires (Lutz *et al.* 2020). Cependant, il n'y a eu aucune observation directe de la prédation des œufs du dard de sable.

Le déclin de l'abondance du dard de sable a été au moins partiellement attribué à l'invasion du gobie à taches noires (Stauffer Jr. *et al.* 2016), y compris dans la rivière Grand, en Ontario (Raab *et al.* 2018). L'échantillonnage effectué dans la rivière Sydenham, un affluent abritant une population de dards de sable en état médiocre (tableau 1), appuie cette conclusion (Craig Paterson, Office de protection de la nature de la région de St. Clair, comm. pers.). La rivière Sydenham a connu une expansion rapide du gobie à taches noires au cours de la dernière décennie. Les données sur la communauté de poissons ont été recueillies dans 10 sites en 2016, 2020, 2021 et 2022 à l'aide d'un appareil portatif de pêche à l'électricité et d'une senne. Cinquante-six dards de sable ont été capturés en 2016, un individu a été capturé en 2020, et aucun n'a été capturé en 2021 et 2022. En comparaison, 358 gobies à taches noires ont été capturés en 2016, 196 en 2020, 161 en 2021 et 236 en 2022. Il convient de noter qu'il faut faire preuve de prudence dans l'interprétation de ces données, car elles consistent en quatre instantanés dans le temps sur une échelle spatiale relativement petite et peuvent ne pas être entièrement représentatives de l'état réel de la communauté de poissons. Néanmoins, le dard de sable était plus abondant dans ces sites avant 2016 d'après les observations historiques (Poos *et al.* 2008), ce qui laisse supposer une tendance à la baisse.

Questions 19 et 22 : Maladie dans la rivière Ausable et le ruisseau Big Otter

Les maladies pourraient empêcher l'établissement d'individus à l'emplacement récepteur, que la maladie y soit déjà présente ou qu'elle se soit propagée pendant le transfert des individus d'un site à l'autre (Viggers *et al.* 1993, Sainsbury *et al.* 2012). Dans l'ensemble, les connaissances sont limitées concernant les effets des agents pathogènes et des parasites sur le dard de sable et sur la plupart des poissons avec lesquels il cohabite. Selon le Code national sur l'introduction et le transfert d'organismes aquatiques, Pêches et Océans Canada et la province de l'Ontario sont responsables de la gestion des risques de maladie liés au déplacement intentionnel d'espèces aquatiques qui ne relèvent pas du champ d'application du Système de laboratoire national pour la santé des animaux aquatiques (Gouvernement du Canada 2017). Une évaluation du risque de transmission de maladies n'a pas encore été effectuée pour la réintroduction du dard de sable.

Question 20 : Activités agricoles dans le sous-bassin versant du ruisseau Big Otter

Comme les bassins versants de la rivière Grand, du cours inférieur de la rivière Thames et de la rivière Ausable, le sous-bassin versant du ruisseau Big Otter est dominé par l'agriculture (dans le bassin versant de la région de Long Point). En raison des pratiques historiques entourant la culture du tabac, les écosystèmes d'eau douce ont été gravement touchés par les charges sédimentaires, la turbidité excessive et les changements dans la chimie de l'eau (MPO 2012). Selon les fiches de rendement des bassins versants (Coleman *et al.* 2018, LPRCA 2018), des concentrations similaires d'*E. coli* (101 à 300 unités formant des colonies par 100 mL d'eau) et de niveaux de phosphore total (plage de phosphore total : 0,031 à 0,060 mg/L) ont une incidence sur la qualité des eaux de surface dans le sous-bassin versant du ruisseau Big Otter et le bassin versant de la rivière Ausable. Cependant, le couvert forestier total est plus élevé dans le bassin versant du ruisseau Big Otter, avec un couvert forestier total d'environ 15,1 à 25,0 % et un pourcentage de la zone riveraine boisée de 27,6 à 42,5 % (LPRCA 2018). Des tendances saisonnières similaires à la chimie de l'eau dans la rivière Ausable (figure 36) ont été observées dans le ruisseau Big Otter (2007–2008), selon lesquelles la turbidité, les solides en suspension, le phosphore total, le phosphore résiduel et les concentrations de phosphates étaient plus élevés et plus variables pendant l'hiver par rapport au printemps, à l'été et à l'automne, de qui correspond au régime d'écoulement dans le réseau (Loomer 2011).

Question 21 : Gobie à taches noires dans le sous-bassin versant du ruisseau Big Otter

Les résultats de l'échantillonnage ciblé du dard de sable à 52 sites du ruisseau Big Otter en 2018 indiquent que le gobie à taches noires est l'une des espèces les plus abondantes et les plus fréquemment observées dans la rivière. Seuls le méné à nageoires rouges (*Luxilus cornutus*) et le raseux-de-terre ont été capturés en plus grande abondance que le gobie à taches noires, les espèces les plus répandues étant le méné à nageoires rouges (détecté dans 84,62 % des sites), le mulot à cornes (*Semotilus atromaculatus*; 75 %), le raseux-de-terre (67,31 %), le gobie à taches noires (63,46 %) et le meunier noir (*Catostomus commersonii*; 59,62 %; Barnucz *et al.* 2020). Des gobies à taches noires ont été capturés dans le cours principal du ruisseau Big Otter, en amont jusqu'à Tillsonburg (Barnucz *et al.* 2020, McAllister *et al.* 2022); l'aire de répartition du gobie à taches noires dans le ruisseau Big Otter chevauche ainsi tous les enregistrements historiques de dards de sable dans le réseau (Barnucz *et al.* 2020). En 2018, le gobie à taches noires n'avait pas atteint Rock Mills, en Ontario (Barnucz *et al.* 2020).

3) RENSEIGNEMENTS À L'APPUI DE L'ESTIMATION DE LA PROBABILITÉ DE CONSÉQUENCES IMPRÉVUES DES EFFORTS DE RÉINTRODUCTION DU DARD DE SABLE

La prochaine étape du cadre décisionnel consiste à déterminer et à évaluer la probabilité de conséquences négatives imprévues de la réintroduction sur les populations et les écosystèmes sources et récepteurs. Dans le contexte de la réintroduction du dard de sable, cela comprend les risques et les conséquences liés à la population, à la communauté et à l'écosystème aux emplacements sources et récepteurs. Comme pour l'étape 2, l'objectif de l'étape 3 est d'évaluer la probabilité que le prélèvement et/ou l'établissement d'individus aient des conséquences imprévues aux emplacements sources et récepteurs (tableau 23). Les huit questions présentées ci-dessous portent sur la probabilité de conséquences imprévues découlant des efforts de réintroduction; les réponses sont fournies en fonction des meilleurs renseignements disponibles. Comme dans la section précédente, ces questions ont été rédigées de façon à être utilisées dans le cadre d'une méthode Delphi modifiée, selon laquelle les experts donnent des

réponses et une mesure de l'incertitude en fonction de leur interprétation et de leur évaluation de la question.

Tableau 23. Considérations relatives aux risques écologiques pour le taxon cible et les autres composantes de l'écosystème dans les habitats sources et les habitats récepteurs des réintroductions proposées.

N°	Question
23a	Quelle est la probabilité d'une augmentation du taux de dépression consanguine dans la population source pendant le prélèvement, ou dans les trois générations suivantes, de 250 individus d'âge 1+ pendant une période maximale de 10 ans?
23b	Quelle est la probabilité d'une augmentation du taux de dépression consanguine dans la population source pendant le prélèvement, ou dans les trois générations suivantes, de 500 individus d'âge 1+ pendant une période maximale de 10 ans?
23c	Quelle est la probabilité d'une augmentation du taux de dépression consanguine dans la population source pendant le prélèvement, ou dans les trois générations suivantes, de 1 000 individus d'âge 1+ pendant une période maximale de 10 ans?
24a	Quelle est la probabilité de dépression consanguine dans la population réintroduite pendant l'ajout, ou dans les trois générations suivantes, de 250 individus d'âge 1+ pendant une période maximale de 10 ans?
24b	Quelle est la probabilité de dépression consanguine dans la population réintroduite, ou dans les trois générations suivantes, de 500 individus d'âge 1+ pendant une période maximale de 10 ans?
24c	Quelle est la probabilité de dépression consanguine dans la population réintroduite pendant l'ajout, ou dans les trois générations suivantes, de 1 000 individus d'âge 1+ pendant une période maximale de 10 ans?
25a	Quelle est la probabilité qu'un effet fondateur se produise dans l'emplacement récepteur dans le cas d'une réintroduction de 250 individus d'âge 1+ pendant une période maximale de 10 ans?
25b	Quelle est la probabilité qu'un effet fondateur se produise dans l'emplacement récepteur dans le cas d'une réintroduction de 500 individus d'âge 1+ pendant une période maximale de 10 ans?
25c	Quelle est la probabilité qu'un effet fondateur se produise dans l'emplacement récepteur dans le cas d'une réintroduction de 1 000 individus d'âge 1+ pendant une période maximale de 10 ans?
26	Quelle est la probabilité d'une dépression par croisement éloigné dans l'emplacement récepteur si on utilise les populations des rivières Grand et Thames comme sources d'une réintroduction?
27	Quelle est la probabilité d'une hybridation interspécifique dans l'emplacement récepteur?
28a	Quelle est la probabilité que la réintroduction introduise de nouveaux agents pathogènes ou parasites à l'emplacement récepteur?
28b	Quelle est la probabilité que de nouveaux agents pathogènes ou parasites introduits causent des dommages importants à la communauté d'eau douce réceptrice?
29	Quelle est la probabilité que le prélèvement de 1 000 individus par an pendant 10 ans provoque des changements transformateurs dans l'emplacement source à l'intérieur et à l'extérieur des zones de prélèvement?
30	Quelle est la probabilité que la réintroduction de 1 000 individus par an pendant 10 ans provoque des changements transformateurs dans l'emplacement récepteur à l'intérieur et à l'extérieur des zones d'introduction?

QUESTION 23 : DEPRESSION CONSANGUINE DANS LA POPULATION SOURCE

Le prélèvement d'un nombre important d'individus d'une population peut entraîner des taux élevés d'accouplement entre des individus étroitement apparentés, ce qui menacerait la dépression consanguine et pourrait réduire le potentiel d'adaptation à long terme. La dépression de consanguinité décrit la réduction de la valeur adaptative de la progéniture résultant de l'accouplement d'individus étroitement apparentés par rapport à celle d'individus accouplés au hasard (Hedrick et Kalinowski 2000). Des coefficients de consanguinité ont été calculés pour les populations des rivières Thames et Grand; deux sites dans le tronçon supérieur de la rivière Thames montraient une consanguinité statistiquement significative, mais avec des coefficients relativement faibles ($F_{IS} < 0,1$; Ginson *et al.* 2015). Cependant, cette étude n'a pas testé le lien de parenté entre les individus et, par conséquent, ces résultats pourraient être influencés par le plan d'échantillonnage.

QUESTION 24 : DEPRESSION CONSANGUINE DANS LA POPULATION RECEPTRICE

L'introduction d'un nombre insuffisant d'individus dans un emplacement récepteur pourrait entraîner une dépression consanguine au sein de la population réintroduite, ce qui pourrait réduire le potentiel d'adaptation à long terme. Le fait de s'assurer que les individus déplacés sont échantillonnés dans l'ensemble de l'aire de répartition dans la rivière de la population source peut réduire le potentiel de dépression consanguine dans l'emplacement récepteur. De plus, la probabilité de dépression consanguine diminue lorsque davantage d'individus sont réintroduits. En supposant la réintroduction de centaines d'individus sur plusieurs années avec des individus échantillonnés dans l'aire de répartition de l'espèce à l'intérieur de la rivière, une dépression consanguine dans l'emplacement récepteur est probablement peu préoccupante pour la réintroduction d'une population de dard de sable.

QUESTION 25 : EFFET FONDATEUR DANS L'EMPLACEMENT RECEPTEUR

L'effet fondateur décrit la perte de variation génétique qui résulte de l'établissement d'une population comptant un petit nombre d'individus non représentatifs du patrimoine de l'espèce (Jamieson 2011). Cet effet est couramment observé chez les espèces envahissantes (Chen *et al.* 2012) et dans les programmes de reproduction en captivité (Saavedra et Guerra 1996) et peut être préoccupant dans le cadre des efforts de réintroduction lorsque le nombre d'individus introduits est faible (p. ex. 30 individus; Jamieson 2011). Par exemple, 457 dards *Etheostoma fonticola* ont été réintroduits au début des années 1970 dans la rivière Comal, au Texas, aux États-Unis, à partir d'individus recueillis dans la rivière San Marcos, au Texas. De récentes études génétiques laissent supposer que l'espèce a subi un effet fondateur après cette réintroduction; environ 49 individus contribuent réellement en tant qu'individus fondateurs (Olsen *et al.* 2016). Néanmoins, la population a atteint plus de 150 000 poissons, ce qui laisse croire à un résultat de conservation réussi (Olsen *et al.* 2016).

De multiples petites introductions d'individus non apparentés, sélectionnés au hasard (ou par sélection aléatoire stratifiée) et présentant une diversité génétique suffisante entre l'emplacement source et l'emplacement récepteur peuvent réduire la probabilité d'effets fondateurs (Le Gouar *et al.* 2008, Alcaide *et al.* 2010). Pour ce faire, il faut trouver des individus dans l'ensemble de l'aire de répartition de la rivière. Tout en réduisant la probabilité d'effet fondateur, le recours à des individus provenant de toute l'aire de répartition dans la rivière réduit les effets des dommages à l'échelle du site.

QUESTION 26 : DEPRESSION PAR CROISEMENT ELOIGNE RESULTANT DU MELANGE DES POPULATIONS DE LA RIVIERE GRAND ET DE LA RIVIERE THAMES

La dépression par croisement éloigné est définie comme une réduction de la valeur adaptative causée par le croisement de populations génétiquement distinctes. Différents mécanismes peuvent mener à une dépression par croisement éloigné, notamment les différences chromosomiques entre les populations, la différenciation adaptative entre les emplacements, la dérive génétique et les goulots d'étranglement des populations (Frankham *et al.* 2011). Dans le scénario où une population réceptrice s'est établie, la dépression par croisement éloigné pourrait se manifester comme une réduction de la fertilité ou des substituts liés à la valeur adaptative des individus par rapport à la population source. La réduction de la valeur adaptative de la population réintroduite la rendrait plus vulnérable à l'effondrement face à des perturbations naturelles et anthropiques. La probabilité d'une dépression par croisement éloigné est plus élevée lorsque deux populations ont des différences chromosomiques fixes, n'ont pas échangé de gènes au cours des 500 dernières années ou occupent des habitats différents (Frankham *et al.* 2011).

Des dépressions par croisement éloigné ont été observées dans les communautés de poissons d'eau douce à la suite de déplacements d'individus par les humains. Par exemple, la réintroduction du chabot visqueux (*Cottus cognatus*) a été effectuée dans les affluents du cours supérieur du fleuve Mississippi (Minnesota, É.-U.) à l'aide de 2 ou 3 populations sources locales provenant de sous-bassins versants distincts séparés par 40 kilomètres. L'analyse moléculaire indiquait que les hybrides de deuxième génération avaient une longueur, un poids et un taux de croissance réduits (substituts liés à la valeur adaptative) par rapport à la descendance d'individus purs (Huff *et al.* 2011). Dans des essais expérimentaux chez l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*) de l'Illinois et du Wisconsin, une dépression par croisement éloigné a été observée dans le cadre d'essais de reproduction concurrentiels, les individus hybrides ayant une plus grande vulnérabilité au ranavirus de l'achigan à grande bouche (Goldberg *et al.* 2005). Cependant, d'autres études ont démontré des résultats contraires, où l'utilisation de populations sources multiples entraîne un avantage pour la descendance hybride (hétérosis). Par exemple, deux populations sources ont été utilisées pour réintroduire la perche de Macquarie (*Macquaria australasica*) dans la rivière Ovens, dans l'est de l'Australie. Le taux de survie de la descendance hybride (Yara x Dartmouth) était plus élevé que celui des individus purs de la lignée Dartmouth (Lutz *et al.* 2021). De même, aucune différence dans la survie ou les substituts liés à la valeur adaptative n'a été observée chez la première génération d'individus issus de populations distinctes de saumon atlantique (*Salmo salar*) (Audet *et al.* 2017). Néanmoins, la théorie de l'évolution suppose qu'une population source ayant des ancêtres génétiques communs et/ou une population individuelle qui occupe des conditions environnementales similaires serait considérée comme présentant un risque plus faible que le mélange de populations sources multiples.

QUESTION 27 : HYBRIDATION INTERSPECIFIQUE DANS L'EMPLACEMENT RECEPTEUR

L'hybridation interspécifique peut mener à plusieurs résultats qui ne profiteraient pas à la conservation du dard de sable dans le sud-ouest de l'Ontario. En ce qui concerne la conservation, l'hybridation interspécifique peut entraîner la perte d'une variation génétique unique dans les populations pures. À mesure que la distance phylogénétique entre les espèces de dard augmente, la fréquence de l'hybridation interspécifique diminue (Keck et Near 2009). Le dard de sable provient d'un groupe monophylétique, c'est-à-dire qu'il a un seul ancêtre qui diffère de la plupart des autres espèces de dards (p. ex. *Etheostoma*; Near *et al.* 2011). Il n'y a

pas d'autre espèce du genre *Ammocrypta* au Canada. Il n'y a aucun enregistrement d'hybridation entre le dard de sable et les espèces cooccurrentes, bien qu'il coexiste avec plusieurs espèces de dards de deux genres (les espèces *Etheostoma* et *Percina*) dans les rivières Grand et Thames.

QUESTION 28 : INTRODUCTION DE LA MALADIE DANS L'EMPLACEMENT RECEPTEUR

Le déplacement d'individus d'un endroit à un autre peut entraîner un mouvement et des effets potentiels des agents pathogènes et des parasites sur les poissons à l'emplacement récepteur. Dans la plupart des zones des emplacements sources et récepteurs, des espèces migratrices de poissons se déplacent entre les affluents et le lac Érié. La prévalence des maladies pourrait donc être semblable entre ces emplacements. Cependant, comme il est indiqué aux questions 19 et 22, les connaissances sur les effets des agents pathogènes et des parasites sur le dard de sable et les poissons coexistants sont limitées. Une évaluation du risque de transmission de maladies lors des réintroductions du dard de sable de l'Est reste à effectuer.

QUESTION 29 : CHANGEMENTS TRANSFORMATEURS DANS LES EMBLEMES SOURCES

Le prélèvement de poissons d'un écosystème peut entraîner des changements importants dans la dynamique des communautés de poissons en rendant les ressources en nourriture ou en habitat disponibles pour d'autres individus ou espèces. La probabilité d'un changement transformateur est directement liée au nombre et à la fréquence des prélèvements. Si trop de dards de sable d'une population sont prélevés, il y a un risque que d'autres espèces tirent parti des ressources disponibles. Dans un tel scénario, les contraintes sur la croissance d'autres espèces peuvent se trouver éliminées ou réduites et entraîner une nouvelle hiérarchie des espèces dominantes dans l'écosystème source. Une telle transformation pourrait accroître les interactions négatives avec les espèces cooccurrentes ou même provoquer des changements dans les conditions abiotiques locales. Compte tenu du prélèvement de moins de 2 000 individus par année, il est prévu que la probabilité d'un changement transformateur est tout aussi faible. En fin de compte, pour connaître l'ampleur des effets que les prélèvements peuvent avoir sur la dynamique des communautés, il faut mener des essais expérimentaux et surveiller l'abondance des poissons et quantifier, par exemple, les changements dans les réseaux trophiques au fil du temps.

QUESTION 30 : CHANGEMENTS TRANSFORMATEURS DANS LES EMBLEMES RECEPTEURS

Il existe de nombreux exemples dans la documentation sur les invasions où le déplacement d'une espèce jusque dans des zones auparavant inoccupées a entraîné des changements transformateurs dans l'écosystème à l'intérieur et à l'extérieur du lieu d'introduction. Les changements transformateurs peuvent être des changements physiques ou chimiques de l'habitat ou des modifications importantes de l'occurrence ou de l'abondance du biote. Les mécanismes qui sous-tendent ces changements transformateurs varient selon l'espèce et la zone qu'elle envahit. Par exemple, la recherche de nourriture benthique par la carpe commune (*Cyprinus carpio*) peut transformer les écosystèmes aquatiques en raison de la destruction des macrophytes aquatiques et de la diminution de la qualité de l'eau dans les zones envahies (Weber et Brown 2009). Cependant, le dard de sable n'a pas eu la possibilité de se propager à l'extérieur de son aire de répartition historique et ne possède pas les caractéristiques des poissons envahissants communs (Olden *et al.* 2011, Karasov-Olson *et al.* 2021). Plus précisément, le dard de sable a une répartition restreinte, est en faible abondance, tolère peu

les facteurs de stress et présente un faible taux de dispersion. De plus, il est estimé que le dard de sable a déjà occupé les emplacements récepteurs candidats. En fin de compte, la probabilité de changements importants dans la communauté réceptrice sera, en partie, influencée par la naïveté écologique de la communauté source pour l'espèce déplacée (Lamothe *et al.* 2023).

APPLICATION

L'information présentée dans ce document a été utilisée pour éclairer un processus Delphi visant à obtenir les avis d'experts durant la réunion du Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS). Les résultats de ce processus ont éclairé les avis scientifiques sur les avantages écologiques, les risques et la faisabilité des réintroductions du dard de sable. Les résultats du processus Delphi ont été publiés dans l'avis scientifique (MPO 2025), et les discussions sont documentées dans le compte rendu (Colm *et al.* 2025).

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient Julia Colm, qui a examiné les premières ébauches de ce document de recherche et généré les cartes présentées. Les auteurs remercient également Noha Akram, Stephanie Allen et Nicholas Mandrak pour la collecte de macro-invertébrés benthiques et leurs commentaires sur les menaces dans le ruisseau Big Otter. Ils remercient aussi Britney Firth, qui a fourni des données sur le substrat et l'oxygène ainsi que des analyses qui ont aidé à éclairer les considérations relatives à l'habitat. Finalement, ils remercient Kari Jean et Aaron Clarke pour les données sur la rivière Ausable et Craig Paterson pour les données sur la rivière Sydenham.

RÉFÉRENCES CITÉES

- ABCA (Ausable Bayfield Conservation Authority). 2009. Benthic monitoring program summary report (2000-2007). Ausable Bayfield Conservation Authority, Exter, ON. 35 p.
- ABCA (Ausable Bayfield Conservation Authority). 2015. Watershed management strategy: 2015-2025. Ausable Bayfield Conservation Authority, Exter, ON. 34 p.
- Alcaide, M., Negro, J.J., Serrano, D., Antolín, J.L., Casado, S., and Pomarol, M. 2010. Captive breeding and reintroduction of the lesser kestrel *Falco naumanni*: a genetic analysis using microsatellites. *Conserv. Genet.* 11: 331–338.
- Alstad, D.N. 1980. Comparative biology of the common Utah Hydropsychidae (Trichoptera). *Am. Midl. Nat.* 103(1): 167–174.
- Anderson, N.H. 2009. Chapter 164 - Megaloptera: alderflies, fishflies, hellgrammites, dobsonflies. *In* Encyclopedia of insects. 2nd edition. Edited by V.H. Resh, and R.T. Cardé. Academic Press, Cambridge, MA. pp. 620–623.
- Armstrong, D.P., and Seddon, P.J. 2008. Directions in reintroduction biology. *Trends Ecol. Evol.* 23(1): 20–25.
- Audet, C.L., Wilson, C.C., and Pitcher, T.E. 2017. Effects of intraspecific hybridisation between two hatchery-reared strains of Atlantic salmon, *Salmo salar*, on juvenile survival and fitness-related traits. *Fish. Manag. Ecol.* 24(1): 1–9.
- Austen, D.J. 2022. Re: Endangered and Threatened Species: Designation of Experimental Populations, Docket No. FWS-HQ-ES-2021-0033-0001. American Fisheries Society, Policy Letter, Policy News. (accédé 8 March 2023)

-
- Bain, M.B. 1999. Substrate. *In* Aquatic habitat assessment: common methods. Edited by M.B. Bain, and N.J. Stevenson. American Fisheries Society, Bethesda, MD. pp. 95–104.
- Barneche, D.R., Robertson, D.R., White, C.R., and Marshall, D.J. 2018. Fish reproductive-energy output increases disproportionately with body size. *Science*. 360(6389): 642–645.
- 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: vi + 26 p.
- Barnucz, J., Gáspárdy, R.C., Colm, J.E., and Drake, D.A.R. 2022. [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.
- Bergstrom, M.A., and Mensinger, A.F. 2009. Interspecific resource competition between the invasive Round Goby and three native species: logperch, slimy sculpin, and spoonhead sculpin. *Trans. Am. Fish. Soc.* 138(5): 1009–1017.
- Berkman, H.E., and Rabeni, C.F. 1987. Effect of siltation on stream fish communities. *Environ. Biol. Fishes*. 18(4): 285–294.
- 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. de consult. sci. du MPO. Doc de rech. 2010/093. vi + 43 p.
- Brodie, J.F., Aslan, C.E., Rogers, H.S., Redford, K.H., Maron, J.L., Bronstein, J.L., and Groves, C.R. 2014. Secondary extinctions of biodiversity. *Trends Ecol. Evol.* 29(12): 664–672.
- Bubac, C.M., Johnson, A.C., Fox, J.A., and Cullingham, C.I. 2019. Conservation translocations and post-release monitoring: Identifying trends in failures, biases, and challenges from around the world. *Biol. Conserv.* 238: 108239.
- 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(9): 763–772.
- Caswell, H. 2001. Matrix population models: construction, analysis, and interpretation. 2nd Edition. Sinauer Associates, Sunderland, MA. 722 p.
- Chen, Q., Wang, C., Lu, G., Zhao, J., Chapman, D.C., Zsigmond, J., and Li, S. 2012. Microsatellite genetic diversity and differentiation of native and introduced grass carp populations in three continents. *Genetica*. 140: 115–123.
- Clench, W.J., and Fuller, S.L.H. 1965. The genus *Viviparus* (Viviparidae) in North America. Occasional. Papers Mollusks, Mus. Comparat. Zool. 2(32): 385–412.
- Cochran-Biederman, J.L., Wyman, K.E., French, W.E., and Loppnow, G.L. 2014. Identifying correlates of success and failure of native freshwater fish reintroductions. *Conserv. Biol.* 29(1): 175–186.
- Coker, G.A., Portt, C.B., and Minns, C.K. 2001. [Morphological and ecological characteristics of Canadian freshwater fishes](#). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2554: iv + 89 p.
- Coleman, L., Brock, H., and Veliz, M. 2018. Ausable Bayfield Watershed Report Card 2018. Ausable Bayfield Conservation Authority. Exeter, ON. 110 p.

-
- Colm, J.E., Lamothe, K.A., Barnucz, J.M., Boyko, A., Broome, J.E., Dextrase, A.J., Diment, J., Firth, B.L., Gagnon, P., Glass, W.F., Grant, P., Jean, K., Koops, M.A., Mandrak, N.E., Morris, T.J., Olivier, G., Pitcher, T.E., Potts, L., Reid, S.M., Staton S.K., Stott, W., van der Lee, A.S., Wilson, C.S., and Drake, D.A.R. 2025. [Proceedings of the Regional Peer-Review Meeting for Evaluating the Ecological Benefits and Risks of an Experimental Eastern Sand Darter \(*Ammocrypta pellucida*\) Reintroduction in Ontario](#). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3301: v + 56 p.
- Conover, W.J., and Iman, R.L. 1981. Rank transformations as a bridge between parametric and nonparametric statistics. *Am. Statistic.* 35(3): 124–129.
- Conover, W.J., Johnson, M.E., and Johnson, M.M. 1981. A comparative study of tests for homogeneity of variances, with applications to the outer continental shelf bidding data. *Technometrics.* 23(4): 351–361.
- COSEPAC. 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. vi + 52 p.
- 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. xxii + 85 p.
- Cox, D.K. 1974. Effects of three heating rates on the critical thermal maximum of bluegill. *In* Thermal Ecology. Edited by J.W. Gibbons, and R.R. Sharitz. National Technical Information Service, Springfield, Virginia. pp. 158–163.
- 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. R package version 1.2.1. doi:10.5281/zenodo.1211190. (accédé Mars 2023).
- 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. doi:10.5281/zenodo.1211190. (accédé Mars 2023).
- 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. Comput. Graph. Stat.* 26(2): 403–413.
- Dextrase, A.J. 2013. Modelling occupancy and abundance of Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*) while accounting for imperfect detection. Thesis (Ph.D.) 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.
- Diana, M.J., and Wahl, D.H. 2009. Growth and survival of four sizes of stocked Largemouth Bass. *N. Am. J. Fish. Manage.* 29(6): 1653–1663.
- 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.
-

-
- 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 UT# 13799. 33 p.
- Facey, D.E. 1998. The status of the eastern sand darter, *Ammocrypta pellucida*, in Vermont. Can. Field-Nat. 112(4): 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. xi + 92 p.
- Finch, M., Vélez-Espino, L.A., Doka, S.E., Power, M. and Koops, M.A. 2011. [Recovery potential modelling of Eastern Sand Darter \(*Ammocrypta pellucida*\) in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 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. Fish. 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*). Conserv. Physiol. 9(1): coab057.
- 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. Invas. 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. Physiol. 11(1): coad008.
- Fligner, M.A., and Killeen, T.J. 1976. Distribution-free two-sample tests for scale. J. Am. Stat. Assoc. 71(353): 210–213.
- Frankham, R., Ballou, J.D., Eldridge, M.D.B., Lacy, R.C., Ralls, K., Dudash, M.R., and Fenster, C.B. 2011. Predicting the probability of outbreeding depression. Conserv. Biol. 25(3): 465–475.
- Fryxell, D.C., Arnett, H.A., Apgar, T.M., Kinnison, M.T., and Palkovacs, E.P. 2015. Sex ratio variation shapes the ecological effects of a globally introduced freshwater fish. Proc. R. Soc. Biol. Sci. 282(1817): 20151970.
- 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., 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.
- Gelman, A., Meng, X.-L., and Stern, H.S. 1996. Posterior predictive assessment of model fitness via realized discrepancies. Stat. Sinica. 6(4): 733–807.
-

-
- 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.
- Goldberg, T.L., Grant, E.C., Inendino, K.R., Kassler, T.W., Claussen, J.E., and Philipp, D.P. 2005. Increased infectious disease susceptibility resulting from outbreeding depression. *Conserv. Biol.* 19(2): 455–462.
- Gouvernement du Canada. 2017. [Code national sur l'introduction et le transfert d'organismes aquatiques](#). Pêches et Océans Canada, Ottawa, ON. (accédé 01 September 2021).
- GRCA (Grand River Conservation Authority). 2020. Grand River watershed: state of water resources. Grand River Conservation Authority, Cambridge, ON. x + 61 p.
- Gunn, J.M., McMurtry, M.J., Bowlby, J.N., Casselman, J.M., and Liimatainen, V.A. 1987. Survival and growth of stocked Lake Trout in relation to body size, stocking season, lake acidity, and biomass of competitors. *Trans. Am. Fish. Soc.* 116(4): 618–627.
- Hanief, A., and Laursen, A.E. 2019. Meeting updated phosphorus reduction goals by applying best management practices in the Grand River watershed, southern Ontario. *Ecol. Eng.* 130: 169–175.
- Hedrick, P.W., and Kalinowski, S.T. 2000. Inbreeding depression in conservation biology. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 31: 139–162.
- Hicks, K.A., and Servos, M.R. 2017. Site fidelity and movement of a small-bodied fish species, the rainbow darter (*Etheostoma caeruleum*): Implications for environmental effects assessment. *River Res. Appl.* 33(7): 1016–1025.
- Holm, E., and Mandrak, N.E. 1996. The status of the Eastern Sand Darter, *Ammocrypta pellucida*, in Canada. *Can. Field-Nat.* 110(3): 462–469.
- Holm, E., Mandrak, N.E., and BurrIDGE, M.E. 2021. A field guide to freshwater fishes of Ontario. 2nd edition. Royal Ontario Museum, Toronto, ON, Canada. 486 p.
- Houde, A.L.S., Garner, S.R., and Neff, B.D. 2015. Restoring species through reintroductions: strategies for source population selection. *Restor. Ecol.* 23(6): 746–753.
- Huff, D.D., Miller, L.M., Chizinski, C.J., and Vondracek, B. 2011. Mixed-source reintroductions lead to outbreeding depression in second-generation descendants of a native North American fish. *Mol. Ecol.* 20(20): 4246–4258.
- Illes, C., Smyth, E.R.B., and Drake, D.A.R. 2025. Acoustic doppler current profile measurements to inform the suitability of the Thames River, Ontario for Asian Carp spawning. *Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1442: vii + 15 p.
- IJC (International Joint Commission). 2014. A balanced diet for Lake Erie: reducing phosphorus loadings and harmful algal blooms. Report of the Lake Erie Ecosystem Priority. 95 p.
- IUCN/SSC (International Union for Conservation of Nature/Species Survival Commission). 2013. Guidelines for reintroductions and other conservation translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission. viii + 57 p.
- Jamieson, I.G. 2011. Founder effects, inbreeding, and loss of genetic diversity in four avian reintroduction programs. *Conserv. Biol.* 25(1): 115–123.
- Johnson, C. 1974. Taxonomic keys and distributional patterns for Nearctic species of *Calopteryx* damselflies. *Florida Entomol.* 57(3): 231–248.
-

-
- Johnston, C.E. 1989. Spawning in the Eastern Sand Darter, *Ammocrypta pellucida* (Pisces: Percidae), with comments on the phylogeny of *Ammocrypta* and related taxa. Trans. Ill. Acad. Sci. 82(3–4): 163–168.
- Jones, C., Somers, K.M., Craig, B., and Reynoldson, T.B. 2007. Ontario benthos biomonitoring network: protocol manual. Ontario Ministry of the Environment, Toronto, ON. 109 p.
- Karasov-Olson, A., Schwartz, M.W., Olden, J.D., Skikne, S., Hellmann, J.J., Allen, S., Brigham, C., Buttke, D., Lawrence, D.J., Miller-Rushing, A.J., Morissette, J.T., Schuurman, G.W., Trammell, M., and Hawkins Hoffman, C. 2021. Ecological risk assessment of managed relocation as a climate change adaptation strategy. Natural Resource Report NPS/NRSS/CCRP/NRR—2021/2241. National Park Service, Fort Collins, CO. 128 p.
- Keck, B.P., and Near, T.J. 2009. Patterns of natural hybridization in Darters (Percidae: Etheostominae). Copeia. 2009(4): 758–773.
- Kemp, P., Sear, D., Collins, A., Naden, P., and Jones, I. 2011. The impacts of fine sediment on riverine fish. Hydrol. Processes. 25(11): 1800–1821.
- Kéry, M., and Royle, J.A. 2015. Applied hierarchical modeling in ecology: analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS. Vol. 1 prelude and static models. Academic Press, Cambridge, MA. 808 p.
- Kornis, M.S., Mercado-Silva, N., and Vander Zanden, M.J. 2012. Twenty years of invasion: a review of round goby *Neogobius melanostomus* biology, spread and ecological implications. J. Fish Biol. 80(2): 235–285.
- Krebs, C.J. 1999. Ecological Methodology. 2nd Edition. Benjamin/Cummings, Menlo Park, CA. 624 p.
- Krueger, C.C., Gharrett, A.J., Dehring, T.R., and Allendorf, F.W. 1981. Genetic aspects of fisheries rehabilitation programs. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 1877–1881.
- Kruskal, W.H., and Wallis, W.A. 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. J. Am. Stat. Assoc. 47(260): 583–621.
- Lamothe, K.A., and Drake, D.A.R. 2019. Moving repatriation efforts forward for imperilled Canadian freshwater fishes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 76(10): 1914–1921.
- Lamothe, K.A., Drake, D.A.R., Pitcher, T.E., Broome, J.E., Dextrase, A.J., Gillespie, A., Mandrak, N.E., Poesch, M.S., Reid, S.M., and Vachon, N. 2019a. Reintroduction of fishes in Canada: a review of research progress for SARA-listed species. Environ. Rev. 27(4): 575–599.
- Lamothe, K.A., Dextrase, A.J., and Drake, D.A.R. 2019b. Aggregation of two imperfectly detected imperilled freshwater fishes: understanding community structure and co-occurrence for multispecies conservation. Endanger. Species Res. 40: 123–132.
- Lamothe, K.A., Dextrase, A.J., and Drake, D.A.R. 2019c. Characterizing species co-occurrence patterns of imperfectly detected stream fishes to inform species reintroduction efforts. Conserv. Biol. 33(6): 1392–1403.
- 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(9): 1321–1331.
- Lamothe, K.A., Morris, T.J., et Drake, D.A.R. 2023. [Cadre décisionnel pour la translocation aux fins de la conservation de poissons et de moules d'eau douce inscrits sur la liste de la LEP](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/064. viii + 90 p.
-

-
- Lande, R. 1993. Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes. *Am. Nat.* 142(6): 911–927.
- Leblanc, J.P., Killourhy, C.C., and Farrell, J.M. 2020. Round Goby (*Neogobius melanostomus*) and native fishes as potential nest predators of centrarchid species in the upper St. Lawrence River. *J. Great Lakes Res.* 46(1): 216–224.
- Le Gouar, P., Rigal, F., Boisselier-Dubayle, M.C., Sarrazin, F., Arthur, C., Choisy, J.P., Hatzofe, O., Henriquet, S., Lécuyer, P., Tessier, C., Susic, G., and Samadi, S. 2008. Genetic variation in a network of natural and reintroduced populations of Griffon vulture (*Gyps fulvus*) in Europe. *Conserv. Genet.* 9: 349–359.
- Leino, J.R., and Mensinger, A.F. 2017. Interspecific competition between the Round Goby, *Neogobius melanostomus*, and the Logperch, *Percina caprodes*, in the Duluth-Superior Harbour. *Ecol. Freshw. Fish* 26(1): 34–41.
- Loomer, H. 2011. Water quality characterization of three central Lake Erie tributaries: Big Otter, Catfish, and Kettle Creeks (2007-2009) [Draft]. Grand River Conservation Authority, Cambridge, ON. xi + 177 p.
- LPRCA (Long Point Region Conservation Authority). 2018. Long Point Region Conservation Authority watershed report card 2018. Tillsonburg, Ontario, Canada. (accédé 13 June 2022).
- LTVCA (Lower Thames Valley Conservation Authority). 2018. Lower Thames Valley Watershed report card 2018. (accédé 13 June 2022).
- Lutz, E., Hirsch, P.E., Bussmann, K., Wiegler, J., Jermann, H.-P., Muller, R., Burkhardt-Holm, P., and Adrian-Kalchauer, I. 2020. Predation on native fish eggs by invasive round goby revealed by species-specific gut content DNA analysis. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 30(8): 1566–1577.
- Lutz, M.L., Tonkin, Z., Yen, J.D.L., Johnson, G., Ingram, B.A., Sharley, J., Lyon, J., Chapple, D.G., Sunnucks, P., and Pavlova, A. 2021. Using multiple sources during reintroduction of a locally extinct population benefits survival and reproduction of an endangered freshwater fish. *Evol. Appl.* 14(4): 950–964.
- Mandrak, N.E., and Crossman, E.J. 1992. Postglacial dispersal of freshwater fishes into Ontario. *Can. J. Zool.* 70(11): 2247–2259.
- McAllister, K. 2022. Invasive Round Goby (*Neogobius melanostomus*) impacts on native fishes in tributaries of the Great Lakes. Thesis (M.Sc.) University of Waterloo, Waterloo, ON. vi + 109 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.
- McDonnell, L.H., and Chapman, L.J. 2015. At the edge of the thermal window: effects of elevated temperature on the resting metabolism, hypoxia tolerance and upper critical thermal limit of a widespread African cichlid. *Conserv. Physiol.* 3(1): cov050.
- Meffe, G.K. 1995. Genetic and ecological guidelines for species reintroduction programs: application to Great Lakes fishes. *J. Great Lakes Res.* 21(Supplement 1): 3–9.
- Milne Technologies. 2023. Side-scan sonar image processing from habitat surveys of the Grand River, Ontario. Milne Technologies, Keene, ON. 32 p.
- Minns, C.K. 1995. Allometry of home range size in lake and river fishes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52(7): 1499–1508.
-

-
- Morissette, O., Paradis, Y., Pouliot, R., and Lecomte, F. 2018. Spatio-temporal changes in littoral fish community structure along the St. Lawrence River (Québec, Canada) following Round Goby (*Neogobius melanostomus*) invasion. *Aquat. Invasions*. 13(4): 501–512.
- Morita, K., and Takashima, Y. 1998. Effect of female size on fecundity and egg size in white-spotted charr: comparison between sea-run and resident forms. *J. Fish Biol.* 53(5): 1140–1142.
- 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. 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 + 60 p.
- MPO. 2013. [Programme de rétablissement pour l'obovarie ronde \(*Ovaria subrotunda*\) et le Ptychobranche réniforme \(*Ptychobranchus fasciolaris*\) au Canada](#). Série de programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril. Pêches et Océans Canada, Ottawa. viii + 78 pp.
- MPO. 2014. [Programme de rétablissement du dard de sable \(*Ammocrypta pellucida*\), populations du Québec au Canada](#). Série des programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril, Pêches et Océans Canada, Ottawa, vii + 50 p.
- MPO. 2018. [Rapport sur les progrès de la mise en œuvre du programme de rétablissement du dard de sable \(*Ammocrypta pellucida*\) au Canada \(populations de l'Ontario\) pour la période 2012-2017](#). Loi sur les espèces en péril, Série de rapports sur les programmes de rétablissement. Pêches et Océans Canada, Ottawa. v + 39 p.
- MPO. 2022. [Rapport sur les progrès de la mise en œuvre de la programme de rétablissement de l'obovarie ronde \(*Ovaria subrotunda*\) et du Ptychobranche réniforme \(*Ptychobranchus fasciolaris*\) au Canada pour la période allant de 2013 à 2018](#). Série des rapports sur les programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*. Pêches et Océans Canada, Ottawa. iv + 47 p.
- MPO. 2025. [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. Avis sci. 2025/023.
- Near, T.J., Bossu, C.M., Bradburd, G.S., Carlson, R.L., Harrington, R.C., Hollingsworth Jr., P.R., Keck, B.P., and Etnier, D.A. 2011. Phylogeny and temporal diversification of darters (Percidae: Etheostominae). *Syst. Biol.* 60(5): 564–595.
- Near, T.J., Bossu, C.M., Bradburd, G.S., Carlson, R.L., Harrington, R.C., Hollingsworth Jr., P.R., Keck, B.P., and Etnier, D.A. 2011. Phylogeny and temporal diversification of darters (Percidae: Etheostominae). *Syst. Biol.* 60(5): 564–595.
- Nürnberg, G., and LaZerte, B. 2015. Water quality assessment in the Thames River watershed – nutrient and sediment sources. The Upper Thames River Conservation Authority. London, ON. 108 p.
- Olden, J.D., Kennard, M.J., Lawler, J.J., and Poff, N.L. 2011. Challenges and opportunities in implementing managed relocation for conservation of freshwater species. *Conserv. Biol.* 25(1): 40–47.
-

-
- Olsen, J.B., Kinziger, A.P., Wenburg, J.K., Lewis, C.J., Phillips, C.T., and Ostrand, K.G. 2016. Genetic diversity and divergence in the Fountain Darter (*Etheostoma fonticola*): implications for conservation of an endangered species. *Conserv. Genet.* 17: 1393–1404.
- Peres-Neto, P.R. 2004. Patterns in the co-occurrence of fish species in streams: the role of site suitability, morphology and phylogeny versus species interactions. *Oecologia*. 140: 352–360.
- Poly, W.J. 2003. Design and evaluation of a translocation strategy for the fringed darter (*Etheostoma crossopetrum*) in Illinois. *Biol. Conserv.* 113(1): 13–22.
- 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.
- Portt, C.B., Coker, G., and Minns, C.K. 1999. [Riverine habitat characteristics in fishes of the Great Lakes watershed](#). *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2481: vi + 62 p.
- R Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Raab, D., Mandrak, N.E., and Ricciardi, A. 2018. Low-head dams facilitate Round Goby *Neogobius melanostomus* invasion. *Biol. Invasions*. 20: 757–776.
- Rakauskas, V., Pūtys, Ž., Dainys, J., Lesutienė, J., Ložys, L., and Arbačiauskas, K. 2013. Increasing population of the invader Round Goby, *Neogobius melanostomus* (Actinopterygii: Perciformes: Gobiidae), and its trophic role in the Curonian Lagoon, SE Baltic Sea. *Acta Ichthyol. et Piscatoria*. 43(2): 95–108.
- Randall, R.G., Minns, C.K., and Kelso, J.R.M. 1995. Fish production in freshwaters: are rivers more productive than lakes?. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52(3): 631–643.
- Reed, D.H., O’Grady, J.J., Ballou, J.D., and Frankham, R. 2003a. The frequency and severity of catastrophic die-offs in vertebrates. *Anim. Conserv.* 6(2): 109–114.
- Reed, D.H., O’Grady, J.J., Brook, B.W., Ballou, J.D., and Frankham, R. 2003b. Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. *Biol. Conserv.* 113(1): 23–34.
- Reid, S., and Dextrase, A. 2014. First record of *Ammocrypta pellucida* (Agassiz, 1863) (Actinopterygii: Perciformes) from the Lake Ontario drainage basin. *Check List* 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.
- Reisenbichler, R.R., Utter, F.M., and Krueger, C.C. 2003. Genetic concepts and uncertainties in restoring fish populations and species. *In* Strategies for restoring river ecosystems: sources of variability and uncertainty in natural and managed systems. Edited by R.C. Wissmar, and P.A. Bisson. American Fisheries Society, Bethesda, MD. pp. 149–183.
- Robinson, N.M., Dexter, N., Brewster, R., Maple, D., MacGregor, C., Rose, K., Hall, J., and Lindenmayer, D.B. 2020. Be nimble with threat mitigation: lessons learned from the reintroduction of an endangered species. *Restor. Ecol.* 28(1): 29–38.
- Rosenfeld, J. 2003. Assessing the habitat requirements of stream fishes: an overview and evaluation of different approaches. *Trans. Am. Fish. Soc.* 132(5): 953–968.
-

-
- Royle, J.A. 2004. *N*-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics*. 60(1): 108–115.
- Saavedra, C., and Guerra, A. 1996. Allozyme heterozygosity, founder effect and fitness traits in a cultivated population of the European oyster, *Ostrea edulis*. *Aquaculture*. 139(3–4): 203–224.
- Sainsbury, A.W., Armstrong, D.P., and Ewen, J.G. 2012. Methods of disease risk analysis for reintroduction programs. *In* *Reintroduction biology: integrating science and management*. Edited by J.G. Ewen, D.P. Armstrong, K.A. Parker, and P.J. Seddon. Blackwell Publishing Ltd., Oxford, UK. pp. 336–359.
- Scavia, D., Allan, J.D., Arend, K.K., Bartell, S., Beletsky, D., Bosch, N.S., Brandt, S.B., Briland, R.D., Daloğlu, I., DePinto, J.V., Dolan, D.M., Evans, M.A., Farmer, T.M., Goto, D., Han, H., Höök, T.O., Knight, R., Ludsins, S.A., Mason, D., Michalak, A.M., Richards, R.P., Roberts, J.J., Rucinski, D.K., Rutherford, E., Schwab, D.J., Sesterhenn, T.M., Zhang, H., and Zhou, Y. 2014. Assessing and addressing the re-eutrophication of Lake Erie: central basin hypoxia. *J. Great Lakes Res.* 40(2): 226–246.
- Shaffer, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience*. 31(2): 131–134.
- Shaker, S. 2014. Historical trends in water quality in the Grand River, Ontario: reconstruction of phosphorus loadings. Thesis (M.Sc.) University of Waterloo, Waterloo, ON. ix + 43 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. Conserv.* 24(1): 18–25.
- Simon, T.P., and Wallus, R. 2006. Reproductive biology and early life history of fishes in the Ohio River drainage: Percidae – perch, pikeperch, and darters, Volume 4. CRC Press, Boca Raton, FL. 648 p.
- Smith, E.P., and Zaret, T.M. 1982. Bias in estimating niche overlap. *Ecology*. 63(5): 1248–1253.
- Smith, P.W. 1979. The fishes of Illinois. University of Illinois Press, Champaign, IL. 352 p.
- Spreitzer, A.E. 1979. The life history, external morphology and osteology of the Eastern Sand Darter, *Ammocrypta pellucida* (Putnam, 1863), an endangered Ohio species (Pisces: Percidae). Thesis (M.Sc.) The Ohio State University, Columbus, OH. xii + 248 p.
- Stanfield, L. 2017. Ontario Stream Assessment Protocol (OSAP). 7th edition. Ontario Ministry of Natural Resources, Fish and Wildlife Branch, Peterborough, ON. 376 p.
- Stauffer Jr., J.R., Schnars, J., Wilson, C., Taylor, R., and Murray, C.K. 2016. Status of exotic Round Goby and Tubenose Goby in Pennsylvania. *Northeast. Nat.* 23(3): 395–407.
- 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(1): 455–465.
- Thorp, A., and Rogers, D.C. 2011. Field guide to freshwater invertebrates of North America. 1st edition. Academic Press, Cambridge, MA. 304 p.
- Tielke, A.-K., Karreman, J., and Vos, M. 2020. Mild cycles open closed communities to ecological restoration. *Restor. Ecol.* 28(4): 841–849.
- Turner, C.L. 1921. Food of the common Ohio darters. *Ohio J. Sci.* 22(2): 41–62.
- Ulsch, G.R., Boschung, H., and Ross, M.J. 1978. Metabolism, critical oxygen tension, and habitat selection in darters (*Etheostoma*). *Ecology*. 59(1): 99–107.
-

-
- Ustups, D., Bergström, U., Florin, A.B., Kruze, E., Zilniece, D., Elferts, D., Knospina, E., and Uzars, D. 2016. Diet overlap between juvenile flatfish and the invasive round goby in the central Baltic Sea. *J. Sea Res.* 107(Part 1): 121–129.
- Uzunova, E., and Dashinov, D. 2022. Trophic niche overlap between non-indigenous round goby, *Neogobius melanostomus*, and native fishes in tributaries of the lower Danube River (Bulgaria). *Fish. Aquatic Life.* 30(1): 1–13.
- van Snik Gray, E., Kellogg, K.A., and Stauffer, J.R. 2005. Habitat shift of a native darter *Etheostoma olmstedii* (Teleostei: Percidae) in sympatry with a non-native darter *Etheostoma zonale*. *Am. Midl. Nat.* 154(1): 166–177.
- Vélez-Espino, L.A., Randall, R.G., and Koops, M.A. 2010. [Quantifying habitat requirements of four freshwater species at risk in Canada: Northern Madtom, Spotted Gar, Lake Chubsucker, and Pugnose Shiner](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/115. iv + 21 p.
- Vélez-Espino, L.A., and Koops, M.A. 2012. Capacity for increase, compensatory reserves, and catastrophes as determinants of minimum viable population in freshwater fishes. *Ecol. Model.* 247: 319–326.
- Viggers, K.L., Lindenmayer, D.B., and Spratt, D.M. 1993. The importance of disease in reintroduction programmes. *Wildl. Res.* 20(5): 687–698.
- Voshell Jr., J.R., and Wright, A.B. 2002. A guide to common freshwater invertebrates of North America. The McDonald and Woodward Publication Company, Newark, OH. 456 p.
- Wallace Jr., R.K. 1981. An assessment of diet-overlap indexes. *Trans. Am. Fish. Soc.* 110(1): 72–76.
- 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.
- Weber, M.J., and Brown, M.L. 2009. Effects of Common Carp on aquatic ecosystems 80 years after “carp as a dominant”: ecological insights for fisheries management. *Rev. Fish. Sci.* 17(4): 524–537.
- Williams, J.D. 1975. Systematics of the percid fishes of the subgenus *Ammocrypta*, genus *Ammocrypta*, with descriptions of two new species. *Bull. Alab. Mus. Nat. Hist.* 1: 1–56.
- Williams, J.E., Sada, D.W., and Williams, C.D. 1988. American Fisheries Society guidelines for introductions of threatened and endangered fishes. *Fish.* 13(5): 5–11.
- Xu, J.-H., Sun, C.-H., and Wang, B.-X. 2015. A new species of *Stenopsyche*, with descriptions of larvae and females of some species associated by gene sequences (Insecta: Trichoptera). *Zootaxa.* 4057(1): 063–078.
- Zaret, T.M., and Rand, A.S. 1971. Competition in tropical stream fishes: support for the competitive exclusion principle. *Ecology.* 52(2): 336–342.

ANNEXE I – SOMMAIRE DES REGISTRES DE DONNÉES

Tableau A.1 Sources des données sur l'habitat et l'échantillonnage de poissons pour les enregistrements du dard de sable dans la rivière Ausable, le ruisseau Big Otter (en aval d'Otterville), le ruisseau Catfish, la rivière Grand et la rivière Thames. Les données pour la rivière Ausable comprennent les efforts d'échantillonnage en amont de « The Cut » et en aval du chemin Dashwood, à Exeter (Ontario). Les données pour le ruisseau Big Otter comprennent les efforts d'échantillonnage en aval d'Otterville et en amont de Vienna, en Ontario. Les données des rivières Thames et Grand ne comprennent que les zones de l'habitat essentiel du dard de sable. Des renseignements sur l'année, le nombre de sites ayant fait l'objet d'un relevé, la base de données consultée et le nom du projet sont inclus. OPNAB = Office de protection de la nature d'Ausable Bayfield; MPO = Pêches et Océans Canada; GLIER = Institut de recherche environnementale des Grands Lacs; UM = Université McGill; MRNO = ministère des Richesses naturelles de l'Ontario; MRO = Musée royal de l'Ontario; CCLM = Centre de contrôle de la lamproie de mer; UW = Université Trent; UW = Université de Waterloo; UWO = Université Western Ontario. n représente le nombre d'échantillons.

Population	Année	n	Organisme	Projet
Rivière Ausable	1928	1	MRO	Enregistrement du dard de sable
Rivière Ausable	2002	14	MPO	Échantillonnage de la rivière Ausable, 2002
Rivière Ausable	2004	25	MPO	Échantillonnage de la rivière Ausable, 2004
Rivière Ausable	2004	3	OPNAB	Office de protection de la nature d'Ausable Bayfield
Rivière Ausable	2004	2	UWO	Recherche de Katie Stammier
Rivière Ausable	2005	3	MPO	Échantillonnage du dard vert, 2005
Rivière Ausable	2007	13	MPO	Rivière River, 2007
Rivière Ausable	2007	11	MPO	Franchissement routier, 2007
Rivière Ausable	2007	24	UT	Recherche d'Alan Dextrase
Rivière Ausable	2008	5	OPNAB	Office de protection de la nature d'Ausable Bayfield
Rivière Ausable	2009	9	OPNAB	Office de protection de la nature d'Ausable Bayfield
Rivière Ausable	2012	3	MPO	Étude de 2012 sur le chevauchement des poissons et des moules dans la rivière Ausable
Rivière Ausable	2013	1	MPO	Surveillance dans les Grands Lacs visant les carpes asiatiques, rivière Ausable, 2013
Rivière Ausable	2013	6	OPNAB	Office de protection de la nature d'Ausable Bayfield
Rivière Ausable	2014	2	MPO	Surveillance dans les Grands Lacs visant les carpes asiatiques, rivière Ausable, 2014
Rivière Ausable	2014	3	OPNAB	Office de protection de la nature d'Ausable Bayfield
Rivière Ausable	2015	1	OPNAB	Office de protection de la nature d'Ausable Bayfield
Rivière Ausable	2015	4	MPO	Surveillance dans les Grands Lacs visant les carpes asiatiques, rivière Ausable, 2015
Rivière Ausable	2016	5	MPO	Surveillance dans les Grands Lacs visant les carpes asiatiques, rivière Ausable, 2016
Rivière Ausable	2017	1	MPO	Surveillance dans les Grands Lacs visant les carpes asiatiques, rivière Ausable, 2017

Population	Année	<i>n</i>	Organisme	Projet
Rivière Ausable	2017	36	MPO	Dard de sable, chalutage dans la rivière Ausable, 2017
Rivière Ausable	2018	1	MPO	Surveillance dans les Grands Lacs visant les carpes asiatiques, rivière Ausable, 2018
Rivière Ausable	2018	9	MPO	Dard de sable, rivière Ausable, 2018
Rivière Ausable	2019	1	MPO	Surveillance dans les Grands Lacs visant les carpes asiatiques, rivière Ausable, 2019
Rivière Ausable	2019	3	OPNAB	Office de protection de la nature d'Ausable Bayfield
Rivière Ausable	2020	8	OPNAB	Office de protection de la nature d'Ausable Bayfield
Rivière Ausable	2022	3	OPNAB	Office de protection de la nature d'Ausable Bayfield
Rivière Ausable	2022	1	MPO	Surveillance dans les Grands Lacs visant les carpes asiatiques, rivière Ausable, 2022
Ruisseau Big Otter	1923	1	MRO	Enregistrement du dard de sable
Ruisseau Big Otter	1955	2	MRO	Enregistrements du dard de sable
Ruisseau Big Otter	2008	14	UT	Recherche d'Alan Dextrase
Ruisseau Big Otter	2018	43	MPO	Dard de sable, ruisseau Big Otter, 2018
Ruisseau Big Otter	2020	12	MPO	Habitat essentiel du dard de sable, ruisseau Big Otter, 2020
Ruisseau Big Otter	2021	3	MPO	Dard de sable, ruisseau Big Otter (captures de gobies à taches noires), 2021
Ruisseau Catfish	1922	1	MRO	Enregistrement du dard de sable
Ruisseau Catfish	1941	1	MRO	Enregistrement du dard de sable
Ruisseau Catfish	2002	7	MPO	État du chevalier noir, 2002
Ruisseau Catfish	2008	4	CCLM	Centre de contrôle de la lamproie de mer
Ruisseau Catfish	2016	2	UT	Recherche d'Alan Dextrase
Rivière Grand	2002	2	MPO	État du chevalier noir, 2002
Rivière Grand	2002	8	MRNO	Chevalier de rivière, 2002–2004
Rivière Grand	2003	14	MPO	Dard de sable dans la rivière Grand, 2003
Rivière Grand	2003	4	MRNO	Chevalier de rivière, 2002–2004
Rivière Grand	2004	10	MPO	Rivière Grand, 2004
Rivière Grand	2004	5	MRNO	Chevalier de rivière, 2002–2004
Rivière Grand	2005	1	MPO	Échantillonnage du dard vert, 2005
Rivière Grand	2007	151	UT	Recherche d'Alan Dextrase

Population	Année	<i>n</i>	Organisme	Projet
Rivière Grand	2007	15	MPO	Franchissement routier, 2007
Rivière Grand	2008	39	MPO	Projet sur le gobie à taches noires dans la rivière Grand, 2008
Rivière Grand	2009	50	MPO	Chalutage dans la rivière Grand, 2009
Rivière Grand	2010	36	MPO	Chalutage dans la rivière Grand, 2010
Rivière Grand	2010	29	GLIER	Article 73 de la LEP CA 10-005 et 10-005b
Rivière Grand	2011	33	MPO	Chalutage dans la rivière Grand, 2011
Rivière Grand	2011	10	MPO	Mise à jour sur l'état du méné miroir, 2011
Rivière Grand	2013	49	MPO	Relevé sur l'ADN environnemental du dard de sable dans la rivière Grand, 2013
Rivière Grand	2013	32	MPO	Relevé de 2013 sur la répartition du gobie à taches noires
Rivière Grand	2014	37	MPO	Relevé de 2014 sur la répartition du gobie à taches noires
Rivière Grand	2014	14	MRNO	DFO-CA-14-00020
Rivière Grand	2015	2	MRNO	15-PCAA-00021
Rivière Grand	2015	2	MPO	Orientation scientifique sur la biodiversité, 2015
Rivière Grand	2016	2	UM	16-PCAA-00009
Rivière Grand	2016	1	MRNO	16-PCAA-00024
Rivière Grand	2016	5	MPO	ADN écologique de la rivière Grand en 2016
Rivière Grand	2016	16	MPO	Relevé de 2016 sur la répartition du gobie à taches noires
Rivière Grand	2017	1	MPO	Mise à jour de 2017 sur le méné miroir
Rivière Grand	2018	6	MPO	Étude de 2018 sur le chevauchement entre les moules et les poissons – rivière Grand
Rivière Grand	2019	27	MPO	Tolérances physiologiques du dard de sable, 2019
Rivière Grand	2021	2	MPO	Tournage de l'équipe sur les espèces en péril, 2021 – Communications du MPO
Rivière Grand	2022	101	MPO	Abondance du dard de sable en 2022 – rivière Grand
Rivière Thames	1983	20	MRO	Royal Ontario Museum, 1983
Rivière Thames	2003	54	MPO	Échantillonnage de la rivière Thames, 2003
Rivière Thames	2004	142	MPO	Rivière Thames, 2004
Rivière Thames	2005	90	UW	Recherche de Mary Finch
Rivière Thames	2005	336	MPO	Rivière Thames (dards de sable)
Rivière Thames	2005	13	MPO	Premières Nations, rivière Thames, 2005
Rivière Thames	2006	125	UT	Recherche d'Alan Dextrase
Rivière Thames	2006	116	UW	Recherche de Mary Finch
Rivière Thames	2006	24	MPO	Rivière Thames (dards de sable)

Population	Année	<i>n</i>	Organisme	Projet
Rivière Thames	2006	1	MPO	Rivière Thames, 2006
Rivière Thames	2007	108	UW	Recherche de Mary Finch
Rivière Thames	2008	8	UT	Recherche d'Alan Dextrase
Rivière Thames	2008	192	MPO	Piégeage du chat-fou du Nord, 2008
Rivière Thames	2008	42	MPO	Chat-fou du Nord de la rivière Thames, 2008
Rivière Thames	2009	4	MPO	Génétique des populations de dards de sable, 2009
Rivière Thames	2009	31	MPO	Chalutage dans la rivière Thames, 2009
Rivière Thames	2010	3	MPO	Chalutage de moules, 2010
Rivière Thames	2010	14	GLIER	Article 73 de la LEP CA 10-005 et 10-005b
Rivière Thames	2011	10	GLIER	Article 73 de la LEP 11-015
Rivière Thames	2011	5	MRNO	Article 73 de la LEP 11-026
Rivière Thames	2011	15	MPO	Mise à jour sur l'état du méné miroir, 2011
Rivière Thames	2012	16	MPO	Lutte contre la lamproie marine, 2012
Rivière Thames	2013	48	MPO	Relevé de 2013 sur la génétique de la population de chat-fou du Nord
Rivière Thames	2013	3	MPO	2013_SLCC
Rivière Thames	2014	26	MPO	Habitat essentiel du gravelier, 2014
Rivière Thames	2015	1	GLIER	15-PCAA-00024
Rivière Thames	2015	1	MPO	15-PCAA-00007
Rivière Thames	2015	3	MPO	Évaluation de la communauté de poissons et de moules, 2015
Rivière Thames	2015	39	MPO	Relevé de 2015 sur la répartition du gobie à taches noires
Rivière Thames	2016	3	MPO	Relevé de 2016 sur la répartition du gobie à taches noires
Rivière Thames	2016	6	MPO	Communauté de poissons de la rivière Thames, 2016
Rivière Thames	2017	6	MPO	Évaluation de la communauté de poissons et de moules, 2017
Rivière Thames	2018	43	MRNO	18-PCAA-00038
Rivière Thames	2020	8	MPO	Tolérances physiologiques du dard de sable, 2020
Rivière Thames	2021	4	UWO	21-PCAA-00028
Rivière Thames	2022	5	MPO	Surveillance dans les Grands Lacs visant les carpes asiatiques, rivière Thames, 2022
Rivière Thames	2022	20	MPO	Chat-fou du Nord, rivière Thames, 2022

Tableau A2. Macro-invertébrés benthiques (dénombrements) capturés dans trois sites de la rivière Ausable au mois d'octobre. Les dénombrements sont additionnés pour tous les échantillons d'octobre. Échantillons prélevés en 2017-2020 (MAEXE1), 2017-2021 (MAGLAS1) et 2017 et 2019 (MAROCK1). Échantillonnage effectué par l'Office de protection de la nature d'Ausable Bayfield.

Phylum	Classe	Ordre	Famille	Genre	MAEXE1	MAGLAS1	MAROCK1
Annélides	Hirudinea	Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	<i>Helobdella</i>	1	-	-
Annélides	Oligochaeta	Tubificida	Naididae	<i>Branchiura</i>	1	-	-
Annélides	Oligochaeta	Tubificida	Naididae	<i>Potamotheix</i>	6	-	-
Annélides	Oligochaeta	Tubificida	Naididae	-	1	10	-
Annélides	Oligochaeta	Tubificida	-	-	127	11	1
Annélides	Oligochaeta	-	-	-	1	1	-
Arthropoda	Acari	Trombidiformes	Lebertiidae	-	3	9	9
Arthropoda	Acari	Trombidiformes	Sperchontidae	-	-	1	-
Arthropoda	Acari	Trombidiformes	-	-	22	1	-
Arthropoda	Acari	-	-	-	11	9	7
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	<i>Dubiraphia</i>	8	16	-
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	<i>Optioservus</i>	1	-	-
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	<i>Stenelmis</i>	16	14	3
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	-	33	44	7
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydroptilidae	-	4	-	16
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Limnichidae	-	-	-	2
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Psephenidae	-	11	6	-
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	-	-	31	17	-
Arthropoda	Insecta	Diptera	Athericidae	-	-	3	-
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	<i>Cricotopus</i>	24	2	-
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	-	388	83	54
Arthropoda	Insecta	Diptera	Simuliidae	-	7	-	1
Arthropoda	Insecta	Diptera	Tipulidae	-	1	-	10
Arthropoda	Insecta	Diptera	-	-	329	50	8
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	<i>Acerpenna</i>	3	8	-
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis</i>	-	3	-
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	-	6	5	9
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Caenidae	-	10	27	5
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Ephemerellidae	-	2	-	-

Phylum	Classe	Ordre	Famille	Genre	MAEXE1	MAGLAS1	MAROCK1
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Heptageniidae	<i>Stenacron</i>	9	2	3
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Heptageniidae	<i>Stenonema</i>	3	58	21
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Heptageniidae	-	15	14	16
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Isonychiidae	<i>Isonychia</i>	-	-	6
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Isonychiidae	-	-	5	23
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptohyphidae	-	8	79	149
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	-	-	52	86	-
Arthropoda	Insecta	Lépidoptères	Crambidae	-	5	-	4
Arthropoda	Insecta	Odonata	Calopterygidae	-	5	1	-
Arthropoda	Insecta	Odonata	Coenagrionidae	-	14	5	3
Arthropoda	Insecta	Odonata	-	-	13	1	-
Arthropoda	Insecta	Plecoptera	Capniidae	-	11	-	-
Arthropoda	Insecta	Plecoptera	Taeniopterygidae	-	-	39	2
Arthropoda	Insecta	Plecoptera	-	-	-	4	-
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Glossosomatidae	-	-	1	1
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>	5	-	-
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Helicopsychidae	-	15	-	5
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Ceratopsyche</i>	-	3	23
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Cheumatopsyche</i>	28	-	-
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i>	1	-	-
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	-	64	60	21
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	-	-	256	-
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Leptoceridae	-	30	8	1
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Odontoceridae	-	4	-	-
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Philopotamidae	-	4	1	-
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Polycentropodidae	-	-	4	-
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	-	-	36	15	-
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Crangonyctidae	-	2	-	-
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Hyaellidae	<i>Hyaella</i>	-	10	-
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Hyaellidae	-	-	1	-
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	-	-	7	2	-
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	-	-	-	1	-

Phylum	Classe	Ordre	Famille	Genre	MAEXE1	MAGLAS1	MAROCK1
Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	Asellidae	-	2	-	-
Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	-	-	2	-	-
Mollusca	Bivalvia	Sphaeriida	-	-	3	-	-
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Pisidiidae	<i>Musculium</i>	7	-	-
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Pisidiidae	<i>Sphaerium</i>	-	10	-
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Pisidiidae	-	6	13	6
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	-	-	10	5	-
Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	Ancylidae	<i>Ferrissia</i>	1	-	-
Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	-	-	5	-	-
Platyhelminthes	Trepaxonemata	Tricladida	Dugesidae	<i>Cura</i>	16	-	-
Platyhelminthes	Trepaxonemata	Tricladida	Dugesidae	-	16	1	-
Platyhelminthes	Trepaxonemata	Tricladida	Planariidae	-	53	1	-
Platyhelminthes	Trepaxonemata	Tricladida	-	-	9	-	-

Tableau A3. Macro-invertébrés benthiques capturés dans six sites du ruisseau Big Otter en octobre 2022. Le nombre total d'individus capturés (dénombrement) et le nombre de sites où le macro-invertébré a été détecté sont indiqués. Échantillonnage effectué par l'Université de Toronto à Scarborough.

Phylum	Classe	Ordre	Famille	Genre	Espèce	Nombre	Nombre de sites
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	<i>Dubiraphia</i>	<i>parva</i>	2	2
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	<i>Macronychus</i>	<i>glabratus</i>	2	2
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	<i>Stenelmis</i>	sp.	1	1
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Empididae	<i>Optioservus</i>	sp.	5	1
Arthropoda	Insecta	Diptera	Athericidae	<i>Antherix</i>	<i>lantha</i>	1	1
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	<i>Ablabesmyia</i>	sp.	2	1
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	<i>Bezzia</i>	sp.	1	1
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	<i>Chironomus</i>	sp.	33	5
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	<i>Diamesa</i>	sp.	3	2
Arthropoda	Insecta	Diptera	Empididae	<i>Hemerodromia</i>	sp.	1	1
Arthropoda	Insecta	Diptera	Limoniidae	<i>Antocha</i>	<i>saxicola</i>	1	1
Arthropoda	Insecta	Diptera	Tabinidae	<i>Chrysops</i>	<i>exictans</i>	1	1
Arthropoda	Insecta	Diptera	Tabinidae	<i>Tabanus</i>	<i>septentrionalis</i>	4	2
Arthropoda	Insecta	Diptera	Tipulidae	<i>Tipula</i>	<i>abdominalis</i>	13	3
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Ameletidae	<i>Ameletus</i>	sp.	3	3
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Caenidae	<i>Caenis</i>	<i>horaria</i>	1	1
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Heptageniidae	<i>Heptagenia</i>	<i>elegantula</i>	2	1
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Heptageniidae	<i>Heptagenia</i>	<i>flavescens</i>	6	1
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Heptageniidae	<i>Heptagenia</i>	sp.	1	1
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Heptageniidae	<i>Leucrocuta</i>	sp.	7	2
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Heptageniidae	<i>Stenacron</i>	<i>pallidum</i>	2	1
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Heptageniidae	<i>Stenacron</i>	sp.	1	1
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Corixidae	<i>Hesperocorixa</i>	<i>vulgaris</i>	323	4
Arthropoda	Insecta	Megaloptera	Sialidae	<i>Sialis</i>	sp.	5	1
Arthropoda	Insecta	Odonata	Calopterygidae	<i>Calopteryx</i>	<i>virgo</i>	2	2
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Cheumatopsyche</i>	<i>analis</i>	42	3
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Cheumatopsyche</i>	<i>hageni</i>	4	1
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Cheumatopsyche</i>	<i>leonardi</i>	3	1
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i>	<i>alhedra</i>	4	1
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i>	<i>alternans</i>	9	1

Phylum	Classe	Ordre	Famille	Genre	Espèce	Nombre	Nombre de sites
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i>	<i>betteni</i>	1	1
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i>	<i>bronta</i>	7	3
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i>	<i>carolina</i>	40	1
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i>	<i>dicantha</i>	6	1
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i>	<i>hageni</i>	10	1
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i>	<i>leonardi</i>	12	2
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Symphitopsyche</i>	<i>bifidabifida</i>	15	1
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Rhyacophilidae	<i>Rhyacophila</i>	<i>meyeri</i>	1	1
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Gammaridae	<i>Gammarus</i>	<i>fossarum</i>	1	1
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Gammaridae	<i>Gammarus</i>	<i>pulex</i>	8	2
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Cambaridae	<i>Cambarus</i>	<i>robustus</i>	1	1
Mollusca	Bivalvia	Sphaeriida	Sphaeriidae	<i>Psidium</i>	sp.	2	1
Mollusca	Bivalvia	Sphaeriida	Sphaeriidae	<i>Sphaerium</i>	<i>corneum</i>	1	1
Mollusca	Bivalvia	Sphaeriida	Sphaeriidae	<i>Sphaerium</i>	<i>occidentale</i>	5	2
Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	Planorbidae	<i>Anisus</i>	sp.	5	1
Mollusca	Gastropoda	Heterostropha	Valvatidae	<i>Valvata</i>	<i>tricarinata</i>	1	1

Tableau A4. Liste des espèces détectées dans les rivières Grand, Thames et Ausable, et les ruisseaux Big Otter et Catfish. Les données incluses dans cette liste proviennent de la base de données sur la biodiversité ([Base de données sur la biodiversité des poissons](#)), de la base de données des étudiants diplômés et de la base de données externe tenue par le Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques du MPO. Sont inclus le nom scientifique, le nom commun et les abréviations. ✓ = l'espèce a déjà été détectée dans la rivière; Ø = espèce non consignée dans les bases de données consultées. Il est à noter que les occurrences de poissons dans les rivières Grand et Thames étaient limitées aux zones d'habitat essentiel du dard de sable. Les occurrences de poissons dans la rivière Ausable n'ont été prises en compte que dans les relevés effectués en amont du barrage « The Cut » à Exeter. Les occurrences de poissons dans le ruisseau Big Otter se trouvaient entre Vienna et Otterville. V = vrai et F = faux.

Nom scientifique	Nom commun	Prédateur?	Compétiteur?	Rivière Grand	Rivière Thames	Rivière Ausable	Ruisseau Big Otter	Ruisseau Catfish
<i>Ambloplites rupestris</i>	Crapet de roche	V	V	Ø	✓	✓	✓	✓
<i>Ameiurus melas</i>	Barbotte noire	F	V	✓	✓	✓	Ø	Ø
<i>Ameiurus natalis</i>	Barbotte jaune	F	V	Ø	✓	✓	Ø	Ø
<i>Ameiurus nebulosus</i>	Barbotte brune	F	V	✓	✓	✓	Ø	✓
<i>Ammocrypta pellucida</i>	Dard de sable	F	F	✓	✓	Ø	Ø	Ø
<i>Aplodinotus grunniens</i>	Malachigan d'eau douce	F	F	✓	✓	✓	Ø	✓
<i>Campostoma anomalum</i>	Roule-caillou	F	F	✓	✓	✓	Ø	Ø
<i>Carassius auratus</i>	Carassin doré	F	V	Ø	✓	Ø	Ø	Ø
<i>Carpionodes cyprinus</i>	Sébaste à dos épineux	F	V	Ø	✓	✓	Ø	✓
<i>Catostomus catostomus</i>	Meunier rouge	F	V	✓	✓	Ø	Ø	Ø
<i>Catostomus commersonii</i>	Meunier noir	F	V	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Chrosomus eos</i>	Ventre rouge du nord	F	V	Ø	Ø	✓	Ø	Ø
<i>Culaea inconstans</i>	Épinoche à cinq épines	F	V	✓	✓	✓	Ø	Ø
<i>Cyprinella spiloptera</i>	Méné bleu	F	F	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	F	V	✓	✓	✓	Ø	✓
<i>Dorosoma cepedianum</i>	Alose noyer	F	F	✓	✓	✓	Ø	✓
<i>Esox americanus vermiculatus</i>	Brochet vermiculé	V	V	Ø	Ø	✓	Ø	Ø
<i>Esox lucius</i>	Grand brochet	V	F	✓	✓	✓	Ø	Ø
<i>Etheostoma blennioides</i>	Dard vert	F	F	✓	✓	✓	Ø	Ø
<i>Etheostoma caeruleum</i>	Dard arc-en-ciel	F	V	✓	✓	✓	Ø	Ø
<i>Etheostoma exile</i>	Dard à ventre jaune	F	V	Ø	Ø	✓	Ø	Ø
<i>Etheostoma flabellare</i>	Dard barré	F	F	✓	✓	Ø	Ø	Ø
<i>Etheostoma nigrum</i>	Raseux-de-terre noir	F	V	✓	✓	✓	✓	✓

Nom scientifique	Nom commun	Prédateur?	Compétiteur?	Rivière Grand	Rivière Thames	Rivière Ausable	Ruisseau Big Otter	Ruisseau Catfish
<i>Etheostoma olmstedii</i>	Dard tesselé	F	V	Ø	✓	Ø	Ø	Ø
<i>Hiodon alosoides</i>	Laquaiche aux yeux d'or	V	F	Ø	✓	Ø	Ø	Ø
<i>Hiodon tergisus</i>	Laquaiche argentée	V	F	✓	✓	Ø	Ø	Ø
<i>Hypentelium nigricans</i>	Meunier à tête carrée	F	V	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Ictalurus punctatus</i>	Barbue de rivière	V	V	✓	✓	✓	Ø	Ø
<i>Labidesthes sicculus</i>	Crayon d'argent	F	F	✓	✓	✓	✓	Ø
<i>Lepisosteus osseus</i>	Lépisosté osseux	V	F	✓	✓	Ø	Ø	✓
<i>Lepomis cyanellus</i>	Crapet vert	V	V	✓	✓	✓	Ø	✓
<i>Lepomis gibbosus</i>	Crapet-soleil	F	V	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Lepomis macrochirus</i>	Crapet arlequin	F	V	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Lepomis megalotis</i>	Crapet à longues oreilles	F	V	Ø	Ø	✓	Ø	Ø
<i>Lepomis peltastes</i>	Crapet du Nord	F	V	✓	✓	✓	Ø	Ø
<i>Lethenteron appendix</i>	Lamproie de l'Est	F	F	✓	✓	✓	Ø	Ø
<i>Luxilus chrysocephalus</i>	Méné rayé	F	V	✓	✓	✓	Ø	Ø
<i>Luxilus cornutus</i>	Méné à nageoires rouges	F	V	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Lythrurus umbratilis</i>	Méné d'ombre	F	F	Ø	✓	✓	Ø	Ø
<i>Micropterus dolomieu</i>	Achigan à petite bouche	V	F	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Micropterus salmoides</i>	Achigan à grande bouche	V	F	✓	✓	✓	Ø	✓
<i>Minytrema melanops</i>	Meunier tacheté	F	V	Ø	✓	Ø	Ø	Ø
<i>Morone americana</i>	Baret	V	V	Ø	✓	✓	✓	Ø
<i>Morone chrysops</i>	Bar blanc	V	F	Ø	✓	✓	Ø	Ø
<i>Moxostoma anisurum</i>	Chevalier blanc	F	V	✓	✓	✓	Ø	✓
<i>Moxostoma carinatum</i>	Chevalier de rivière	F	V	✓	✓	Ø	Ø	Ø
<i>Moxostoma duquesnei</i>	Chevalier noir	F	V	✓	✓	✓	Ø	Ø
<i>Moxostoma erythrurum</i>	Chevalier doré	F	V	✓	✓	✓	Ø	✓
<i>Moxostoma macrolepidotum</i>	Chevalier rouge	F	V	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Moxostoma valenciennesi</i>	Chevalier jaune	F	V	✓	✓	✓	✓	Ø
<i>Neogobius melanostomus</i>	Gobie à taches noires	F	V	✓	✓	✓	✓	Ø
<i>Nocomis biguttatus</i>	Tête à taches rouges	F	V	✓	✓	✓	Ø	Ø

Nom scientifique	Nom commun	Prédateur?	Compétiteur?	Rivière Grand	Rivière Thames	Rivière Ausable	Ruisseau Big Otter	Ruisseau Catfish
<i>Nocomis micropogon</i>	Méné bâton	F	V	✓	✓	✓	✓	Ø
<i>Notemigonus crysoleucas</i>	Méné jaune	F	F	✓	✓	Ø	✓	✓
<i>Notropis atherinoides</i>	Méné émeraude	F	F	✓	✓	✓	✓	Ø
<i>Notropis buchanani</i>	Méné fantôme	F	F	✓	✓	✓	Ø	Ø
<i>Notropis heterodon</i>	Menton noir	F	F	Ø	Ø	✓	Ø	Ø
<i>Notropis heterolepis</i>	Museau noir	F	F	Ø	Ø	✓	Ø	Ø
<i>Notropis hudsonius</i>	Queue à tache noire	F	F	✓	✓	Ø	✓	Ø
<i>Notropis photogenis</i>	Méné miroir	F	F	✓	✓	Ø	Ø	Ø
<i>Notropis rubellus</i>	Tête rose	F	F	✓	✓	✓	✓	Ø
<i>Notropis stramineus</i>	Méné paille	F	F	Ø	Ø	Ø	✓	Ø
<i>Notropis volucellus</i>	Méné pâle	F	F	✓	✓	✓	✓	Ø
<i>Noturus flavus</i>	Barbotte des rapides	V	V	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Noturus gyrinus</i>	Chat-fou brun	F	V	✓	Ø	✓	✓	Ø
<i>Noturus miurus</i>	Chat-fou tacheté	F	V	✓	✓	Ø	Ø	Ø
<i>Noturus stigmosus</i>	Chat-fou du Nord	F	V	Ø	✓	Ø	Ø	Ø
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	V	V	Ø	✓	✓	✓	Ø
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	Saumon chinook	V	F	Ø	Ø	✓	Ø	Ø
<i>Perca flavescens</i>	Perchaude	V	V	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Percina caprodes</i>	Fouille-roche zébré	F	V	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Percina maculata</i>	Dard noir	F	V	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Percina shumardi</i>	Dard de rivière	F	F	Ø	✓	Ø	Ø	Ø
<i>Percopsis omiscomaycus</i>	Perche-truite	F	V	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Petromyzon marinus</i>	Lamproie marine	F	F	Ø	✓	Ø	Ø	✓
<i>Pimephales notatus</i>	Ventre-pourri	F	V	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Pimephales promelas</i>	Tête-de-boule	F	V	✓	✓	✓	✓	Ø
<i>Pomoxis annularis</i>	Marigane blanche	V	F	✓	✓	✓	Ø	Ø
<i>Pomoxis nigromaculatus</i>	Marigane noire	V	F	✓	✓	✓	Ø	✓
<i>Rhinichthys atratulus</i>	Naseux noir de l'Est	F	V	✓	✓	✓	✓	Ø
<i>Rhinichthys cataractae</i>	Naseux des rapides	F	F	✓	✓	✓	✓	Ø
<i>Salmo trutta</i>	Truite brune	V	F	Ø	Ø	✓	Ø	Ø
<i>Sander vitreus</i>	Doré jaune	V	F	✓	✓	✓	Ø	Ø
<i>Semotilus atromaculatus</i>	Mulet à cornes	F	V	✓	✓	✓	✓	✓

ANNEXE II – RÉSUMÉ DE L'EFFORT D'ÉCHANTILLONNAGE DES POISSONS DANS LE RUISSEAU CATFISH

En juillet 2002, des méthodes de pêche à l'électricité à l'aide d'appareils portatifs et de bateaux ont été utilisées pour échantillonner le chevalier noir entre l'embouchure de la rivière et l'aval du barrage de l'étang Springwater. Au total, 107 poissons faisant partie de 28 espèces ont été capturés dans les 8 sites étudiés. C'est l'aloise noyer (*Dorosoma cepedianum*) qui a été capturé le plus souvent ($n = 23$), et moins de 10 individus ont été capturés pour les 27 autres espèces (tableau A4); le dard de sable n'a pas été détecté. En juillet 2008, trois traits répétés à la senne ont été effectués dans deux sites du ruisseau Catfish, près du franchissement routier du chemin Pleasant Valley, à Central Elgin, en Ontario (tableau A1). Deux ménés bleus (*Cyprinella spiloptera*) et un dard noir (*Percina maculata*) ont été capturés dans les six traits. Enfin, six espèces de poissons ont été capturées en avril 2016 dans le cadre de quatre relevés : la barbotte (*Ameiurus nebulosus*; $n = 2$ individus), le meunier noir (*Catostomus commersonii*; $n = 26$), le crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*; $n = 1$), la barbotte des rapides (*Noturus flavus*; $n = 692$), la perche-truite (*Percopsis omiscomaycus*; $n = 2$) et la lamproie marine (*Petromyzon marinus*; $n = 21$; figure A1). Les mesures de l'habitat et de la qualité de l'eau du ruisseau Catfish ne sont généralement pas disponibles, mais le réseau est très turbide.

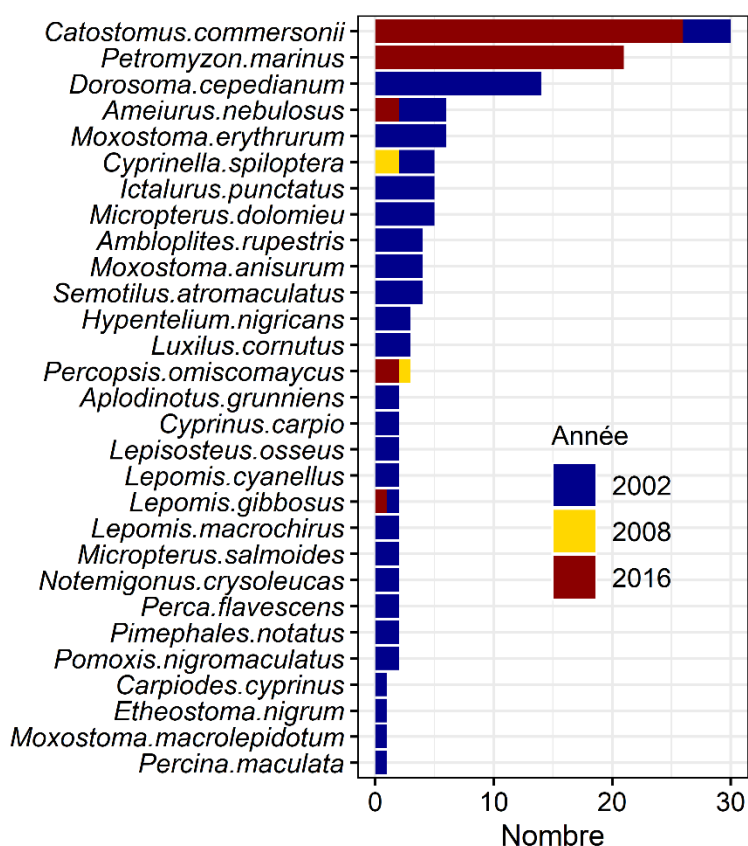


Figure A1. Données sur les captures de poissons dans le ruisseau Catfish en 2002 (bleu foncé; 8 sites), 2008 (or; 2 sites) et 2016 (rouge foncé; 4 sites). *Noturus flavus* a été exclue de ce graphique (2002 : 2 individus; 2016 : 692 individus).

ANNEXE III – APERÇU DE L'APPROCHE DELPHI MODIFIÉE

INTRODUCTION À L'APPROCHE MINI-DELPHI MODIFIÉE

Les connaissances scientifiques sur la façon d'améliorer la survie et le rétablissement des espèces inscrites à la liste de la *Loi sur les espèces en péril* LEP sont souvent incomplètes, mais des décisions de gestion doivent être prises malgré les nombreuses incertitudes. Les décisions de gestion dans des conditions d'incertitude élevée peuvent être améliorées grâce à l'intégration d'une méthode consensuelle structurée avec un groupe d'experts ou de spécialistes. De manière générale, les méthodes consensuelles sont définies comme des approches qualitatives structurées pour caractériser l'accord entre les experts sur des questions complexes et, ce faisant, obtenir des renseignements quantitatifs (Jones et Hunter 1995). Bien que l'application de méthodes consensuelles aux problèmes de conservation soit relativement rare (Mukherjee *et al.* 2015), elles offrent plusieurs avantages quant au traitement des questions difficiles liées à la conservation et à la gestion des espèces.

La méthode Delphi est un type de méthode consensuelle couramment utilisée pour structurer des groupes de personnes qui répondent collectivement à des problèmes complexes (Hasson *et al.* 2000, Mukherjee *et al.* 2015; figure A2). La méthode a été popularisée il y a environ 50 ans dans le but d'améliorer les prévisions technologiques (Dalkey et Helmer 1963, Linstone et Turoff 1975, Rowe et Wright 2011) et est maintenant devenue une approche commune à toutes les disciplines (p. ex. santé et médecine : Murphy *et al.* 2019, Lazarus *et al.* 2022). De manière générale, la méthode Delphi utilise des questionnaires et une rétroaction contrôlée de manière séquentielle pour réduire l'incertitude dans les réponses aux questions complexes. La première étape de la méthode Delphi est la préparation (figure A2) : la question ou le problème est défini; et les experts participants sont choisis en fonction de leurs connaissances et de leur expérience. Le nombre de participants peut varier et est souvent limité par les ressources, mais il est généralement recommandé d'inclure au moins sept experts (Powell 2003, Mukherjee *et al.* 2015). En plus de l'élaboration d'objectifs et des invitations pour la participation d'experts, la première étape nécessite également l'élaboration de l'ensemble initial de questions pour le groupe d'experts. En général, le premier ensemble de questions est vaste et peut aider à façonner l'orientation des questionnaires suivants, mais il peut également être plus structuré selon le scénario (Powell 2003).

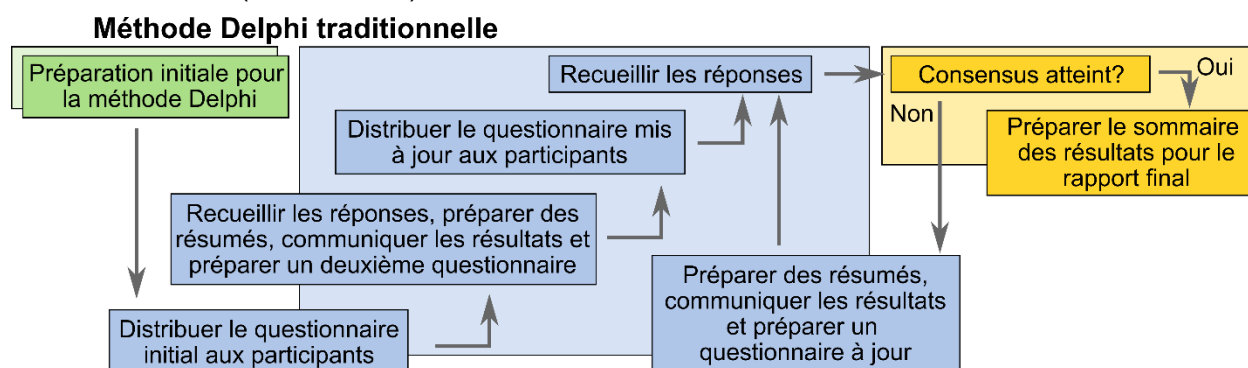


Figure A2. Diagramme de la technique traditionnelle de Delphi. Les couleurs correspondent au diagramme de la Figure A3. Préparation initiale (vert), application (bleu) et achèvement (consensus ; jaune).

Une fois remplis, les questionnaires sont recueillis et les réponses sont regroupées et résumées (figure A2). Les méthodes d'analyse des résultats diffèrent selon la structure des questions et les objectifs de l'utilisation de la méthode Delphi. En fin de compte, l'objectif de la présentation

des résultats aux participants est de fournir au groupe d'experts suffisamment de renseignements pour permettre à chaque personne de tenir compte des points de vue d'autres experts et de les pondérer par rapport à ses propres notes. Après avoir pris connaissance des résultats, le groupe d'experts a la possibilité de réviser ses réponses dans une deuxième version du questionnaire. Une fois les questionnaires remplis, les résultats sont regroupés entre les experts participants. Si un consensus a été atteint entre les experts, les résultats sont résumés et communiqués dans un rapport final. Toutefois, si un consensus n'est pas atteint, le groupe d'experts reçoit des résultats et des résumés mis à jour et a la possibilité de réviser ses réponses dans une troisième version du questionnaire (figure A2). Ce processus est répété jusqu'à ce qu'un consensus soit atteint ou jusqu'à ce que le processus ne puisse plus être poursuivi, et les opinions divergentes soient consignées.

Dans son utilisation classique, la méthode Delphi est anonyme et comprend au moins deux séries de questionnaires structurés, chacune suivie d'un regroupement des réponses et d'une rétroaction anonyme aux participants. Pour maintenir l'anonymat entre les experts, les participants remplissent les questionnaires de façon indépendante, sans savoir qui siège au comité (c.-à-d. aucune réunion en personne). Les résultats des questionnaires sont résumés par les animateurs et fournis aux participants; les réponses à chaque question sont fournies (de façon anonyme) et comprennent un résumé des points de vue des participants. Plus les participants fournissent de renseignements à l'appui de leur point de vue, plus les résumés de données peuvent être informatifs, ce qui peut ultimement accélérer le processus. Par conséquent, il faut être précis pendant l'élaboration du questionnaire pour s'assurer que les renseignements générés correspondent aux données nécessaires pour éclairer la prise de décisions.

MÉTHODES MINI-DELPHI MODIFIÉES

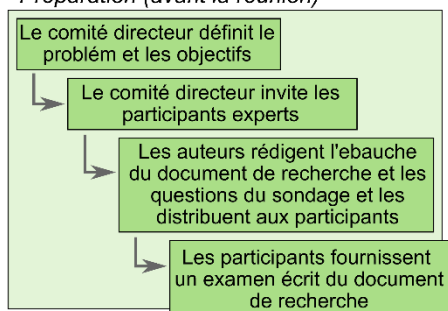
De nombreuses variantes de la méthode Delphi ont été élaborées pour permettre l'examen de problèmes avec des contextes et/ou des objectifs uniques (Rauch 1979, Mukherjee *et al.* 2015, Strasser 2017). La variante adaptée pour être utilisée dans le cadre de la réunion d'examen par les pairs du Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS) sur la réintroduction du dard de sable (*Ammocrypta pellucida*) est appelée « mini Delphi » ou « estimation-conversation-estimation » (Gallego et Bueno 2014, Strasser 2017). Une méthode mini-Delphi consiste en une réunion physique [ou virtuelle] d'experts qui fournissent des commentaires individuels, puis mènent des discussions ou des débats sur les réponses regroupées (Gallego et Bueno 2014, Strasser 2017). Sous cette forme, les réponses réelles aux questions peuvent rester anonymes; cependant, si l'occasion se présente et que des discussions sont nécessaires, l'anonymat complet est perdu.

Une méthode mini-Delphi modifiée a été utilisée pour éclairer les décisions sur l'utilisation de la réintroduction pour améliorer la survie ou le rétablissement du dard de sable dans le sud-ouest de l'Ontario (figure A3). Ce processus a été divisé en trois étapes :

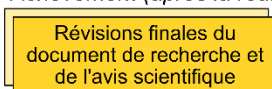
1. Avant la réunion : Préparation
2. Pendant la réunion : Application
3. Après la réunion : Achèvement

Méthode Mini-Delphi Modifiée

Préparation (avant la réunion)



Achèvement (après la réunion)



Application (pendant la réunion)

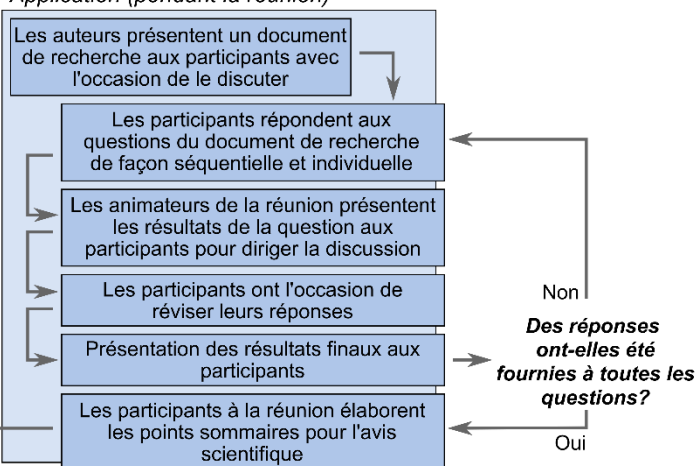


Figure A3. Méthode mini-Delphi modifiée utilisée pour examiner les avantages, la faisabilité et les risques de la réintroduction du dard de sable. Trois étapes sont décrites pour le processus avant (préparation; vert), pendant (application; bleu) et après (achèvement; jaune) la réunion du SCAS.

Pour la première étape de la méthode mini-Delphi modifiée, le comité directeur devait déterminer et peaufiner les objectifs de la réunion (figure A3), en commençant par la demande d'information ou d'avis scientifique examiné par des pairs. Ils sont décrits dans le cadre de référence de la réunion du SCAS. Une fois les objectifs de recherche définis, le comité directeur a dressé une liste des possibles experts participants et nommé l'animateur pour diriger la réunion, puis a envoyé les invitations. Ensuite, les auteurs ont rédigé un document de travail qui fournissait des renseignements généraux pertinents pour les objectifs et les questions du sondage. Le document de travail s'est fortement inspiré du document d'orientation élaboré précédemment pour évaluer les avantages et les risques écologiques du déplacement aux fins de la conservation de poissons et de moules d'eau douce inscrits sur la liste de la LEP (Lamothe *et al.* 2023). Avant la réunion, les participants ont fourni des examens écrits du document de travail qui ont permis de relever les importantes informations et considérations qui étaient absentes du document. L'équipe d'auteurs a préparé des réponses et des révisions avant la réunion du mieux possible compte tenu des contraintes de temps.

Au cours de la première journée de la réunion du SCAS, l'équipe d'auteurs a présenté le contenu du document de travail, y compris les révisions suggérées, afin de faciliter la discussion sur le matériel. À la suite de l'aperçu de la recherche, les participants devaient répondre de façon indépendante aux questions du sondage indiquées dans le document de travail. Les questions posées aux participants ont été formulées de manière à ce qu'une mesure de l'incertitude des participants puisse en découler. Voici un exemple :

Question 1 : Quelle est la probabilité que l'abondance de la population de dards de sable dans la rivière Grand soit supérieure à 25 000 individus d'âge 1+?

En réponse à cette question, les participants ont attribué 100 points entre cinq catégories afin d'indiquer la probabilité que l'énoncé soit vrai tout en fournissant simultanément un niveau de certitude accompagnant ce jugement perçu.

1. Probabilité très faible (< 5 %)
2. Probabilité faible (de 5 à 33 %)

3. Probabilité moyenne (de 34 à 66 %)
4. Probabilité élevée (de 67 à 95 %)
5. Probabilité très élevée (> 95 %).

Si un participant estimait que d'après les données probantes, la probabilité que la population de la rivière Grand dépasse 25 000 individus était raisonnablement élevée, mais qu'il hésitait ou n'était pas entièrement certain de cette réponse, il pouvait attribuer davantage de points à la catégorie 4, Probabilité élevée (de 67 à 95 %; tableau A5). Par ailleurs, s'il n'y avait pas d'information pertinente sur la question 1 et que l'expert n'était pas du tout certain de la probabilité réelle, il a réparti ses points uniformément dans toutes les catégories (expert 2; tableau A5). Le fait d'aborder les questions et les réponses dans ce format permet de répondre aux questions difficiles d'un groupe d'experts possédant une expertise importante, et une mesure de la certitude peut être prise en compte à l'échelle des personnes et du groupe pour éclairer les futures décisions de gestion.

Tableau A3. Exemples de réponses de deux experts à la question 1. Chaque expert a attribué 100 points à cinq catégories de probabilité. Question 1 : Quelle est la probabilité que l'abondance de la population de dards de sable dans la rivière Grand soit supérieure à 25 000 individus d'âge 1+?

Probabilité	Cotes de l'expert 1	Cotes de l'expert 2
Très faible (< 5 %)	0	20
Faible (5 % à 33 %)	10	20
Moyenne (34 % à 66 %)	25	20
Élevée (67 % à 95 %)	40	20
Très élevée (> 95 %)	25	20
SOMME	100	100

Des commentaires et des résumés ont été présentés pour chaque question après les réponses. Des histogrammes simples de la fréquence relative des notes pour chaque catégorie de probabilité additionnée entre les participants (p. ex. figure A4) ont été générés afin de présenter aux participants la perspective du groupe et de faciliter la discussion sur la probabilité et l'incertitude assignées à chaque question. Une fois que le groupe de participants estimait que la discussion de suivi sur les résultats pour une question particulière était suffisante, ils ont eu l'occasion de réviser leurs notes. Bien qu'elle contraste avec une approche Delphi classique, qui exige un consensus pour chaque question, l'objectif de l'approche mini-Delphi modifiée pour la réunion du SCAS sur la réintroduction du dard de sable visait à obtenir un portrait éclairé de la probabilité et de la certitude entourant la capacité d'une réintroduction réussie et de la façon dont cette réintroduction peut influencer sur la survie et le rétablissement de l'espèce.

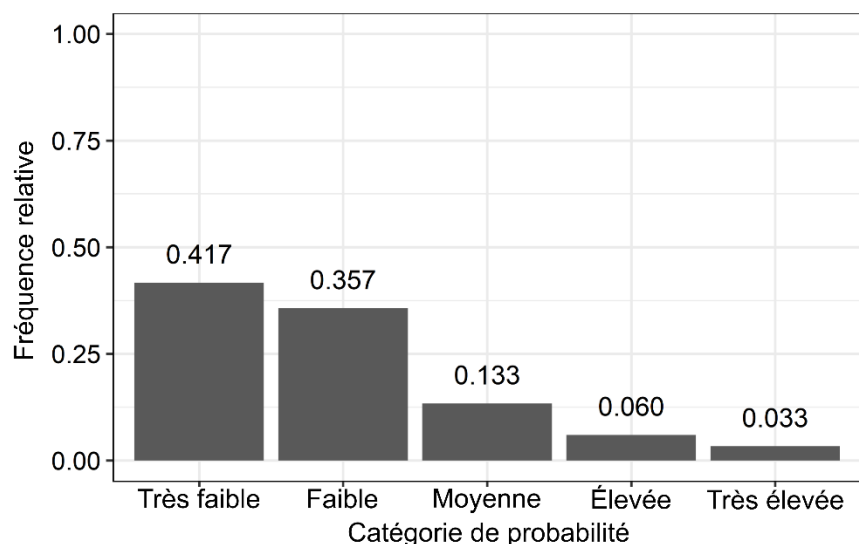


Figure A4. Exemple d'histogramme affichant des estimations de probabilité simulées (axe des x) pour la question 1, liée à l'abondance de la population source.

Les participants ont approuvé les résultats générés par la méthode mini-Delphi au cours de la réunion, et les résultats sont présentés dans l'avis scientifique. Les discussions tenues pendant la méthode mini-Delphi ont été consignées par les rapporteurs et publiées sous forme de compte rendu.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Dalkey, N., and Helmer, O. 1963. An experimental application of the Delphi method to the use of experts. *Manage. Sci.* 9(3): 458–467.
- Gallego, D., and Bueno, S. 2014. Exploring the application of the Delphi method as a forecasting tool in information systems and technologies research. *Technol. Anal. Strat. Manage.* 26(9): 987–999.
- Hasson, F., Keeney, S., and McKenna, H. 2000. Research guidelines for the Delphi survey technique. *J. Adv. Nurs.* 32(4): 1008–1015.
- Jones, J., and Hunter, D. 1995. Consensus methods for medical and health services research. *Brit. Med. J.* 311(7001): 376–380.
- Lamothe, K.A., Morris, T.J., et Drake, D.A.R. 2023. [Cadre décisionnel pour la translocation aux fins de la conservation de poissons et de moules d'eau douce inscrits sur la liste de la LEP](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/064. viii + 90 p.
- Lazarus, J.V., Romero, D., Kopka, C.J., Karim, S.A., Abu-Raddad, L.J., Almeida, G., Baptista-Leite, R., Barocas, J.A., Barreto, M.L., Bar-Yam, Y., Bassat, Q., Batista, C., Bazilian, M., Chiou, S.-T., del Rio, C., Dore, G.J., Gao, G.F., Gostin, L.O., Hellard, M., Jimenez, J.L., Kang, G., Lee, N., Maticič, M., McKee, M., Nsanzimana, S., Oliu-Barton, M., Pradelski, B., Pyzik, O., Rabin, K., Raina, S., Rashid, S.F., Rathe, M., Saenz, R., Singh, S., Trock-Hempler, M., Villapol, S., Yap, P., Binagwaho, A., Kamarulzaman, A., El-Mohandes, A., and The COVID-19 Consensus Statement Panel. 2022. A multinational Delphi consensus to end the COVID-19 public health threat. *Nature.* 611: 332–345.

-
- Linstone, H.A., and Turoff, M. 1975. *The Delphi Method: techniques and applications*. Addison-Wesley, Reading, MA. 620 p.
- Mukherjee, N., Hugé, J., Sutherland, W.J., McNeill, J., Van Opstal, M., Dahdouh-Guebas, F., and Koedam, N. 2015. The Delphi technique in ecology and biological conservation: applications and guidelines. *Meth. Ecol. Evol.* 6(9): 1097–1109.
- Murphy, J.P., Rådestad, M., Kurland, L., Jirwe, M., Djalali, A., and Rüter, A. 2019. Emergency department registered nurses' disaster medicine competencies. An exploratory study utilizing a modified Delphi technique. *Int. Emerg. Nurs.* 43: 84–91.
- Powell, C. 2003. The Delphi technique: myths and realities. *Method. Issues Nurs. Res.* 41(4): 376–382.
- Rauch, W. 1979. The decision Delphi. *Technol. Forecast. Social Change.* 15(3): 159–169.
- Rowe, G., and Wright, G. 2011. The Delphi technique: past, present, and future prospects – Introduction to the special issue. *Technol. Forecast. Social Change.* 78(9): 1487–1490.
- Strasser, A. 2017. Delphi method variants in information systems research: taxonomy development and application. *Elect. J. Bus. Res. Meth.* 15(2): 120–133.