



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2021/027

Région du Centre et de l'Arctique

Information à l'appui d'une évaluation du potentiel de rétablissement du corégone pygmée (*Prosopium coulterii*), populations des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent (UD 5)

David W. Andrews, Adam S. van der Lee, Thomas C. Pratt, et D. Andrew R. Drake

Pêches et Océans Canada
Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques
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 de consultation scientifique
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

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



ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-38353-8 N° cat. Fs70-5/2021-027F-PDF

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2021

La présente publication doit être citée comme suit :

Andrews, D.W., van der Lee, A.S., Pratt, T.C., et Drake, D.A.R. 2021. Information à l'appui d'une évaluation du potentiel de rétablissement du corégone pygmée (*Prosopium coulterii*), populations des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent (UD 5). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2021/027. iv + 32 p.

Also available in English:

Andrews, D.W., van der Lee, A.S., Pratt, T.C., and Drake, D.A.R. 2021. Information in support of a Recovery Potential Assessment of Pygmy Whitefish (*Prosopium coulterii*), Great Lakes — Upper St. Lawrence population (DU5). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/027. iv + 28 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	IV
INTRODUCTION	1
PARAMÈTRES DE LA BIOLOGIE, DE L'ABONDANCE, DE LA RÉPARTITION ET DU CYCLE BIOLOGIQUE	1
DESCRIPTION DE L'ESPÈCE	1
CYCLE VITAL	2
ALIMENTATION.....	2
DISPERSION ET MIGRATION.....	3
RÉPARTITION	3
ÉTAT ACTUEL ET ÉVALUATION DE LA POPULATION	5
PARAMÈTRES DU CYCLE BIOLOGIQUE.....	10
BESOINS EN MATIÈRE D'HABITAT ET DE RÉSIDENCE	11
FRAIE	11
JUVÉNILÉ	12
ADULTE	12
FONCTIONS, CARACTÉRISTIQUES ET PROPRIÉTÉS	14
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS LIÉS À LA SURVIE ET AU RÉTABLISSEMENT	16
CATÉGORIES DE MENACES	16
Pollution	17
Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques	18
Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	20
ÉVALUATION DES MENACES.....	20
FACTEURS LIMITATIFS.....	23
SCÉNARIOS D'ATTÉNUATION DES MENACES ET ACTIVITÉS DE RECHANGE	25
SOURCES D'INCERTITUDE	27
REMERCIEMENTS	27
RÉFÉRENCES CITÉES.....	27

RÉSUMÉ

Le corégone pygmée (*Prosopium coulterii*) a été capturé pour la première fois dans le lac Supérieur en 1952. En novembre 2016, le COSEPAC a désigné les populations de corégone pygmée dans les Grands Lacs et le haut Saint-Laurent (UD 5) comme étant menacées. Voici les raisons invoquées pour cette désignation : « Ce poisson d'eau douce de petite taille a connu des déclin dramatiques de son abondance au cours des quelques dernières décennies, avec un déclin global estimé à 48 % depuis 2000. La présence continue de poissons envahissants et le rétablissement de poissons prédateurs indigènes peuvent respectivement menacer ou limiter le rétablissement. » (COSEPAC 2016). L'évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) offre l'information et les avis scientifiques requis pour respecter les différentes exigences de la *Loi sur les espèces en péril* du gouvernement fédéral. Le présent document de recherche décrit l'état actuel des connaissances sur l'espèce, y compris la biologie, la répartition, les tendances des populations, les besoins en matière d'habitat et les menaces; ces renseignements seront utilisés pour orienter les plans de rétablissement. Selon une évaluation de l'état de la population, la densité du corégone pygmée dans le lac Supérieur a diminué depuis 2013. Selon une évaluation des menaces, les plus grandes menaces pour le corégone pygmée dans le lac Supérieur sont le changement climatique, les espèces envahissantes et la pollution; toutefois, l'incidence de ces menaces est actuellement inconnue. La prédation par des prédateurs de niveau trophique supérieur comme la truite grise (*Salvelinus namaycush*) et la lotte (*Lota lota*) pourrait limiter la croissance démographique.

INTRODUCTION

En novembre 2016, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a déterminé que les populations de corégone pygmée (*Prosopium coulterii*) des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent (unité désignable [UD] 5) étaient menacées. Cette désignation était fondée sur un déclin de l'abondance au cours des dernières décennies, ainsi que sur la possibilité que des espèces envahissantes ou des prédateurs indigènes menacent ou limitent le rétablissement du corégone pygmée (COSEPAC 2016). Pêches et Océans Canada (MPO) a élaboré un processus d'évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) afin de fournir l'information et les avis scientifiques nécessaires pour satisfaire aux exigences de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP), y compris l'élaboration de programmes de rétablissement et la délivrance d'autorisations de mener des activités qui, autrement, enfreindraient la LEP (MPO 2007). Le présent document résume la biologie, la répartition, les tendances démographiques, les besoins en matière d'habitat, les menaces et les facteurs limitatifs pour les populations de corégone pygmée dans les Grands Lacs et le haut Saint-Laurent (UD 5) en vue d'éclairer l'EPR. Le processus d'EPR, fondé sur les travaux du MPO (2007) et les lignes directrices mises à jour (MPO, données non publiées), comprend l'évaluation de 22 éléments de potentiel de rétablissement. Les éléments abordés dans le présent document comprennent les **caractéristiques biologiques, abondance, aire de répartition et paramètres du cycle biologique** (éléments 1 à 3); les **besoins en matière d'habitat et de résidence** (éléments 4 à 7); les **menaces et facteurs limitatifs liés à la survie et au rétablissement** (éléments 8 à 11); et les **scénarios d'atténuation des menaces et activités de rechange** (éléments 16 à 21).

Le présent document accompagne deux autres documents : 1) une évaluation quantitative de la trajectoire de la population, des caractéristiques de l'habitat et de l'habitat disponible pour le corégone pygmée dans le lac Supérieur (van der Lee et Koops 2020; éléments 2, 4 et 14); 2) une modélisation du potentiel de rétablissement des populations du lac Supérieur (van der Lee et Koops 2021; éléments 3, 12-15 et 22). Collectivement, ces documents fournissent des renseignements sur le potentiel de rétablissement du corégone pygmée dans les Grands Lacs et le haut Saint-Laurent (UD 5).

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

Élément 1 : Résumer la biologie du corégone pygmée

DESCRIPTION DE L'ESPÈCE

Le corégone pygmée est un corégoniné de la famille *Salmonidae*, appartenant au genre *Prosopium*. Il s'agit de la plus petite espèce de corégone, avec une longueur totale maximale de 159 mm pour la forme « régulière » présente dans le lac Supérieur (données inédites de l'USGS). La forme « géante », retrouvée dans l'ouest de l'Amérique du Nord, peut atteindre une longueur totale maximale de 260 mm (COSEPAC 2016). Le corps cylindrique du corégone pygmée est légèrement comprimé latéralement près du pédoncule caudal (Scott et Crossman 1973). Le dos est de couleur vert brunâtre, le ventre est blanc et les flancs sont argentés (Scott et Crossman 1973). La longueur de la tête est légèrement plus grande que la hauteur du corps, et le diamètre des yeux est plus grand que la longueur du museau (Scott et Crossman 1973). Le corégone pygmée comporte un seul repli nasal entre les narines et une encoche ventrale dans la paupière adipeuse — deux caractéristiques du genre *Prosopium* qui ne sont pas présentes chez les autres corégoninés (Sullivan et MacKay 2011). Onze rangées d'écaillés au-dessus de la ligne latérale distinguent le corégone pygmée du ménomini des montagnes

(*Prosopium williamsoni*), qui compte six rangées d'écaillés. De multiples caractéristiques morphologiques distinguent le corégone pygmée du ménomini rond (*Prosopium cylindraceum*), y compris une tête allongée, un museau émoussé, de gros yeux et une petite nageoire adipeuse (COSEPAC 2016).

Pendant la saison de reproduction, les individus des deux sexes présentent des nageoires ventrales de couleur orange de même que des tubercules nuptiaux sur la tête, le dos, les flancs et les nageoires pectorales (COSEPAC 2016). Les attributs sexuels dimorphes comprennent des nageoires à rayons plus longs chez le mâle et un corps plus profond et plus large chez la femelle (Eschmeyer et Bailey 1955). Deux formes morphologiques ont été identifiées selon le nombre de branchicténies, les rayons de la nageoire dorsale et les écaillés du pédoncule caudal — la forme « à nombre élevé de branchicténies » et la forme « à faible nombre de branchicténies » (McCart 1970). On croit que les deux formes morphologiques occupent des positions trophiques différentes. Toutefois, les individus du lac Supérieur ne se retrouvent dans ni l'un ni l'autre de ces groupes (déduit de COSEPAC 2016). Une description morphologique complète du corégone pygmée du lac Supérieur se trouve dans Eschmeyer et Bailey (1955).

CYCLE DE VIE

La majorité des mâles du lac Supérieur atteignent la maturité à deux ans, tandis que la majorité des femelles atteignent la maturité à trois ans (Eschmeyer et Bailey 1955). Toutefois, la détermination de l'âge selon Eschmeyer et Bailey (1955) était fondée sur les écaillés et pourrait légèrement sous-estimer l'âge réel à la maturation. La fraie n'a pas été observée dans le lac Supérieur, mais des individus non arrivés à maturité ont été capturés en octobre et des individus ayant frayé ont été capturés en janvier, ce qui indique que la fraie se déroule probablement durant la période de novembre à décembre (Scott et Crossman 1973). Bien que l'habitat de fraie précis dans le lac Supérieur soit inconnu, on sait que le corégone pygmée dans l'État de Washington dépose ses œufs dans un habitat riverain comportant un substrat en gravier (Barnett et Paige 2014). Ces frayères ont été influencées par le lac, les œufs s'étant probablement déposés dans un habitat de petits cours d'eau à faible déclivité ou non loin de la confluence avec un lac ou une rivière (Barnett et Paige 2012, 2014). Bien que la croissance dans le lac Supérieur soit plus lente que dans les autres UD (COSEPAC 2016), les individus immatures croissent rapidement, atteignant 50 % de leur taille maximale à la deuxième année pour les mâles et à la troisième année pour les femelles. L'âge maximal enregistré au lac Supérieur est de 9 ans pour les femelles et de 7 ans pour les mâles (Stewart *et al.* 2016).

ALIMENTATION

Le corégone pygmée est une espèce de fond qui occupe un habitat en eau profonde dans le lac Supérieur (Yule *et al.* 2008) où il se nourrit d'une variété de proies. Les principales proies du corégone pygmée dans le lac Supérieur comprennent les amphipodes (*Diporeia*), les copépodes, les chironomes, les ostracodes et les œufs de poissons corégonoides (Anderson et Smith 1971, Scott et Crossman 1973). En particulier, les copépodes semblent être une proie importante pour les jeunes poissons (Eschmeyer et Bailey 1955). Les crustacés de l'ordre des mysidacés et les mollusques bivalves sont des proies moins importantes, mais ont été néanmoins observés dans le contenu stomacal d'individus du lac Supérieur (Eschmeyer et Bailey 1955, Anderson et Smith 1971). La nature de l'alimentation varie selon la saison : les crustacés sont importants du printemps à l'automne, les insectes sont importants de la fin du printemps à l'automne, et les œufs de poisson sont importants de l'hiver au printemps (Eschmeyer et Bailey 1955, Anderson et Smith 1971). L'analyse des isotopes stables chez des individus du lac Supérieur révèle que la majeure partie de la nutrition du corégone pygmée est obtenue par voie benthique (Sierszen *et al.* 2014), ce qui indique un lien trophique entre

Diporeia et les prédateurs de niveau trophique supérieur comme la truite grise (*Salvelinus namaycush*; Stewart *et al.* 2016).

DISPERSION ET MIGRATION

On en sait relativement peu sur la dispersion et les déplacements du corégone pygmée dans le lac Supérieur. Toutefois, contrairement aux populations de l'ouest de l'Amérique du Nord, on croit que les individus du lac Supérieur ne migrent pas sur de longues distances dans les affluents (Barnett et Paige 2014). Certaines données semblent indiquer que les adultes du lac Supérieur présentent un mélange de migration verticale nyctémérale et de migration nyctémérale vers la rive (Gorman *et al.* 2012). Cependant, les mouvements verticaux nyctéméraux sont moins prononcés en comparaison des autres poissons-proies comme le cisco de lac (*Coregonus artedii*) et le cisco de fumage (*Coregonus hoyi*) [Gorman *et al.* 2012], et peuvent contribuer à réduire la prédation par la truite grise (Pratt *et al.* 2016). Contrairement aux adultes, le corégone pygmée immature ne s'adonne pas à la migration verticale nyctémérale, mais on a constaté des mouvements nyctéméraux vers la rive (Gorman *et al.* 2012).

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

RÉPARTITION

L'unité désignable Grands Lacs–Haut-Saint-Laurent (UD 5) du corégone pygmée se trouve entièrement dans le lac Supérieur (Figure 1). L'espèce n'a pas été détectée dans le lac Supérieur avant 1952, probablement en raison de sa petite taille par rapport aux mailles des filets maillants de profondeur et des filets de capture utilisés dans les pêches commerciales (Eschmeyer et Bailey 1955). On trouve le corégone pygmée dans les eaux côtières profondes (15 à 80 m) et les eaux extracôtières (> 80 m) du Canada et des États-Unis.

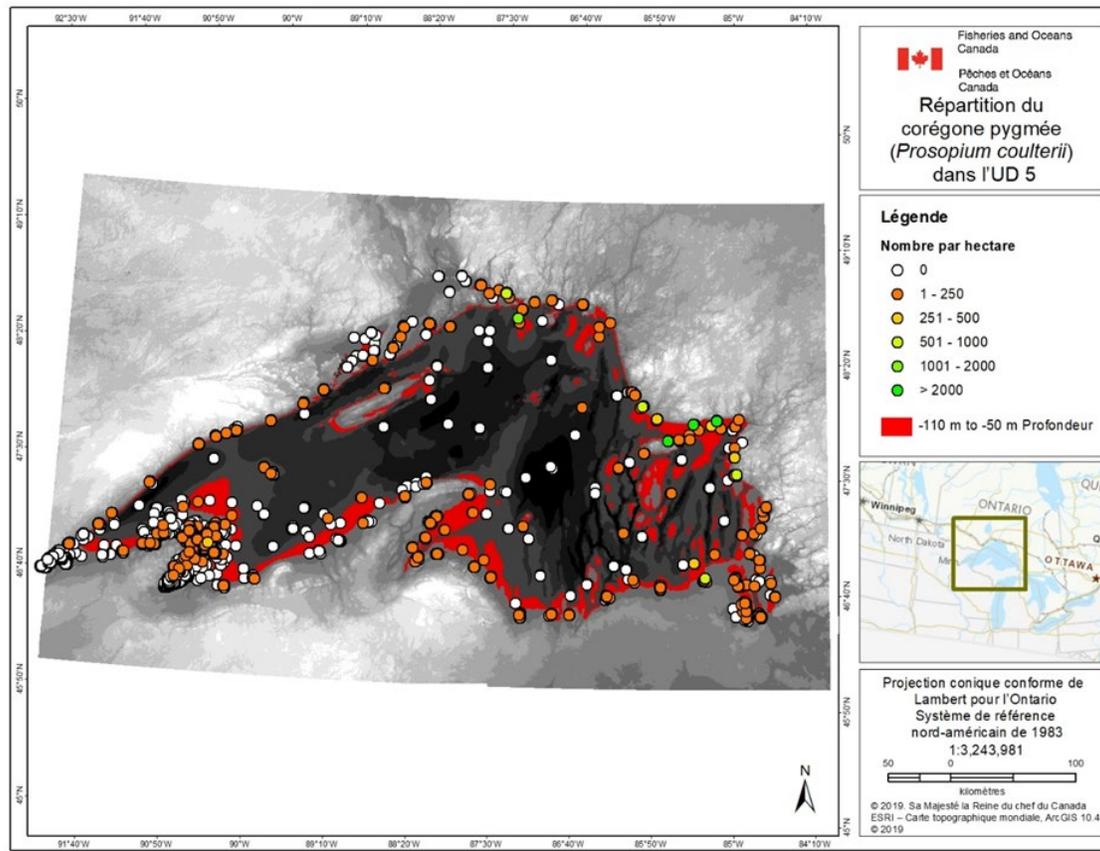


Figure 1. Détections de populations de corégone pygmée, Grands Lacs et haut Saint-Laurent (UD 5) dans les chalutages de fond côtiers et extracôtiers menés par l'USGS de 1963 à 2018. Les valeurs sont présentées en nombre par hectare. Les strates de profondeur entre -110 m et -50 m de profondeur sont mises en évidence. Données fournies par Mark Vinson, USGS.

Une grande partie des données sur la répartition du corégone pygmée dans le lac Supérieur a été éclairée par le chalutage de fond annuel mené par l'United States Geological Survey (USGS), puisque les organismes canadiens ne déploient pas d'efforts réguliers pour évaluer cette espèce. En activité depuis 1963, de nombreuses stations d'indice de l'USGS font l'objet de pêches régulières, ce qui permet de documenter les tendances de l'occurrence du corégone pygmée. À partir de 1989, l'USGS a commencé à échantillonner des habitats plus profonds du côté canadien du lac. Par conséquent, les tendances actuelles de la trajectoire démographique ne peuvent être facilement comparées aux estimations antérieures à 1989 (COSEPAC 2016). Dans le présent document, tous les chalutages à partir de 1963 ont servi à éclairer la répartition, tandis que seuls les chalutages côtiers à partir de 1989 ont servi à éclairer la situation démographique de cette espèce. Des chalutages en eaux côtières (n = 2 314), c'est-à-dire longeant le périmètre du lac à des profondeurs allant de 15 à 80 m, ont été effectués à l'aide d'un filet de fond Yankee de 12 m muni d'une ralingue inférieure sur rouleau revêtu de caoutchouc de 6 pouces. La majorité des chalutages ont été exécutés de jour en mai et en juin. À partir de 2011, les sites extracôtiers, définis comme ceux de plus de 80 à 300 m de profondeur, ont été échantillonnés au moyen du même engin de chalutage durant les mois d'été. Depuis 2013, chaque activité de chalutage comprenait la collecte de données de profil aquatique, y compris la température, la conductivité spécifique, le pH, l'oxygène dissous, la chlorophylle a et le rayonnement photosynthétiquement actif (USGS 2018). La profondeur a été enregistrée au début et à la fin de chaque chalutage.

van der Lee et Koops (2020) ont utilisé l'information provenant des chalutages côtiers et extracôtiers pour : 1) évaluer la relation entre l'occurrence et la biomasse du corégone pygmée et la profondeur à l'aide de la technique de modélisation spatialement explicite d'approximation de Laplace imbriquée intégrée (INLA); et 2) projeter la densité de la biomasse et l'occurrence du corégone pygmée à l'échelle du lac à l'aide de la bathymétrie du lac Supérieur et la relation entre l'occurrence et la biomasse avec la profondeur. La Figure 2 présente la projection fondée sur la profondeur de la biomasse du corégone pygmée dans le lac Supérieur d'après l'analyse INLA (voir van der Lee et Koops 2020 pour plus de détails). Selon l'analyse, il existe au moins sept zones spatiales distinctes d'occurrence et de biomasse du corégone pygmée : 1) une grande zone commençant à l'ouest de Wawa, au sud et au nord de l'île Michipicoten; 2) une zone située le long de la rive est, allant de Old Woman Bay à Agawa Bay; 3) une zone située immédiatement à l'ouest des îles Slate; 4) une zone située à l'est des îles Slate; 5) une zone située au nord des îles Apostle (Minnesota); 6) plusieurs petites zones situées au nord de Munising (Michigan); et 7) une grande zone située au sud de la péninsule de Keewenaw (Michigan). Bien que l'espèce semble exister à faible densité dans tout le lac Supérieur, sa densité semble être plus élevée près de certaines parties de la rive nord du lac Supérieur, particulièrement à proximité de l'île Michipicoten (Figures 1 et 2). Les prédictions spatiales de la biomasse au moyen du modèle INLA ont été estimées dans van der Lee et Koops (2020). La biomasse devrait être la plus élevée près de certaines parties de la rive nord près de l'île Michipicoten ainsi qu'à l'extérieur de la baie Keweenaw (Figure 2; van der Lee et Koops 2020).

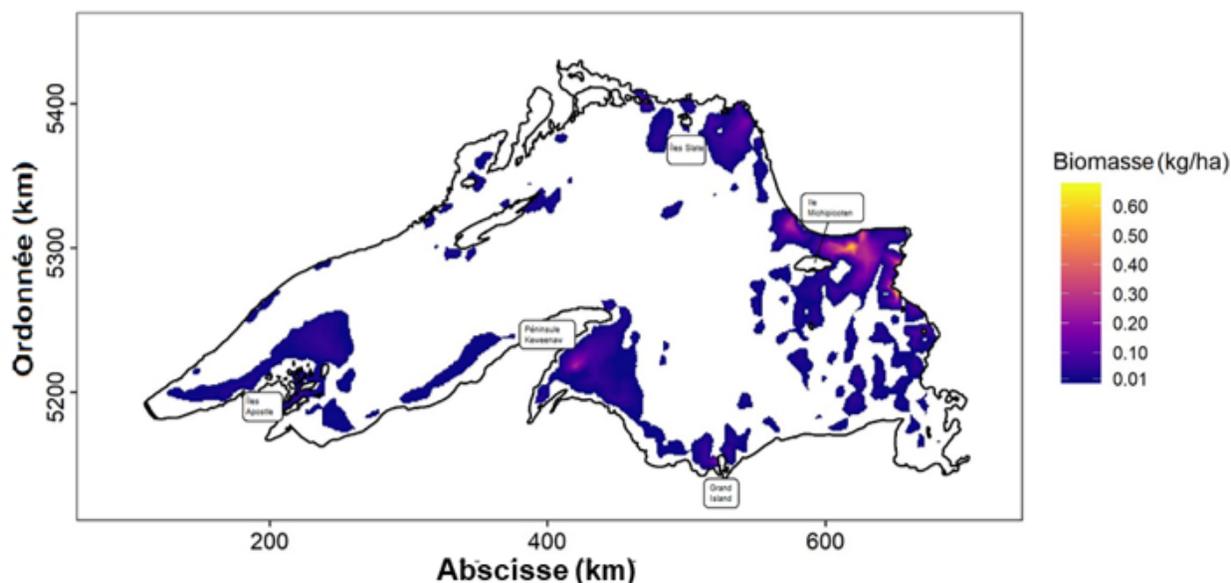


Figure 2. Prédiction spatiale de la biomasse du corégone pygmée (kg/ha) d'après les modèles INLA combinés de l'occurrence et de la biomasse fondés sur la bathymétrie du lac Supérieur. Les axes x et y sont respectivement l'abscisse et l'ordonnée (km), l'axe z représente la biomasse moyenne (kg/ha) dans des cellules d'environ 1 km² (reproduit de van der Lee et Koops 2020)

ÉTAT ACTUEL ET ÉVALUATION DE LA POPULATION

On en sait relativement peu sur la structure démographique du corégone pygmée dans la région des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent (UD 5) en raison du manque d'information sur la reproduction et la dispersion. Aucune analyse visant à évaluer les échanges génétiques dans le lac n'a été effectuée. Il existe de faibles niveaux de biomasse du corégone pygmée dans les plages de profondeur appropriées (voir la Figure 10 dans van der Lee et Koops 2021), et bien

qu'il y ait au moins sept zones distinctes de biomasse du corégone pygmée supérieure à la moyenne dans l'ensemble du lac, il est probable qu'un échange génétique se produise entre ces zones.

Les tendances de l'abondance par hectare mesurée par les chalutages côtiers indiquent que la densité est beaucoup plus élevée du côté canadien du lac Supérieur que dans les eaux américaines (Mark Vinson, USGS, comm. pers.). Les données empiriques du chalutage suggèrent que la densité annuelle médiane à l'échelle du lac a légèrement diminué au cours des trois dernières décennies.

Pour évaluer l'état des populations de corégone pygmée dans les Grands Lacs et le haut Saint-Laurent (UD 5), on a supposé que tous les individus du lac Supérieur appartenaient à une seule population en raison du manque d'information sur l'isolement reproductif. On a évalué la trajectoire de la population en fonction des catégories suivantes : en déclin, stable, en augmentation ou inconnue, d'après les meilleures connaissances disponibles sur la trajectoire actuelle de la population. En utilisant uniquement les chalutages côtiers réalisés par l'USGS depuis 1989, van der Lee et Koops (2020) ont estimé la biomasse en utilisant un modèle INLA axé sur la profondeur spatiale. Ce modèle indiquait que le corégone pygmée existe à faible densité (p. ex. une biomasse médiane de 0,036 kg/ha) dans les régions où l'on prévoit que l'espèce existe (van der Lee et Koops 2021). Le modèle spatial INLA tenait compte des structures de covariance complexes dans les données spatio-temporelles, fournissant ainsi des estimations de la biomasse à l'échelle du lac corrigées en fonction de l'évolution de la répartition spatiale des lieux d'échantillonnage au cours des années. Il a également révélé que la corrélation spatiale des résidus de biomasse existe jusqu'à 70 km de l'emplacement d'un chalut et que le seul prédicteur important de l'habitat pour la présence et la biomasse était la profondeur de l'eau. Selon le modèle spatial, la biomasse a suivi des fluctuations périodiques depuis 1989 et il semble y avoir eu, plus récemment, une diminution de la biomasse depuis 2013, soit depuis environ une génération (Figure 3). La biomasse du corégone pygmée en 2018 était estimée à 68 707 kg (IC : 2 465 – 1 357 612). Le modèle spatial a finalement été utilisé pour éclairer l'évaluation de la trajectoire de la population, qui est décrite comme diminuant pour cette espèce dans le lac Supérieur. Les auteurs ont également utilisé un modèle linéaire généralisé (MLG) non spatial pour effectuer des comparaisons avec le modèle spatial INLA (voir la Figure 3). Les estimations du MLG de la biomasse étaient d'un ordre de grandeur supérieur aux estimations du modèle INLA et ont montré une diminution plus importante au fil du temps. Cependant, le MLG est biaisé vers des valeurs de prises plus élevées.

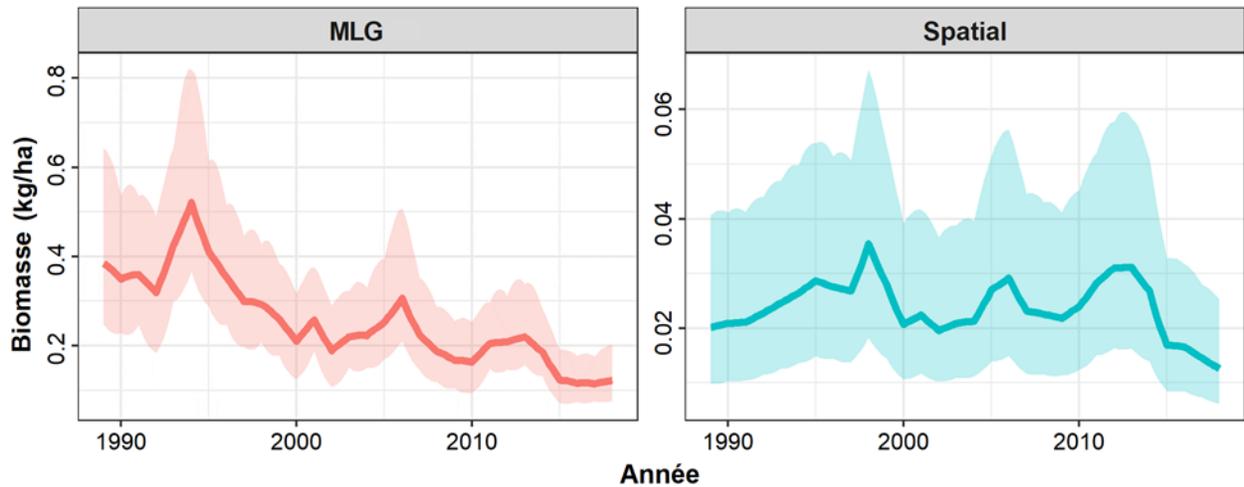


Figure 3. Biomasse prévue à l'échelle du lac (kg/ha) au fil du temps. Les relations étaient compatibles avec les données à long terme d'un relevé au chalut de fond extracôtier à l'aide d'un modèle spatial et d'un MLG non spatial. REMARQUE : L'ordre de grandeur des échelles de l'axe des ordonnées diffère d'un panneau à l'autre (reproduit dans van der Lee et Koops 2020).

Une comparaison des tendances de l'occurrence et de la biomasse pour le corégone pygmée dans le lac Supérieur au Canada et aux États-Unis a révélé des différences entre ces régions. La probabilité d'occurrence au fil du temps était relativement constante dans les eaux américaines, tandis qu'un déclin constant a été observé au Canada depuis 2011 (Figure 4) selon le modèle spatial (van der Lee et Koops 2020). Les tendances de la biomasse selon le modèle spatial indiquent que la biomasse est beaucoup plus élevée au Canada, mais qu'elle a diminué au cours des cinq dernières années (Figure 5). La biomasse aux États-Unis semble avoir diminué légèrement au cours des 30 dernières années (Figure 5).

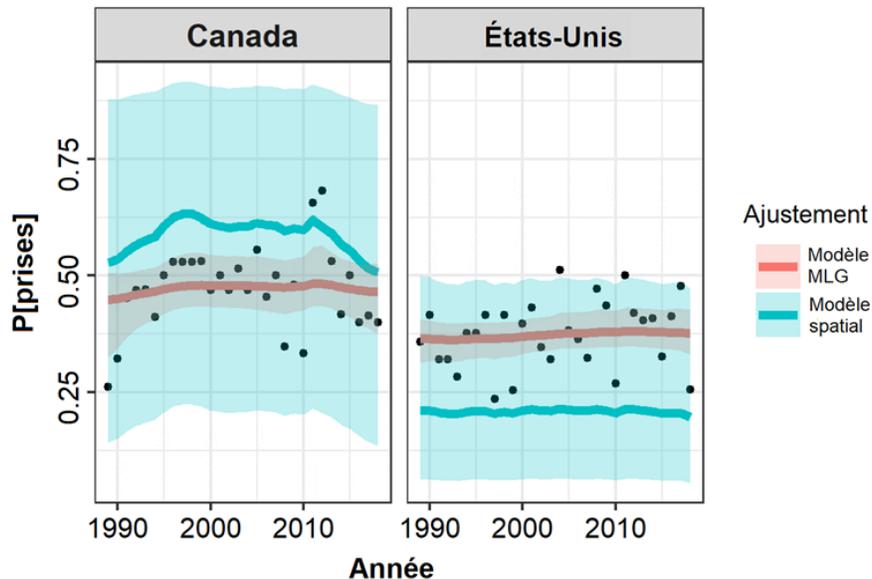


Figure 4. Occurrence prévue ($P[\text{prises}]$, probabilité de capture dans un chalutage) dans le temps pour le corégone pygmée au Canada par rapport aux États-Unis dans le lac Supérieur. Les relations ont été ajustées aux données à long terme du chalutage de fond côtier au moyen d'un modèle spatial et d'un MLG non spatial.

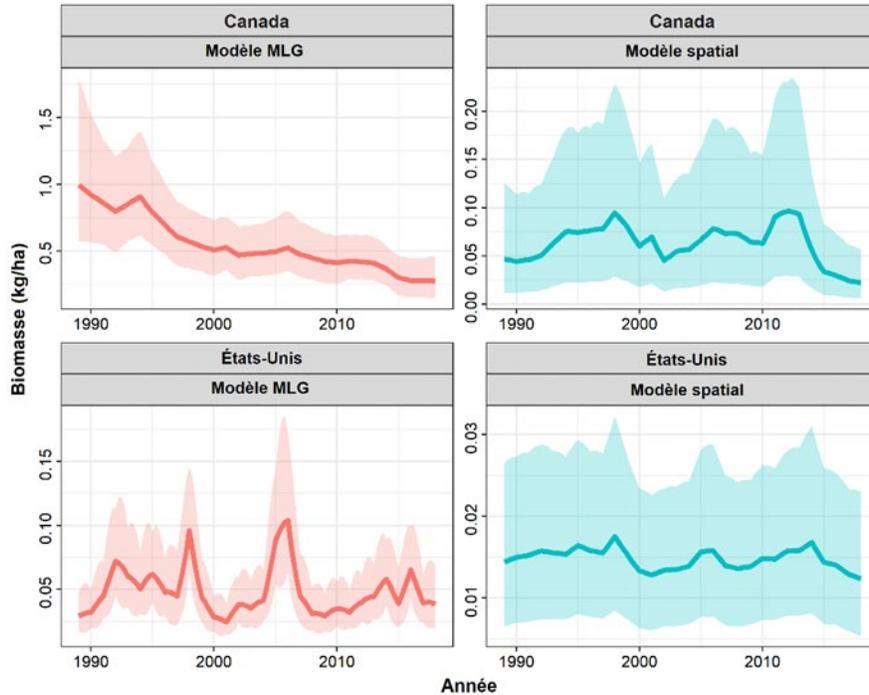


Figure 5. Biomasse prévue à l'échelle du lac (kg/ha) au fil du temps du corégone pygmée pour le Canada par rapport aux États-Unis dans le lac Supérieur. Les relations étaient compatibles avec les données à long terme du chalutage de fond côtier à l'aide d'un modèle spatial et d'un MLG non spatial. REMARQUE : Les échelles de l'axe des y diffèrent d'un panneau à l'autre.

Les mesures de la biomasse à six sites de chalutage soutenant les plus grandes prises (Figure 6) ont révélé que les tendances des prises ont été très variables entre les sites au cours des 30 dernières années (Figure 7; van der Lee et Koops 2020). Des fluctuations périodiques de la biomasse annuelle moyenne peuvent être observées pour deux sites (sites 455 et 463), tandis qu'une augmentation de la biomasse (site 466) et une grande variabilité comportant des baisses importantes (site 450) peuvent être observées à d'autres sites (Figure 7). En particulier, le site 450 n'a pas été échantillonné depuis 2003, de sorte que l'ampleur de la récupération après les baisses en 1999 ne peut être évaluée. La plupart des sites échantillonnés indiquent une période de faible recrutement au cours des trois à cinq dernières années (Figure 7). Sans connaissance de la structure de la population, l'importance biologique de ces tendances est difficile à interpréter, ce qui indique que l'évaluation de la biomasse à l'échelle du lac est plus appropriée du point de vue de l'UD. Néanmoins, les tendances à des échelles spatiales plus petites méritent d'être étudiées davantage pour mieux comprendre les influences environnementales locales.

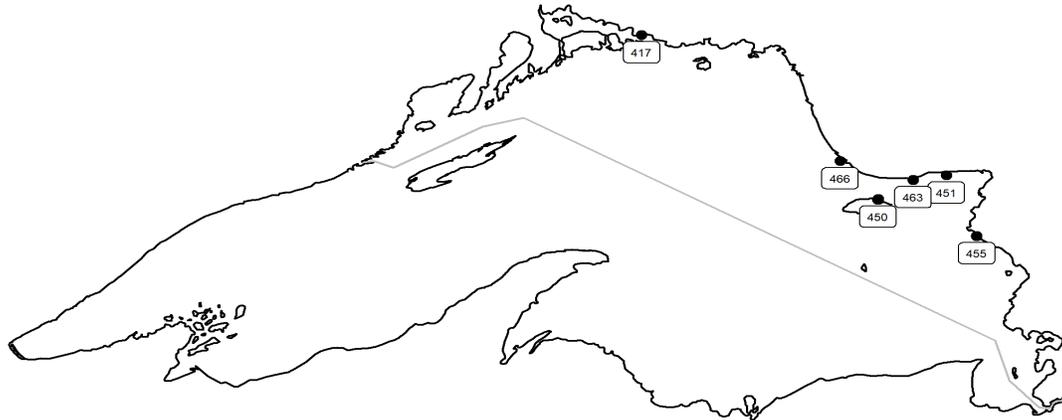


Figure 6. Emplacements et numéros des lieux de chalutage où les captures ont dépassé 3 kg/ha, 1989 à 2018 (reproduit de van der Lee et Koops 2020).

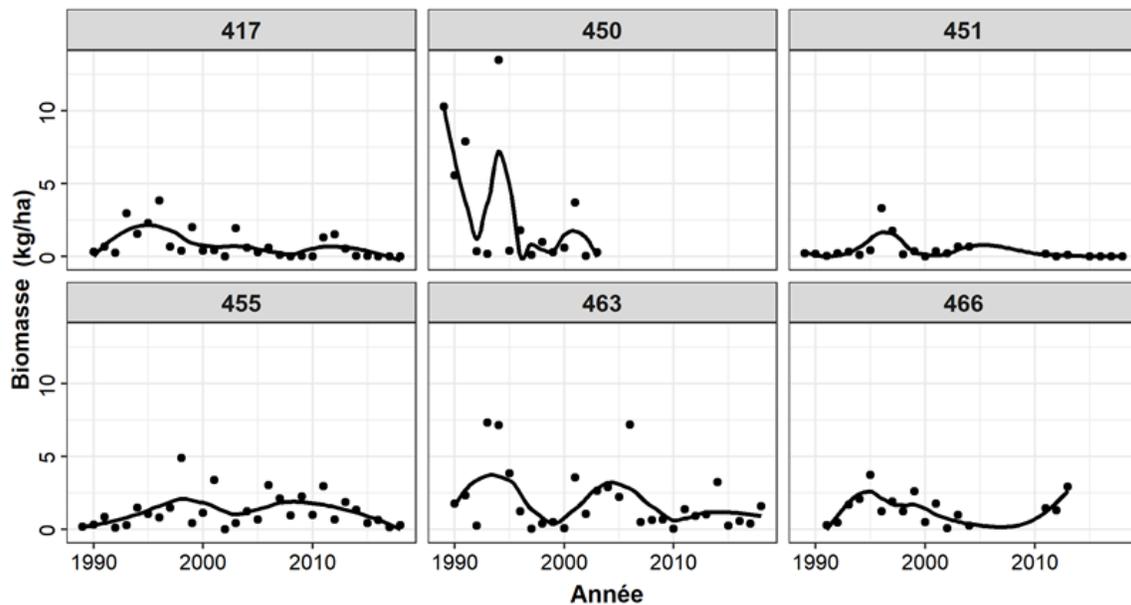


Figure 7. Série chronologique de captures au chalut aux emplacements où les captures ont dépassé 3 kg/ha (reproduit de van der Lee et Koops 2020).

La taille de la population minimale viable (PMV) du corégone pygmée dans le lac Supérieur était estimée à environ 4 000 femelles adultes ou à 75 kg de biomasse d'âge 1 an et plus, en supposant une probabilité de persistance de 99 % sur 100 ans avec un taux de catastrophe de 15 % par génération (van der Lee et Koops 2021). L'estimation médiane de la densité en 2018 tirée de van der Lee et Koops (2021) a été utilisée pour calculer la superficie minimale pour une population viable (SMPV), définie comme la superficie d'habitat nécessaire pour soutenir une population de taille PMV. L'analyse a révélé une SMPV d'environ 21 km², ce qui indique qu'un grand nombre d'agrégations de l'espèce de taille PMV peuvent exister dans le lac Supérieur (voir la Figure 10 dans van der Lee et Koops 2021).

Élément 3 : Estimer les paramètres actuels ou récents du cycle biologique du corégone pygmée (UD 5).

PARAMÈTRES DU CYCLE BIOLOGIQUE

L'âge de maturité sexuelle diffère selon le sexe, la majorité des mâles arrivant à maturité sexuelle à 2 ans et la majorité des femelles atteignant la maturité sexuelle à 3 ans (Eschmeyer et Bailey 1955). L'âge maximal estimé par analyse des otolithes est de 7 ans pour les mâles et de 9 ans pour les femelles (Stewart *et al.* 2016). Le diamètre des ovules est d'environ 2,0 mm et le nombre d'œufs chez les femelles gravides indique que la fécondité varie de 93 à 597 œufs par femelle, avec un nombre moyen de 362 œufs (Eschmeyer et Bailey 1955). Les valeurs de fécondité d'Eschmeyer et Bailey (1955) indiquent une moyenne de 26 œufs par gramme de poisson.

Les individus croissent plus lentement dans le lac Supérieur en comparaison des autres populations en Amérique du Nord, probablement en raison de conditions oligotrophes. Toutefois, la croissance est rapide au début de la vie, alors que la moitié de la longueur prévue du poisson est atteinte d'ici la deuxième année et la troisième année pour les mâles et les femelles, respectivement (Stewart *et al.* 2016). Des données sur la longueur selon l'âge ont été publiées pour le corégone pygmée dans le lac Supérieur dans deux études (voir Eschmeyer et Bailey 1955, Stewart *et al.* 2016). La longueur totale des jeunes de l'année est d'environ 50 mm ou moins, tandis que la longueur totale des poissons d'âge 1 est inférieure à 70 mm (Eschmeyer et Bailey 1955, Stewart *et al.* 2016; Mark Vinson, USGS, comm. pers.). Toutefois, ces études ont révélé un chevauchement considérable entre les classes de taille et les groupes d'âge probablement attribuable aux différences selon le sexe et aux taux de croissance variables dans différentes parties du lac. Par exemple, les individus de la région des îles Apostle ont connu une croissance plus rapide que ceux de la baie Keweenaw et de la baie Siskiwit, où la croissance était la plus lente (Eschmeyer et Bailey 1955). Des longueurs différentes entre les sexes à l'âge de 4 ans et à l'âge de 6 ans ont été documentées, les mâles étant plus petits que les femelles (Stewart *et al.* 2016). Toutefois, cette disparité n'existait pas chez les individus de 2 ans. À la baie Keweenaw, la majorité des mâles ont atteint la maturité avec une longueur totale de 86 à 89 mm, tandis que la majorité des femelles ont atteint la maturité avec une longueur totale de 107 à 109 mm (Eschmeyer et Bailey 1955). Les distributions de fréquences de longueur de tous les individus capturés dans le cadre des relevés de l'USGS dans le lac Supérieur de 1963 à 2018 ont indiqué des longueurs totales de 20 mm à 159 mm, avec environ 50 % des captures affichant des longueurs entre 85 mm et 114 mm (Figure 8).

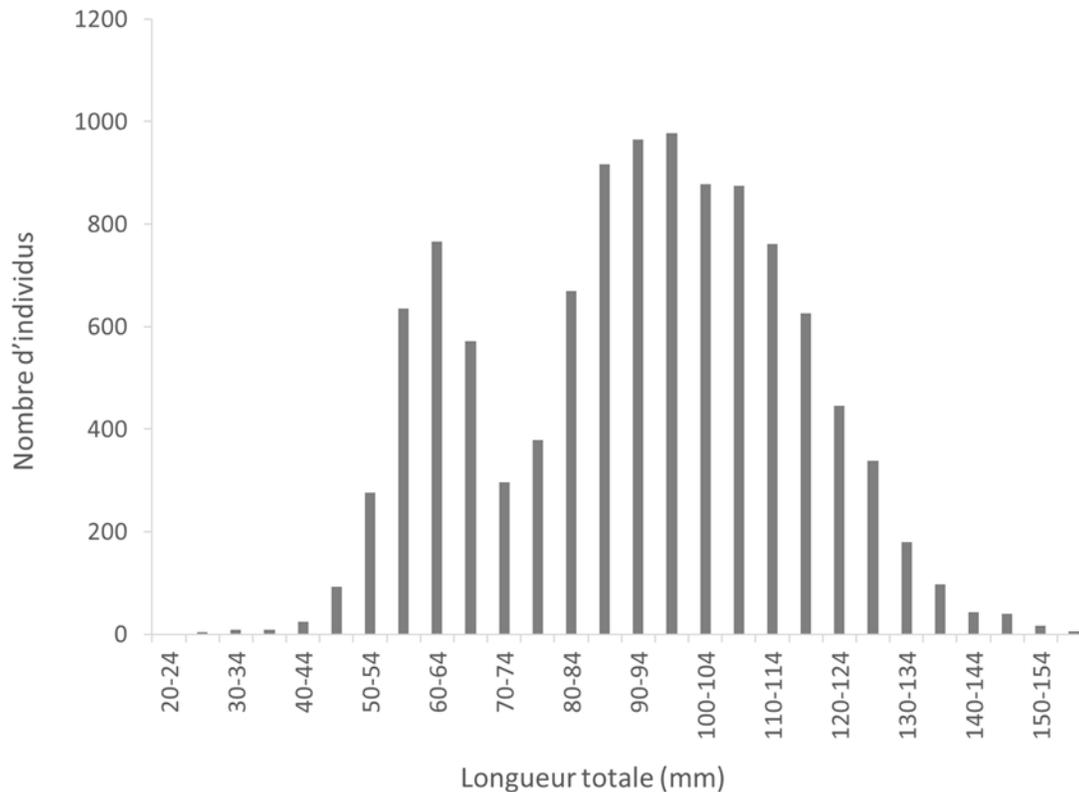


Figure 8. Distribution des fréquences de longueur du corégone pygmée capturé dans le lac Supérieur de 1963 à 2018. Données fournies par Mark Vinson, USGS.

BESOINS EN MATIÈRE D'HABITAT ET DE RÉSIDENCE

Élément 4 : Décrire les propriétés de l'habitat du corégone pygmée (UD 5) qui lui sont nécessaires pour compléter toutes les étapes du cycle biologique. Décrire les fonctions, les caractéristiques et les attributs de l'habitat et quantifier la variation des fonctions biologiques qu'assurent les composantes de l'habitat selon l'état ou l'étendue de l'habitat, y compris les limites de la capacité biotique, le cas échéant.

La section suivante décrit les besoins en matière d'habitat et de résidence du corégone pygmée dans le lac Supérieur. Dans certains cas, l'information sur l'habitat a été résumée à partir de la littérature. Dans d'autres cas, l'information sur l'habitat est fondée sur van der Lee et Koops (2020) ainsi que sur des résumés empiriques des données de chalutage de l'USGS. Lorsque des résumés empiriques sont présentés, des chalutages côtiers et extracôtiers ont été utilisés pour éclairer les besoins en matière d'habitat.

FRAIE

La fraie n'a pas été observée pour le corégone pygmée dans le lac Supérieur. On a observé que le corégone pygmée, dans l'ouest du Canada et aux États-Unis, migre d'un à quatre kilomètres en amont pour frayer dans les habitats riverains, et la fraie a aussi été observée dans les eaux peu profondes près des rivages (Barnett et Paige 2014). L'utilisation d'affluents pour la fraie dans le lac Supérieur n'a pas été documentée. On suppose plutôt que la fraie dans le lac Supérieur se produit dans les eaux littorales peu profondes, avec des œufs épanchés sur des substrats de gravier grossier et des larves émergeant au printemps.

(Eschmeyer et Bailey 1955, Scott et Crossman 1973). La capture de corégones pygmées femelles gravides dans le lac Supérieur en octobre et de femelles mortes en janvier suggère que la fraie a lieu en novembre ou en décembre dans le lac Supérieur. Ailleurs, la fraie s'est produite à des températures de l'eau allant de 2 à 5 °C (Barnett et Paige 2014).

JUVÉNILÉ

Contrairement aux adultes, les juvéniles occupent des zones moins profondes du lac Supérieur (Eschmeyer et Bailey 1955). Par exemple, Eschmeyer et Bailey (1955) ont constaté que tous les individus pris de 18 à 26 m de profondeur étaient des jeunes de l'année. Saarman *et al.* (2012) ont indiqué que des changements ontogénétiques peuvent se produire dans la distribution de la profondeur chez les petits poissons occupant des profondeurs moindres par rapport aux adultes plus grands. Toutefois, l'étude a considéré les poissons de moins de 100 mm comme des juvéniles, une catégorie de taille qui comprendrait également les adultes selon les informations sur la longueur selon l'âge de Stewart *et al.* (2016). Par conséquent, les résultats de Gorman *et al.* (2012) portent sur les petits et les grands poissons, mais ne reflètent pas exclusivement la distribution de la profondeur chez les juvéniles. La taille des poissons augmente également avec la profondeur dans Yule *et al.* (2008), qui ont analysé les relevés au chalut de fond du lac Supérieur pour déterminer l'effet des facteurs d'échantillonnage sur la biomasse des espèces de fond. L'analyse des prises de corégones pygmées juvéniles (individus d'une longueur totale inférieure à 70 mm) de l'ensemble de données de l'USGS (1963-2018) indique que la présence de juvéniles par rapport à la température, à la profondeur et à l'oxygène dissous de l'eau de fond, ne diffère pas considérablement de celle du corégone pygmée adulte (résultats non présentés de l'USGS). En général, la connaissance de la population des juvéniles du lac Supérieur est médiocre, car les chalutiers capturaient rarement des individus de moins de 40 mm, 20 mm étant la longueur totale minimale détectée (données inédites de l'USGS).

ADULTE

Scott et Crossman (1973) ont indiqué que le corégone pygmée du lac Supérieur a été capturé à des profondeurs variant de 18 à 89 m, dont la majorité à des profondeurs de 55 à 70 m. De même, dans la baie Keweenaw, Eschmeyer et Bailey (1955) ont rapporté que la majorité des corégones pygmées ont été capturés à des profondeurs variant de 46 à 71 m, mais que l'espèce a été capturée à toutes les profondeurs échantillonnées (de 11 à 101 m). Dans une autre étude, la biomasse du corégone pygmée a culminé à 60 m de profondeur (Yule *et al.* 2008). On a constaté que la saisonnalité avait peu d'effet sur la profondeur de capture dans le lac Supérieur (Dryer 1966, Yule *et al.* 2008), tandis qu'une autre étude a montré que le corégone pygmée vit dans des eaux plus profondes au printemps comparativement à l'été (Selegby et Hoff 1996). Les données de l'USGS de 1963 à 2018 indiquent que le corégone pygmée adulte a été capturé à des profondeurs moyennes de chalut de fond variant de 5 à 161 m. Selon van der Lee et Koops (2020), la profondeur était le seul prédicteur significatif de la biomasse parmi un ensemble de variables de l'habitat, qui comprenaient la température de l'eau, la conductivité spécifique, le pH, l'oxygène dissous, la chlorophylle a et le rayonnement photosynthétiquement actif. La biomasse de pointe s'est produite à des profondeurs de 80 à 95 m, tandis qu'une probabilité d'occurrence supérieure à 50 % a été observée à des profondeurs de chalut allant d'environ 50 à 110 m (Figures 9 et 10; van der Lee et Koops 2020). La profondeur médiane des chaluts qui ont capturé le corégone pygmée était légèrement plus profonde comparativement à la profondeur médiane de tous les chaluts (Figure 11; données inédites de l'USGS).

Dans l'ensemble de l'aire de répartition nord-américaine, le corégone pygmée vit à des températures de l'eau inférieures à 10 °C (COSEPAC 2016). Les données de l'USGS indiquent qu'environ 75 % des individus recueillis dans le lac Supérieur se trouvaient dans des eaux dont la température variait de 2,5 à 5,5 °C (données inédites de l'USGS). Les données à long terme recueillies par l'USGS montrent que la majorité des individus du lac Supérieur se trouvent dans des eaux où les concentrations d'oxygène dissous varient de 12,5 à 13 mg/l (Figure 11; données inédites de l'USGS).

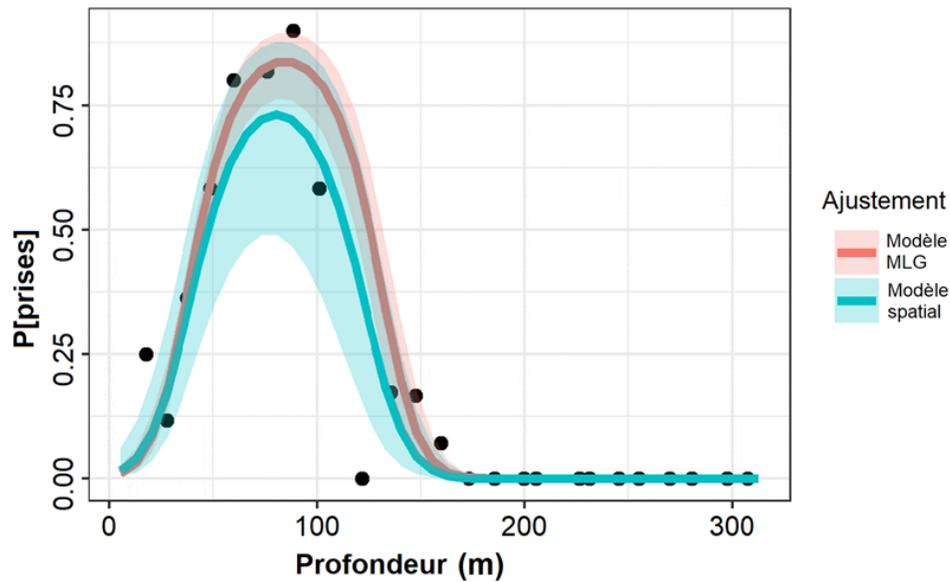


Figure 9. Relation prévue entre la profondeur et la probabilité d'occurrence du corégone pygmée fondée sur le modèle MLG et le modèle spatial INLA. La profondeur a été ajustée en tant que polynomial du deuxième degré (reproduit de van der Lee et Koops 2020).

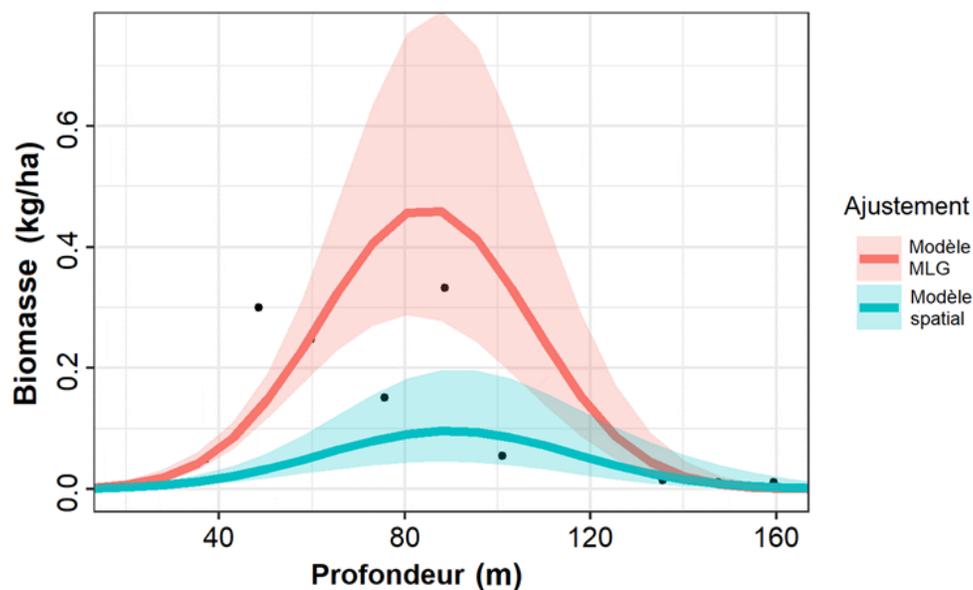


Figure 10. Relation prévue entre la profondeur et la biomasse du corégone pygmée (kg/ha) fondée sur le modèle MLG et le modèle spatial INLA. La profondeur a été ajustée en tant que polynomial du deuxième degré (reproduit de van der Lee et Koops 2020).

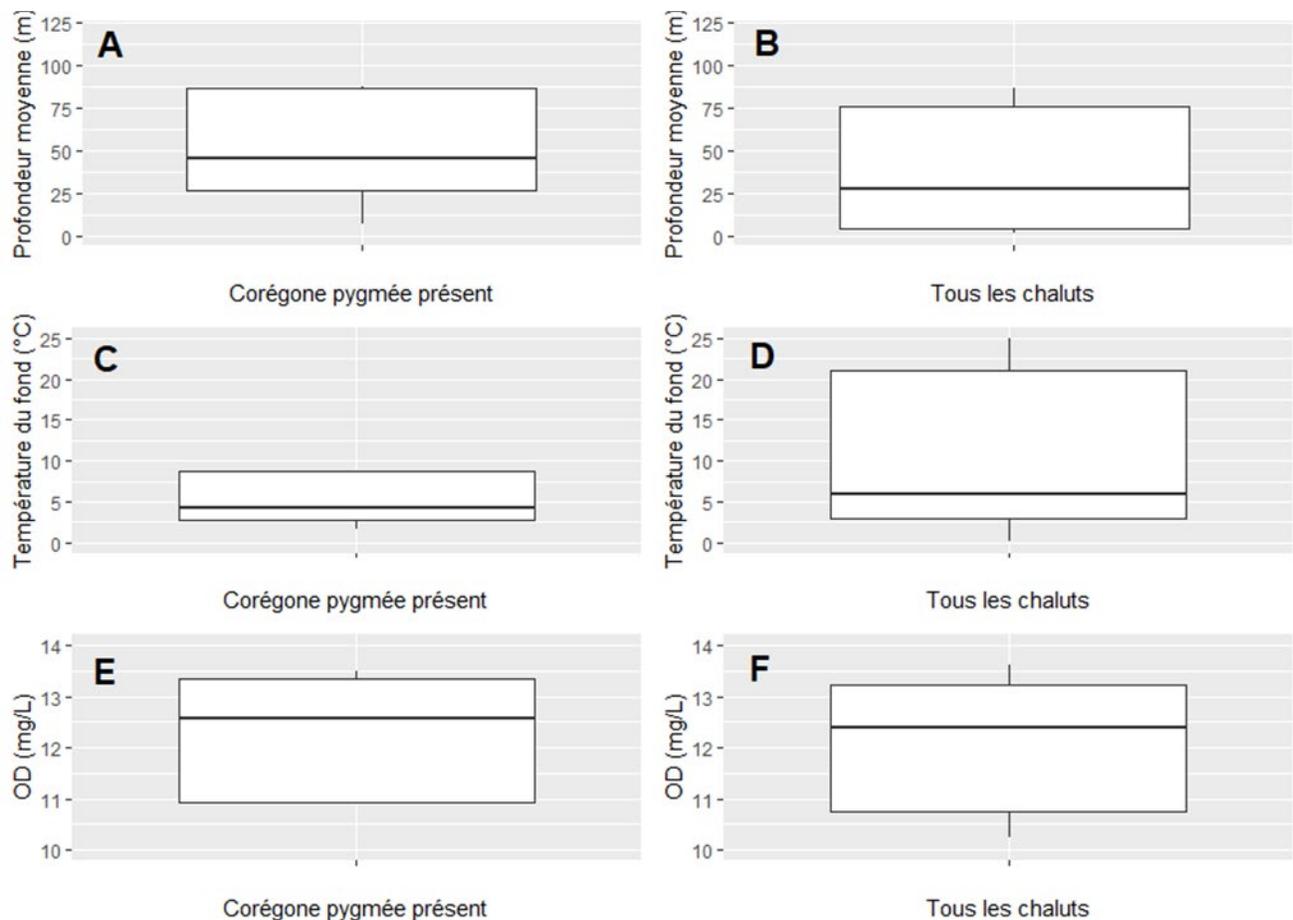


Figure 11. Profondeur (A), température au fond (C) et oxygène dissous (OD; E) pour le corégone pygmée capturé dans le lac Supérieur de 1963 à 2018. La profondeur (B), la température au fond (D) et l'oxygène dissous (F) pour tous les chaluts pendant cette période sont présentés à des fins de comparaison. Les boîtes représentent le 95^e centile des captures et les barres d'erreur Y s'étendent de la charnière à la valeur la plus élevée jusqu'à 1,5 * l'intervalle interquartile de la charnière. La profondeur a été calculée comme la moyenne de la profondeur du début et de la fin du chalutage. Données fournies par Mark Vinson, USGS.

FONCTIONS, CARACTÉRISTIQUES ET ATTRIBUTS

Le Tableau 1 présente une description des fonctions, des caractéristiques et des attributs associées à l'habitat du corégone pygmée (UD 5). L'habitat nécessaire à chacun des stades biologiques du corégone pygmée s'est vu attribuer une fonction qui correspond à un besoin biologique de l'espèce. Par exemple, les individus au stade larvaire ou juvénile ont besoin d'un habitat propre à l'alevinage. En plus de la fonction d'habitat, une caractéristique a été attribuée à chaque stade biologique. Une caractéristique est considérée comme un élément structurel de l'habitat qui est nécessaire à la survie ou au rétablissement de l'espèce. Le tableau décrit également les attributs de l'habitat, c'est-à-dire la façon dont les caractéristiques soutiennent la fonction attribuée à chacun des stades biologiques. Cette information est fournie en vue d'orienter la désignation future de l'habitat essentiel de l'espèce.

Tableau 1. Résumé des fonctions, des caractéristiques et des attributs essentielles pour chaque stade biologique du corégone pygmée (UD 5). Les attributs de l'habitat tirées de la documentation publiée et celles qui ont été notées lors des captures par l'USGS ont servi à déterminer les attributs de l'habitat nécessaires à la délimitation de l'habitat essentiel.

Stade biologique	Fonction	Caractéristiques	Attributs de l'habitat		
			Ouvrages scientifiques	Mentions actuelles	Aux fins de désignation de l'habitat
Adulte (2 ans et plus [début de la maturité sexuelle])	Alimentation Couvert	Régions côtières avec eaux profondes	<ul style="list-style-type: none"> La profondeur de capture variait de 18 à 89 m, la majorité provenant de 55 à 70 m (Scott et Crossman 1973). La plupart des individus de la baie Keweenaw ont été trouvés à des profondeurs allant de 46 à 71 m, mais des individus ont été capturés à toutes les profondeurs échantillonnées (11 à 101 m; Eschmeyer et Bailey 1955). Eaux dont la température est inférieure à 10 °C (COSEPAC 2016). Niveaux d'oxygène dissous supérieurs à 5 mg/l (COSEPAC 2016). 	<ul style="list-style-type: none"> La probabilité de prises à des profondeurs variant de 50 m à 110 m est > à 50 % (Figure 9; van der Lee et Koops 2020; données inédites de l'USGS). La biomasse de pointe devrait se situer de 80 à 95 m (Figure 10; van der Lee et Koops 2020; données inédites de l'USGS). Les données de l'USGS sur les relevés au chalut de fond effectués de 1963 à 2018 montrent qu'environ 75 % des individus dans le lac Supérieur habitaient des eaux dont la température variait de 2,5 à 5,5 °C (données inédites de l'USGS). La majorité des individus ont été trouvés dans des eaux où les taux d'oxygène dissous varient de 12,5 à 13 mg/l (données inédites de l'USGS). 	<ul style="list-style-type: none"> Profondeurs allant de 50 à 110 m
De la fraie à l'éclosion	Fraie	Eaux côtières peu profondes avec substrat de gravier grossier, hypothétiquement	<ul style="list-style-type: none"> La fraie n'a pas été observée. 	<ul style="list-style-type: none"> Aucun document 	<ul style="list-style-type: none"> Inconnu
Jeune de l'année et juvénile	Alevinage Alimentation Couvert	Régions côtières avec eaux profondes	<ul style="list-style-type: none"> Peuvent occuper des profondeurs moindres que les adultes (Gorman <i>et al.</i> 2012). 	<ul style="list-style-type: none"> Comme les adultes 	<ul style="list-style-type: none"> Présumé être identique aux adultes

Élément 5 : *Fournir des renseignements sur l'étendue spatiale des zones de l'aire de répartition du corégone pygmée (UD 5) qui sont susceptibles de présenter ces propriétés de l'habitat.*

L'étendue spatiale des zones susceptibles de posséder les propriétés de l'habitat décrites au Tableau 1 a été estimée pour les adultes. L'habitat du stade adulte ne semble pas être limité puisque de vastes zones du lac Supérieur ont une profondeur suffisante pour le corégone pygmée. En utilisant la profondeur comme seul prédicteur de l'occurrence, van der Lee et Koops (2021) ont estimé à 9 871 km² (IC : 1 142–24 798 km²) la superficie de l'habitat convenable dans le lac Supérieur. Malgré cette projection, aucun corégone pygmée adulte n'a été détecté dans bon nombre de ces zones, ce qui souligne la nécessité de mieux comprendre les processus qui influencent l'occupation du corégone pygmée. Toutefois, les attributs importants de l'habitat pour les stades précoces du cycle biologique (de la fraie à l'éclosion, juvénile) sont actuellement inconnus, ce qui empêche d'établir des estimations spatiales similaires de l'habitat disponible pour ces stades.

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

On trouve le corégone pygmée dans les vastes habitats en eau profonde des zones côtières et extracôtières du lac Supérieur. Étant donné que l'espèce n'utilise pas les affluents, il n'existe aucune contrainte de configuration spatiale connue qui limiterait la connectivité. Il existe des densités non nulles de l'espèce dans toutes les plages de profondeur appropriées. La structure des populations n'a pas été déterminée avec précision.

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

Au sens de la LEP, « résidence » s'entend d'un gîte — terrier, nid ou autre aire ou lieu semblable — occupé ou habituellement occupé par un ou plusieurs individus pendant tout ou partie de leur vie, notamment pendant la reproduction, l'élevage, les haltes migratoires, l'hivernage, l'alimentation ou l'hibernation. Selon l'interprétation du MPO, la résidence est construite par l'espèce elle-même. Dans le contexte de la description narrative précédente des besoins en matière d'habitat durant les stades de jeunes de l'année, de juvéniles et d'adultes, les individus du corégone pygmée (UD 5) ne construisent pas de résidences pendant leur cycle de vie.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS LIÉS À LA SURVIE ET AU RÉTABLISSEMENT

Élément 8 : *Évaluer et classer par ordre d'importance les menaces à la survie et au rétablissement du corégone pygmée (UD 5).*

CATÉGORIES DE MENACES

Il existe peu d'information sur les menaces qui pèsent sur le corégone pygmée (UD 5). Le COSEPAC (2016) a souligné l'importance potentielle des espèces envahissantes, de la pollution et des changements climatiques. Toutefois, l'incidence de ces facteurs sur le corégone pygmée est mal comprise. Des facteurs comme la prédation par des poissons indigènes peuvent limiter la croissance de la population. Les classes de menaces présentées ci-dessous respectent le cadre de classification des menaces de l'UICN (Salafsky *et al.* 2008) utilisé par COSEPAC 2016. Les menaces jugées négligeables par COSEPAC (2016) ne sont pas incluses dans le présent document de recherche. En raison du manque d'information définitive sur la

structure de la population, les menaces qui pèsent sur le corégone pygmée ont été résumées dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'UD 5.

Pollution

La dégradation de l'habitat privilégié du corégone pygmée peut être attribuable aux eaux usées domestiques et eaux usées urbaines, aux effluents industriels et aux polluants atmosphériques (p. ex. le mercure), qui sont majoritairement confinés dans des zones riveraines (COSEPAC 2016). Les sources ponctuelles de pollution comprennent les rejets d'usines de traitement des eaux usées, principalement dans la région de Thunder Bay, et les effluents provenant d'industries comme les usines de papier et les exploitations minières. Les sources industrielles pertinentes de polluants comprennent l'extraction d'or près de la baie Michipicoten et une usine de pâtes et papiers à Terrace Bay. Toutefois, compte tenu du ratio important de la superficie du lac Supérieur à son bassin versant, ainsi que de la préférence en matière de profondeur du corégone pygmée, l'incidence des polluants industriels pourrait être réduite par rapport aux autres poissons qui subissent des effets de contaminants dans le bassin des Grands Lacs (COSEPAC 2016). Les polluants atmosphériques sont plus préoccupants, la majorité des charges de contaminants dans le lac Supérieur résultant de dépôts atmosphériques (Eisenreich et Strachan 1992). Les polluants atmosphériques comprennent les produits chimiques et les métaux lourds comme le mercure, les BPC (biphényles polychlorés), les dioxines (dibenzodioxines polychlorées), les PCDF (dibenzofurannes polychlorés) et le toxaphène. Ces contaminants peuvent avoir un effet négatif sur les poissons par bioaccumulation dans leur alimentation ou par absorption directe. La forme très toxique du mercure, le méthylmercure, peut être bioaccumulé dans les poissons et peut nuire aux processus du cycle biologique, notamment par une augmentation de la mortalité, une réduction des taux de croissance et de la fécondité, et des changements de l'âge à la maturation (Weis 2009; Amundsen *et al.* 2011). Le mercure trouvé dans le cisco a augmenté dans le lac Supérieur depuis le début des années 2000 (Visha *et al.* 2018). Toutefois, la présence de contaminants (y compris le mercure) n'a pas fait l'objet d'enquêtes pour le corégone pygmée.

La concentration de BPC dans la colonne d'eau tend à augmenter en fonction de la profondeur du lac Supérieur (Jurado *et al.* 2007, Ruge *et al.* 2018), mais la concentration de ces contaminants diminue chaque année dans les sédiments et le biote du lac Supérieur (Smith 2000). Toutefois, les BPC comportent un potentiel de bioaccumulation dans le corégone pygmée puisque la proie la plus dominante dans la zone profonde, *Diporeia hoyi*, se nourrit de matières particulaires de surface qui contiennent des concentrations plus élevées de contaminants (Nalepa et Landrum 1988). *Diporeia* constitue une composante importante du régime alimentaire du corégone pygmée. On a récemment déterminé que l'abondance de cette proie diminue dans le lac Supérieur (Mehler *et al.* 2018). Bien qu'il soit peu probable que la pollution ait contribué à la diminution de l'abondance de cet amphipode à l'échelle du lac, l'abondance de *Diporeia* a diminué dans les zones contaminées par les effluents de cuivre et des usines de pâtes et papiers du lac Supérieur par le passé (Wal 1977, Kraft 1979). On croit que les densités actuelles de *Diporeia* dans l'habitat en eau profonde ne sont pas limitantes pour le corégone pygmée.

Malgré la connaissance des contaminants dans les espèces connexes (p. ex. cisco) et la bioaccumulation potentielle dans les proies (p. ex. *Diporeia*), il est peu probable que les concentrations actuelles de contaminants (le cas échéant) dans le corégone pygmée contribuent à l'échec de la reproduction ou à d'autres changements significatifs dans les indices vitaux étant donné la courte possibilité de bioaccumulation dans le corégone pygmée.

Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques

Au total, 20 espèces de poissons introduites sont établies dans le bassin du lac Supérieur (Roth *et al.* 2013). Elles comprennent, sans s'y limiter, l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*), la grémille (*Gymnocephalus cernuus*), le gaspareau (*Alosa pseudoharengus*), quatre espèces de saumon du Pacifique (*Oncorhynchus*), la truite brune (*Salmo trutta*) et le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*). Parmi ces poissons introduits, seuls les quatre premiers ont été détectés dans les relevés au chalut de fond du littoral de l'USGS en 2017, l'éperlan arc-en-ciel étant le plus commun, selon le nombre, parmi toutes les espèces de poissons capturées dans ces chaluts (USGS 2018).

Le Tableau 2 présente une liste des poissons non indigènes présents dans le lac Supérieur ainsi que la profondeur et les préférences alimentaires. L'effet des poissons introduits sur le corégone pygmée est inconnu, mais de multiples voies directes et indirectes pourraient avoir des effets négatifs. Par exemple, des espèces susceptibles de se trouver à des profondeurs occupées par le corégone pygmée, comme l'éperlan arc-en-ciel et la grémille, pourraient avoir un effet direct sur le corégone pygmée par des interactions concurrentielles ou prédatrices. La prédation des œufs et des larves par l'éperlan arc-en-ciel a été impliquée dans le déclin et l'élimination des poissons dans d'autres lacs de la région des Grands Lacs (Evans et Waring 1987; Hrabik *et al.* 1998; Hrabik *et al.* 2001). Toutefois, la cooccurrence limitée à la profondeur entre l'éperlan arc-en-ciel, la grémille et le corégone pygmée adulte pourrait réduire au minimum les effets négatifs directs. Le recrutement du cisco a été corrélé négativement à la biomasse de l'éperlan arc-en-ciel dans le lac Supérieur (Rook *et al.* 2013), mais le mécanisme qui sous-tend cette relation est mal compris. La prédation ou la concurrence directe avec le corégone pygmée par les salmonidés du Pacifique n'est probablement pas importante compte tenu du manque d'utilisation commune de l'habitat. Les effets indirects, par lesquels la présence collective de poissons introduits entraîne des changements dans l'approvisionnement alimentaire ou le transfert d'énergie à l'échelle du lac, pourraient être plus pertinents pour le corégone pygmée.

En plus des poissons, le cladocère épineux (*Bythotrephes longimanus*), espèce envahissante, a contribué aux changements du réseau trophique dans le lac Supérieur qui pourraient toucher directement ou indirectement le corégone pygmée. Par exemple, *B. longimanus* a été impliqué dans les effets descendants sur la biomasse du cladocère dans le lac Supérieur (Pawlowski *et al.* 2017). Toutefois, les cladocères semblent constituer une très petite partie du régime alimentaire du corégone pygmée (Eschmeyer et Bailey 1955), ce qui indique que les effets directs de *B. longimanus* sont probablement minimes. *B. longimanus* n'a pas été impliqué dans des changements de la biomasse d'autres crustacés comme les copépodes, une source alimentaire importante pour le corégone pygmée juvénile.

Les moules dreissénidées invasives (*Dreissena bugensis* et *Dreissena polymorpha*) ne sont pas répandues dans le lac Supérieur. Toutefois, des populations localisées de moules dreissénidées existent dans des portions occidentales du lac comme l'estuaire de la rivière Saint-Louis et près des îles Apostle (Trebitz *et al.* 2019). Les moules dreissénidées ont été impliquées dans le déclin de *Diporeia* dans le lac Michigan, une concurrence pour les ressources alimentaires et/ou un agent étranger associé aux biodépôts dreissénidés étant proposés comme causes possibles de ce déclin (Nalepa *et al.* 2009). Comme les populations de moules dreissénidées ont tendance à être regroupées localement dans le lac Supérieur, le récent déclin de *Diporeia* à l'échelle du lac est probablement attribuable à d'autres facteurs. Toutefois, si la population de moules dreissénidées venait à augmenter dans le lac Supérieur à l'avenir, les répercussions pour *Diporeia* pourraient être accrues. De futures réductions importantes de l'abondance de *Diporeia* auraient sans aucun doute des effets mesurables dans

les communautés de poissons au large et sur le littoral du lac Supérieur, y compris le corégone pygmée.

Bien que les poissons et les invertébrés introduits puissent avoir des répercussions sur le corégone pygmée par de multiples mécanismes directs ou indirects, il n'y a pas suffisamment d'éléments probants qui laissent croire que la faible densité actuelle du corégone pygmée dans l'UD 5 est le résultat de ces interactions.

Tableau 2. Utilisation des profondeurs et alimentation des espèces de poissons introduites présentes dans le lac Supérieur. La profondeur et l'alimentation ont été résumées à partir de la documentation actuelle.

Espèces	Préférence de profondeur (m)	Alimentation	Référence
Gaspereau	< 75	Crustacés	Bronte <i>et al.</i> 1991, Coker <i>et al.</i> 2001
Saumon atlantique	2–18	Poissons/Crustacés	Lane <i>et al.</i> 1996, Lackey 1970, Coker <i>et al.</i> 2001
Truite brune	0–47	Mollusques/Autres/Insectes/ Poissons/Crustacés	Nettles 1983, Coker <i>et al.</i> 2001
Saumon chinook	15–60	Poissons	Eakins 2019, Coker <i>et al.</i> 2001
Saumon coho	16–60	Crustacés/Insectes/Poissons	Eakins 2019, Coker <i>et al.</i> 2001
Carpe commune	0–5	Macrophytes/Crustacés/ Annélidés/Mollusques/Insectes	Lane <i>et al.</i> 1996, Coker <i>et al.</i> 2001
Épinoche à quatre épines	0–4	Phytoplancton/Crustacés	Blouw et Hagen 1981, Coker <i>et al.</i> 2001
Malachigan	< 18	Poissons/Mollusques/Insectes/ Crustacés	Lane <i>et al.</i> 1996, Coker <i>et al.</i> 2001
Carassin doré	0–2	Annélidés/Macrophytes/ Crustacés/Mollusques/Insectes	Lane <i>et al.</i> 1996, Coker <i>et al.</i> 2001
Chat-fou liséré	0–1	Poissons/Insectes/Crustacés	COSEPAC 2002, Coker <i>et al.</i> 2001
Saumon rose	6–36	Crustacés	Eakins 2019, Coker <i>et al.</i> 2001
Éperlan arc-en-ciel	< 50	Poissons/Insectes/Annélidés/ Crustacés/Œufs de poisson	Heist et Swenson 1983, Rasmussen 1974, Coker <i>et al.</i> 2001
Truite arc-en-ciel	2–10	Poissons/Mollusques/ Annélidés/Crustacés/Insectes	Lane <i>et al.</i> 1996, Coker <i>et al.</i> 2001
Gobie à taches noires	0–73	Œufs de poisson/ Poissons/Insectes/Annélidés/ Mollusques/Crustacés	Lane <i>et al.</i> 1996, Schaeffer <i>et al.</i> 2005, Coker <i>et al.</i> 2001
Grémille	0,2–205	Œufs de poisson/Mollusques/Annélidés/ Insectes/Crustacés	Gutsch 2017, Coker <i>et al.</i> 2001
Lamproie marine	60–150; toutes les profondeurs	Poissons	Applegate 1950, Johnson 1969 Morman <i>et al.</i> 1980, Coker <i>et al.</i> 2001
Épinoche à trois épines	0–55	Poissons/Œufs de poisson/Annélidés/Crustacés/ Mollusques/Insectes	Stedman et Bowen II 1985, Lane <i>et al.</i> 1996, Coker <i>et al.</i> 2001
Gobie de la mer Noire	0–7	Crustacés/Insectes	Lane <i>et al.</i> 1996, Kocovsky <i>et al.</i> 2011, Coker <i>et al.</i> 2001
Baret	0–40	Mollusques/Annélidés/Insectes/ Poissons/Crustacés	Stanley and Danie 1983, Lane <i>et al.</i> 1996, Coker <i>et al.</i> 2001

Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents

Un climat changeant peut avoir des répercussions négatives sur les poissons en raison de l'augmentation de la température de l'eau et de l'air, de changements (diminutions) du niveau d'eau, de la réduction de la durée de la couverture de glace, de l'augmentation de la fréquence des phénomènes météorologiques extrêmes, de l'apparition de maladies et de changements dans la dynamique des prédateurs et des proies (Lemmen *et al.* 2004). Cela comprend les changements du réseau trophique qui surviennent dans les niveaux trophiques plus faibles. Par exemple, Bramburger *et al.* (2017) ont démontré que la taille moyenne des cellules de phytoplancton a diminué dans le lac Supérieur et dans les Grands Lacs en général, ce qui reflète l'augmentation des températures à la surface de l'eau. La diminution de la taille pourrait avoir une incidence sur la disponibilité et la qualité des aliments destinés aux poissons dans les niveaux trophiques plus élevés (Bramburger *et al.* 2017). Aucune étude n'a évalué directement les répercussions des changements climatiques sur le corégone pygmée dans le lac Supérieur, mais des études sur d'autres unités désignables et d'autres poissons dans le lac Supérieur pourraient apporter un nouvel éclairage. Les températures des eaux de surface augmentent rapidement dans le lac Supérieur et ont réduit l'habitat privilégié des espèces d'eaux froides profondes comme le siscowet (*Salvelinus namaycush*; Austin et Colman 2007, Cline *et al.* 2013). La diminution de l'habitat privilégié est principalement attribuable à une réduction de l'étendue et de la durée de la couverture de glace hivernale et à l'augmentation de la durée de la stratification estivale (Austin et Colman 2007). Le réchauffement des eaux a également été impliqué dans la diminution de l'état corporel de deux espèces de corégoninés dans le nord-ouest de l'Ontario (Rennie *et al.* 2010). Le réchauffement futur exclura probablement les poissons d'eau froide des habitats côtiers du lac Supérieur, ce qui est conforme aux prévisions climatiques pour les poissons d'eau fraîche et d'eau froide du lac Michigan (Magnuson *et al.* 1990; Cline *et al.* 2013). L'exclusion, toutefois, est susceptible d'être influencée par les tolérances à la température propres à chaque espèce ainsi que par d'autres facteurs biotiques et abiotiques comme l'oxygène dissous, la disponibilité des proies et la prédation.

Une étude sur le corégone pygmée dans l'État de Washington a révélé que les phénomènes à haut débit dans les rivières de fraie pourraient nuire au succès reproductif en raison de l'affouillement (Barnett et Paige 2012). Le succès reproductif du corégone pygmée dans le lac Supérieur pourrait également être touché par la couverture de glace insuffisante et l'augmentation du nombre de tempêtes qui en résulterait, ce qui augmenterait la mortalité des œufs. Bien que la fraie dans le lac Supérieur n'ait pas été observée, il existe de nombreuses façons dont les effets du changement climatique peuvent influencer la survie des œufs. La tolérance particulière au changement des températures de l'eau et des niveaux d'oxygène n'est pas connue pour le corégone pygmée dans le lac Supérieur. Toutefois, une population de corégone pygmée en Colombie-Britannique semble tolérer des températures plus chaudes et de faibles niveaux d'oxygène pendant de courtes périodes. Cette population est unique à ce bassin versant particulier, car le lac est petit et peu profond et aucune autre espèce de corégone n'y est présente (Zemlak et McPhail 2006). Malgré la tolérance apparente à court terme des eaux chaudes par une population de l'Ouest canadien, d'autres recherches sont nécessaires pour déterminer si de telles réactions sont également attendues dans l'UD 5.

ÉVALUATION DES MENACES

L'évaluation des menaces a été effectuée à l'échelle du lac conformément aux lignes directrices fournies dans MPO (2014). Ainsi, chaque menace a été classée en fonction de sa probabilité de réalisation, du niveau des répercussions et de la certitude causale. La probabilité de réalisation a été classée comme étant connue, probable, peu probable, faible ou inconnue, et renvoie à la probabilité qu'une menace particulière survienne pour une population donnée sur 10 ans ou

3 générations, selon la plus courte de ces éventualités. Le niveau des répercussions de la menace a été classé comme extrême, élevé, moyen, faible ou inconnu, et renvoie à l'étendue des répercussions causées par une menace donnée, ainsi que la mesure dans laquelle ces répercussions affectent la survie ou le rétablissement d'une population donnée (Tableau 3). Le niveau de certitude associé à chaque menace a été évalué et classé comme suit : 1 = très élevé, 2 = élevé, 3 = moyen, 4 = faible, 5 = très faible. La probabilité de réalisation de la menace au niveau de la population, la fréquence de la menace au niveau de la population et l'étendue de la menace au niveau de la population ont également été évaluées et se sont vu attribuer un statut en fonction des définitions figurant au Tableau 3 (Tableau 4). La probabilité de réalisation et le niveau des répercussions pour chaque population ont ensuite été combinés dans la matrice des risques de menaces (Tableau 5), pour obtenir le risque de menace à l'échelle de l'UD (Tableau 6). Étant donné que l'information sur la structure de la population du lac Supérieur est insuffisante, les menaces ont été évaluées à l'échelle du lac; par conséquent, l'évaluation des menaces au niveau de la population est similaire au risque de menace à l'échelle de l'UD.

Tableau 3. Définition et termes utilisés pour décrire la probabilité de réalisation, le niveau des répercussions, la certitude causale, la probabilité de réalisation d'une menace au niveau de la population, la fréquence de la menace au niveau de la population et l'étendue de la menace au niveau de la population; selon les données de MPO (2014).

Terme	Définition
Probabilité de réalisation (PR)	
Connue ou très probable (C)	Cette menace a été signalée dans 91 % à 100 % des cas.
Probable (P)	Le risque d'occurrence actuelle ou éventuelle de cette menace se situe entre 51 et 90 %.
Peu probable (PP)	Le risque d'occurrence actuelle ou éventuelle de cette menace se situe entre 11 et 50 %.
Faible (F)	Le risque d'occurrence actuelle ou éventuelle de cette menace se situe entre 1 et 10 % ou moins.
Inconnue (I)	Il n'existe aucune donnée ni aucune connaissance préalable attestant de l'occurrence actuelle ou éventuelle de cette menace.
Niveau des répercussions (NR)	
Extrême (EX)	Déclin important de la population (71-100 %) et possibilité de disparition.
Élevé (EL)	Diminution importante de la population (31-70 %) ou menace mettant en péril la survie ou le rétablissement de la population.
Moyen (M)	Diminution modérée de la population (11-30 %) ou menace susceptible de mettre en péril la survie ou le rétablissement de la population.
Faible (F)	Peu d'effet sur la population (1-10 %) ou menace non susceptible de mettre en péril la survie ou le rétablissement de la population.
Inconnue (I)	Aucune connaissance, documentation ou donnée antérieure pour orienter l'évaluation de la gravité de la menace pour la population.
Certitude causale (CC)	
Très élevée (1)	Il existe des données probantes très solides indiquant que la menace est présente; l'étendue de ses répercussions sur la population peut être quantifiée.
Élevée (2)	Il existe des données probantes substantielles d'un lien de causalité entre la menace et le déclin de la population, ou un danger pour sa survie ou son rétablissement.
Moyenne (3)	Il existe certaines données probantes qui établissent un lien entre la menace et le déclin de la population, ou un danger pour sa survie ou son rétablissement.
Faible (4)	Il existe un lien théorique avec données probantes limitées indiquant que la menace mène à un déclin de la population, ou à un danger pour sa survie ou son rétablissement.
Très faible (5)	Il existe un lien plausible, mais non prouvé indiquant que la menace mène à un déclin de la population ou à un danger pour sa survie ou son rétablissement.
Réalisation de la menace au niveau de la population (RP)	
Passée (P)	Une menace dont on sait qu'elle a été présente par le passé et qu'elle a eu un impact négatif sur la population.
Actuelle (AC)	Une menace qui existe actuellement et qui a un impact négatif sur la population.
Anticipée (AN)	Une menace qui devrait survenir dans l'avenir et qui aura un impact négatif sur la population.
Fréquence de la menace au niveau de la population (FP)	
Unique (U)	La menace ne survient qu'une seule fois.
Récurrente (R)	La menace survient périodiquement ou à répétition.
Continue (C)	La menace survient sans interruption.
Étendue de la menace au niveau de la population (EP)	
Considérable (C)	La menace touche entre 71 et 100 % de la population.
Vaste (V)	La menace touche entre 31 et 70 % de la population.
Étroite (E)	La menace touche entre 11 et 30 % de la population.
Limitée (L)	La menace touche entre 1 et 10 % de la population.

Tableau 4. Probabilité de réalisation (PR), niveau des répercussions (NR), certitude causale (CC), réalisation de la menace au niveau de la population (RP), fréquence de la menace au niveau de la population (FP) et étendue de la menace au niveau de la population (EP) pour les populations de corégone pygmée, Grands Lacs et haut Saint-Laurent (UD 5).

	Lac Supérieur						Réf
	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Réalisation de la menace au niveau de la population	Fréquence de la menace au niveau de la population	Étendue de la menace au niveau de la population	
Pollution	Connue	Inconnu	5	Passée, actuelle, anticipée	Continue	Considérable	-
Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques	Connue	Inconnu	5	Passée, actuelle, anticipée	Continue	Considérable	-
Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	Connue	Inconnu	5	Actuelle, anticipée	Continue	Considérable	-

Tableau 5. La matrice du niveau de menace combine les classements de la probabilité de réalisation et du niveau des répercussions afin d'établir le niveau de menace pour les populations de corégone pygmée, Grands Lacs et haut Saint-Laurent (UD 5). Le niveau de menace ainsi obtenu a été catégorisé comme étant faible, moyen, élevé ou inconnu.

		Niveau des répercussions				
		Faible	Moyen	Élevé	Extrême	Inconnu
Probabilité de réalisation	Connue ou très probable	Faible	Moyen	Élevé	Élevé	Inconnu
	Probable	Faible	Moyen	Élevé	Élevé	Inconnu
	Improbable	Faible	Moyen	Moyen	Moyen	Inconnu
	Très peu probable	Faible	Faible	Faible	Faible	Inconnu
	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu

Tableau 6. Évaluation du niveau de menace pour les populations de corégone pygmée dans les Grands Lacs et le haut Saint-Laurent (UD 5) découlant d'une analyse de la probabilité de la menace et de son incidence. Le nombre entre parenthèses correspond au niveau de certitude lié aux répercussions de la menace (1 = Très élevé; 2 = Élevé; 3 = Moyen, 4 = Faible, 5 = Très faible).

Menace	Risque de la menace
Pollution	Inconnu (5)
Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques	Inconnu (5)
Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	Inconnu (5)

FACTEURS LIMITATIFS

Le corégone pygmée habite les eaux profondes froides et a probablement toujours existé à faible densité de population. Toutefois, la prédation par des prédateurs indigènes comme le touladi maigre, le siscowet et la lotte (*Lota lota*) joue probablement un rôle dans la faible densité du corégone pygmée dans l'UD 5. La relation entre les baisses de population actuelles du corégone pygmée et la prédation par les espèces indigènes n'est pas bien comprise. Le déclin récent du corégone pygmée coïncide avec un déclin de la biomasse de touladi maigre dans

l'ensemble du lac dans les chaluts de fond côtiers, tandis que la biomasse du siscowet est demeurée stable depuis 1990 (USGS 2018). Ces tendances devraient toutefois inclure la mise en garde que les chaluts de fond ne sont pas le type d'engin idéal pour évaluer l'abondance de la truite grise (Mark Vinson, USGS, comm. pers.). Par conséquent, les tendances de l'abondance de la truite grise à partir des filets maillants ne correspondent pas toujours aux tendances observées dans les chaluts de fond. Plusieurs auteurs ont émis l'hypothèse que le rétablissement de la truite grise par rapport aux bas niveaux historiques et les preuves récentes d'un déclin de la biomasse des poissons-proies suggèrent que les principaux prédateurs pourraient être limités en nourriture dans le lac Supérieur (Negus *et al.* 2008), ce qui est soutenu par le déclin de la valeur des CPUE commerciale du cisco d'eau profonde ainsi que par le déclin de la biomasse de l'éperlan arc-en-ciel (Gorman 2007, 2012). Cette hypothèse peut également suggérer une augmentation de la prédation du corégone pygmée par des espèces prédatrices indigènes, mais il existe actuellement peu de preuves directes que les populations de truite grise ont contribué à la diminution récente de l'abondance du corégone pygmée.

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

Les menaces les plus pertinentes pour l'habitat du corégone pygmée (UD 5) sont la pollution et les changements climatiques, bien que le niveau des répercussions de ces deux menaces soit inconnu. Les métaux lourds et autres contaminants provenant de sources atmosphériques sont présents dans l'ensemble du lac et sont les principales sources de contaminants dans le lac Supérieur. Les effluents des réseaux urbains d'eaux usées et de sources industrielles comme les mines d'or et les usines de pâtes et papiers contribuent également aux charges de contaminants dans le système. Les sources ponctuelles de pollution comprennent les rejets d'usines de traitement des eaux usées dans la région de Thunder Bay et les effluents d'industries comme les usines de papier et les mines près des baies Michipicoten et Terrace. Les effets de la pollution du lac Supérieur sur le corégone pygmée n'ont pas été documentés, mais il existe un risque d'effets négatifs directs et indirects pour les populations de corégone pygmée.

Élément 10 : *Évaluer tout facteur naturel susceptible de limiter la survie et le rétablissement du corégone pygmée (UD 5).*

Les populations de corégone pygmée peuvent être limitées par la prédation dans le lac Supérieur en raison de l'augmentation de l'abondance de truite grise, ce qui concorde avec une diminution des autres poissons-proies (p. ex. cisco d'eau profonde). Des données récentes suggèrent que les principaux prédateurs du lac Supérieur pourraient avoir atteint leur capacité biotique (Negus *et al.* 2008), ce qui est soutenu par une diminution du cisco et de l'éperlan arc-en-ciel en eau profonde. Les effets ascendants sur le corégone pygmée n'ont pas été abordés dans la littérature. Toutefois, il est possible que les densités de proies puissent influencer sur la survie et la croissance démographique. L'espèce *Diporeia* est le macroinvertébré benthique dominant dans le lac Supérieur, et la diminution de l'abondance de cet amphipode dans les régions littorales (Mehler *et al.* 2018) coïncide avec une diminution du corégone pygmée au cours des cinq dernières années (données inédites de l'USGS).

Élément 11 : *Décrire les effets écologiques potentiels des menaces évaluées dans l'élément 8 sur le corégone pygmée (UD 5) et les espèces coexistantes. Énumérer les avantages et les inconvénients potentiels pour l'espèce ciblée et les espèces coexistantes qui peuvent survenir si les menaces sont atténuées. Énumérer les*

efforts existants de surveillance de l'espèce ciblée et des espèces coexistantes associés à chaque menace et relever toute lacune dans les connaissances.

Les plus grandes menaces qui pèsent sur le corégone pygmée dans le lac Supérieur sont la pollution, les espèces envahissantes et les changements climatiques, mais les répercussions de chacune de ces menaces sur l'espèce sont inconnues. Les polluants comme les métaux lourds peuvent causer des dommages neurologiques, et certains produits chimiques comme les dioxines sont des perturbateurs endocriniens qui peuvent entraver la production d'hormones pour les processus vitaux. Les effets indirects des polluants comprennent les effets sur les proies privilégiées comme *Diporeia*. Les réseaux trophiques peuvent également être perturbés par l'introduction d'espèces envahissantes comme les moules dreissénidées et *Bythotrephes*, qui peuvent avoir une incidence indirecte sur le corégone pygmée. De plus, les changements climatiques peuvent avoir une incidence sur des variables environnementales comme la température de l'eau et les niveaux d'oxygène dissous, qui peuvent avoir une incidence directe et indirecte sur le corégone pygmée. Par exemple, les changements climatiques peuvent exclure des organismes d'une région particulière lorsque les variables environnementales excèdent leurs tolérances physiologiques. Les effets indirects comprennent le déplacement des réseaux trophiques à la suite de modifications des variables de la qualité de l'eau. Ces trois menaces pourraient avoir des répercussions sur les populations de corégone pygmée, mais l'étendue de ces menaces est inconnue.

SCÉNARIOS D'ATTÉNUATION DES MENACES ET ACTIVITÉS DE RECHANGE

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

Il est possible de limiter les menaces qui pèsent sur la survie et le rétablissement de l'espèce en adoptant des mesures d'atténuation qui réduiront ou élimineront les effets néfastes susceptibles de découler des ouvrages ou entreprises associés aux projets ou aux activités qui sont réalisés dans l'habitat du corégone pygmée (UD 5). Dans les EPR précédentes, la base de données du Système de suivi des activités du programme de l'habitat du MPO a fait l'objet d'une interrogation pour une variété d'ouvrages, d'entreprises et d'activités qui ont eu lieu dans une aire de répartition connue d'une espèce au cours des cinq années précédentes et qui pourraient nuire à son habitat ou le détruire. Dans le cas du corégone pygmée, cet examen des activités n'a pas été fourni, car il n'en résulterait qu'une poignée de projets et ces activités seraient presque entièrement limitées aux zones littorales avec des répercussions en grande partie négligeables pour cette espèce en eau profonde. Dans le cas où une activité menace l'habitat du corégone pygmée (UD 5), les menaces liées à l'habitat peuvent être liées aux séquences des effets élaborées par le Programme de la protection du poisson et de son habitat (PPPH) du MPO dans Coker *et al.* (2010). Le document fournit des directives sur les mesures d'atténuation pour 19 séquences des effets en vue de protéger les espèces aquatiques en péril dans la région du Centre et de l'Arctique (Coker *et al.* 2010). Le document de Coker *et al.* (2010) devrait être consulté au moment d'examiner les stratégies d'atténuation et les solutions de rechange relatives aux menaces pesant sur l'habitat. D'autres mesures d'atténuation et d'autres mesures de rechange liées aux menaces non liées à l'habitat, comme les espèces envahissantes, sont énumérées ci-dessous.

Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques

Comme il en a été question dans la section Menaces et facteurs limitatifs, l'éperlan arc-en-ciel, la grémille et *Bythotrephes* pourraient avoir des répercussions négatives sur les populations de corégone pygmée dans le lac Supérieur.

Atténuation

- Surveiller la présence d'espèces envahissantes susceptibles d'avoir un effet négatif sur les populations de corégone pygmée ou un impact négatif direct sur l'habitat de prédilection de l'espèce.
- Élaborer un plan portant sur les risques potentiels, les répercussions ainsi que les mesures proposées si la surveillance permet de détecter l'arrivée ou l'établissement d'une espèce envahissante.
- Établir des « havres sûrs » dans les zones dont on sait qu'elles abritent un habitat approprié pour le corégone pygmée. L'établissement de « havres sûrs » permet de réduire au minimum les répercussions ou de prévenir l'introduction d'espèces envahissantes grâce à des pratiques de gestion exemplaires.
- Mettre en œuvre un plan d'intervention rapide si des espèces envahissantes sont détectées de manière à les éradiquer ou à les contrôler.
- Mener une campagne de sensibilisation du public et encourager l'utilisation des systèmes de signalement des espèces envahissantes en place.

Solutions de rechange

- Introductions non autorisées
 - Il n'y a pas de solution de rechange aux introductions non autorisées, car ces dernières ne devraient tout simplement pas se produire.
- Introductions autorisées
 - Utiliser uniquement des espèces indigènes.
 - Suivre le Code national sur l'introduction et le transfert d'organismes aquatiques pour toutes les introductions d'organismes aquatiques (MPO 2017).

Élément 17 : *Dresser l'inventaire des activités susceptibles d'accroître les valeurs des paramètres de survie ou de productivité de l'espèce (définis dans les éléments 3 et 15).*

Les mesures d'atténuation décrites ci-dessus sont conformes à l'objectif d'accroître la survie en réduisant les menaces d'espèces envahissantes pour le corégone pygmée. Les mesures d'atténuation des menaces liées à l'habitat telles que les effluents des eaux usées sont décrites dans Coker *et al.* (2010) et offrent un moyen d'accroître la survie, à condition que ces menaces entraînent la mortalité. Toutefois, les connaissances actuelles sur la façon dont les menaces pour le corégone pygmée influent sur sa survie et son habitat sont limitées. D'autres recherches sont nécessaires pour déterminer pourquoi les populations de corégone pygmée du lac Supérieur pourraient être en déclin.

Élément 18 : *Si la disponibilité actuelle de l'habitat est insuffisante pour atteindre les objectifs de rétablissement (voir l'élément 14), présenter un avis sur la faisabilité de restaurer l'habitat selon des valeurs plus élevées. L'avis doit être présenté dans le contexte de toutes les options possibles pour l'atteinte des objectifs concernant l'abondance et l'aire de répartition.*

L'habitat en eau profonde du corégone pygmée dans le lac Supérieur n'est pas un facteur limitatif pour le moment. Se reporter à van der Lee et Koops (2020) pour les projections estimées de la disponibilité de l'habitat en fonction de la préférence de profondeur de l'espèce.

SOURCES D'INCERTITUDE

Peu d'études ciblées ont été menées sur le corégone pygmée dans le lac Supérieur (UD 5) en raison de la faible abondance de sa population et de sa découverte relativement récente dans le bassin des Grands Lacs. Bien que l'espèce soit répandue dans le lac Supérieur, son occurrence et sa biomasse ne sont pas entièrement expliquées par les variables de l'habitat comme la profondeur, l'oxygène dissous et la température de l'eau. D'autres recherches sont nécessaires pour déterminer les variables abiotiques et biotiques potentielles qui influencent les modèles d'occurrence et de biomasse, y compris des analyses des facteurs limnologiques qui pourraient influencer sur le recrutement et la dynamique des populations. Le manque de connaissances sur le cycle biologique, y compris le comportement pendant la fraie (moment, choix du site), la fécondité, la maturité, le rapport entre les sexes, les relations entre l'âge et la longueur, ainsi que les caractéristiques de l'habitat nécessaires au développement des œufs et des juvéniles, sont des lacunes importantes dans la compréhension actuelle de cette espèce. Les lacunes dans les connaissances sur l'utilisation de l'habitat ont nécessité l'inférence des exigences en matière d'habitat pour les larves et les juvéniles à partir du stade de vie adulte dans le présent document. Étant donné la petite taille effective de cette espèce, il est possible qu'il y ait de multiples populations de corégones pygmées isolées quant à la reproduction dans le lac Supérieur. Cependant, aucune recherche ciblée n'a été menée sur la dispersion et l'échange génétique au sein de l'UD 5. Les facteurs qui influent sur la croissance de la population, qu'il s'agisse des effets descendants des prédateurs ou des effets ascendants de la disponibilité des proies, doivent également faire l'objet d'études plus poussées. Des menaces comme la pollution, les espèces envahissantes et les changements climatiques peuvent avoir une incidence sur la croissance de la population de corégones pygmées, mais il existe très peu de données empiriques sur la façon dont ces menaces influencent actuellement l'espèce dans le lac Supérieur.

REMERCIEMENTS

Cette recherche n'aurait pas été possible sans l'appui de Mark Vinson (USGS), qui a fourni des données exhaustives sur la qualité du chalut et de l'eau aux fins du présent document de recherche. Nous remercions chaleureusement Mark pour sa contribution à l'élaboration du présent document.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Amundsen, P.-A., Kashulin, N.A., Terentjev, P., Gjelland, K.Ø., Koroleva, I.M., Dauvalter, V.A., Sandimirov, S., Kashulin, A., and Knudsen, R. 2011. Heavy metal contents in whitefish (*Coregonus lavaretus*) along a pollution gradient in a subarctic watercourse. *Environ. Monit. Assess.* 182: 301–316.
- Anderson, E.D., and Smith, L.L.. 1971. A synoptic study of food habits of 30 fish species from western Lake Superior. Minnesota Agricultural Experiment Station Technical Bulletin 279: 199 p.
- Applegate, V.C. 1950. Natural history of the sea lamprey, *Petromyzon marinus*, in Michigan. U.S. Fish and Wildlife Service. Spec. Sci. Rep. 55: 237 p.
- Austin, J.A., and Colman, S.M. 2007. Lake Superior summer water temperatures are increasing more rapidly than regional air temperatures: A positive ice-albedo feedback. *Geophys. Res. Lett.* 34(6): L06604. doi:[10.1029/2006GL029021](https://doi.org/10.1029/2006GL029021).

-
- Barnett, H.K., and Paige, D.K. 2012. Egg Development Timing for Riverine Spawning Pygmy Whitefish (*Prosopium coulterii*). NW Sci. 86: 85–94.
- Barnett, H.K., and Paige, D.K. 2014. Characteristics of Riverine Broadcast Spawning Pygmy Whitefish (*Prosopium coulterii*). NW Sci. 88: 155–168.
- Blouw, D., and Hagen, D. 1981. Ecology of the fourspine stickleback, *Apeltes quadracus*, with respect to a polymorphism for dorsal spine number. Can. J. Zool. 59: 1677–1692.
- Bramburger, A.J., Reavie, E.D., Sgro, G., Estep, L., Chraïbi, V.S., and Pillsbury, R. 2017. Decreases in diatom cell size during the 20th century in the Laurentian Great Lakes: a response to warming waters? J. Plankton Res. 39: 199–210.
- Bronte, C.R., Selgeby, J.H., and Curtis, G.L. 1991. Distribution, abundance, and biology of the alewife in US waters of Lake Superior. J. Great Lakes Res. 17: 304–313.
- Cline, T.J., Bennington, V., and Kitchell, J.F. 2013. Climate change expands the spatial extent and duration of preferred thermal habitat for Lake Superior fishes. PLoS one 8: e62279.
- Coker, G.A., Ming, D.L., and Mandrak, N.E. 2010. [Mitigation guide for the protection of fishes and fish habitat to accompany the species at risk recovery potential assessments conducted by Fisheries and Oceans Canada \(DFO\) in Central and Arctic Region](#). Version 1.0. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2904: vi + 40 p.
- 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.
- COSEWIC (Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada). 2002. [COSEWIC assessment and update status report on the margined madtom *Noturus insignis* in Canada](#). Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa, ON. vii + 17 p.
- COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada) 2002. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le chat-fou liséré \(*Noturus insignis*\) au Canada – Mise à jour](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. viii + 18 p.
- COSEPAC. 2016. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la Corégone pygmée \(*Prosopium coulterii*\), populations béringiennes du sud-ouest du Yukon, populations du fleuve Yukon, populations du Pacifique, populations de l'ouest de l'Arctique, populations des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent, population du lac Waterton et populations de la rivière Saskatchewan et du fleuve Nelson au Canada](#). Ottawa, ON. xxxvii + 77 p.
- Dryer, W.R. 1966. Bathymetric distribution of fish in the Apostle Islands region, Lake Superior. Trans. Am. Fish. Soc. 95: 248–259.
- Eakins, R. J. 2019. [Ontario Freshwater Fishes Life History Database](#). Version 5.04 [online] (accessed 11-01-2019).
- Eisenreich, S., and Strachan, W. 1992. Estimating atmospheric deposition of toxic contaminants to the Great Lakes: an update. Great Lakes Protection Fund/Environment Canada, Gray Freshwater Biological Institute, University of Minnesota, Navarre, MN. 60 p.
- Eschmeyer, P.H., and Bailey, R.M. 1955. The pygmy whitefish, *Coregonus coulterii*, in Lake Superior. Trans. Am. Fish. Soc. 84(1): 161–199.
- Evans, D.O., and Waring, P. 1987. Changes in the multispecies, winter angling fishery of Lake Simcoe, Ontario, 1961–83: invasion by rainbow smelt, *Osmerus mordax*, and the roles of intra-and interspecific interactions. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: s182–s197.

-
- Gorman, O.T. 2007. Changes in a population of exotic rainbow smelt in Lake Superior: boom to bust, 1974–2005. *J. Great Lakes Res.* 33: 75–90.
- Gorman, O.T. 2012. Successional change in the Lake Superior fish community: population trends in Ciscoes, Rainbow Smelt, and Lake Trout, 1958–2008. *Adv. Limn.* 63: 337–362.
- Gorman, O.T., Yule, D.L., and Stockwell, J.D. 2012. Habitat use by fishes of Lake Superior. I. Diel patterns of habitat use in nearshore and offshore waters of the Apostle Islands region. *Aquat. Ecosyst. Health Manag.* 15: 333–354.
- Gutsch, M. 2017. The rise and fall of the Ruffe (*Gymnocephalus cernua*) empire in Lake Superior. Thesis (PhD) University of Minnesota, Minneapolis, MN. 207 p.
- Heist, B., and Swenson, W. 1983. Distribution and abundance of rainbow smelt in western Lake Superior as determined from acoustic sampling. *J. Great Lakes Res.* 9: 343–353.
- Hrabik, T.R., Carey, M.P., and Webster, M.S. 2001. Interactions between young-of-the-year exotic rainbow smelt and native yellow perch in a northern temperate lake. *Trans. Am. Fish. Soc.* 130: 568–582.
- Hrabik, T.R., Magnuson, J.J., and McLain, A.S. 1998. Predicting the effects of rainbow smelt on native fishes in small lakes: evidence from long-term research on two lakes. *Can. J. Fish. and Aquat. Sci.* 55: 1364–1371.
- Johnson, B. 1969. Some statistics of the populations of parasitic phase sea lampreys in Canadian waters of the Great Lakes. *In* Proceedings of the 12th conference on Great Lakes research. The International Association for Great Lakes Research, Ann Arbor, MI. pp 45–52.
- Jurado, E., Zaldívar, J.-M., Marinov, D., and Dachs, J. 2007. Fate of persistent organic pollutants in the water column: does turbulent mixing matter? *Mar. Pollut. Bull.* 54: 441–451.
- Kocovsky, P., Tallman, J., Jude, D., Murphy, D., Brown, J., and Stepien, C. 2011. Expansion of tubenose gobies *Proterorhinus semilunaris* into western Lake Erie and potential effects on native species. *Biol. Invasions* 13: 2775–2784.
- Kraft, K.J. 1979. Pontoporeia distribution along the Keweenaw shore of Lake Superior affected by copper tailings. *J. Great Lakes Res.* 5: 28–35.
- Lackey, R.T. 1970. Seasonal depth distributions of landlocked Atlantic salmon, brook trout, landlocked alewives, and American smelt in a small lake. *J. Fish. Res. Board Can.* 27: 1656–1661.
- Lane, J.A., Portt, C.B., and Minns, C.K. 1996. [Adult habitat characteristics of Great Lakes fishes](#). *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2358: v+ 43 p.
- Lemmen, D.S., and Warren, F.J. (eds.) 2004. [Climate change impacts and adaptation: a Canadian perspective](#). Natural Resources Canada, Ottawa, ON. 174 p.
- Magnuson, J.J., Meisner, J.D., and Hill, D.K. 1990. Potential changes in the thermal habitat of Great Lakes fish after global climate warming. *Trans. Am. Fish. Soc.* 119: 254–264.
- McCart, P. 1970. Evidence for the existence of sibling species of Pygmy Whitefish (*Prosopium coulterii*) in three Alaskan lakes. *In* Biology of Coregonid Fishes. Edited by C. C. Lindsey and C. S. Woods. University of Manitoba Press, Winnipeg, MB. pp 81–98.
- Mehler, K., Burlakova, L.E., Karatayev, A.Y., and Scharold, J. 2018. Major Findings from the CSMI Benthic Macroinvertebrate Survey in Lake Superior in 2016 with an Emphasis on Temporal Trends. Lake Superior Benthos: Cooperative Science and Monitoring Initiative, Final Report: USGS-GLRI G14AC00263. 27 p.
-

-
- Morman, R., Cuddy, D., and Rugen, P. 1980. Factors influencing the distribution of sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in the Great Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 1811–1826.
- MPO. 2007. [Protocole révisé pour l'exécution des évaluations du potentiel de rétablissement](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2007/039.
- MPO. 2014. [Lignes directrices sur l'évaluation des menaces, des risques écologiques et des répercussions écologiques pour les espèces en péril](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2014/013. (Erratum : juin 2016)
- MPO. 2017. [Code national sur les introductions et transferts d'organismes aquatiques](#). Pêches et Océans Canada, Ottawa, ON. ii + 44 p.
- Nalepa, T.F., Fanslow, D.L., and Lang, G.A. 2009. Transformation of the offshore benthic community in Lake Michigan: recent shift from the native amphipod *Diporeia* spp. to the invasive mussel *Dreissena rostriformis bugensis*. *Freshwater Biology* 54: 466–479.
- Nalepa, T.F., and Landrum, P.F. 1988. Benthic invertebrates and contaminant levels in the Great Lakes: Effect, fates, and role in cycling. *In Toxic Contaminants and Ecosystem Health: A Great Lakes Focus*. Edited by M.S. Evans. John Wiley & Sons, New York, NY. pp 77–102.
- Negus, M.T., Schreiner, D.R., Halpern, T.N., Schram, S.T., Seider, M.J., and Pratt, D.M. 2008. Bioenergetics evaluation of the fish community in the western arm of Lake Superior in 2004. *N. Am. J. Fish. Manag.* 28: 1649–1667.
- Nettles, D.C. 1983. Ecology of Lake Ontario brown trout. Thesis (M.Sc.) State University of New York College at Brockport. Brockport, NY. 111 p.
- Pawlowski, M.B., Branstrator, D.K., Hrabik, T.R., and Sterner, R.W. 2017. Changes in the cladoceran community of Lake Superior and the role of *Bythotrephes longimanus*. *J. Great Lakes Res.* 43: 1101–1110.
- Pratt, T., Gardner, W., Watkinson, D., and Bouvier, L. 2016. Ecology of the River Darter in Canadian Waters: Distribution, Relative Abundance, Life-History Traits, Diet, and Habitat Characteristics. *Diversity* 8(4): 1–16.
- Rasmussen, G.A. 1974. A study of the feeding habits of four species of fish, *Alosa pseudoharengus*, *Coregonus hoyi*, *Perca flavescens*, and *Osmerus mordax*, at three sites on Lake Michigan, as compared to the zooplankton, phytoplankton and water chemistry of those sites. Thesis (PhD) Michigan State University, East Lansing, MI. vi + 97 p.
- Rennie, M.D., Sprules, W.G., and Vaillancourt, A. 2010. Changes in fish condition and mercury vary by region, not *Bythotrephes* invasion: a result of climate change? *Ecography* 33: 471–482.
- Rook, B.J., Hansen, M.J., and Gorman, O.T. 2013. Biotic and abiotic factors influencing cisco recruitment dynamics in Lake Superior during 1978–2007. *N. Am. J. Fish. Manag.* 33: 1243–1257.
- Roth, B.M., Mandrak, N.E., Hrabik, T.R., Sass, G.G., and Peters, J. 2013. Fishes and decapod crustaceans of the Great Lakes basin. *In Great Lakes fisheries policy and management: A Binational Perspective*. Edited by W.W. Taylor, A.J. Lynch, and N.J. Leonard. Michigan State University Press, East Lansing, MI. pp 105–135.
- Ruge, Z., Muir, D., Helm, P., and Lohmann, R. 2018. Concentrations, Trends, and Air–Water Exchange of PCBs and Organochlorine Pesticides Derived from Passive Samplers in Lake Superior in 2011. *Environ. Sci. Technol.* 52: 14061–14069.
-

-
- Salafsky, N., Salzer, D., Stattersfield, A.J., Hilton-Taylor, C., Neugarten, R., Butchart, S.H., Collen, B.E.N., Cox, N., Master, L.L., and O'Connor, S. 2008. A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and actions. *Conserv. Biol.* 22: 897–911.
- Schaeffer, J.S., Bowen, A., Thomas, M., French III, J.R., and Curtis, G.L. 2005. Invasion history, proliferation, and offshore diet of the round goby *Neogobius melanostomus* in western Lake Huron, USA. *J. Great Lakes Res.* 31: 414–425.
- Scott, W., and E. Crossman. 1973. Freshwater fishes of Canada. Fisheries Research Board of Canada Bulletin 184, Ottawa, ON. 966 p.
- Selegby, J. H., and M. H. Hoff. 1996. Seasonal Bathymetric Distribution of 16 Fishes in Lake Superior, 1958-75. National Biological Service Report 7: 14 p.
- Sierszen, M.E., Hrabik, T.R., Stockwell, J.D., Cotter, A.M., Hoffman, J.C., and Yule, D.L. 2014. Depth gradients in food-web processes linking habitats in large lakes: Lake Superior as an exemplar ecosystem. *Freshw. Biol.* 59: 2122–2136.
- Smith, D.W. 2000. Analysis of rates of decline of PCBs in different Lake Superior media. *J. Great Lakes Res.* 26: 152–163.
- Stanley, J.G., and Danie, D.S. 1983. Species profiles: Life histories and environmental requirements of coastal fishes and invertebrates (North Atlantic) – white perch. U.S. Fish and Wildlife Service, Division of Biological Services, FWS/OBS-82/11.7. U.S. Army Corps of Engineers, TR EL-82-4: 12 p.
- Stedman, R.M., and Bowen II, C.A. 1985. Introduction and spread of the threespine stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) in Lakes Huron and Michigan. *J. Great Lakes Res.* 11: 508–511.
- Stewart, T., Derek, O., Gorman, O.T., and Vinson, M. 2016. Age, growth, and size of Lake Superior Pygmy Whitefish (*Prosopium coulterii*). *Am. Midl. Nat.* 175: 24–36.
- Sullivan, M., and MacKay, W. 2011. Status of the pygmy whitefish (*Prosopium coulterii*) in Alberta: update 2011. Alberta Wildlife Status Report No. 27: x + 46 p.
- Trebitz, A.S., Hatzenbuehler, C.L., Hoffman, J.C., Meredith, C.S., Peterson, G.S., Pilgrim, E.M., Barge, J.T., Cotter, A.M., and Wick, M.J. 2019. *Dreissena veligers* in western Lake Superior—Inference from new low-density detection. *J. Great Lakes Res.* 45: 691–699.
- USGS (United States Geological Survey). 2018. [Compiled reports to the Great Lakes Fishery Commission of the annual bottom trawl and acoustics surveys for 2017](#) [online]. 119 p. (accessed 11-01-2019)
- van der Lee, A.S. et Koops, M.A. 2020. [Tendances de la population, caractéristiques de l'habitat et abondance du corégone pygmée \(*Prosopium coulterii*\) du lac Supérieur](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/074. iv + 20 p.
- van der Lee, A.S. et Koops, M.A. 2021. [Modélisation du potentiel de rétablissement du corégone pygmée \(*Prosopium coulterii*\) au Canada \(populations des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/026. iv + 23 p.
- Visha, A., Gandhi, N., Bhavsar, S.P., and Arhonditsis, G.B. 2018. Assessing mercury contamination patterns of fish communities in the Laurentian Great Lakes: A Bayesian perspective. *Environ. Pollut.* 243: 777–789.
- Wal, J.V. 1977. Relation between Nipigon Bay benthic macroinvertebrates and selected aspects of their habitat. *J. Fish. Res. Board Can.* 34: 824–829.
-

-
- Weis, J.S. 2009. Reproductive, developmental, and neurobehavioral effects of methylmercury in fishes. *J. Environ. Sci. Health C* 27(4): 212–225.
- Yule, D.L., Adams, J.V., Stockwell, J.D., and Gorman, O.T. 2008. Factors Affecting Bottom Trawl Catches: Implications for Monitoring the Fishes of Lake Superior. *N. Am. J. Fish. Manag.* 28: 109–122.
- Zemlak, R.J., and McPhail, J.D. 2006. The biology of pygmy whitefish, *Prosopium coulterii*, in a closed sub-boreal lake: spatial distribution and diel movements. *Env. Biol. Fishes* 76: 317–327.