



MISE À JOUR DES LIGNES DIRECTRICES POUR L'ENLÈVEMENT DE LA VÉGÉTATION AQUATIQUE DANS L'HABITAT ESSENTIEL DU LÉPISOSTÉ TACHETÉ

Contexte

L'enlèvement de la végétation aquatique par des moyens chimiques ou mécaniques peut être réalisé pour des raisons socioéconomiques, par exemple pour créer des zones de baignade, faciliter l'accès par bateaux ou faciliter la récupération des engins de pêche commerciaux. L'enlèvement de la végétation, à petite et à grande échelle, a eu lieu dans la baie Rondeau, la baie Long Point et le lac Érié (Ontario) y compris dans les zones habitées par le lépisosté tacheté (*Lepisosteus oculatus*), une espèce inscrite comme étant en voie de disparition en vertu de la *Loi sur les espèces en péril du Canada*. Comme l'enlèvement de la végétation peut avoir une incidence sur le lépisosté tacheté et son habitat, le programme de rétablissement du lépisosté tacheté de 2012 (Staton *et al.* 2012) a établi des lignes directrices provisoires pour l'enlèvement de la végétation aquatique dans l'habitat du lépisosté tacheté (appendice), qui ont été créées pour réduire les dommages causés à l'espèce lors de l'enlèvement de végétation à petite échelle. Bien que les lignes directrices provisoires soient en place depuis 2012, de nombreuses recherches ont été menées sur le lépisosté tacheté et son habitat au Canada depuis leur publication, en particulier dans la baie Rondeau. Des arrêtés concernant l'habitat essentiel ont également été mis en place dans les zones où de la végétation a été enlevée par le passé, ce qui soulève des questions quant aux conséquences de cette activité pour le lépisosté tacheté. Le Programme des espèces en péril a demandé au Secteur des sciences du ministère des Pêches et Océans (MPO) d'examiner les lignes directrices provisoires de 2012 pour s'assurer que les pratiques de gestion exemplaires sont scientifiquement défendables à la lumière des récentes recherches sur le lépisosté tacheté et son habitat.

La présente réponse des Sciences découle du processus de réponse des Sciences « Mise à jour des lignes directrices pour l'enlèvement de la végétation aquatique dans l'habitat essentiel du lépisosté tacheté (*Lepisosteus oculatus*) », qui a eu lieu le 16 juillet 2019 à Burlington, en Ontario.

Analyse et réponse

Relation entre le lépisosté tacheté et la végétation aquatique

Le lépisosté tacheté préfère les eaux peu profondes, claires et abondamment végétalisées. Le cycle de vie de l'espèce a été décrit pour les populations canadiennes par Scott et Crossman (1998), Holm *et al.* (2009), Bouvier et Mandrak (2010) et le COSEPAC (2015). En bref, les adultes effectuent des migrations de frai au printemps (mai à juin) vers des zones végétalisées peu profondes, proches du rivage ou inondées, les femelles déposent des œufs adhésifs sur les tiges et les feuilles de la végétation submergée et émergente, les œufs sont fertilisés par les mâles immédiatement avant ou après l'adhésion, et les œufs se développent pendant qu'ils sont attachés aux tiges ou aux feuilles. L'éclosion a lieu environ une semaine après la fertilisation, mais les jeunes de l'année peuvent rester fixés à la végétation aquatique ou rester

immobiles dans le film de surface grâce à des mâchoires spécialisées en forme de disque (Cudmore-Vokey et Minns 2002), jusqu'à ce qu'ils commencent la nage libre peu après. La croissance des juvéniles est rapide étant donné qu'ils passent d'une alimentation basée sur les invertébrés à une alimentation basée sur les poissons tôt dans leur développement. Les adultes dépendent presque exclusivement des poissons pour leur alimentation et consomment des espèces que l'on trouve couramment avec la végétation aquatique (p. ex. la perchade [*Perca flavescens*], l'ombre de vase [*Umbra limi*], le tête-de-boule [*Pimephales promelas*] et des centrarchidés; Ostrand *et al.* 2004, COSEPA 2015). Ils peuvent également s'alimenter de grands invertébrés aquatiques de façon opportuniste.

Le lépisosté tacheté a l'une des relations les plus étroites de toutes les espèces de poissons d'eau douce avec la végétation aquatique : tous ses stades biologiques dépendent des plantes émergentes ou submergées. De nombreux auteurs ont décrit l'importance de la végétation aquatique pour l'espèce (Carlander 1969, Lee *et al.* 1990, Lane *et al.* 1996 a, b, c, Scott et Crossman 1998, Snedden *et al.* 1999, Page et Burr 2011, Cudmore-Vokey et Minns 2002), soulignant son rôle dans sa reproduction (Redmond 1964, Parker et McKee 1984, Snedden *et al.* 1999), son habitat d'alevinage (Simon et Wallus 1989), son approvisionnement en nourriture et son alimentation (Ostrand *et al.* 2004), et son couvert (Glass *et al.* 2012). Parmi les quelques études empiriques qui ont quantifié l'utilisation de l'habitat du lépisosté tacheté, Snedden *et al.* (1999) ont effectué une radiotélémétrie et déterminé que les lépisostés tachetés d'une plaine d'inondation de la Louisiane utilisaient de grandes zones d'habitat aquatique inondé; on a émis l'hypothèse qu'elles servaient au frai et à l'alevinage. Tyler et Granger (1984) ont décrit la capture de 172 lépisostés tachetés adultes dans un lac du sud-ouest de l'Oklahoma composé de lits denses de végétation submergée et émergente (espèces *Polygonum*, *Potamogeton*, *Myriophyllum* et *Justicia*). Simon et Wallus (1989) ont indiqué que les zones de végétation aquatique dense constituent l'habitat d'alevinage préféré de l'espèce; cependant, il manque généralement d'études sur les associations entre les jeunes de l'année et les habitats juvéniles (on peut toutefois consulter Glass et Mandrak 2014, données non publiées du MPO 2017, 2018; résumées ci-dessous). Ostrand *et al.* (2004) ont indiqué que le taux de réussite de la recherche de nourriture du lépisosté tacheté diminuait avec l'augmentation de la densité des tiges pour certaines proies (crapet arlequin [*Lepomis macrochirus*]); cependant, cette tendance n'a pas été observée pour d'autres espèces de proies. Presque tous les travaux publiés indiquent une corrélation positive entre la présence, l'abondance et la densité de la végétation aquatique et la productivité de l'habitat du lépisosté tacheté.

Modélisation du potentiel de rétablissement du lépisosté tacheté (*Lepisosteus oculatus*) au Canada

Dans le cadre du processus d'inscription du lépisosté tacheté en vertu de la *Loi sur les espèces en péril*, le MPO a mené une évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) du lépisosté tacheté au Canada (MPO 2010, Bouvier et Mandrak 2010, Young et Koops 2010). En s'appuyant sur des indices de la trajectoire des populations et de leur abondance relative, on a déterminé que la situation des populations de la baie Long Point, de la pointe Pelée et de la baie Rondeau était « mauvaise », « passable » et « bonne », respectivement. La modélisation du potentiel de rétablissement a indiqué que les populations de lépisosté tacheté au Canada sont plus vulnérables aux dommages (c.-à-d. à la mortalité) causés aux jeunes de l'année, puis aux juvéniles, et enfin aux adultes (Young et Koops 2010). Si une population de lépisosté tacheté connaît un taux de croissance de la population de $\lambda = 1,078$ (taux moyen basé sur un déclin supposé lié au critère B du COSEPA et sur le taux de croissance maximum possible de

l'espèce), la modélisation indique que : i) le taux de survie annuel ne peut pas être réduit de plus de 19 % pour les jeunes de l'année, de 15 % pour les juvéniles ou de 14 % pour les adultes; ii) la fertilité ne peut pas être réduite de plus de 21 % pour les jeunes adultes, car sinon, la trajectoire de la population passerait en dessous de $\lambda = 1,0$ (Young et Koops 2010). Un déclin de la population ($\lambda < 1,0$) est également probable si les dommages réduisent le taux de survie de tous les âges de plus de 5 %, la survie des individus immatures de plus de 8 %, ou la fertilité de tous les adultes de plus de 15 %. Si le taux de croissance démographique réalisé est inférieur à $\lambda = 1,078$, de plus petites diminutions de la survie ou de la fécondité entraîneraient une probabilité accrue que la population passe en dessous de 1,0. Selon une interprétation antérieure du Secteur des sciences du MPO, des dommages menant à $\lambda < 1,0$ mettraient en péril la survie et le rétablissement d'une espèce inscrite sur la liste de la LEP; par conséquent, tout dommage d'origine humaine subi par les populations en déclin (λ de base $< 1,0$) met en péril leur survie ou leur rétablissement (Vélez-Espino et Koops 2007, 2009). Il n'existe pas de programme de surveillance normalisé pour les populations de lépisosté tacheté au Canada, de sorte que la trajectoire de l'espèce dans les zones visées par l'enlèvement de végétation proposé est inconnue.

La modélisation du potentiel de rétablissement du lépisosté tacheté au Canada a indiqué que la population minimale viable (PMV) est de 1 424 adultes, en supposant une probabilité de 0,15 de déclin catastrophique par génération (~ 5 ans; c'est-à-dire un déclin de 50 % de la population en un an tous les 33,3 ans) et un seuil de quasi-extinction de deux adultes. Toutefois, si l'on suppose un seuil d'extinction plus élevé (p. ex. 20 adultes, pour tenir compte des effets cumulés de la dépression consanguine, de la stochasticité démographique et des effets d'Allee), la PMV passe à 13 840 adultes. D'après la relation allométrique entre la taille et la « superficie par individu » de l'habitat requise (Minns 1995, Randall *et al.* 1995, Minns 2003), une PMV de 1 424 adultes aurait besoin de 360,8 ha d'habitat, tandis qu'une PMV de 13 840 adultes aurait besoin d'environ 3 500 ha. Ces projections présument l'existence d'un habitat distinct pour chaque stade biologique, y compris un habitat de frai, et que tous les habitats sont de qualité optimale. Pour une PMV de 13 840 adultes nécessitant environ 3 500 ha de superficie totale d'habitat, environ 1 400 ha d'habitat pour jeunes de l'année, environ 1 400 ha d'habitat pour juvéniles, environ 650 ha d'habitat pour adultes et environ 0,05 ha d'habitat de frai seraient nécessaires. Si les lépisostés tachetés juvéniles et adultes partagent un habitat, mais qu'ils ne sont pas en compétition directe pour l'espace, la superficie minimale pour une population viable (SMPV) pourrait être beaucoup plus petite. Young et Koops (2010) et Staton *et al.* (2012) ont déterminé que la superficie d'habitat minimale pour viabilité de la population de lépisosté tacheté existait dans la baie Rondeau, mais pas dans la baie Long Point ou à la pointe Pelée, d'après une PMV de 13 840 adultes (tableau 1); pour une PMV de 1 424, une superficie d'habitat minimale pour la viabilité de la population est présente dans la baie Long Point et la baie Rondeau, mais pas à la pointe Pelée. Les résultats de Young et Koops (2010) indiquent que l'habitat des premiers stades biologiques peut être un facteur limitatif, étant donné la sensibilité du taux de croissance de la population aux perturbations des jeunes de l'année et des juvéniles, la perte d'habitat pour les jeunes de l'année ou les juvéniles constitue une grande préoccupation en ce qui a trait à la viabilité du lépisosté tacheté au Canada.

La taille de la population de lépisosté tacheté au Canada n'est connue que pour un sous-ensemble d'emplacements. Glass *et al.* (2012) ont estimé que la taille de la population de lépisosté tacheté dans le Parc national de la Pointe-Pelée comptait 483 adultes matures (95 %, IC 433 à 519); une extrapolation de cette densité de population (2,2 poissons/ha) à la baie Rondeau a indiqué que la population de la baie Rondeau pourrait atteindre 8 124 adultes

Région du Centre et de l'Arctique

(95 %, IC 7 281 à 8 278). Par conséquent, en s'appuyant sur une PMV de 1 424 adultes, la population de la baie Rondeau est supérieure à la PMV, tandis que celle de la pointe Pelée est inférieure au PMV. Aucune population canadienne ne semble être supérieure à la PMV avec une cible de 13 840 adultes (tableau 1).

Tableau 1. Comparaison de la taille de la population, de la population minimale viable (PMV) et de la superficie minimale pour la viabilité de la population (SMVP) pour les populations de la baie Long Point, de la pointe Pelée et de la baie Rondeau. Les estimations de population sont tirées de Glass et al. (2012); la PMV et la SMVP sont tirées de Young et Koops (2010). PMV¹ représente une probabilité de catastrophe = 0,15 et un seuil de quasi-extinction de 2 adultes; PMV² représente une probabilité de catastrophe = 0,15 et un seuil de quasi-extinction de 20 adultes. Modifié d'après Staton et al. (2012).

Population et zone d'habitat essentiel désigné	Taille estimative de la population	PMV ¹	PMV ¹ atteinte?	SMVP ¹	SMVP ¹ atteinte?	PMV ²	PMV ² atteinte?	SMVP ²	SMVP ² atteinte?
Baie Long Point/réserve nationale de faune de Big Creek (7,7 km ²)	Inconnue	1 424 adultes	Inconnue	3,6 km ²	Oui	13 840 adultes	Inconnue	35 km ²	Non
Pointe Pelée (2,2 km ²)	483 adultes	1 424 adultes	Non	3,6 km ²	Non	13 840 adultes	Non	35 km ²	Non
Baie Rondeau (37 km ²)	8 124 adultes	1 424 adultes	Oui	3,6 km ²	Oui	13 840 adultes	Non	35 km ²	Oui

Les estimations de la SMVP dans Young et Koops (2010) indiquent la superficie d'habitat nécessaire pour soutenir l'effectif minimal de population viable. Cependant, l'approche utilisée pour estimer la SMVP suppose que la totalité de la zone de l'habitat mesuré peut servir d'habitat de lépisosté tacheté et ne tient pas compte du fait que la qualité de l'habitat peut varier au sein de la zone. Des changements dans la condition ou la qualité de la zone d'habitat peuvent entraîner des changements dans l'état de la population. Si certaines zones d'habitat sont évitées par le lépisosté tacheté, l'estimation de la SMVP devra être revue. Comme pour de nombreuses espèces en péril au Canada, on ne possède pas une compréhension détaillée de la relation entre l'occurrence des caractéristiques de l'habitat et la productivité du lépisosté tacheté. Par conséquent, il n'existe actuellement aucun modèle de population permettant d'estimer la variation de la productivité des populations associée aux changements dans la végétation aquatique pour les populations canadiennes.

Recherche sur le lépisosté tacheté au Canada après la publication des lignes directrices provisoires de 2012

Suite à la publication du programme de rétablissement du lépisosté tacheté (*Lepisosteus oculatus*) (Staton et al. 2012), plusieurs études sur le terrain ciblées ont été réalisées pour mieux comprendre l'écologie de la population et l'utilisation de l'habitat du lépisosté tacheté au Canada. La majeure partie de cette recherche a été menée dans la baie Rondeau (Glass et al. 2012, Glass et al. 2015, données non publiées du MPO) parce que cette population est suffisamment importante pour permettre des captures répétées à des fins de recherche, alors que les populations de la baie Long Point et de la pointe Pelée produisent généralement des captures moins fréquentes (Glass et al. 2012, COSEPAC 2015). Les recherches menées depuis la publication des lignes directrices provisoires de 2012 comprennent :

Région du Centre et de l'Arctique

1. Une radiotélémétrie du lépisosté tacheté adulte dans la baie Rondeau pour évaluer l'utilisation de l'habitat au printemps et en été (Glass *et al.* 2012).
2. Des collectes de juvéniles sur le terrain dans la baie Rondeau pour déterminer les associations avec les habitats (Glass et Mandrak 2014).
3. Une analyse génétique du lépisosté tacheté à la pointe Pelée, à la baie Rondeau et à la baie Long Point (Glass *et al.* 2015).
4. Deux études sur le terrain entreprises par le Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques du MPO afin de mieux comprendre l'écologie du frai et le début du cycle biologique du lépisosté tacheté au Canada (données non publiées du MPO 2017, 2018).

Chaque étude a permis d'obtenir de nouvelles données sur le rôle de la végétation aquatique pour le lépisosté tacheté dans la baie Rondeau, résumées ci-dessous.

Glass *et al.* (2012) ont utilisé la radiotélémétrie pour mieux comprendre la répartition et l'utilisation de l'habitat printanières et estivales du lépisosté tacheté adulte dans la baie Rondeau. Au total, 37 lépisostés tachetés adultes (de 515 à 745 mm TL; 0,53 à 1,94 kg) ont été marqués au moyen de radio-émetteurs et suivis à 224 endroits distincts au cours du printemps et de l'été 2007. Les mesures de l'habitat, prises à des endroits distincts, comprenaient la profondeur de l'eau (m), la température de surface (°C), le pH et la conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Lorsqu'ils étaient présents, on a déterminé le genre des macrophytes aquatiques. On a établi deux périodes de suivi : le printemps (mai à juin; on suppose que cette période comprend la période de frai) et l'été (juillet à septembre). Les associations d'habitats ont été évaluées de façon saisonnière selon les indices d'électivité, qui ont établi la préférence et l'évitement des caractéristiques de l'habitat. Au printemps, le lépisosté tacheté a affiché une préférence pour : 1) les eaux les moins profondes (< 0,5 m) et les plus profondes (> 2,5 m), 2) les zones sans croissance de macrophytes, 3) les eaux ayant une conductivité élevée et un pH supérieur à 9,5, tandis que 4) les profondeurs modérées (1,0 à 1,99 m) ont été fortement évitées. En été, le lépisosté tacheté a affiché une préférence pour : 1) les eaux les moins profondes (< 0,5 m) et les plus profondes (> 2,5 m), 2) les zones avec deux genres de macrophytes ou plus, et 3) un pH entre 8,09 et 8,49. Dans l'ensemble, 90 % des emplacements où le lépisosté tacheté a été détecté avaient une végétation aquatique (3,1 % des sites étaient constitués de plantes émergentes uniquement, 4 % de plantes émergentes et submergées, et 82 % uniquement de plantes submergées). Glass *et al.* (2012) ont indiqué que lorsqu'une végétation aquatique était présente avec des lépisostés tachetés, les espèces complexes et très ramifiées étaient communes (espèces *Chara*, *Potamogeton*, *Myriophyllum*, *Ceratophyllum*, *Elodea*), mais que les espèces *Valisneria* et *Lemna* étaient également présentes. Par ordre décroissant de prévalence, les espèces *Potamogeton*, *Chara*, *Myriophyllum*, *Valisneria*, *Ceratophyllum*, *Elodea* et *Lemna* ont été associées à la détection de lépisostés tachetés et étaient souvent présentes dans des lits mélangés. D'après une interpolation, les auteurs ont estimé qu'environ 1 543 ha (1,5 km²) de la baie Rondeau étaient occupés par deux genres de macrophytes ou plus. Comme Ostrand *et al.* (2004), Glass *et al.* (2012) ont émis l'hypothèse que les lits de macrophytes aquatiques mélangés fournissent une structure d'habitat tridimensionnelle qui peut aider à capturer des proies. L'évitement de la végétation aquatique pendant la période printanière diffère des attentes; on suppose qu'elle est liée au fait que les lépisostés tachetés se nourrissent des migrations saisonnières de petits poissons qui dépendent des substrats sableux (p. ex. la queue à tache noire [*Notropis hudsonius*]).

Glass et Mandrak (2014) ont mené des études de terrain pour évaluer l'utilisation des affluents de la baie Rondeau pour le frai et pour évaluer l'habitat des juvéniles. L'étude des affluents a été réalisée à l'aide de verveux à mailles fines installés à la fin de mai 2013 dans sept affluents (p. ex. des drains agricoles) qui se jettent dans la rive ouest de la baie Rondeau. Des filets ont été posés en amont et en aval de la première intersection en amont ainsi qu'à l'embouchure de chaque affluent. Une évaluation générale standard de l'habitat a été réalisée (température de l'eau, conductivité, oxygène dissous, disque de Secchi, pH et végétation dominante). Au total, 45 lépisostés tachetés adultes ont été capturés à sept endroits; 37 ont été capturés après la première grande intersection; 8 ont été capturés en amont de la première grande intersection.

L'évaluation de l'habitat des juvéniles utilisait des pièges lumineux en forme de trèfle à quatre feuilles, des chaluts Mamou, et une pêche à la senne dans des zones littorales, à 36 emplacements de la baie Rondeau et de ses affluents, de la fin de juillet au début d'août 2013 (Glass et Mandrak 2014). Suivant l'approche de Glass *et al.* (2012), l'électivité des lépisostés tachetés juvéniles dans la baie Rondeau a été calculée. Aucun lépisosté tacheté n'a été capturé dans les pièges à quatre feuilles ni dans le chalut Mamou. Cependant, la pêche à la senne a permis de capturer huit lépisostés tachetés juvéniles à six endroits différents, ainsi qu'un adulte. Des juvéniles ont été capturés dans les zones littorales de la baie Rondeau et du ruisseau Mill. Ces sites avaient les caractéristiques suivantes : une profondeur moyenne de 0,64, une température moyenne de l'eau de 22,4 °C et un disque de Secchi moyen de 0,15 m. La couverture moyenne des sites de capture était composée de 30 % de végétation émergente, 9 % de végétation flottante et 32 % de végétation submergée, respectivement. L'électivité indiquait une forte réaction d'évitement pour : 1) les endroits les plus profonds; 2) la turbidité la plus élevée; 3) la conductivité la plus élevée; 4) les concentrations extrêmes d'oxygène dissous (valeurs basses et élevées), tandis que les habitats présentant des niveaux de turbidité modérés (50 à 149 uTN) ont été fortement préférés. Une préférence modérée a été accordée aux eaux les moins profondes (< 0,5 m) et aux températures supérieures à 23,5 °C. On suppose que l'électivité pour une turbidité modérée reflète les conditions dominantes des emplacements du littoral et des affluents, plutôt que les conditions optimales pour les juvéniles. Un échantillonnage a également été effectué à la baie Long Point, mais n'a pas permis de détecter des lépisostés tachetés juvéniles.

Glass *et al.* (2015) ont effectué une analyse génétique des lépisostés tachetés de la pointe Pelée, de la baie Rondeau et de la baie Long Point, ainsi que des populations de l'aire de répartition sud, aux États-Unis. Les données multilocus de microsatellites ont été utilisées pour déterminer la structure génétique au sein des populations et entre elles. Les premières constatations ont indiqué que le flux génétique entre les populations et les sous-populations est très faible, ce qui suggère un degré élevé de séparation géographique et reproductive parmi les populations canadiennes. L'analyse a révélé que l'isolement physique de la pointe Pelée a probablement entraîné une différenciation génétique particulière, mais cette différenciation constitue également une source de variation génétique pour le lac Érié lorsque le cordon littoral se brise. L'analyse a également indiqué que de multiples populations distinctes de lépisostés tachetés existent dans la baie Rondeau. Ces résultats indiquent que le nombre effectif de reproducteurs dans chaque sous-population est inférieur à l'estimation actuelle de 8 124 adultes, ce qui porte à croire qu'au moins une des sous-populations de la baie Rondeau est inférieure à la PMV.

Le Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques du MPO a entrepris deux études en 2017 et 2018 pour mieux comprendre l'écologie du frai et le début du cycle biologique du lépisosté tacheté. Dans la première étude, des données non publiées du

MPO (2017) ont utilisé la radiotélémetrie pour étudier le choix des sites de frai en fonction des facteurs environnementaux. Étant donné que Glass *et al.* (2012) et Glass et Mandrak (2014) ont déterminé que la rive ouest de la baie Rondeau supporte la majeure partie des activités de frai, le suivi s'est concentré sur l'ensemble de cette zone. Le suivi a eu lieu entre la fin avril et la mi-juin, de 3 à 4 jours par semaine, avec des poissons marqués précédemment recueillis dans cette zone. Lorsqu'un lépisosté tacheté marqué était détecté, son emplacement était enregistré, avec des observations relatives au frai (frai observé/non observé). Les emplacements où le frai a été détecté ont ensuite été visités pour prendre des mesures détaillées de l'habitat au centroïde du site de frai. Parmi les variables, mentionnons la profondeur de l'emplacement, la composition du substrat, la température de l'eau, la turbidité, l'oxygène dissous et le volume de déplacement relatif des plantes aquatiques, dont le genre était déterminé. Des mesures de l'habitat de fond ont été effectuées à des emplacements choisis au hasard à une distance de la côte pouvant aller de 0 à 100 m (y compris les affluents, jusqu'au premier obstacle infranchissable en amont), qui étaient censés représenter des lieux de frai « nuls ». Au total, 13 paires de reproducteurs ont été détectées; on a observé du frai dès le 23 mai (température moyenne de l'eau de 16,6 °C) et jusqu'au 14 juin (25,6 °C). Des paires de reproducteurs ont été détectées dans les affluents ainsi que dans les zones littorales. Une analyse statistique des facteurs associés aux lieux de frai a révélé une association négative avec la distance du rivage (c.-à-d. que la probabilité de trouver et d'utiliser un lieu de frai diminue à mesure que la distance augmente), une association positive avec le volume de déplacement de l'espèce *Potamogeton* et des substrats qui soutiennent les macrophytes aquatiques (p. ex. détrit, limon), une association positive avec la profondeur et la conductivité, une association négative avec l'oxygène dissous, une association positive avec le genre *Lemna* et une association négative avec *Ceratophyllum*. Au cours du traitement en laboratoire des échantillons de macrophytes aquatiques, des œufs ont été détectés et retirés des tiges et des feuilles de nombreux genres de macrophytes, notamment : des plantes émergentes : *Phalaris arundinacea*, espèce *Poaceae*, espèce *Carex*, *Sparganium eurycarpum*, d'autres tiges non définies; des plantes flottantes : *Hydrocharis morsus-ranae*; *lemna minor*, *Spirodela polyrhiza*; des plantes submergées : *Ceratophyllum demersum*; des espèces d'algues : *Potamogeton zosteriformis*; *Potamogeton richardsonii*; *Myriophyllum sibiricum*; *M. spicatum*; *Vallisneria americana*; *Elodea canadensis*; *Potamogeton crispus*; *Stuckenia pectinatus*; espèce *Chara*; des espèces inconnues submergées. Des analyses génétiques de ces échantillons pour confirmer les espèces de poissons sont en cours.

Dans la deuxième étude (données non publiées du MPO 2018), les associations d'habitat des larves de lépisosté tacheté ont été étudiées dans la baie Rondeau. En s'appuyant sur les résultats de l'étude précédente (données non publiées du MPO 2017), l'étude de 2018 s'est concentrée sur l'échantillonnage de larves de lépisosté tacheté dans des lieux de frai connus en utilisant la pêche à l'épuisette et des pièges lumineux à quatre feuilles. On a ciblé des zones à proximité du ruisseau Flat (milieu de la rive ouest de la baie Rondeau) et du drain 1 (pointe nord de la rive ouest), en se concentrant sur les strates suivantes : 1) zones d'habitat à moins de 1 m de la côte dans les affluents (« affluent, côte »); 2) zones à plus de 1 m de la côte dans les affluents (« affluent, au large »); 3) zones à moins de 1 m de la côte le long de la rive du lac (« rive du lac, côte »); et, 4) zones à plus de 1 m de la côte le long de la rive du lac (« rive du lac, au large »). Les pièges lumineux à quatre feuilles n'ont pas permis de détecter des larves de l'espèce *Lepisosteus*, mais la pêche à l'épuisette a permis de détecter 57 larves dans le drain 1, le ruisseau Flat et les zones de bord de lac associées. Les larves de *Lepisosteus* provenaient principalement des strates côtières des affluents, puis des strates côtières du lac, puis du large des affluents, et enfin du large des rives du lac. On a pu observer dans les zones

où les larves de *Lepisosteus* ont été recueillies une variation de l'abondance relative des macrophytes aquatiques submergés, qui allait de zéro (aucun macrophyte submergé détecté pendant l'étude au râteau) à trois (aucune dent visible sur le râteau en raison de l'abondance de la végétation). Parmi les types de végétation dominante à proximité des sites de collecte des larves de *Lepisosteus*, mentionnons le « myriophylle », l'espèce *Valisneria*, la quenouille, le potamot pectiné, la vallisnérie d'Amérique et le potamot. Le myriophylle constituait la végétation dominante dans 60 % des lieux de capture de larves de *Lepisosteus*. Cependant, étant donné qu'il est difficile de distinguer avec certitude le *Myriophyllum spicatum* de l'espèce *Ceratophyllum*, on ne sait pas si les « myriophylles » observés indiquent avec certitude la présence du macrophyte envahissant *Myriophyllum spicatum*.

Collectivement, les résultats des recherches récentes menées à la suite de la publication des lignes directrices provisoires indiquent ce qui suit :

Les lépisostés tachetés adultes préfèrent les parcelles comprenant divers macrophytes aquatiques, qui peuvent inclure des espèces envahissantes (p. ex. *M. spicatum*); les adultes démontrent une préférence saisonnière pour les zones peu profondes (< 0,5 m) et profondes (> 2,5 m) de l'habitat disponible; le frai a lieu principalement à < 30 m du rivage, mais est associé à une eau plus profonde; les plantes du genre *Potamogeton* sont associées à l'activité de frai. Toutefois, d'autres espèces peuvent également soutenir le développement des œufs. Les larves de lépisosté tacheté se trouvent principalement sur les bords des affluents (y compris les drains agricoles) et dans les zones des rives de lac, mais on peut aussi les trouver au large de ces zones; les larves sont associées à une végétation aquatique clairsemée à dense, et sont communément trouvées dans des zones où se trouvent les espèces *Myriophyllum* ou *Ceratophyllum*. Les lépisostés tachetés juvéniles étaient associés aux plus faibles profondeurs disponibles et à des niveaux de turbidité modérés.

Recherches existantes sur les effets néfastes de l'enlèvement de la végétation

Plusieurs auteurs ont établi que l'enlèvement de la végétation aquatique indigène constitue une menace pour la survie ou le rétablissement du lépisosté tacheté. Bouvier et Mandrak (2010) ont indiqué que l'enlèvement par des moyens mécaniques et chimiques aurait une incidence élevée sur les espèces de la baie Rondeau (l'incidence de cette menace a été considérée comme étant « faible » à la pointe Pelée et à la baie Long Point en raison de la fréquence et de l'étendue plus faibles de l'enlèvement de la végétation dans ces zones). Ces conclusions ont été réitérées par le COSEPAC (2015). Bouvier et Mandrak (2010) et le COSEPAC (2015) ont souligné que l'enlèvement mécanique de la végétation aquatique des zones occupées par le lépisosté tacheté pouvait nuire à l'espèce en perturbant les sédiments et en créant des conditions de turbidité, ainsi qu'en enlevant ou en blessant les individus physiquement attachés à la végétation aquatique ou qui se trouvent dans la végétation, tandis que l'enlèvement chimique de la végétation avec des herbicides peut introduire des produits chimiques dans les habitats occupés, réduire l'oxygène dissous et diminuer la disponibilité et la fonction globales de l'habitat. Il existe de nombreux travaux écrits sur l'incidence globale de l'enlèvement de la végétation aquatique dans les écosystèmes aquatiques, et les enjeux pertinents sont résumés dans Gilbert *et al.* (2007). Un examen exhaustif des méthodes d'enlèvement de la végétation et de leur incidence n'entre pas dans le cadre de la présente réponse des Sciences.

Interprétation et évaluation des lignes directrices provisoires de 2012

Les lignes directrices provisoires (Staton *et al.* 2012) indiquent que :

« La charge en éléments nutritifs, qui se traduit par une prolifération excessive de la végétation aquatique, peut entraîner une réduction de la qualité de l'habitat du lépisosté tacheté. En pareille situation, il est possible qu'un enlèvement limité de la végétation soit profitable à long terme à la survie et au rétablissement du lépisosté tacheté. Conditionnellement à des examens des emplacements, des projets d'enlèvement de la végétation à petite échelle à l'aide de moyens appropriés peuvent être permis. Des examens propres au site seront requis pour tous les projets d'enlèvement de la végétation prévus dans l'habitat du lépisosté tacheté. Afin de limiter les impacts potentiels, le groupe de travail sur les questions liées à la végétation aquatique de la baie Rondeau, en consultation avec l'équipe de rétablissement du lépisosté tacheté, a recommandé l'application des lignes directrices provisoires suivantes (2010) pour les enlèvements de végétation limités :

- Les enlèvements réalisés dans la zone située près du rivage (profondeur d'eau allant jusqu'à 1 m) doivent être limités à un chenal perpendiculaire dont la largeur n'excède pas 1 m (afin de limiter les dommages potentiels à l'habitat de frai et de croissance).
- Les aires de baignade privées doivent être limitées à une superficie maximale de 6 x 10 m, dans des profondeurs d'eau supérieures à 1 m.
- Les chenaux de navigation privés ne doivent pas excéder une largeur de 4 m dans les eaux d'une profondeur supérieure à 1 m.
- Les chenaux de navigation « principaux » ou « collecteurs » ne doivent pas excéder une largeur de 6 m.

Voici l'interprétation et l'évaluation des lignes directrices provisoires :

Il est possible qu'une croissance excessive de la végétation aquatique réduise la qualité de l'habitat du lépisosté tacheté par plusieurs mécanismes comme la réduction de la disponibilité des proies ou la réduction de la zone d'alimentation en raison de la diminution de la qualité de l'eau, de la perte de zone mouillée ou de la diminution de la performance natatoire de l'espèce. Les réductions de la valeur de production de l'habitat du lépisosté tacheté peuvent être associées à des monocultures de végétation aquatique (COSEPAC 2015), en particulier d'espèces végétales envahissantes (p. ex. *Phragmites australis*, *M. spicatum*). Cependant, les répercussions écologiques des monocultures envahissantes, y compris la réaction du lépisosté tacheté aux activités de contrôle, ne sont pas bien comprises et sont compliquées par le prélèvement de larves dans les zones dominées par *M. spicatum*. Les relations avec *P. australis* n'ont pas été déterminées. De plus, même si Glass *et al.* (2012) ont démontré que les adultes évitent la végétation aquatique pendant certaines parties de la période printanière, la plupart des études sur le terrain menées à la suite de Staton *et al.* (2012) ont démontré des associations positives avec les plus fortes densités observées de végétation aquatique submergée pendant le frai, en particulier avec l'espèce *Potamogeton*, ou, de façon plus générale, avec la couverture fournie par les espèces submergées et émergentes, y compris l'espèce envahissante *M. spicatum* et peut-être *Ceratophyllum*. Les adultes démontrent une association positive avec des peuplements mixtes de macrophytes ramifiés et submergés, qui peuvent comprendre *M. spicatum*. Une étude a indiqué que l'alimentation du lépisosté tacheté sur une seule espèce de proie diminuait en fonction de l'augmentation de la densité de la végétation aquatique (Ostrand *et al.* (2004); cependant, il n'est pas clair si ces résultats peuvent être directement comparés aux populations canadiennes, ou si la réduction de l'alimentation peut être attribuée à une augmentation du taux de survie des œufs ou des larves due à la présence de parcelles de haute densité.

Par conséquent, selon les preuves disponibles, il est peu probable qu'une élimination limitée de la végétation soit bénéfique pour la survie et le rétablissement à long terme du lépisosté tacheté au Canada, surtout si la configuration spatiale de l'élimination se fait en fonction des zones les plus demandées sur le plan socioéconomique, plutôt qu'en visant les parcelles d'habitat qui réduisent hypothétiquement la viabilité du lépisosté tacheté (p. ex. monocultures d'espèces; voir COSEPAC 2015). De plus, étant donné le fait que la taille des populations de lépisosté tacheté de la pointe Pelée, de la baie Long Point et de la baie Rondeau est inférieure à la PMV, la petite taille de la zone d'habitat essentiel dans ces zones, la sensibilité du lépisosté tacheté aux changements du taux de survie des jeunes de l'année et le rôle important de la végétation aquatique dans le développement des jeunes, il est probable que l'enlèvement de la végétation à petite échelle compromettrait la survie et le rétablissement du lépisosté tacheté, en particulier si la végétation est enlevée dans les affluents et les zones littorales ou si elle comprend des peuplements mixtes de macrophytes aquatiques submergés.

Si l'enlèvement de la végétation est effectué pour des raisons socioéconomiques, les pratiques exemplaires suivantes permettraient de réduire les dommages causés au lépisosté tacheté au Canada :

- Réduire la taille de la zone d'enlèvement, étant donné l'importance de l'étendue, de la densité et de la richesse de la végétation submergée pour tous les stades biologiques (Glass *et al.* 2012, Glass et Mandrak 2014, données non publiées du MPO 2017, 2018). L'importance de la réduction de la zone d'enlèvement est également soutenue par le fait que la SMVP n'a pas été atteinte pour la majorité des populations canadiennes. Si l'habitat est réduit en dessous de la SMVP, en particulier pour les juvéniles, la probabilité de disparition augmente rapidement (Young et Koops 2010). Des objectifs d'enlèvement précis par zone (p. ex. X m²) constituent une décision de tolérance au risque.
- Éviter l'enlèvement de la végétation dans les affluents et les zones littorales, y compris dans la zone mouillée entre l'interface terre-eau et celle qui s'étend jusqu'à 30 m à partir de la côte, puisque le lépisosté tacheté préfère ces zones pour le frai. En outre, il faut éviter d'enlever la végétation dans les zones de moins de 0,5 m de profondeur qui se trouvent à plus de 30 m du rivage. Pour réduire au minimum les dommages causés aux habitats d'alimentation ou aux domaines vitaux des adultes, il faut également éviter d'enlever la végétation dans les zones de plus de 2,5 m de profondeur.
- Éviter l'enlèvement des peuplements mixtes de macrophytes aquatiques submergés, étant donné la préférence des adultes pour ces caractéristiques. Éviter l'enlèvement des peuplements mixtes est également justifié par la disponibilité relativement faible de ces caractéristiques, en particulier dans la baie Rondeau (Glass *et al.* 2012).

Conclusions

La publication de Staton *et al.* (2012) a permis d'obtenir des perspectives importantes sur les mouvements, l'écologie de la reproduction et les associations d'habitat du lépisosté tacheté. Les recherches sur l'habitat de frai, des adultes, des larves et des juvéniles du lépisosté tacheté indiquent de fortes associations avec les densités élevées de végétation aquatique submergée, en particulier avec les peuplements mixtes et l'espèce *Potamogeton* dans les zones littorales et les affluents. Dans certains cas, les premiers stades de vie ont été associés à la présence d'espèces envahissantes de macrophytes submergés. La relation entre le lépisosté tacheté et les monocultures d'espèces végétales émergentes et submergées reste mal comprise, tout comme la façon dont réagit le lépisosté tacheté aux mesures de contrôle de ces espèces par

des moyens chimiques ou mécaniques (Bouvier et Mandrak 2010, COSEPAC 2015). Les pratiques exemplaires de gestion présentées ci-dessus sont fondées sur les meilleures données scientifiques disponibles, selon Staton *et al.* (2012). Cependant, en s'appuyant sur les preuves disponibles, il est peu probable qu'un enlèvement limité de la végétation soit bénéfique pour la survie et le rétablissement à long terme du lépisosté tacheté au Canada. En outre, il est probable que l'enlèvement de végétation à petite échelle compromette la survie et le rétablissement du lépisosté tacheté, en particulier si la végétation est retirée dans les affluents et les zones littorales ou si elle comprend des peuplements mixtes de macrophytes aquatiques submergés.

De nouveaux résultats de recherche peuvent justifier un réexamen des avis contenus dans la présente réponse des Sciences, en particulier étant donné : 1) la possibilité d'établir de nouvelles associations entre les stades biologiques et les espèces submergées et émergentes à la suite de l'analyse génétique des œufs recueillis et 2) le manque de compréhension de la manière dont la végétation aquatique influence la productivité des populations de lépisosté tacheté.

Si des enlèvements de la végétation sont effectués, il est fortement recommandé d'évaluer la réaction des parcelles d'habitat touchées (p. ex. recolonisation par des espèces végétales indigènes ou envahissantes) et des populations de lépisosté tacheté, y compris l'effet cumulatif de multiples enlèvements pour une population donnée.

Collaborateurs

- David Andrews, MPO – Science, Région du Centre et de l'Arctique (Président)
- Andrew Drake, MPO – Science, Région du Centre et de l'Arctique
- Karl Lamothe, MPO – Science, Région du Centre et de l'Arctique
- Adam van der Lee, MPO – Science, Région du Centre et de l'Arctique
- Jake Ziegler, MPO – Science, Région du Centre et de l'Arctique
- Dave Balint, MPO – Gestion des espèces en péril, Région du Centre et de l'Arctique
- Shelly Dunn, MPO – Gestion des espèces en péril, Région du Centre et de l'Arctique
- Bill Glass, MPO – Programme de protection du poisson et de son habitat, Région du Centre et de l'Arctique
- Josh Stacey, MPO – Gestion des espèces en péril, Région du Centre et de l'Arctique
- Shawn Staton, MPO – Gestion des espèces en péril, Région du Centre et de l'Arctique
- Tara Bortoluzzi, Parcs Canada – Parc national de la Pointe-Pelée
- Solomon David, Nicholls State University, Louisiane
- Nicholas Mandrak, Université de Toronto, Scarborough

Approuvé par

Gavin Christie, Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques,
gestionnaire de division par intérim

Sen Wang, région du Centre et de l'Arctique, directeur régional des sciences par intérim

(le 29 avril 2020)

Sources de renseignements

- Bouvier, L.D. and Mandrak, N.E. 2010. [Information in support of a Recovery Potential Assessment of Spotted Gar \(*Lepisosteus oculatus*\) in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/079. vi + 22 p.
- COSEWIC (Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada). 2015. COSEWIC assessment and status report on the Spotted Gar *Lepisosteus oculatus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xii + 40 p.
- Cudmore-Vokey, B. and C.K. Minns. 2002. [Reproductive ecology and vegetation association databases for Lake Ontario Fishes](#). Can. MS Rpt. Fish. Aquat. Sci. 2607: ix +42 p.
- Gilbert, J., Dunn, G., and Locke, B. 2007. Rondeau Bay ecological assessment. Report prepared for the Ontario Ministry of Natural Resources. Port Dover, Ontario, Canada. iv + 220 p.
- Glass, W.R. and Mandrak, N.E. [Distribution of Spotted Gar \(*Lepisosteus oculatus*\) adults and juveniles in the Rondeau Bay, Long Point Bay, and Hamilton Harbour watersheds](#). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3048: iii + 21 p.
- Glass, W.R., Corkum, L.D., and Mandrak, N.E. 2012. Spring and summer distribution and habitat use by adult Threatened Spotted Gar in Rondeau Bay, Ontario, using radiotelemetry. Trans. Am. Fish. Soc. 141(4): 1026–1035.
- Glass, W.R., Walter, R.P., Heath, D.D., Mandrak, N.E., and Corkum, L.D. 2015. Genetic structure and diversity of spotted gar (*Lepisosteus oculatus*) at its northern range edge: implications for conservation. Conserv. Genet. 16: 889–899.
- Holm, E., Mandrak, N.E., and Burrige, M. 2009. The ROM field guide to freshwater fishes of Ontario. Royal Ontario Museum, Toronto, Ontario, Canada. 464 p.
- Lane, J.A., Lane, C.B., and Minns, C.K. 1996a. [Adult habitat characteristics of Great Lakes fishes](#). Can. MS Rpt. Fish. Aquat. Sci. 2358: v + 43 p.
- Lane, J.A., Lane, C.B., and Minns, C.K. 1996b. [Nursery habitat characteristics of Great Lakes fishes](#). Can. MS Rpt. Fish. Aquat. Sci. 2338: v + 42 p.
- Lane, J.A., Lane, C.B., and Minns, C.K. 1996c. [Spawning habitat characteristics of Great Lakes fishes](#). Can. MS Rep. Fish. Aquat. Sci. 2368: v + 48 p.
- Lee, D.S., Gilbert, C.R., Hocutt, C.H., Jenkins, R.E., McAllister, D.E., and Stauffer Jr., J.R. 1980. Atlas of North American Freshwater Fishes. Publication #1980-12 of the North Carolina Biological Survey, North Carolina State Museum of Natural History, Raleigh, NC. 867p.

- Minns, C.K. 1995. Allometry of home range size in lake and river fishes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52(7): 1499–1508.
- Minns, C.K. 2003. [An area-per-individual \(API\) model for estimating critical habitat requirements in aquatic species-at-risk](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/074. i + 21 p.
- Ostrand, K.G., Braeutigam, B.J., and Wahl, D.H. 2004. Consequences of vegetation density and prey species on Spotted Gar foraging. *Trans. Am. Fish. Soc.* 133(3): 794–800.
- Page, L.M. and Burr, B.M. 2011. *Peterson Field Guide to Freshwater Fishes, Second Edition*. Houghton Mifflin Company, Boston, MA. 688 p.
- Parker, P. and P. McKee. 1983. COSEWIC status report on the spotted gar *Lepisosteus oculatus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa, ON. 15 p.
- Randall, R.G., Minns, C.K., and Kelso, J.R.M. 1995. Fish production in freshwaters: are rivers more productive than lakes? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52(3): 631–643.
- Scott, W.B. and Crossman, E.J. 1998. *Freshwater fishes of Canada*. Fisheries Research Board of Canada Bulletin 184. 966 pp. + xvii. Reprinted by Galt House Publications, Burlington, ON.
- Simon, T.P. and Wallus, R. 1989. Contributions to the early life histories of gar (Actinopterygii: Lepisosteidae) in the Ohio and Tennessee River Basins with emphasis on larval development. *Tran. Ky. Acad. Sci.* 50(1–2): 59–74.
- Snedden, G.A., Kelso, W.E., and Rutherford, D.A. 1999. Diel and seasonal patterns of spotted gar movement and habitat use in the lower Atchafalaya River Basin, Louisiana. *Trans. Am. Fish. Soc.* 128(1): 144–154.
- Staton, S.K., Boyko, A.L., Dunn, S.E., and Burrige, M. 2012. [Programme de rétablissement du lépisosté tacheté \(*Lepisosteus oculatus*\) au Canada](#). Série des programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril. Pêches et Océans Canada (MPO), Ottawa. ix + 67 p.
- Tyler, J.D. and Granger, M.N. 1984. Notes on food habits, size, and spawning behavior of spotted gar in Lake Lawtonka, Oklahoma. *Proc. Okla. Acad. Sci.* 64: 8–10.
- Vélez-Espino, L.A., and Koops, M.A. 2007. [A quantitative approach to assessing allowable harm in species at risk: application to the Laurentian black redbhorse \(*Moxostoma duquesnei*\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/051. iv + 28 p.
- Vélez-Espino, L.A., and Koops, M.A. 2009. Quantifying allowable harm to species at risk: an application to the Laurentian black redbhorse. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 19(6): 676–688.
- Young, J.A.M. and Koops, M.A. 2010. [Recovery potential modelling of Spotted Gar \(*Lepisosteus oculatus*\) in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/078. iv + 19 p.

Annexe : Enlèvement de la Végétation Aquatique – Lignes Directrices, Staton *et al.* (2012)

« La charge en éléments nutritifs, qui se traduit par une prolifération excessive de la végétation aquatique, peut entraîner une réduction de la qualité de l'habitat du lépisosté tacheté. En pareille situation, il est possible qu'un enlèvement limité de la végétation soit profitable à long terme à la survie et au rétablissement du lépisosté tacheté. Conditionnellement à des examens des emplacements, des projets d'enlèvement de la végétation à petite échelle à l'aide de moyens appropriés peuvent être permis. Des examens propres au site seront requis pour tous les projets d'enlèvement de la végétation prévus dans l'habitat du lépisosté tacheté. Afin de limiter les impacts potentiels, le groupe de travail sur les questions liées à la végétation aquatique de la baie Rondeau, en consultation avec l'équipe de rétablissement du lépisosté tacheté, a recommandé l'application des lignes directrices provisoires suivantes (2010) pour les enlèvements de végétation limités : Veuillez noter que des recherches futures pourraient entraîner des modifications à ces lignes directrices provisoires :

- les enlèvements réalisés dans la zone située près du rivage (profondeur d'eau allant jusqu'à 1 m) doivent être limités à un chenal perpendiculaire dont la largeur n'excède pas 1 m (afin de limiter les dommages potentiels à l'habitat de frai et de croissance);
- les aires de baignade privées doivent être limitées à une superficie maximale de 6 x 10 m, dans des profondeurs d'eau supérieures à 1 m;
- les chenaux de navigation privés ne doivent pas excéder une largeur de 4 m dans les eaux d'une profondeur supérieure à 1 m;
- les chenaux de navigation « principaux » ou « collecteurs » ne doivent pas excéder une largeur de 6 m.

Le présent rapport est disponible auprès du :

Centre des avis scientifiques
Région du Centre et de l'Arctique
Pêches et Océans Canada
Adresse postale complète du bureau du CAS

Téléphone : (204) 983-5232

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

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

ISSN 1919-3815

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2020



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2020. Mise à jour des lignes directrices pour l'enlèvement de la végétation aquatique dans l'habitat essentiel du lépisosté tacheté. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/034.

Also available in English:

DFO. 2020. *Updated Guidelines for the Removal of Aquatic Vegetation within Spotted Gar Critical Habitat.* DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2020/034.