



Plan de gestion de l'omble de fontaine 2020

Référence à citer :

Gagné, S. 2023. Plan de gestion de l'omble de fontaine au Québec 2020. Ministère de l'environnement, de la Lutte aux changements climatiques, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de l'expertise sur la faune aquatique, Québec, 58 p.

Révision :

Martin Arvisais, Direction de la gestion de la faune Capitale-Nationale–Chaudière-Appalaches
Amélie Bérubé, Direction de la gestion de la faune du Saguenay–Lac-Saint-Jean
Guillaume Côté, Direction de l'expertise sur la faune aquatique
Julie Deschênes, Direction de la gestion de la faune de l'Outaouais
Patrick Plourde-Lavoie, Direction de la gestion de la faune Capitale-Nationale–Chaudière-Appalaches
Isabel Thibault, Direction de l'expertise sur la faune aquatique

Coordination et rédaction

Cette publication a été réalisée par la direction de l'expertise sur la faune aquatique du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP). Elle a été produite par la Direction des communications du MELCCFP.

Cette publication est accessible au <https://mffp.gouv.qc.ca/la-faune/plans-de-gestion/omble-fontaine/>

Renseignements

Téléphone : 418 521-3830

1 800 561-1616 (sans frais)

Formulaire : www.environnement.gouv.qc.ca/formulaires/renseignements.asp

Internet : www.environnement.gouv.qc.ca

Dépôt légal – 2023

Bibliothèque et Archives nationales du Québec

ISBN 978-2-550-94440-9 (imprimé)

ISBN 978-2-550-94439-3 (PDF)

Tous droits réservés pour tous les pays.

© Gouvernement du Québec – 2023

Résumé

L'omble de fontaine est l'espèce vedette de la pêche récréative au Québec. De récentes analyses ont toutefois démontré que la moitié des populations du Québec sont dans un état de surexploitation. Devant ce constat, un premier plan de gestion de l'espèce s'articulant autour de 6 grandes orientations et 19 objectifs a été élaboré.

Orientations et objectifs

- 1) Augmenter le nombre de populations en santé et maintenir, voire augmenter, la qualité et l'expérience de pêche :
 - Réduire la mortalité par la pêche;
 - Revoir les seuils d'exploitation dans les territoires fauniques structurés (TFS);
 - Simplifier la réglementation;
 - Améliorer l'expérience de pêche.
- 2) Conserver les populations à haut rendement de pêche :
 - Poursuivre l'identification des populations en allopatrie et en assurer la protection;
 - Favoriser la restauration des populations en allopatrie à l'aide de la roténone;
 - Protéger les populations sympatriques à haut rendement.
- 3) Protéger et restaurer l'habitat :
 - Optimiser notre stratégie d'aménagement de l'habitat;
 - Mieux protéger les habitats en milieu privé;
 - Accroître les efforts de protection en milieu forestier.
- 4) Mieux ensemercer les plans d'eau en omble de fontaine :
 - Poursuivre la rédaction des plans d'ensemencement;
 - Mieux protéger les populations indigènes;
 - Mieux informer les pisciculteurs et la clientèle sur l'encadrement légal et les outils de gestion des ensemencements;
 - Régulariser le processus de délivrance des permis d'ensemencement.
- 5) Sensibiliser, informer et éduquer :
 - Faire connaître l'importance, la situation et les enjeux de l'espèce pour le Québec;
 - Sensibiliser la clientèle aux risques et aux bonnes pratiques en matière d'espèces aquatiques envahissantes et autres introductions d'espèces;
- 6) Améliorer les connaissances :
 - Structurer un réseau d'inventaires en lac;
 - Acquérir de nouvelles connaissances en lien avec la gestion des populations, des habitats et de l'exploitation;
 - Améliorer la qualité des données d'exploitation récoltées dans les territoires fauniques structurés.

Table des matières

1. Introduction	1
2. Biologie et écologie	2
2.1. Description	2
2.2. Distribution	2
2.2.1. Allopatrie	3
2.3. Biologie	5
2.3.1. Croissance	5
2.3.2. Reproduction	6
2.3.3. Alimentation.....	6
2.4. Écologie	7
2.4.1. Habitat	7
2.4.2. Communauté.....	7
3. Importance de l'omble de fontaine et de son exploitation	9
4. Pressions sur la ressource	10
4.1. Introduction d'espèces	10
4.1.1. Espèces indigènes	10
4.1.2. Espèces exotiques	10
4.2. Urbanisation	12
4.3. Aménagement forestier.....	13
4.3.1. Chemins forestiers	13
4.3.2. Coupes forestières	14
4.4. Exploitation par la pêche sportive	15
4.4.1. Mortalité à la remise à l'eau	17
4.5. Changements climatiques.....	17
5. Gestion de la pêche sportive	18
5.1. Réglementation en vigueur	18
5.2. Gestion par quota dans les territoires fauniques structurés	18
5.2.1. Établissement de quotas théoriques	18
5.2.2. Récolte et analyse des données d'exploitation	20
6. Aménagements.....	21
6.1. Aménagements de l'habitat	21
6.2. Restauration de la biodiversité d'origine.....	21
7. Ensemencements.....	22
7.1. Importance des ensemencements au Québec	22
7.2. Impacts des ensemencements	23
7.2.1. Intégrité génétique.....	23
7.2.2. Taille effective et reproduction	23
7.2.3. Alimentation et croissance	24

8. Points de référence biologiques.....	25
8.1. Point de référence biologique : biomasse.....	26
8.1.1. Population en allopatrie ou en sympatrie simple	27
8.1.2. Population en sympatrie complexe	27
8.2. Point de référence biologique : mortalité	27
8.3. Points de référence complémentaires	27
9. État des populations	28
9.1. Données disponibles.....	28
9.2. État des populations d'ombles de fontaine en lac	30
9.2.1. Situation dans les territoires fauniques structurés	32
10. Orientations et objectifs	34
10.1. Augmenter le nombre de populations en santé et maintenir, voire augmenter, la qualité et l'expérience de pêche	34
10.1.1. Réduire la mortalité par la pêche	34
10.1.2. Revoir les seuils d'exploitation (quotas) dans les territoires fauniques structurés	34
10.1.3. Simplifier la réglementation	34
10.1.4. Améliorer l'expérience de pêche.....	36
10.2. Conserver les populations à haut rendement de pêche	36
10.2.1. Poursuivre l'identification des populations en allopatrie et en assurer la protection	36
10.2.2. Favoriser la restauration des populations en allopatrie à l'aide de la roténone	37
10.2.3. Protéger les populations sympatriques à haut rendement.....	37
10.3. Protéger et restaurer l'habitat	37
10.3.1. Optimiser notre stratégie d'aménagement de l'habitat	37
10.3.2. Mieux protéger les habitats en milieu privé.....	37
10.3.3. Accroître les efforts de protection en milieu forestier	38
10.4. Mieux ensemer les plans d'eau en omble de fontaine.....	38
10.4.1. Poursuivre la rédaction des plans d'ensemencement	38
10.4.2. Mieux protéger les populations indigènes.....	38
10.4.3. Mieux informer les pisciculteurs et la clientèle sur l'encadrement légal et les outils de gestion des ensemencements	38
10.4.4. Régulariser le processus de délivrance des permis d'ensemencement.....	39
10.5. Sensibiliser, informer et éduquer	39
10.5.1. Faire connaître l'importance, la situation et les enjeux de l'espèce pour le Québec	39
10.5.2. Sensibiliser la clientèle aux risques et aux bonnes pratiques en matière d'espèces aquatiques envahissantes et autres introductions d'espèces.....	39
10.6. Améliorer les connaissances	40
10.6.1. Structurer un réseau d'inventaires en lacs.....	40
10.6.2. Acquérir de nouvelles connaissances en lien avec la gestion des populations, des habitats et de l'exploitation	40
10.6.3. Améliorer la qualité des données d'exploitation récoltées dans les territoires fauniques structurés.....	40
11. Conclusion.....	41

Liste des tableaux

Tableau 1.	Abondance (captures par unité d'effort), taille et masse moyennes des ombles de fontaine capturés dans les pêches expérimentales normalisées du MELCCFP selon a) trois secteurs de la province et b) le statut allopatrique des populations.	5
Tableau 2.	Liste des compétiteurs importants de l'omble de fontaine dont la présence caractérise une population d'ombles de fontaine en sympatrie complexe.	26
Tableau 3.	Répartition des inventaires utilisés pour poser un diagnostic sur l'état des populations d'ombles de fontaine au Québec selon la région et le type de territoire...	29

Liste des figures

Figure 1.	Caractéristiques morphologiques typiques de l'omble de fontaine (<i>Salvelinus fontinalis</i>).	2
Figure 2.	Distribution de l'omble de fontaine en Amérique du Nord (Maine Inland Fisheries and Wildlife)	3
Figure 3.	Distribution originale postglaciaire des populations d'ombles de fontaine en allopatrie selon les zones de pêche (adapté de Lacasse et Magnan 1994).	4
Figure 4.	Rendement en ombles de fontaine selon la présence de certains compétiteurs (tiré de Magnan 1988).....	8
Figure 5.	Répartition de l'effort de pêche à l'omble de fontaine selon les différents types de territoire.....	9
Figure 6.	Illustration de la perte des zones d'ombles de fontaine en allopatrie entre la situation d'origine (distribution postglaciaire) et 1994, et entre 1994 et 2016, selon les zones de pêche (adapté de Lacasse et Magnan 1994).....	11
Figure 7.	Exemples de secteurs où l'omble de fontaine a été extirpé à la suite a) de l'urbanisation (ville de Québec) et b) du développement de l'agriculture (région du Centre-du-Québec).....	13
Figure 8.	Relation entre le succès de pêche et l'abondance dans la population, lorsque la capturabilité est densité-dépendante selon a) van Zyll de Jong et coll. (2007) et b) Plourde-Lavoie (2014).	16
Figure 9.	Tendance temporelle de la proportion de lacs dont le quota d'ombles de fontaine a été atteint de 1980 à 2009 (tiré de Plourde-Lavoie 2014).	20
Figure 10.	Diagramme à quatre quadrants permettant de poser un diagnostic sur l'état de santé et le niveau d'exploitation des populations d'ombles de fontaine.....	25
Figure 11.	Répartition des inventaires de populations d'ombles de fontaine réalisés entre 1987 et 2016 selon le protocole normalisé. Les points noirs (●) représentent les plans d'eau pour lesquels l'ensemble des données n'était pas disponible pour poser un diagnostic.....	29
Figure 12.	Nombre d'ombles de fontaine capturés lors des inventaires normalisés selon leur âge.	30
Figure 13.	Répartition des populations d'ombles de fontaine selon l'état des populations.	30

Figure 14.	Abondance et masse moyenne des ombles de fontaine selon le niveau de compétition dans la communauté et le stade d'exploitation.	31
Figure 15.	Biomasse par unité d'effort (BPUE) des femelles reproductrices selon l'état de la population.	32
Figure 16.	Tendances temporelles a) de la pression de pêche et b) du succès de pêche à l'omble de fontaine dans les territoires fauniques (tirée de Plourde-Lavoie 2014).	33
Figure 17.	Périodes de pêche à l'omble de fontaine selon les zones de pêche en vigueur le 1 ^{er} avril 2020.	35
Figure 18.	Limite de prise quotidienne et de possession pour l'omble de fontaine dans les différentes zones de pêche du Québec en vigueur le 1 ^{er} avril 2020.	36
Figure 19.	Publicités du milieu du XX ^e siècle visant à vendre le Québec à une clientèle étrangère. (a) Office provincial de publicité du Québec (1946); b) Office du tourisme de la province de Québec (1948).	42

1. Introduction

L'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), communément appelé truite mouchetée, est une espèce endémique du nord-est de l'Amérique du Nord. Répandue dans tout le Québec, c'est l'espèce la plus prisée par les pêcheurs sportifs québécois. Elle attire par sa combativité, la finesse de sa chair et son accessibilité.

Bien qu'il préfère des eaux fraîches, claires et bien oxygénées, l'omble de fontaine habite des milieux variés. On le trouve dans les lacs, ruisseaux et rivières de toutes tailles. On trouve également une forme anadrome, soit des individus qui migrent en eaux salées ou saumâtres, à l'instar du saumon atlantique. Celle-ci est appelée « truite de mer ».

L'omble de fontaine est la principale espèce exploitée dans les territoires fauniques structurés (réserves fauniques, zecs, pourvoiries, parcs nationaux, etc.) où l'exploitation est contingentée et où l'on récolte des données d'exploitation depuis 40 ans. Dans ces territoires particulièrement, des efforts sont investis afin de soutenir la pêche récréative à l'omble de fontaine par des ensemencements et des aménagements d'habitat dans l'objectif de compenser la perte de productivité des populations et la baisse de la qualité de la pêche observées dans certaines régions et certains plans d'eau au cours des dernières décennies.

Bien que l'omble de fontaine soit l'espèce vedette à la base de l'industrie de la pêche sportive au Québec, il n'existait pas de portrait global de la situation de l'espèce à l'échelle provinciale. Considérant son importance socioéconomique, il était donc essentiel de faire le portrait des populations et de leur exploitation, afin d'en assurer une gestion efficace au bénéfice des pêcheurs actuels et des générations futures.

Les travaux qui ont mené à l'élaboration du premier plan de gestion de l'omble de fontaine au Québec ne concernent que l'omble de fontaine dulcicole. Ils visaient à atteindre les objectifs suivants :

- Brosser le portrait des populations d'ombles de fontaine d'eau douce et de leur exploitation au Québec;
- Diagnostiquer l'état des populations d'ombles de fontaine dulcicoles au Québec;
- Proposer des actions pour optimiser la gestion de l'espèce et de son habitat afin de maintenir des populations en santé pour une exploitation durable et de qualité.

Ce document ne constitue pas une revue complète et exhaustive de la littérature sur la biologie de l'omble de fontaine et des enjeux liés à sa conservation et à sa gestion. Il rapporte plutôt les principaux éléments qui ont été soulevés dans le cadre des consultations menées auprès des différentes clientèles et des réflexions qui ont été faites au sein du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) en vue d'améliorer la gestion de l'espèce et de son habitat.

2. Biologie et écologie

2.1. Description

L'omble de fontaine fait partie de la famille des salmonidés qui inclut les ombles, les truites et les saumons. Ceux-ci se caractérisent par un corps fuselé couvert de petites écailles, une nageoire adipeuse petite et charnue située entre la nageoire dorsale et la nageoire caudale, et des dents bien développées. L'omble de fontaine peut être confondu avec le touladi (truite grise, *Salvelinus namaycush*) et particulièrement avec l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*). Il se distingue de ce dernier par ses points rouges bordés d'un halo bleu bien défini sur son corps, les mouchetures sur son dos et ses nageoires dorsale et caudale, ainsi que ses nageoires pectorales et pelviennes bordées d'une bande blanche suivie d'une bande noire (figure 1).



Figure 1. Caractéristiques morphologiques typiques de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*).

On trouve un subtil polymorphisme interindividuel chez l'omble de fontaine selon qu'il utilise principalement la zone pélagique ou la zone littorale pour s'alimenter (Bourke et coll. 1997, Dynes et coll. 1999, Proulx et Magnan 2004, Bertrand et coll. 2008). Les individus utilisant la zone littorale ont des nageoires pectorales plus longues et un corps trapu, favorisant des mouvements plus lents et précis nécessaires à l'alimentation benthique. Les individus utilisant la zone pélagique possèdent des nageoires pectorales plus courtes et un corps fusiforme afin d'être plus efficaces dans la recherche de nourriture dans la colonne d'eau. Ils ont également une coloration plus rouge-orangée, résultat d'une alimentation zooplanctonique qui contient davantage de caroténoïdes.

2.2. Distribution

L'omble de fontaine est endémique au nord-est de l'Amérique du Nord. Sa distribution originale couvre le Québec, les Maritimes et la côte est américaine jusqu'en Pennsylvanie, s'étend vers l'ouest de la baie d'Hudson jusqu'aux Grands Lacs et le long des Appalaches jusqu'en Caroline du Sud (figure 2). L'omble a ensuite été introduit dans l'ouest du Canada et des États-Unis au cours du 20^e siècle, de même qu'en Amérique du Sud, en Nouvelle-Zélande, en Asie et dans plusieurs parties de l'Europe (Scott et Crossman 1974).

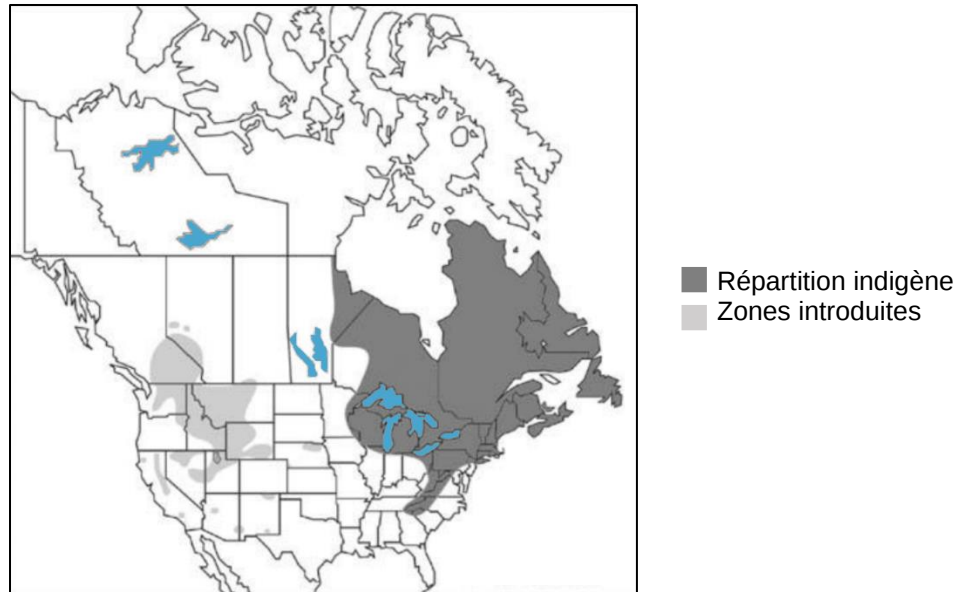


Figure 2. Distribution de l'omble de fontaine en Amérique du Nord (Maine Inland Fisheries and Wildlife)

Aujourd'hui, au Québec, l'omble de fontaine est moins présent dans le réseau hydrographique naturel des Basses-terres du Saint-Laurent et se retrouve davantage dans les eaux plus froides et oxygénées des Appalaches. Il est également bien établi au nord du fleuve, en milieu forestier. Bien qu'on le trouve au nord du 50^e parallèle, sa distribution est moins bien connue. Plusieurs cours d'eau du Nord-du-Québec, du Saguenay-Lac-Saint-Jean, de la Côte-Nord et de la Gaspésie abritent des populations d'ombles de fontaine anadromes, mais la forme dulcicole (résidente) est aussi abondante dans les eaux intérieures de ces régions.

2.2.1. Allopatrie

La colonisation du territoire québécois par les espèces de poissons d'eau douce a débuté lors du retrait des glaciers il y a 12 000 ans. La tolérance de l'omble de fontaine aux eaux froides et à la salinité de même que sa grande capacité de nage lui ont permis d'atteindre des zones nordiques plus rapidement que les espèces d'eau chaude (Lacasse et Magnan 1994). Lors du retrait des glaciers, le soulèvement des terres a été favorable à la dispersion de l'omble de fontaine, alors que la formation de barrières physiques et la disparition d'interconnexions ont limité la dispersion des autres espèces.

L'allopatrie fait référence aux plans d'eau où l'omble de fontaine est la seule espèce établie. En plus d'être une richesse patrimoniale et écologique, les lacs en allopatrie sont très importants d'un point de vue socioéconomique puisque leurs populations offrent des rendements de pêche sportive de 30 à 90 % supérieurs à celles qui côtoient des espèces compétitrices (Therrien et Lachance 1997).

À l'origine, les territoires allopatriques couvraient le nord des bassins hydrographiques entre la rivière de la Petite Nation (Outaouais) et la rivière du Loup (Mauricie), presque toute la région de la Capitale-Nationale jusqu'au sud du lac Saint-Jean, et vers l'est entre le bassin de la rivière Shipshaw et celui de la rivière Betsiamites de même que de nombreux autres secteurs dans la région de la Côte-Nord (figure 3). La superficie totale en allopatrie couvrait alors environ 71 400 km² (excluant les secteurs de la Côte-Nord).

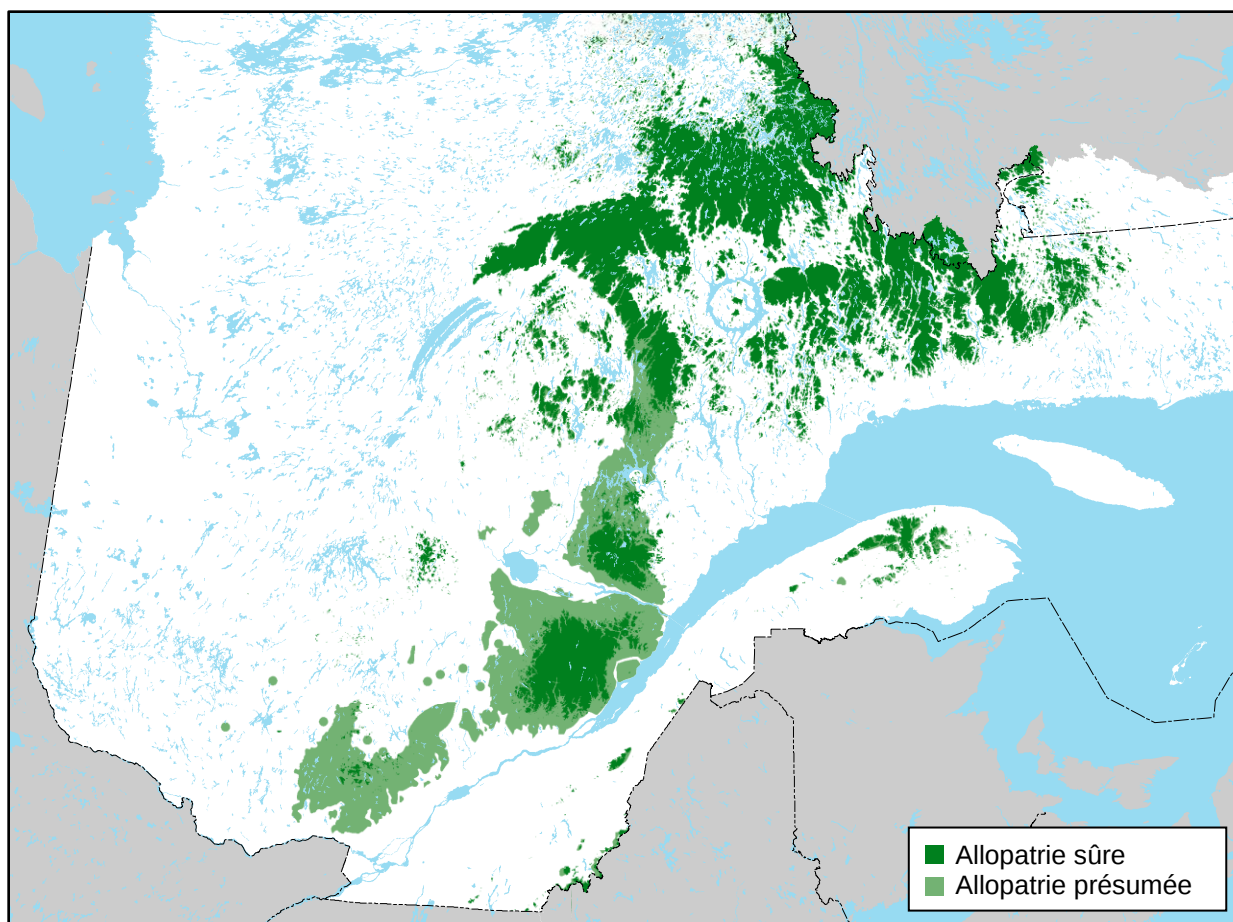


Figure 3. Distribution originale postglaciaire des populations d'ombles de fontaine en allopatrie selon les zones de pêche (adapté de Lacasse et Magnan 1994).

Aujourd'hui, les territoires en allopatrie sont beaucoup plus limités, couvrant à peine 19 600 km², soit une perte de plus de 70 % de la superficie depuis l'ère postglaciaire. Certains processus de colonisation naturelle toujours en cours, tels que les mouvements tectoniques, les inondations printanières ou l'érosion naturelle, peuvent entraîner la colonisation par des espèces compétitrices de secteurs autrefois en allopatrie, via des changements de drainage, de nouvelles connexions hydrographiques ou des modifications des barrières naturelles. Néanmoins, cette perte est essentiellement due aux interventions humaines, notamment les introductions accidentelles (poissons appâts vivants, échappés de pisciculture) ou intentionnelles par l'ensemencement (poissons fourrages, diversification de l'offre de pêche, etc.). Certaines constructions ou activités anthropiques ont aussi entraîné des modifications du réseau hydrographique ayant favorisé la colonisation de nouvelles espèces dans les zones allopatriques, par exemple la construction de barrages et les réseaux de drave dans le bouclier laurentien (Lacasse et Magnan 1994).

2.3. Biologie

2.3.1. Croissance

L'omble de fontaine en milieu naturel vit en moyenne jusqu'à 5 ans, mais peut aller jusqu'à 8 ans. Dans les populations fortement exploitées, les ombles dépassent rarement l'âge de 4 ans. La croissance est très variable selon la température de l'eau, la communauté (présence de compétiteurs) et l'habitat (importance de la zone littorale par exemple). Elle est plus rapide dans le sud et l'ouest de la province, où les individus peuvent atteindre une taille de plus de 50 cm, alors que dans les régions de la Capitale-Nationale ou du Saguenay-Lac-Saint-Jean, les individus dépassent rarement les 25 ou 30 cm, notamment en raison des eaux plus froides (tableau 1). Dans certains plans d'eau fortement exploités, on avance aussi qu'il serait possible que cette petite taille soit le résultat d'une sélection génétique causée par la pression de pêche orientée sur les plus grands individus.

Les individus atteignent également des tailles plus grandes dans les populations en sympatrie, c'est-à-dire lorsque d'autres espèces cohabitent avec l'omble de fontaine dans le plan d'eau (par opposition à l'allopatrie; voir la définition à la section 2.2.1), notamment grâce à la présence de poissons fourrages dont peuvent s'alimenter les adultes. En raison de la compétition interspécifique, ces populations sont cependant moins abondantes (tableau 1). Enfin, les populations en lac atteindront généralement des tailles plus grandes que les populations en rivière.

Tableau 1. Abondance (captures par unité d'effort), taille et masse moyennes des ombles de fontaine capturés dans les pêches expérimentales normalisées du MELCCFP selon a) trois secteurs de la province et b) le statut allopatrique des populations. Le nombre entre parenthèses indique le nombre d'inventaires utilisés pour calculer la moyenne.

a)

Secteur du Québec (Zones de pêche)	Abondance (CPUE*)	Taille moyenne (cm)	Masse moyenne (g)
Sud et ouest (4 à 13)	13,7 (n=17)	252 (n=14)	210 (n=14)
Centre-sud (1 à 3, 14 à 16, 22 à 24, 26 et 27)	22,7 (n=109)	211 (n=108)	144 (n=109)
Nord-ouest (17 à 20, 28 et 29)	14,9 (n=55)	202 (n=46)	118 (n=46)
Moyenne provinciale	19,5 (n=181)	212 (n=168)	142 (n=169)

b)

Statut	Abondance (CPUE)	Taille moyenne (cm)	Masse moyenne (g)
Allopatrie	27,0 (n=66)	205 (n=65)	125 (n=65)
Sympatrie	14,0 (n=110)	219 (n=98)	157 (n=99)
Moyenne provinciale	19,5 (n=181)	212 (n=168)	142 (n=169)

* CPUE : captures par unité d'effort.

2.3.2. Reproduction

La première reproduction se fait généralement à 2 ou 3 ans (Scott et Crossman 1974, MELCCFP données non publiées). L'omble de fontaine fraie tard en été ou en automne, selon la température et la photopériode (Blanchfield et Ridgway 1997, Baril et Magnan 2002). Au Québec, la fraie se déroule généralement de la fin de septembre à novembre, mais elle peut débuter dès la fin du mois d'août plus au nord. Elle se déroule sur une période moyenne de 50 jours, le pic étant généralement atteint lorsque la température se situe entre 6 et 11 °C (Blanchfield et Ridgway 1997, Baril et Magnan 2002). Les individus de la forme littorale semblent frayer plus tôt que les individus pélagiques, même s'il y a du chevauchement dans les dates de fraie des deux formes (Pierre Magnan, communication personnelle).

L'omble de fontaine se reproduit dans des conditions variables, mais il préfère les cours d'eau graveleux à courant modéré. Il peut également se reproduire en lac, en eau peu profonde dans la zone littorale ou sur des hauts-fonds. La présence de résurgences, la faible abondance de particules fines et une bonne concentration d'oxygène semblent être des facteurs déterminants dans la sélection des sites de fraie (Curry et Noakes 1995, Blanchfield et Ridgway 1997, Bernier-Bourgault et Magnan 2002, Guillemette et coll. 2011).

La femelle creuse d'abord un nid dans le gravier à l'aide de sa nageoire caudale. Elle y dépose des œufs de 3,5 à 5 mm de diamètre. Le mâle féconde en même temps les œufs avec sa laitance, puis, une fois la fraie terminée, la femelle recouvre les œufs de gravier. Ces derniers passent ensuite l'hiver dans le gravier et ils éclosent environ 50 à 100 jours plus tard, selon la température et la teneur en oxygène (Scott et Crossman 1974). À la suite de l'éclosion, les alevins demeurent dans le gravier jusqu'à ce que leur sac vitellin soit résorbé. Ils émergent du substrat, au mois de mai ou de juin, selon les conditions environnementales, à une longueur d'environ 4 cm (Scott et Crossman 1974).

2.3.3. Alimentation

Sur le plan alimentaire, l'omble de fontaine est un carnivore généraliste, bien qu'il se nourrisse à l'occasion de débris végétaux. Il s'alimente d'une vaste sélection de proies, tels du zooplancton, du zoobenthos, des insectes, des vers, des sangsues et des poissons. Bien qu'il s'alimente principalement de macroinvertébrés benthiques, son alimentation va être influencée par plusieurs facteurs : saison et disponibilité des ressources, stade de vie, structure de la communauté, caractéristiques des habitats littoraux, etc. (Tremblay et Magnan 1991, Lacasse et Magnan 1992, Bourke et Rasmussen 2009, Glaz et coll. 2014).

Ainsi, le régime alimentaire de l'omble de fontaine peut varier selon la communauté du plan d'eau et s'il fréquente préférentiellement la zone littorale ou la zone pélagique. Les ombles de la zone littorale consomment une plus grande abondance de proies benthiques que ceux fréquentant principalement la zone pélagique (Bertrand et coll. 2008). Les ombles de fontaine en allopatric s'alimentent ainsi en grande partie de zoobenthos, alors que les ombles de fontaine en sympatric avec le meunier noir ou le mulot à cornes s'alimentent plus abondamment de zooplancton (Magnan 1988, Tremblay et Magnan 1991, Bourke et coll. 1999).

Outre la présence de compétiteurs et la disponibilité des ressources, les caractéristiques des habitats peuvent aussi influencer l'alimentation des ombles de fontaine. Selon Lacasse et Magnan (1992), l'indice morphoédaphique, les affleurements rocheux, la quantité de macrophytes et la présence de refuges sont des facteurs expliquant la variation de la masse de zoobenthos ou de zooplancton qui est consommée par les ombles. La consommation des poissons proies, qui peuvent constituer jusqu'à 30 % de la diète des ombles en poids, semble être particulièrement liée à l'abondance des refuges (East et Magnan 1991, Lacasse et Magnan 1992).

En rivière, on trouve également certains alevins plutôt sédentaires et benthiques, alors que d'autres sont plus mobiles et s'alimentent dans la colonne d'eau. Ces différentes tactiques alimentaires seraient liées à la compétition intraspécifique et à la taille des fosses qui influencerait l'abondance et la distribution spatiale des proies (McLaughlin 2001).

2.4. Écologie

2.4.1. Habitat

L'omble de fontaine est une espèce ubiquiste, s'adaptant à des habitats très variés, soit autant dans les ruisseaux et rivières que dans les lacs de toutes tailles. On le trouve dans une grande variété de conditions environnementales, aussi bien dans les eaux oligotrophes du Bouclier canadien que dans les plans d'eau mésotrophes alcalins du Bas-Saint-Laurent ou de l'Estrie, ou encore dans les eaux saumâtres des estuaires des rivières tributaires du Saint-Laurent et du Saguenay. L'omble de fontaine utilisera également différents habitats (lacs, rivières, ruisseaux, etc.) au cours de son cycle de vie, par exemple au moment de l'alevinage, de la croissance ou de la reproduction (Kanno et coll. 2014, Smith et coll. 2019).

L'omble de fontaine préfère toutefois les eaux claires, fraîches et bien oxygénées (Scott et Crossman 1974). Il sera moins abondant dans les lacs de grande superficie, préférant les petits plans d'eau où il y a une plus grande proportion de la zone littorale. On le retrouve généralement entre 0 et 10 m de profondeur (Pettigrew 2011), mais si la température se réchauffe trop au cours de l'été, il peut se rendre dans les zones plus profondes des lacs ou dans les tributaires plus frais (Meisner 1990, Petty et coll. 2012, Smith et coll. 2019).

Les principaux facteurs déterminant l'abondance de l'omble de fontaine en cours d'eau sont la température et le couvert forestier ainsi que la présence de zones riveraines intactes avec peu d'érosion, loin des apports de nutriments et de polluants (Kanno et coll. 2015, Hitt et coll. 2017, Pershyn 2018). En étant plus tolérant aux eaux froides et aux environnements moins productifs, l'omble de fontaine prédomine dans les petits plans d'eau en tête de bassin où la température demeure plus fraîche (Flebbe 1994, Thorn et coll. 2016, Hitt et coll. 2017). Les résurgences d'eaux souterraines et les petits tributaires, même intermittents, constituent des refuges thermiques pour l'omble de fontaine, particulièrement pour les alevins et les juvéniles (Biro 1998, Borwick et coll. 2006, Curry et coll. 2011, Hatin et Charette 2014).

En lac, le facteur limitant de l'habitat de l'omble de fontaine est souvent la température. Plusieurs études ont montré que la température critique pour l'omble de fontaine se situe aux alentours de 20°C (ex. Petty et coll. 2012). La somme des degrés-jours de croissance au-dessus de 20°C entraîne un stress thermique et nuit à l'alimentation, à la croissance et à la reproduction et elle peut même entraîner la mort du poisson (Robinson et coll. 2010). Au-dessus de 21°C, les individus subissent un stress qui influence plusieurs de leurs fonctions physiologiques (Hitt et coll. 2017). Les individus littoraux auraient un préférendum thermique plus élevé que celui des individus pélagiques (Marchand 2001, Goyer et coll. 2014).

Une concentration minimale d'oxygène de 5 ppm et un pH optimal entre 6,5 et 8 permettront une meilleure productivité des populations d'ombles de fontaine (Raleigh 1982). Celles-ci peuvent néanmoins tolérer des pH entre 4 et 9,5 (Raleigh 1982) et une concentration d'oxygène de 2 ppm (Smith et coll. 2019).

En rivière, on le retrouve dans les eaux propres et fraîches où il y a une hétérogénéité d'habitats (rapides, seuils et fosses) et un substrat de gravier et de galets. L'omble de fontaine est plus abondant dans les petits cours d'eau que dans les grandes rivières, généralement plus chaudes et dominées par un substrat de sable, d'argile et de limon. En cours d'eau, les blocs, débris et troncs d'arbres sont également importants, car ils lui fournissent abris et aires de repos (Lewis 1969 dans Raleigh 1982).

2.4.2. Communauté

Certaines populations d'ombles de fontaine au Québec sont en situation d'allopatricie, c'est-à-dire que l'omble de fontaine est la seule espèce se trouvant dans ces plans d'eau, tandis que d'autres populations sont en sympatricie, c'est-à-dire qu'il cohabite avec d'autres espèces. Dans les populations dites en situation de sympatricie simple, les autres espèces ont peu d'incidence sur la productivité des populations d'ombles de fontaine. C'est le cas notamment de l'omble chevalier *oquassa* (*Salvelinus alpinus oquassa*), du méné ventre rouge (*Chrosomus eos*) ou du méné à nageoires rouges (*Luxilus cornutus*), qu'on appelle parfois des espèces compagnes. Dans d'autres situations de sympatricie qu'on dit complexe, l'omble de fontaine cohabite avec des compétiteurs qui peuvent diminuer de façon plus importante les rendements de pêche

(figure 4). Ceux-ci comprennent, notamment, la perchaude (*Perca flavescens*), le crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*), la barbotte brune (*Ameiurus nebulosus*), le meunier noir (*Catostomus commersoni*), le mulot à cornes (*Semotilus atromaculatus*) et le mulot perlé (*Margariscus margarita*). Les salmonidés introduits, telles la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et la truite brune (*Salmo trutta*), auront aussi des répercussions sur les populations d'ombles de fontaine indigènes. Enfin, en présence d'espèces ichtyophages, tels le grand brochet (*Esox lucius*), le doré jaune (*Sander vitreus*) et l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*), les populations d'ombles de fontaine seront généralement plus marginales, voire absentes.

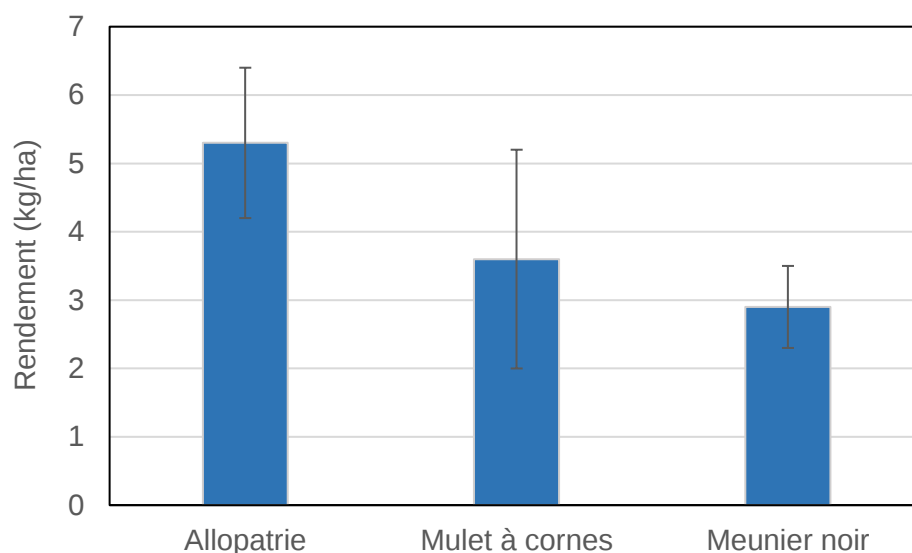


Figure 4. Rendement en ombles de fontaine selon la présence de certains compétiteurs (tiré de Magnan 1988).

Les espèces compétitrices forcent l'omble de fontaine à déplacer sa niche alimentaire vers des ressources moins optimales. Par exemple, en présence de meuniers noirs ou de mulots à cornes qui utilisent la zone littorale et s'alimentent de zoobenthos, l'omble de fontaine s'alimentera davantage en zooplancton (Magnan et Fitzgerald 1982, Magnan 1988, Tremblay et Magnan 1991, Bourke et coll. 1999). Ce changement dans la distribution spatiale ou l'alimentation de l'omble de fontaine aura davantage de conséquences chez les petits individus pour qui l'utilisation de la zone littorale est plus importante (Tremblay et Magnan 1991). La présence de ces espèces entraîne généralement une diminution de la densité de l'omble de fontaine et des rendements de pêche (Magnan 1988, Lachance et Magnan 1990, Bourke et coll. 1999), même si l'impact du mulot à cornes semble inférieur à celui du meunier noir.

Une situation similaire se produit en présence de perchaudes, où l'omble de fontaine utilisera principalement les ressources pélagiques, alors qu'en leur absence, il se nourrit d'une variété de zoobenthos, de zooplancton et de petits poissons littoraux (Browne et Rasmussen 2009). Bien que la perchaude représente une part importante de l'alimentation de l'omble de fontaine adulte, le déplacement de la niche alimentaire et de la position trophique de l'omble de fontaine en présence de perchaudes est associé à une diminution des succès de pêche, ce qui confirme la domination de la perchaude dans ce système prédateur-proie (Browne et Rasmussen 2009). Flick et Webster (1992) ont également observé des rendements de 80 à 94 % plus faibles en présence de perchaudes.

3. Importance de l'omble de fontaine et de son exploitation

L'omble de fontaine est la principale espèce recherchée par les adeptes de la pêche sportive au Québec. Les 700 000 pêcheurs québécois consacrent plus de 25 % de leurs jours de pêche à cette espèce (MPO 2012, 2019). Celle-ci constitue 40 % des captures à la pêche sportive, ce qui représente 16,4 millions d'ombles de fontaine capturés annuellement. Il s'agit également de l'espèce privilégiée pour la relève puisqu'elle est accessible (répandue), que sa capture ne nécessite pas d'équipement spécialisé et qu'elle est facile à manipuler. C'est donc sans surprise qu'il s'agit également de l'espèce la plus ensemencée au Québec.

Les régions de la Capitale-Nationale, du Saguenay-Lac-Saint-Jean et de la Mauricie sont les plus populaires pour la pêche à l'omble de fontaine, suivies du Bas-Saint-Laurent, de Lanaudière et des Laurentides. Plus de la moitié de l'effort de pêche consacré à cette espèce s'effectue dans les territoires fauniques structurés (zecs, pourvoires, réserves fauniques et parcs nationaux; figure 5). Ces territoires couvrent près de 20 % du territoire au sud du 50^e parallèle, et la majorité des lacs exploités dans ces territoires offrent de la pêche à l'omble de fontaine. Ils constituent donc une part importante de l'offre de pêche à l'omble de fontaine sur le territoire québécois. Cette pêcherie génère des dépenses annuelles de 340 M\$ et soutient plus de 3 000 emplois directs et indirects (ÉcoRessources, 2014).

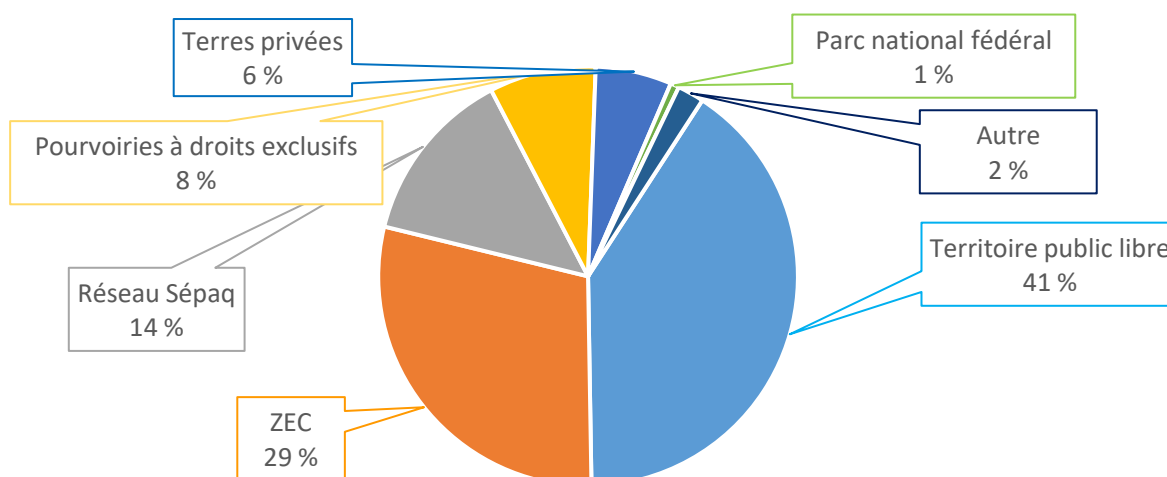


Figure 5. Répartition de l'effort de pêche à l'omble de fontaine selon les différents types de territoire.

4. Pressions sur la ressource

Les populations d'ombles de fontaine font face à plusieurs pressions de sources anthropiques, dont l'augmentation de la température de l'eau, la dégradation et la fragmentation de l'habitat, l'introduction d'espèces et la surexploitation (Hudy et coll. 2008, Hitt et coll. 2017, Pershyn 2018).

4.1. Introduction d'espèces

4.1.1. Espèces indigènes

Au Québec, l'utilisation de poissons appâts vivants a été la principale cause des introductions d'espèces compétitrices dans les lacs où l'omble de fontaine était autrefois en allopatrie (Bernier 1991, Poirier 1992, Villeneuve 1991). Les principales espèces introduites sont le meunier noir, le mulot à cornes, le mulot perlé, la ouitouche, le méné ventre rouge et la perchaude. Certaines de ces espèces peuvent diminuer de 30 à 70 % les rendements annuels moyens selon notamment l'espèce introduite (voir section 2.4.2; Magnan 1988, Magnan et coll. 1990, Therrien et Lachance 1997). Le flottage du bois, en modifiant le niveau des lacs et leur connectivité par la construction de digues entre autres, a aussi contribué à la colonisation d'espèces indigènes dans des secteurs où elles étaient autrefois absentes (Lacasse et Magnan 1994). L'arrêt du flottage du bois en 1995 et l'interdiction d'utiliser des poissons appâts vivants au Québec en 2017 sont des mesures qui ont permis de diminuer les risques associés à l'introduction d'espèces.

L'introduction d'espèces demeure toutefois un problème encore bien réel aujourd'hui pour les populations d'ombles de fontaine, qu'elles soient en allopatrie ou non (figure 6). La perte de productivité causée par la dégradation des habitats ou la surexploitation amène certains pêcheurs à vouloir diversifier l'offre de pêche sur certains plans d'eau en introduisant une autre espèce d'intérêt sportif, comme le doré jaune, le grand brochet ou l'achigan à petite bouche. Ces espèces se déplacent ensuite dans le réseau hydrographique et peuvent diminuer jusqu'à 90 % et même plus les rendements de pêche à l'omble de fontaine des différents plans d'eau colonisés. Plusieurs cas ont été répertoriés au cours des dernières années et, une fois la nouvelle espèce introduite, les effets négatifs sont souvent considérables et irréversibles (Rahel et Smith 2018).

4.1.2. Espèces exotiques

L'ensemencement en salmonidés non indigènes au Québec, comme la truite arc-en-ciel, la truite brune ou l'omble moulac ou lacmou (hybride entre le touladi et l'omble de fontaine¹), est autorisé dans certaines situations au Québec afin de soutenir une offre de pêche déficiente. Toutefois, bien que ces ensemencements soient autorisés, ils peuvent nuire aux populations d'ombles de fontaine.

L'ensemencement en truites arc-en-ciel ou en truites brunes entraîne des changements dans l'utilisation de l'habitat chez l'omble de fontaine et, par conséquent, sur son alimentation, sa croissance et la densité des individus (Therrien et Lachance 1991). Ces espèces poussent l'omble de fontaine vers des habitats moins favorables, par exemple dans les cours d'eau supérieurs des bassins versants, plus en altitude, rétrécissant ainsi son habitat disponible et l'accès à des milieux plus riches en ressources alimentaires (Fausch et White 1981, Flebbe 1994, Hitt et coll. 2017, Trego et coll. 2019). La prédation et la compétition pour les ressources alimentaires et les habitats diminuent également leur croissance et peuvent contribuer à réduire, voire décimer, des populations (Krueger et May 1991, Isely et Kempton 2000, Hitt et coll. 2017).

¹Comme l'hybridation entre le touladi et l'omble de fontaine en milieu naturel est possible mais rare, nous considérons ici l'omble moulac ou lacmou comme étant exotique puisqu'il est peu présent, voire absent de façon naturelle.

L'utilisation des mêmes secteurs de fraie par la truite brune pour la construction de nids peut aussi avoir des impacts importants pour l'omble de fontaine qui fraie plus tôt et qui est plus petit (Sorensen et coll. 1995). Ces ensemencements entraînent aussi un risque d'introduction de maladies et de pathogènes susceptibles d'affecter les salmonidés.

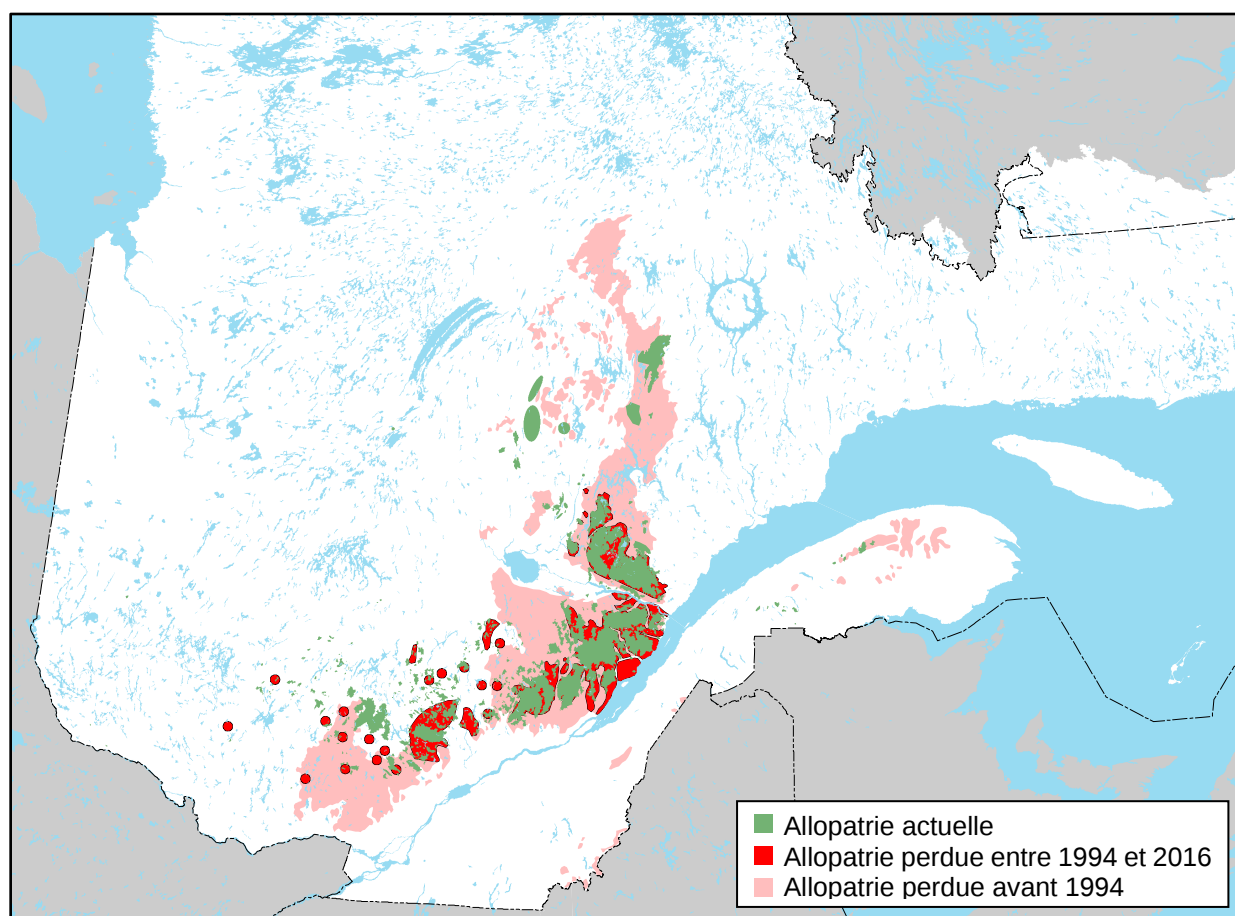


Figure 6. Illustration de la perte des zones d'ombles de fontaine en allopatrie entre la situation d'origine (distribution postglaciaire) et 1994, et entre 1994 et 2016, selon les zones de pêche (adapté de Lacasse et Magnan 1994). La situation sur la Côte-Nord n'est pas représentée.

L'omble moulac (ou lacmou) est un hybride fertile qui peut se reproduire avec l'omble de fontaine. L'ensemencement de plans d'eau avec cet hybride peut avoir des répercussions sur les populations naturelles d'ombles de fontaine en altérant l'intégrité génétique des populations (Fuller 1999 dans Adams 2004). L'alimentation de cet hybride s'apparentant davantage à celle du touladi, son introduction peut venir modifier la structure trophique du plan d'eau et la disponibilité des proies pour l'omble de fontaine. De plus, la présence d'ombles moulac sur les sites de fraie de l'omble de fontaine peut entraîner celui-ci à frayer dans des conditions moins optimales (Hansen 1972 dans Adams 2004). Satterfield et Koupal (1994, dans Adams 2004) ont démontré que l'introduction d'ombles lacmou diminuait la densité des populations d'ombles de fontaine.

D'autres espèces de poissons exotiques se trouvant dans le fleuve Saint-Laurent pourraient représenter un risque important pour les populations d'ombles de fontaine si elles venaient à s'introduire dans les eaux intérieures (lacs et rivières). C'est le cas par exemple de la carpe de roseau (*Ctenopharyngodon idella*), du crapet vert (*Lepomis cyanellus*), du gardon rouge (*Scardinius erythrophthalmus*), de la tanche (*Tinca tinca*) ou du gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*). Ces espèces ont généralement une grande capacité d'adaptation et peuvent nuire considérablement aux espèces indigènes comme l'omble de fontaine en devenant des compétiteurs et des prédateurs ou en modifiant la chaîne trophique et l'habitat.

L'impact de la plupart des espèces d'invertébrés exotiques envahissants sur les populations d'ombles de fontaine n'a pas été directement démontré. On peut toutefois supposer que leur introduction dans les eaux intérieures aurait des conséquences néfastes sur cette espèce. L'impact négatif de l'introduction de plusieurs espèces animales exotiques sur les composantes biotiques ou abiotiques des habitats est connu pour plusieurs d'entre elles : l'écrevisse à taches rouges (*Faxonius rusticus*; Vander Zanden et coll. 2004), le cladocère épineux (*Bythotrephes longimanus*; Coulas et coll. 1998), la puce d'eau en hameçon (*Cercopagis pengoi*; Vander Zanden et coll. 2004, Morissette et Vachon 2021), la moule zébrée et la moule quagga (*Dreissena polymorpha* et *D. bugensis*; Strayer 2009). Ces mollusques et crustacés peuvent facilement être propagés dans différents plans d'eau à omble de fontaine par l'intermédiaire de l'équipement de pêche récréative (embarcations, matériel de pêche, etc.) mal nettoyé.

L'expansion du myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*) suscite également de l'inquiétude. Il est prouvé que l'apparition et la prolifération de cette plante aquatique diminuent la diversité en macrophytes, atténuent la pénétration de la lumière et modifient les patrons de circulation de l'eau et des sédiments, ce qui engendre des changements dans le substrat et les gradients de pH, de température et d'oxygène, de même qu'un changement dans les concentrations en nutriments (Auger 2006). Bien que l'impact du myriophylle sur l'omble de fontaine n'ait pas été attesté, l'altération des paramètres physiques, chimiques et biologiques est susceptible d'entraîner des modifications du plancton, des insectes aquatiques et, par conséquent, des populations de poissons, en agissant notamment sur la qualité des sites de fraie et la productivité des proies.

4.2. Urbanisation

L'urbanisation entraîne la déforestation, la fragmentation des habitats et l'imperméabilisation des sols, ce qui modifie les conditions physiques, chimiques et biologiques de l'environnement et peut avoir une incidence sur l'omble de fontaine, diminuer son abondance et même mener à sa disparition (Wheeler et coll. 2005, Hudy et coll. 2008, Stranko et coll. 2008). Ces effets ont déjà été observés dans certaines régions du Québec, où l'omble de fontaine est désormais généralement disparu des zones urbanisées ou fortement agricoles, se retrouvant plutôt confiné en périphérie (figure 7).

Le couvert forestier apporte nourriture, ombrage et abri à l'omble de fontaine. Ce couvert et la proportion de sols imperméables sont de bons prédictors de la présence et de l'abondance de l'omble de fontaine (Morgan et Cushman 2005, Stranko et coll. 2008, Kanno et coll. 2015). Le remplacement du couvert forestier par un couvert imperméable augmente la température de l'eau et diminue l'oxygène disponible. L'urbanisation apporte également différents polluants (eaux usées, hydrocarbures, métaux lourds, insecticides, sels déglaçants, etc.) qui peuvent avoir des effets sur les ombles de fontaine.

La canalisation des cours d'eau liée à l'urbanisation diminue la complexité de l'habitat, et la présence de ponceaux peut créer des obstacles à la circulation du poisson, diminuant d'autant plus l'accès à une variété d'habitats essentiels à l'ensemble de son cycle vital. Pépino et coll. (2012) ont démontré que la présence d'une autoroute traversant des cours d'eau limitait les déplacements de l'omble de fontaine. Celui-ci était plus abondant en aval qu'en amont des ponceaux, souvent difficilement franchissables.

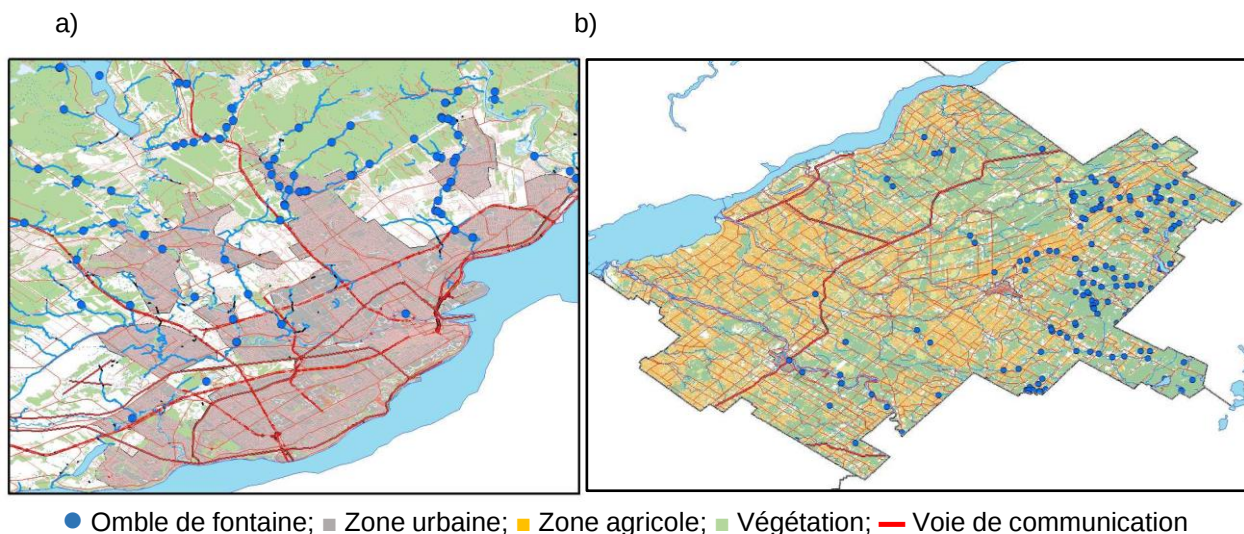


Figure 7. Exemples de secteurs où l'omble de fontaine a été extirpé à la suite a) de l'urbanisation (ville de Québec) et b) du développement de l'agriculture (région du Centre-du-Québec).

L'imperméabilisation des sols et la perte de milieux humides entraînent également une modification des conditions physiques et hydrographiques des cours d'eau, notamment une augmentation de l'intensité et de la fréquence des inondations et, par conséquent, de l'érosion des berges et de l'apport de sédiments et de limon (Wheeler et coll., 2005). L'apport de sédiments peut en outre entraîner un colmatage des frayères et influencer sur la disponibilité des proies benthiques. De plus, la turbidité diminue les taux spécifiques de croissance, car les ombles changent leur stratégie de recherche de nourriture et délaissent l'alimentation par dérive larvaire pour une recherche active de proies, ce qui s'avère coûteux en énergie (Sweka et Hartman 2001).

Finalement, les changements physiques et chimiques du milieu aquatique ont des répercussions inévitables sur les composantes biologiques du milieu : diminution de la richesse spécifique à plusieurs niveaux (insectes, amphibiens, reptiles, poissons; Wheeler et coll. 2005) pouvant modifier l'alimentation de l'omble de fontaine, présence d'espèces plus tolérantes à la pollution, apparition d'espèces aquatiques envahissantes ou augmentation de leur abondance, etc.

4.3. Aménagement forestier

L'omble de fontaine est l'espèce prédominante dans le réseau hydrique en milieu forestier québécois. L'aménagement forestier est susceptible d'entraîner des impacts sur les populations d'ombles de fontaine. On distingue deux principales sources de perturbations potentielles : les chemins forestiers et les coupes forestières.

4.3.1. Chemins forestiers

La détérioration des chemins forestiers, des ponts et des ponceaux peut altérer la qualité de l'habitat de l'omble de fontaine en créant un apport de sédiments dans les cours d'eau (Dubé et coll. 2006, Lachance et coll. 2008). Selon Paradis-Lacombe (2018), environ 54 % des traverses de cours d'eau en milieu forestier seraient dans un état de dégradation avancé. L'apport de sédiments peut réduire l'abondance et la disponibilité des invertébrés benthiques, diminuant ainsi la croissance et la survie des poissons (Suttle et coll. 2004). Mais l'impact est plus grand sur la qualité des frayères et sur le succès reproducteur.

Selon le Règlement sur l'aménagement durable des forêts, en vigueur depuis 2018, il est interdit d'aménager un pont, un ponceau ou un ouvrage amovible dans ou à moins de 100 mètres en amont d'une frayère. La difficulté de répertorier l'ensemble des frayères sur le territoire et l'application de ce règlement uniquement en territoire public limitent toutefois l'efficacité de ce dernier. De plus, même si la planification et les normes actuelles de construction diminuent l'impact du réseau routier forestier sur le milieu aquatique et améliorent la durabilité des ouvrages, le relargage de sédiments causé par leur détérioration, notamment en ce qui concerne les vieux ponceaux, et le dépôt des sédiments fins sur les frayères provoquent l'ensevelissement et l'asphyxie des œufs, occasionnant de la mort embryonnaire, l'émergence prématurée des larves et une diminution du taux de survie des jeunes (Curry et MacNeill 2004, Suttle et coll. 2004, Franssen et coll. 2012).

Par ailleurs, la présence de ponceaux peut aussi limiter ou même obstruer le passage du poisson à long terme (Burford et coll. 2009, Pépino et coll. 2012, Torterotot et coll. 2014, Goerig et coll. 2016). Une traverse de cours d'eau mal installée ou mal entretenue peut par exemple modifier le débit du cours d'eau ou créer un seuil infranchissable. Cette fragmentation des habitats limite l'accès à des habitats de qualité et l'échange de gènes entre les populations, entraînant un risque pour la pérennité de celles-ci (Marie et coll. 2010, Pépino et coll. 2012, Torterotot et coll. 2014, Wood et coll. 2018). L'omble de fontaine est sensible à la fragmentation de son habitat; l'isolement des populations (degré de connectivité des lacs et proximité d'autres populations) est un important indice des risques d'extinction des populations d'ombles de fontaine (Bertolo et coll. 2008).

Enfin, le développement du réseau routier pour l'aménagement forestier augmente aussi l'accessibilité du territoire. Cette ouverture du territoire peut augmenter la pression de pêche et les risques de surexploitation, de braconnage et d'introduction d'espèces (Trombulak et Frissell 2000, Dextrase et Mandrak 2006, Dallaire 2006).

4.3.2. Coupes forestières

Peu d'études ont évalué directement l'effet des coupes forestières sur la croissance et l'abondance des populations d'ombles de fontaine. VanDusen et coll. (2005) rapportent que la densité et la biomasse de l'omble de fontaine sont plus faibles dans les cours d'eau où des coupes récentes ont été effectuées. À l'inverse, Nislow et Lowe (2006) ont observé une augmentation de l'abondance des macroinvertébrés et de l'omble de fontaine dans les secteurs ayant récemment fait l'objet de coupes. D'autres études n'ont observé aucun effet des coupes forestières sur la densité ou la croissance des populations d'ombles de fontaine lors des coupes forestières, la variabilité entre les lacs étant plus importante (St-Onge et Magnan 2000, Bélanger 2014).

Le Règlement sur l'aménagement durable des forêts permet la récolte totale dans la bande riveraine des cours d'eau intermittents, mais ne permet pas la circulation de la machinerie dans la bande de 6 m. Toutefois, les ruisseaux, même intermittents, sont des habitats importants pour la fraie et l'alevinage, en procurant des températures plus froides et stables (Curry et coll. 2011, Hatin et Charette 2014). L'absence de bandes riveraines arborescentes sur ces cours d'eau entraîne leur réchauffement plus rapide et les empêche de jouer leur rôle de refuge thermique (Curry et coll. 2002, Petty et coll. 2012).

Les coupes forestières sont également susceptibles de modifier plusieurs caractéristiques physicochimiques des lacs et cours d'eau : diminution de l'oxygène dissous, augmentation du méthylmercure, de la teneur en nutriments et du carbone organique dissous (St-Onge et coll. 2001, Garcia et Carignan 2005, Carignan et coll. 2000, Tremblay et coll. 2009). L'augmentation du carbone organique entraînerait une diminution de la transparence et, par conséquent, un changement dans la stratégie d'alimentation de l'omble de fontaine qui s'alimenterait davantage de zooplancton que de macroinvertébrés, occupant ainsi une position trophique inférieure (Tremblay-Rivard 2007). Ce changement d'alimentation serait toutefois de courte durée (Glaz et coll. 2014).

4.4. Exploitation par la pêche sportive

La pêche récréative à l'omble de fontaine est orientée sur les gros individus. Si la récolte devient trop importante, cette mortalité sélective est susceptible de modifier la dynamique dans les populations (Magnan et coll. 2005, Okamoto et coll. 2009). L'âge maximal observé dans les populations exploitées d'ombles de fontaine dépasse rarement 4 ou 5 ans (Curry et coll. 2003), alors que l'espèce peut théoriquement atteindre 6 ou 7 ans, parfois même 8 ans. La masse moyenne des individus est également plus faible dans les populations où le niveau d'exploitation est élevé, témoignant ainsi d'une mortalité biaisée vers les grands individus de la population. Magnan et coll. (2005) ont observé une relation négative entre le niveau d'exploitation et l'abondance et la biomasse totale des ombles de fontaine. Une exploitation intensive entraîne aussi une diminution de l'âge à la maturité sexuelle et des rendements de pêche (Okamoto et coll. 2009).

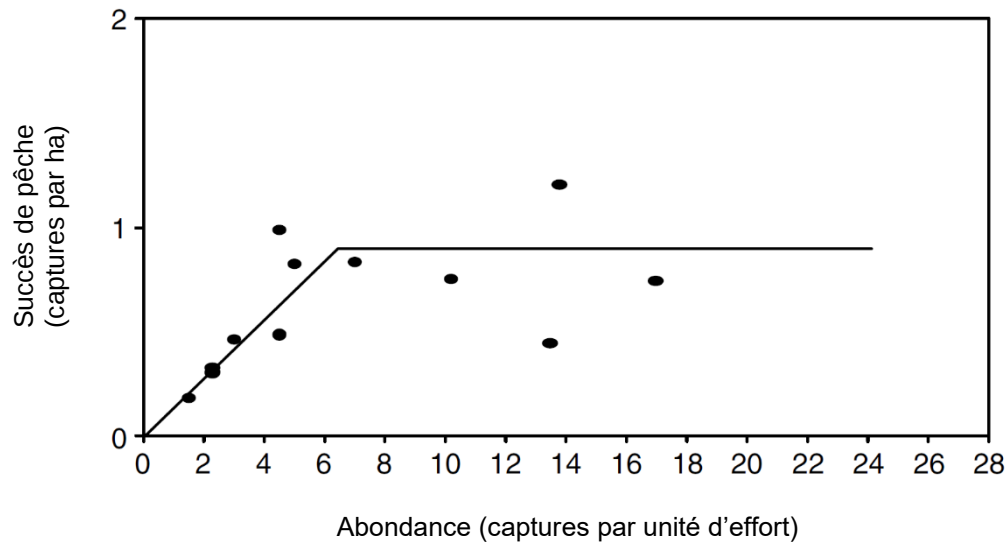
L'analyse des tendances temporelles des données d'exploitation récoltées dans les territoires fauniques structurés du Québec semble aussi démontrer l'effet de l'exploitation sur les populations d'ombles de fontaine et la qualité de la pêche (Plourde-Lavoie 2014). Entre 1980 et 2010, le succès de pêche à l'omble de fontaine a diminué, et cette diminution a été davantage marquée dans les lacs ayant connu une hausse de la pression de pêche pendant cette même période, indiquant les conséquences de la surexploitation (Plourde-Lavoie 2014).

À l'instar de plusieurs pêcheries à l'échelle mondiale, la pêche récréative à l'omble de fontaine semble être victime d'un effondrement invisible (« *invisible collapse* », Post et coll. 2002). On qualifie ce déclin d'invisible parce qu'il est lent et sournois et attire peu l'attention du public, des scientifiques ou des gestionnaires de la ressource. D'abord, les changements observés dans les variables de pêche, bien que considérables à long terme, ne sont de l'ordre que d'environ 1 % par année, ce qui les rend peu perceptibles (Plourde-Lavoie 2014). De plus, l'omniprésence de l'omble de fontaine au Québec donne l'impression que les populations sont abondantes et donc en bon état. Lorsqu'un déclin dans la qualité de la pêche est observé, cette situation est jugée locale, et la pression de pêche migre vers un autre plan d'eau. On croyait l'omble de fontaine très résilient et que ce déplacement ne serait donc que temporaire, mais il apparaît maintenant qu'il faut toujours aller de plus en plus loin pour trouver une offre de pêche de qualité. Okamoto et coll. (2009) rapportent qu'une exploitation intensive donne des rendements de pêche élevés au départ, mais que ceux-ci diminuent ensuite en raison du changement dans la maturité des individus et d'une récupération plus lente de la population. En effet, en diminuant l'abondance des grands individus qui sont plus féconds, on réduit du même coup la capacité de rétablissement des populations.

L'omble de fontaine étant ubiquiste, on trouve une grande variabilité dans les populations, ce qui rend difficile l'élaboration d'un portrait global de la situation et l'analyse des tendances temporelles pour y déceler un déclin dans l'état global des populations. Et comme ce déclin se fait lentement, la faible mémoire intergénérationnelle des pêcheurs entraîne une diminution de leurs attentes (*shifting baseline syndrome*, Pauly 1995) et rend moins perceptible ce déclin. Enfin, de nombreux ensemencements en ombles de fontaine sont réalisés afin de rehausser ou de rétablir la qualité de la pêche, ce qui contribue fortement à masquer le déclin dans les populations (Post et coll. 2002).

Un autre facteur contribuant à masquer, voire à accélérer le déclin des populations est la capturabilité (« *catchability* »), qui est inversement proportionnelle à la densité dans la population (Post et coll. 2002, van Zyll de Jong et coll. 2007, Plourde-Lavoie 2014). La capturabilité est la proportion de poissons récoltés par rapport à l'abondance de la population (figure 8). Chez les espèces grégaires, tel l'omble de fontaine, même à faible densité, les individus se regrouperont dans les habitats les plus propices, et l'habileté des pêcheurs à les localiser leur permettra de maintenir un bon succès de pêche, malgré un déclin dans l'abondance de la population. Il est alors difficile de détecter la baisse d'abondance à travers le succès de pêche, jusqu'à ce que la population soit fortement atteinte. De plus, cette capturabilité densité-dépendante peut mener à l'effondrement des populations, puisque la récolte effectuée est proportionnellement plus grande dans les populations de faible densité, accélérant ainsi leur déclin (Post et coll. 2002). Dans ce contexte, une diminution importante de l'abondance dans la population peut survenir bien avant que celle-ci ne soit perceptible dans le succès de pêche.

a)



b)

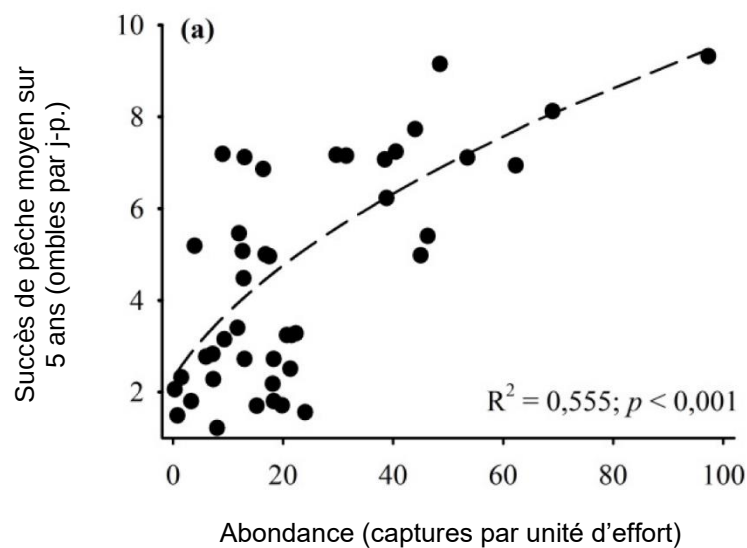


Figure 8. Relation entre le succès de pêche et l'abondance dans la population, lorsque la capturabilité est densité-dépendante selon a) van Zyll de Jong et coll. (2007) et b) Plourde-Lavoie (2014). Dans les deux cas, la figure doit être analysée en partant de la droite vers la gauche. Lorsque l'abondance diminue, cela n'est pas perceptible dans le succès de pêche, qui demeure constant en raison de la capturabilité densité-dépendante. Le succès de pêche ne diminue que lorsque l'abondance a atteint un certain seuil critique.

Enfin, la surexploitation peut aussi modifier la structure de la communauté et du réseau trophique, augmentant la compétition ou la prédation sur les jeunes stades de vie et rendant plus difficile le rétablissement de la population (Post et coll. 2002).

4.4.1. Mortalité à la remise à l'eau

La pêche avec remise à l'eau est de plus en plus populaire. Selon Pêches et Océans Canada (MPO 2007, 2012 et 2019), le taux de remise à l'eau de l'omble de fontaine au Québec, qui était de 22 % et de 27 % en 2005 et 2010 respectivement, est passé à 44 % en 2015. Plus de 80 % des répondants qui disent faire de la remise à l'eau le font parce que le poisson est trop petit (toutes espèces confondues; MPO 2019). Cette pratique peut toutefois avoir une incidence sur les populations. Lors de leur capture et des manipulations de décrochage, les poissons sont susceptibles de subir des blessures graves qui peuvent diminuer leurs chances de survie. Ils subissent également un stress important qui peut avoir des conséquences physiques et physiologiques à plus ou moins long terme et ainsi influencer leur comportement alimentaire ou de reproduction. En plus des conditions environnementales qui doivent favoriser la survie de l'espèce, le lieu d'hameçonnage et le temps d'exposition à l'air sont deux facteurs importants influençant les chances de survie des poissons remis à l'eau. (Cooke et Suski 2005, Schreer et coll. 2005, Kerr et coll. 2016).

La mortalité lors de la remise à l'eau est un enjeu pour l'omble de fontaine qui est une espèce fragile lorsqu'il est manipulé. Différentes études démontrent que la mortalité des ombles de fontaine peut aller de 25 % (Pecora, données non publiées dans Cooke et Suski 2004) à 35 % (Larouche 2016) lorsqu'ils sont capturés avec un hameçon traditionnel en « J » et un appât naturel. Lorsque les conditions sont défavorables (température élevée, mauvaise manipulation, décrochage difficile entraînant une longue exposition à l'air), ce taux pourrait même être supérieur.

Outre l'attention particulière à porter lors de la manipulation des ombles de fontaine, l'utilisation d'un appât artificiel ou d'un appât naturel avec un hameçon circulaire (Larouche 2016) peut permettre d'augmenter le taux de survie à la remise à l'eau. Ces engins de pêche diminuent les risques de ferrage en profondeur, réduisant ainsi le temps de décrochage (l'exposition à l'air) et la gravité des blessures.

4.5. Changements climatiques

Les changements climatiques impliquent notamment une hausse de la température de l'air et de l'eau, une diminution de la couverture des glaces et de la neige, ainsi que des fluctuations dans les périodes et les quantités de précipitations. Ces changements entraîneront des modifications dans les débits et la chimie de l'eau, de même que dans la structure et la fonction des lacs et rivières. Divers modèles prédisent des pertes majeures de la superficie de l'habitat de l'omble de fontaine selon les prévisions climatiques appréhendées (Wenger et coll. 2011, Di Rocco et coll. 2015).

Préférant les températures fraîches, l'omble de fontaine sera particulièrement touché par le réchauffement de l'eau. L'impact de la hausse des températures sera plus important dans les milieux fortement dépendants des apports en eaux froides pour maintenir un habitat thermique de qualité pour l'omble de fontaine (Meisner 1990, Dove-Thompson et coll. 2011). Dans certains cas, l'apport d'eau froide par les aquifères ne sera pas suffisant pour fournir des habitats adéquats pendant la période estivale, ce qui pourrait mener à l'extinction de certaines populations. La hausse des températures peut aussi diminuer l'activité de reproduction et le succès reproducteur en nuisant à la survie des jeunes classes d'âge (Warren et coll. 2012, Bassar et coll. 2016).

Avec l'augmentation des températures, les migrations de l'omble de fontaine pour s'alimenter en zone littorale sont plus courtes et moins fréquentes (Goyer et coll. 2014). Une diminution du volume disponible de l'habitat thermique préférentiel pourrait aussi mener à une augmentation de la densité des ombles de fontaine (agrégation) et accroître la compétition pour les ressources alimentaires (Dove-Thompson et coll. 2011). Une diminution de l'accès à la nourriture peut réduire la croissance des ombles et leur succès reproducteur.

D'autres effets sont également attendus sur le débit des cours d'eau (Dove-Thompson et coll. 2011, Bassar et coll. 2016), tels des débits d'étiage de plus en plus intenses et des épisodes de crues à des moments inopportuns (Wenger et coll. 2011, Bassar et coll. 2016, Lynch et coll. 2016). Une modification des apports provenant de la nappe phréatique pourrait aussi diminuer le taux de survie des œufs et des juvéniles en réduisant la concentration d'oxygène et en offrant moins de refuges thermiques (estivaux et hivernaux; Warren et coll. 2012).

L'augmentation des températures devrait en outre favoriser certaines pathologies (furonculose), la septicémie hémorragique virale (SHV) et certains parasites. Certains compétiteurs ou des espèces invasives ayant des préférences thermiques plus chaudes seront aussi favorisés, ce qui pourrait nuire aux populations d'ombles de fontaine. Plusieurs espèces compétitrices couramment observées en cohabitation avec l'omble de fontaine sont d'ailleurs plus résistantes que lui aux températures plus élevées.

5. Gestion de la pêche sportive

5.1. Réglementation en vigueur

La pêche sportive à l'omble de fontaine débute généralement à la fin du mois d'avril ou au début du mois de mai (début de juin pour le Nord-du-Québec) et se termine au mois de septembre, avant la saison de reproduction. La pêche d'hiver n'est généralement pas permise, sauf dans les zones 18 et 19, sur certains lacsensemencés ou dans les territoires fauniques structurés où la récolte est contingentée. La pêche est également ouverte toute l'année dans la majorité de la zone 21 (fleuve, golfe et estuaire du Saint-Laurent), où l'on retrouve l'écotype anadrome.

La limite de prises quotidiennes et de possession varie généralement de 10 à 20 ombles, sauf pour la zone 25 (rivière des Outaouais) où elle est de 5 ombles par jour, en cohérence avec la réglementation de l'Ontario qui est limitrophe. Une quarantaine de territoires fauniques et plus de 300 plans d'eau ont une limite de prises et de possession inférieure à celle de la zone de pêche où ils sont situés. Dans le Nord-du-Québec (zones 17, 22 23 et 24), une limite de poids total récolté s'applique également.

Pour ce qui est des engins de pêche, environ 200 plans d'eau sont réservés à la pêche à la mouche, principalement dans certaines zecs.

5.2. Gestion par quota dans les territoires fauniques structurés

Dans les territoires fauniques structurés (zecs, pourvoiries à droits exclusifs, réserves fauniques et parcs nationaux), la récolte est limitée par un contingent annuel (quota) en plus de la limite de prises. Ce quota est établi en fonction des caractéristiques du plan d'eau, de la qualité de l'habitat et des espèces qui le fréquentent. Si le quota est atteint en cours de saison, la pêche à l'omble de fontaine est fermée. Ce quota peut être adapté au cours des années subséquentes en fonction des résultats de la pêche sportive recueillis par les gestionnaires de ces territoires afin d'ajuster la récolte, d'éviter la surexploitation et de maintenir une pêcherie de qualité.

5.2.1. Établissement de quotas théoriques

Différents indices ont été proposés afin d'estimer le rendement potentiel des plans d'eau et, par conséquent, le niveau d'exploitation optimal. Selon Loranger et coll. (1986), l'indice morphoédaphique élaboré par Ryder (1965) ne permettrait pas de prédire le rendement pour les espèces d'eau fraîche comme l'omble de fontaine; seule la pression de pêche de le faire. Plusieurs autres modèles ont été développés au Québec pour tenter d'estimer le rendement potentiel de pêche sportive à l'omble de fontaine (voir encadré à la page suivante).

Les principaux modèles de rendement théorique élaborés au Québec pour l'omble de fontaine sont les suivants :

Samson (1973) : dans les petits lacs de la réserve faunique des Laurentides, estimation du rendement à l'aide de la profondeur moyenne et de la conductivité.

Vézina (1978) : dans les réserves fauniques du Saint-Maurice, Mastigouche, de Portneuf et des Laurentides, estimation des rendements selon la profondeur moyenne du plan d'eau.

Dumont (1982, non publié) : dans la réserve faunique de Papineau-Labelle, estimation des rendements selon la communauté, la conductivité et la superficie ou l'oxygène.

Archambault (1988, non publié) : dans les réserves fauniques du Saint-Maurice et Mastigouche, estimation des rendements théoriques selon la superficie du plan d'eau.

Godbout et Peters (1988) : dans les parcs et réserves fauniques de la région Laurentienne, rendements influencés par la chlorophylle *a*, l'altitude et le pH.

Magnan, Lapointe et East (1998) : estimation des rendements à partir du volume du plan d'eau et selon la présence ou l'absence de meuniers noirs.

Valin (1998, non publié) : dans la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean, utilisation du modèle de Vézina basé sur la profondeur moyenne avec soustraction selon la présence d'espèces compétitrices et certains facteurs abiotiques limitants (profondeur, pH, oxygène).

Cette diversité de modèles témoigne du caractère ubiquiste de l'omble de fontaine, de sa capacité d'adaptation et de ses traits de vie variés selon les caractéristiques du milieu. Il est ainsi difficile d'évaluer l'importance relative des divers facteurs (pression de pêche, morphométrie, physico-chimie, etc.) sur la productivité de l'omble de fontaine et son potentiel de pêche dans les différents plans d'eau et de développer des modèles qui s'appliqueront à l'ensemble des plans d'eau de la province. De plus, ces modèles ont généralement comme prémisses de base que les rendements utilisés pour les bâtir (obtenus dans les territoires fauniques structurés) sont des rendements stables et à l'équilibre, ce qui n'a jamais été démontré.

Godbout et Peters (1988) ont d'ailleurs estimé que le modèle de Vézina surestime de 100 % le rendement des plans d'eau dans 25 % des cas. Le parc national de la Mauricie a également fait l'exercice de comparer différentes méthodes d'estimation des rendements potentiels avec les rendements réels obtenus sur le territoire (Pellerin et Masse 2016). Six modèles ont été évalués, dont Vézina (1978), Archambault (1988, non publié), Magnan et coll. (1998) et Valin (1998). Parmi ceux-ci, la méthode de Valin, qui est aussi celle estimant les rendements moyens les plus faibles, est celle qui se rapprochait le plus du rendement moyen observé.

Ces constatations semblent se refléter à plus grande échelle. Une comparaison des quotas actuellement appliqués dans les zecs et les réserves fauniques et des rendements annuels indique que les quotas se rapprochent davantage des estimations selon le modèle théorique de Vézina (1978), alors que les rendements réels sont plus faibles et se rapprochent plutôt des estimations de rendement selon la méthode de Valin (1998). Il en ressort donc que les quotas actuellement en vigueur dans les territoires fauniques structurés sont probablement surestimés par rapport au potentiel de pêche réel des plans d'eau. Ces résultats concordent avec ceux de Godbout et Peters (1988) et de Pellerin et Masse (2016) qui ont estimé et démontré que les méthodes de calcul employées pour établir les quotas annuels donnent des valeurs de rendement potentiel surestimées.

De plus, l'analyse de la gestion par quota effectuée par Plourde-Lavoie (2014) démontre qu'entre 1980 et 2009, 26 % des plans d'eau n'ont jamais atteint leur quota. En moyenne, les quotas ont été atteints une année sur cinq, alors que le taux moyen d'exploitation s'établissait autour de 65 %. Malgré une baisse du quota moyen entre 1980 et 2009, la proportion de plans d'eau qui ont atteint leur quota et le taux d'exploitation moyen ont diminué (figure 9), signe que ceux-ci étaient probablement trop élevés et contrôlaient peu l'effort total de pêche. En parallèle, les lacs ayant atteint plus fréquemment leur quota avaient des indicateurs de pêche plus stables, démontrant que ce mode de gestion peut être efficace lorsque le quota est adéquat.

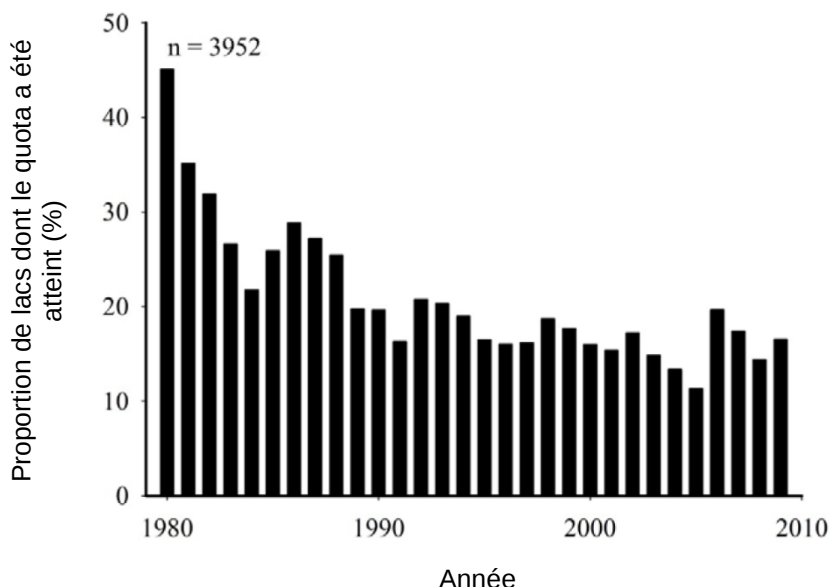


Figure 9. Tendence temporelle de la proportion de lacs dont le quota d'ombles de fontaine a été atteint de 1980 à 2009 (tiré de Plourde-Lavoie 2014).

5.2.2. Récolte et analyse des données d'exploitation

Les indicateurs de pêche sportive, notamment les rendements et les succès, peuvent nous renseigner sur la qualité de la pêche et ses tendances temporelles, mais ils ne peuvent à eux seuls permettre d'évaluer l'état des populations d'ombles de fontaine. Plusieurs études démontrent que les rendements de pêche sont principalement influencés par la pression de pêche (Loranger et coll. 1986, Godbout et Peters 1988, Plourde-Lavoie 2014, MELCCFP données non publiées). Selon Godbout et Peters (1988), l'effort de pêche explique de 81 à 93 % des rendements de pêche. Par conséquent, ceux-ci ne reflètent pas nécessairement la productivité naturelle ni un rendement à l'équilibre. Il existe néanmoins une relation entre le succès de pêche et l'abondance de l'omble de fontaine dans la population (CPUE mesurée par une pêche expérimentale), mais cette relation est non linéaire (figure 8). Cela veut dire que le succès va se maintenir un certain temps, même si l'abondance dans la population diminue (Plourde-Lavoie 2014, van Zyll de Jong, 2007). Ce phénomène, désigné comme une capturabilité densité-dépendante, est causé par la grégarité de l'espèce et l'habileté des pêcheurs à localiser les individus. Il rend difficile l'évaluation et le suivi de l'état des stocks à l'aide du succès de pêche.

Même s'ils ne sont pas un reflet idéal de l'état de la population d'un plan d'eau, les indicateurs de pêche demeurent essentiels à divers égards. En plus d'ajuster les quotas théoriques, ils permettent de gérer plus

finement les dates d'ouverture et de fermeture des plans d'eau (éviter la fermeture hâtive ou tardive d'un plan d'eau), d'adapter les modalités de pêche afin de maintenir une pêcherie de qualité, d'évaluer l'efficacité des ensemencements ou d'un aménagement, d'orienter la clientèle vers une pêcherie qui répond à ses attentes, etc. Un changement dans les indicateurs de pêche peut également refléter une modification dans l'état de la population. Ces indicateurs permettent aussi d'analyser les tendances temporelles à plus grande échelle, comme celle du territoire ou de la province.

6. Aménagements

Différentes stratégies ont été mises en place afin d'améliorer les rendements naturels de pêche, d'aménager des habitats dégradés ou de restaurer des populations allopatriques qui avaient été perdues à la suite de l'introduction d'espèces compétitrices. Le degré d'efficacité de ces interventions varie selon la source de la dégradation, la nature de l'intervention et l'entretien des structures aménagées.

6.1. Aménagements de l'habitat

Dans le cadre d'un bilan sur l'efficacité des aménagements au Québec, on a répertorié 1 350 plans d'eau ayant fait l'objet d'un aménagement de l'habitat entre 1977 et 2004, dont plus de la moitié dans la région de la Capitale-Nationale (Plourde-Lavoie et coll., en cours de publication). Ces aménagements ont généralement pour but d'améliorer les rendements ou la qualité de la pêche sportive et sont majoritairement effectués dans les territoires fauniques, particulièrement dans les zecs. Le nettoyage des cours d'eau et l'aménagement de frayères sont les aménagements les plus fréquents, et il arrive souvent d'avoir plus d'un type d'aménagement réalisé simultanément sur un même plan d'eau.

Plourde-Lavoie et coll. (en cours de publication) ont effectué un bilan de l'efficacité des aménagements de l'habitat de l'omble de fontaine réalisés sur près de 500 plans d'eau au Québec. De façon globale, il apparaît que les aménagements n'ont pas amélioré de façon significative les rendements, le succès ou la qualité de la pêche sportive à l'échelle provinciale. Gobeil (2010) a néanmoins démontré que certains aménagements pouvaient être efficaces. Différentes hypothèses sont avancées pour expliquer le manque global d'efficacité de ces aménagements, dont une mauvaise évaluation de la problématique et des facteurs limitants, des aménagements mal conçus et un entretien déficient.

Une revue de la littérature effectuée par Biron (2017) sur les pratiques d'aménagement en cours d'eau amène également un nouvel éclairage sur nos pratiques et façons de faire. Bien que cette réflexion porte davantage sur les aménagements réalisés dans des cours d'eau de plus grande envergure situés dans des milieux fortement perturbés, certaines recommandations peuvent également s'appliquer en milieu forestier. Biron (2017) mentionne notamment qu'il est généralement bénéfique de laisser en place les débris ligneux, plutôt que de procéder au « nettoyage » du cours d'eau. De plus, les structures de type seuil et déflecteurs, bien qu'elles procurent certains bénéfices à court terme, ne permettent pas en général d'améliorer de façon significative l'habitat à long terme et ne devraient être installées que dans certains cas seulement. Les projets de restauration des habitats en cours d'eau doivent tenir compte des processus fluviaux et s'appuyer davantage sur des concepts hydrogéomorphologiques à l'échelle du bassin versant (Biron 2017).

6.2. Restauration de la biodiversité d'origine

Dans certains plans d'eau à omble de fontaine où des espèces indésirables ont été introduites, la roténone (un piscicide) peut être utilisée afin de rétablir la biodiversité d'origine et retrouver le statut allopatrique du plan d'eau. De 1942 à 2010, 382 lacs ont été traités à la roténone au Québec. Des 277 lacs traités depuis 1972, 70 % étaient situés en Mauricie et plus de la moitié se trouvaient dans une zec (Bujold et coll. 2013). Selon Bujold et coll. (2013), seulement le tiers des traitements réalisés entre 1971 et 1980 ont mené à une éradication réussie, alors que de 2001 à 2010, c'est 93 % des traitements qui ont permis l'éradication complète des espèces introduites. Cette différence s'explique par l'amélioration et la standardisation de la

méthode, notamment grâce à la publication d'un premier guide d'utilisation de la roténone en 1991. Avec la mise à jour et la publication du *Guide d'utilisation de la roténone pour la restauration des populations allopatriques d'ombles de fontaine au Québec* (DEFA 2019), on peut conclure qu'il s'agit d'un aménagement efficace pour rétablir la biodiversité d'origine et améliorer les rendements de pêche sportive des plans d'eau. Les coûts et la complexité du réseau hydrique peuvent toutefois s'avérer un frein à l'application de cette méthode.

Par le passé, le retrait massif a été proposé comme méthode de contrôle du meunier noir sur les plans d'eau à omble de fontaine (Magnan et coll. 1998). Toutefois, les études ne permettaient pas de garantir les résultats de cette méthode de contrôle, par ailleurs très énergivore. Afin d'être efficace, le retrait massif devait également être utilisé dans le cadre d'un programme de lutte intégrée, c'est-à-dire conjointement avec d'autres techniques comme le contrôle annuel des larves benthiques à l'aide de la roténone (Faune et Parcs Québec 1999). Des études subséquentes ont ensuite démontré que le retrait massif de meuniers noirs ne permettait pas d'améliorer de façon significative les rendements ou la qualité de la pêche à l'omble de fontaine (Brodeur et coll. 2001, St-Laurent 2002, Pitre 2007). L'effet contraire à celui recherché, soit une recrudescence importante du meunier noir, était même parfois observé après l'arrêt des activités. Cette méthode de contrôle du meunier noir n'est donc plus autorisée par le MELCCFP aujourd'hui.

7. Ensemencements

7.1. Importance des ensemencements au Québec

Les ensemencements poursuivent deux objectifs, soit la conservation ou la mise en valeur (soutien à la pêche) des populations. Ceux effectués à des fins de conservation ont pour but de repeupler un milieu aquatique dans lequel une population de poissons a été gravement bouleversée. Chez l'omble de fontaine, ce type d'ensemencement est généralement effectué dans le cadre des projets de restauration de la biodiversité d'origine après l'élimination des compétiteurs introduits dans un plan d'eau. L'objectif est d'y rétablir une population autoperpétuatrice. Quant aux ensemencements de mise en valeur, ils ont pour but de fournir aux pêcheurs sportifs un succès de pêche intéressant dans les plans d'eau où la pression de pêche est trop forte ou lorsque l'habitat n'est pas optimal. Les ensemencements de mise en valeur sont notamment effectués dans les territoires fauniques structurés, dans des étangs de pêche (privés ou commerciaux) ou par des associations régionales pour encourager la relève ou satisfaire la clientèle.

Contrairement aux autres provinces ou territoires canadiens où les ensemencements sont essentiellement réalisés dans le cadre de programmes gouvernementaux, les ensemencements en ombles de fontaine au Québec sont majoritairement effectués par le secteur privé. Jusqu'en 2022, 5 % de la production annuelle (kg) d'ombles de fontaine était issue des piscicultures gouvernementales qui visent à la fois des objectifs de conservation et de mise en valeur. En contrepartie, près de 99 % de la production issue du secteur privé est destinée au marché de l'ensemencement à des fins de mise en valeur (MAPAQ 2019a).

Les ensemencements en poissons requièrent un permis délivré par le MELCCFP et sont encadrés par le Règlement sur l'aquaculture et la vente des poissons. Cependant, le volume de demandes annuelles et le processus de délivrance des permis d'ensemencement pour l'omble de fontaine ne permettent pas une saisie efficace des données, si bien qu'il est difficile de connaître de manière précise le nombre et l'identité des multiples plans d'eau ensemencés avec de l'omble de fontaine chaque année sur l'ensemble du territoire. On sait néanmoins que, bien que la production privée d'ombles de fontaine ait diminué de 2007 à 2016 (MAPAQ 2018, MAPAQ 2019b), les ensemencements soutiennent la pêche à l'omble de fontaine dans plusieurs plans d'eau, notamment dans les territoires fauniques structurés. Plus de 6 millions d'ombles de fontaine sont ensemencés chaque année et, selon les gestionnaires de ces territoires, ces ensemencements sont souvent essentiels pour assurer un bon succès de pêche dans les plans d'eau visés (MAPAQ 2019b).

7.2. Impacts desensemencements

Bien que les ensemencements puissent besoins et soutenir la pêche lorsque la pression est excessive ou que l'habitat est déficient, cette activité peut entraîner des conséquences négatives, telles l'introduction de parasites et de maladies, la modification de la structure et de la variabilité génétique intra- et interpopulations et l'augmentation de la prédation ou de la compétition (Kerr 2000, Couture 2002, MRNF 2008).

7.2.1. Intégrité génétique

Chaque population d'ombles de fontaine possède une identité génétique qui lui est propre. Ainsi, pour deux plans d'eau distincts, les populations d'ombles de fontaine auront une signature génétique différente. Cette identité est le fruit de plusieurs milliers d'années d'évolution et fait en sorte que la population est adaptée de manière optimale à son environnement local, notamment en ce qui concerne la thermie du plan d'eau (Ferchaud et coll. 2020). Les populations en lac possèdent une plus grande structure génétique (grande différenciation entre les populations) que les populations en cours d'eau, mais une plus faible diversité génétique au sein de chaque population (Lamaze et coll. 2012, Ferchaud et coll. 2020).

Par l'apport de nouveaux gènes (dits exogènes), les ensemencements augmentent la diversité génétique au sein de la population. Toutefois, l'apport d'exogènes peut altérer l'intégrité génétique des populations en introduisant des gènes qui sont potentiellement moins bien adaptés à l'environnement local (Marie et coll. 2010, Lamaze et coll. 2012, Ferchaud et coll. 2020). Le niveau d'hybridation (introgression d'exogènes dans la population locale) augmenterait avec le nombre d'ensemencements effectués, mais également lorsque les conditions d'habitat sont défavorables (Marie et coll. 2012, Létourneau et coll. 2017). De plus, en ensemençant dans plusieurs plans d'eau des individus issus d'une même souche génétique, la différenciation génétique entre les populations diminue (Marie 2010, Lamaze et coll. 2012). L'homogénéisation de la structure génétique à grande échelle entraîne éventuellement une perte de diversité génétique, laquelle permet d'assurer la capacité évolutive et adaptative des populations.

Le profil génétique des ombles de fontaine domestiques (principale lignée utilisée pour les ensemencements) est très distinct de celui des ombles de fontaine trouvés en milieu naturel. La souche domestique est issue d'individus sélectionnés pour leurs traits propices aux conditions d'élevage, notamment une croissance rapide au détriment de leur efficacité à se reproduire. Par conséquent, le niveau d'introgression des gènes de souche domestique dans la population naturelle demeure relativement bas, probablement en raison d'une faible participation des individus de souche domestique à la reproduction (Létourneau et coll. 2017).

Même si certaines études ont conclu que des ensemencements soutenus et continus pouvaient causer l'homogénéisation de la structure génétique au sein du plan d'eau et même mener à l'élimination du génotype propre au plan d'eau (Hayes et coll. 1996, Marie et coll. 2010), Létourneau et coll. (2017) avancent qu'il pourrait être possible pour une population de retrouver ses caractéristiques génétiques d'origine après l'arrêt des ensemencements, à condition que ceux-ci aient été faits avec des individus de souche domestique. L'impact des ensemencements sur l'intégrité génétique des populations d'ombles de fontaine serait donc plus faible lorsqu'une souche domestique, plutôt qu'une souche indigène, est utilisée. En milieu naturel, les individus de souche indigène (ou issus de la relocalisation en provenance d'un autre plan d'eau) contribuent davantage à la reproduction, ce qui entraîne donc une plus grande introgression de gènes potentiellement mal adaptés dans la population.

7.2.2. Taille effective et reproduction

La taille effective représente le nombre d'individus reproducteurs génétiquement différents dans la population. Il a été démontré que les populations d'ombles de fontaine ensemencées ont une taille effective plus faible que les populations non ensemencées, et ce, peu importe l'intensité des ensemencements

(Gossieaux et coll. 2019). Cet effet des ensemencements pourrait être le résultat du faible *fitness*² des individus de souche domestique ou de la modification de la structure génétique par l'introduction d'exogènes. Il est toutefois aussi possible que cette faible taille effective soit liée à des conditions environnementales défavorables plutôt qu'à une conséquence directe des ensemencements.

Néanmoins, l'effet négatif des ensemencements sur le potentiel reproducteur des populations n'est pas à négliger. L'utilisation d'une souche domestique n'est donc pas efficace pour les ensemencements de conservation qui ont pour but de rétablir une population autoperpétuatrice d'ombles de fontaine. Ces individus n'ont pas une génétique bien adaptée à leur environnement, et ils investissent davantage leur énergie dans la croissance que dans la reproduction, ce qui diminue le potentiel reproducteur et adaptatif de la population.

7.2.3. Alimentation et croissance

Le milieu n'offre généralement pas suffisamment de ressources pour supporter une quantité supplémentaire de poissons issue d'un ensemencement. Puisque les ensemencements augmentent la densité de la population, il arrive souvent que la croissance des individus en soit atteinte et que la mortalité augmente. Diverses études ont mis en évidence que les incidences et l'efficacité des ensemencements pouvaient dépendre de la densité des populations naturelles d'ombles de fontaine (Lachance et Magnan 1990, Kerr 2000).

Dans les lacs ensemencés, les individus de souche domestique s'alimentent davantage dans la niche littorale (alimentation d'origine terrestre), alors que les individus sauvages sont contraints de s'alimenter dans la zone pélagique (Lavoie 2019, Gossieaux et coll. 2020). L'occupation de cette niche écologique plus favorable laisse supposer que les individus ensemencés sont plus compétitifs que les individus sauvages, notamment grâce à l'avantage en taille qu'ils possèdent dès leur introduction, mais également grâce à l'agressivité développée lors de l'élevage en conditions de proximité. Les individus ensemencés occuperaient également un niveau trophique plus élevé, possiblement causé par la consommation de poissons fourrages plus abondants dans la zone littorale que dans la zone pélagique. Ces avantages leur permettent d'occuper la niche alimentaire plus énergétique et ainsi de conserver leur avantage en taille par rapport aux individus sauvages au fil des ans.

Cette situation démontre que l'ensemencement en ombles de fontaine domestiques génère une compétition semblable à celle observée dans les populations où l'omble de fontaine vit en sympatrie avec des compétiteurs importants (Magnan 1988, Tremblay et Magnan 1991, Bourke et coll. 1999).

² En écologie, la notion de *fitness* fait référence à la valeur sélective, au succès reproducteur ou à la capacité d'un individu de transmettre ses gènes.

8. Points de référence biologiques

ATTENTION

Les points de référence présentés ci-dessous sont basés sur les connaissances actuelles et les données disponibles. Ils pourraient donc évoluer avec le temps. De plus, l'outil diagnostique a été développé afin de comparer simultanément plusieurs plans d'eau et évaluer l'état des populations à l'échelle provinciale, dans une optique de gestion prédictive et durable des stocks. Bien que cet outil puisse être utilisé pour poser un diagnostic sur un seul plan d'eau, d'autres paramètres doivent dans ce cas être considérés afin d'avoir une vision globale et une meilleure compréhension de la dynamique et de l'état d'une population spécifique.

Des points de référence biologiques pour l'omble de fontaine ont été élaborés et intégrés dans un outil diagnostique permettant d'évaluer l'état des populations au regard de la pression de pêche selon la même approche utilisée pour les populations de dorés jaunes et de touladis (Arvais et coll. 2012, 2017). Ces points de référence permettent de comparer, dans un même outil, plusieurs populations n'ayant pas les mêmes caractéristiques et donc la même productivité naturelle. Les données de biomasse par unité d'effort (BPUE) obtenues lors des pêches expérimentales normalisées sont évaluées par rapport à la BPUE théorique attendue pour une population exploitée à l'équilibre. Cette BPUE à l'équilibre est estimée en fonction des caractéristiques qui influencent la productivité du plan d'eau (communauté, morphométrie, température, etc.). Le ratio $BPUE_{obs}/BPUE_{theo}$ est ensuite mis en relation avec la mortalité totale annuelle mesurée dans la population en utilisant un diagramme à quatre quadrants où chaque quadrant représente un stade d'exploitation (figure 10). Cette approche permet d'obtenir une vision globale de l'état des populations d'ombles de fontaine et de leur niveau d'exploitation pour l'ensemble de la province, malgré la grande variation dans la productivité naturelle des différents plans d'eau.

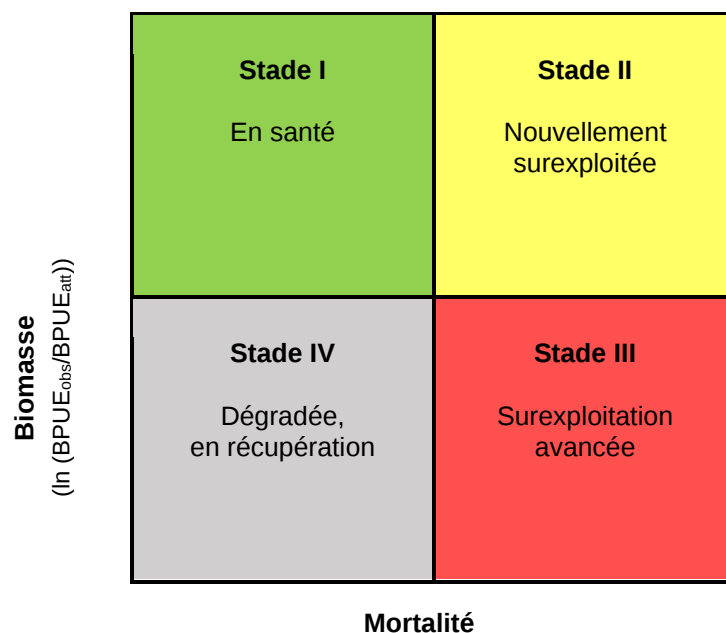


Figure 10. Diagramme à quatre quadrants permettant de poser un diagnostic sur l'état de santé et le niveau d'exploitation des populations d'ombles de fontaine.

Stade 1 (en santé) : se caractérise par un taux de mortalité faible et une biomasse adéquate. Il s'agit d'une pêcherie qui est bien gérée ou qui est dans les premiers stades de développement.

Stade II (nouvellement surexploitée) : se caractérise par un taux de mortalité élevé, mais qui n'a pas encore influencé l'abondance de la population qui semble se maintenir. Ce stade est toutefois instable; un taux de mortalité élevé maintenu à long terme fera éventuellement diminuer la biomasse dans la population.

Stade III (surexploitation avancée) : se caractérise par un taux de mortalité élevé et une biomasse faible. La population est en état de surexploitation et on observe un déclin de la population.

Stade IV (dégradée, en récupération) : se caractérise par une faible biomasse, malgré un faible taux de mortalité. Cet état est indicateur d'une population qui a été surexploitée. Il est possible que les pêcheurs aient délaissé le plan d'eau à la suite d'une baisse de l'abondance dans la population ou que des modifications réglementaires aient permis de diminuer la mortalité. La diminution de l'exploitation n'a toutefois pas encore permis à la population de récupérer. Si la mortalité demeure faible, une transition graduelle vers le stade I devrait se produire, dans la mesure où l'abondance résiduelle de la population, notamment le segment des femelles matures, est suffisante.

8.1. Point de référence biologique : biomasse

La productivité naturelle des plans d'eau à omble de fontaine varie grandement selon les caractéristiques biotiques et abiotiques du milieu. Par conséquent, afin d'évaluer si la biomasse observée dans un plan d'eau est suffisante pour considérer qu'elle n'a pas été touchée par une surexploitation, il est nécessaire de tenir compte des caractéristiques qui influencent la productivité naturelle des populations.

La communauté, plus précisément la présence de compétiteurs, est un des principaux facteurs influant sur la productivité des populations d'ombles de fontaine. Comme la productivité des populations d'ombles de fontaine en sympatrie simple (voir section 3.4.2) est semblable à celle des populations en allopatrie, ces deux types de population ont été regroupés. Quant aux populations en sympatrie complexe (tableau 2), malgré une variabilité dans le niveau de compétition des différentes espèces composant ces communautés, la structure et la dynamique des populations d'ombles de fontaine sont suffisamment similaires dans ces deux types de communautés pour qu'elles soient regroupées.

Tableau 2. Liste des compétiteurs importants de l'omble de fontaine dont la présence caractérise une population d'ombles de fontaine en sympatrie complexe.

Nom commun	Nom latin
Achigan à petite bouche	<i>Micropterus dolomieu</i>
Barbotte brune	<i>Ameiurus nebulosus</i>
Crapet-soleil	<i>Lepomis gibbosus</i>
Doré jaune	<i>Sander vitreus</i>
Épinoche à trois épines	<i>Gasterosteus aculeatus</i>
Grand brochet	<i>Esox lucius</i>
Grand corégone	<i>Coregonus clupeaformis</i>
Meunier noir	<i>Catostomus commersonii</i>
Mulet à cornes	<i>Semotilus atromaculatus</i>
Mulet perlé	<i>Margariscus margarita</i>
Ombre moulac/lacmou	<i>Salvelinus fontinalis</i> x <i>S. namaycush</i>
Perchaude	<i>Perca flavescens</i>
Touladi	<i>Salvelinus namaycush</i>
Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>

8.1.1. Population en allopatrie ou en sympatrie simple

Pour les populations en allopatrie ou en sympatrie simple, la superficie du plan d'eau et les degrés-jours de croissance sont utilisés pour déterminer la biomasse théorique attendue ($BPUE_{theo}$) selon l'équation suivante :

$$BPUE_{theo} = -14,6 + 3,375 * \ln(S) + 0,014 * DJC5 - 0,0028 * \ln(S) * DJC5$$

où S est la superficie en hectares et $DJC5$, la moyenne, pour les 10 années précédant l'inventaire, des degrés-jours de croissance annuels au-dessus de 5°C.

8.1.2. Population en sympatrie complexe

Pour les populations en sympatrie complexe, l'indice de développement du littoral (D_L) est le meilleur prédicteur pour estimer la biomasse théorique attendue d'une population d'ombles de fontaine et se calcule selon l'équation suivante :

$$BPUE_{theo} = 3,685 - 8,646 * D_L$$

La valeur de D_L est obtenue par l'équation :

$$D_L = \frac{P}{2\sqrt{(\pi \times S)}}$$

où P correspond au périmètre du lac exprimé en kilomètres et S , sa superficie en hectares.

8.2. Point de référence biologique : mortalité

La mortalité totale mesurée dans une population est un bon indicateur du niveau d'exploitation. Elle permet ainsi de détecter des populations en surexploitation, même si le niveau d'abondance semble se maintenir. Chez les populations d'ombles de fontaine, la mortalité totale annuelle ne semble pas être influencée par les conditions d'habitat ou de communauté (MELCCFP, données non publiées). Toutefois, chez les populations dont la mortalité totale annuelle est supérieure à 65 %, on observe une diminution de la taille et de la masse moyennes, une diminution de l'âge moyen et maximal et une diminution de la taille et de la masse des femelles reproductrices. Ces changements dans les paramètres de population correspondent aux effets anticipés de la surexploitation.

Puisqu'on ne devrait pas observer de changement significatif dans la structure et la dynamique des populations exploitées à l'équilibre, le point de référence biologique pour la mortalité chez l'omble de fontaine a été établi à 65 %. Au-delà de ce seuil, la population est considérée comme en surexploitation, car la récolte excessive pourrait entraîner une modification dans la structure de la population. Ce seuil est légèrement plus prudent que celui qui est proposé par Curry et coll. (2003) qui recommandent de ne pas dépasser une mortalité totale de 78 %.

8.3. Points de référence complémentaires

Afin d'assurer le maintien et le renouvellement des populations, les femelles reproductrices doivent être en quantité et en qualité (masse moyenne) suffisantes. Compte tenu de la grande variabilité dans les rendements naturels des plans d'eau à omble de fontaine, il est difficile de déterminer la biomasse de femelles reproductrices minimale requise pour considérer un plan d'eau comme étant à l'équilibre et possédant une biomasse de femelles reproductrices suffisante pour assurer le plein renouvellement de la population. Néanmoins, des analyses ont démontré que lorsque la biomasse de femelles reproductrices est inférieure à 0,7 kg/nuit-filet, la population a 90 % de chances d'être dans un état de surexploitation

avancée ou un état dégradé. À l'inverse, une BPUE de femelles reproductrices supérieure à 0,7 kg/nuit-filet ne signifie pas automatiquement que la population est en bonne santé ou à l'équilibre.

9. État des populations

9.1. Données disponibles

Divers inventaires visant l'omble de fontaine ont été réalisés au cours des dernières décennies pour évaluer l'état des populations, la présence d'espèces compétitrices, l'efficacité des aménagements, etc. De ces inventaires, seules les pêches expérimentales normalisées effectuées en lac depuis 1987 ont été conservées pour évaluer l'état des populations d'ombles de fontaine au Québec (SFA 2011). Ces inventaires, menés majoritairement par les directions de la gestion de la faune du MELCCFP, sont faits selon un protocole standardisé permettant de comparer les résultats dans le temps et dans l'espace.

Sur les 181 inventaires disponibles sur des lacs non ensemencés, 103 inventaires répartis dans 10 régions du Québec disposaient de toutes les données permettant de poser un diagnostic sur l'état des populations, notamment la composition de la communauté et une estimation fiable du taux de mortalité (figure 11). De ce nombre, 75 % ont été réalisés dans les territoires fauniques structurés (tableau 3). De plus, des efforts accrus ont été déployés au cours des dernières années pour augmenter le nombre de plans d'eau échantillonnés. Par conséquent, 67 % de ces inventaires ont été réalisés entre 2010 et 2016. Seulement deux plans d'eau ont été échantillonnés à deux reprises entre 1987 et 2016 et leur état est resté stable entre les deux inventaires. Ainsi, aucune analyse temporelle de l'évolution dans l'état des populations d'ombles de fontaine n'a été effectuée.

En complément aux inventaires normalisés des populations, les données d'exploitation récoltées dans les territoires fauniques structurés ont été analysées (Plourde-Lavoie 2014). Lorsqu'elles sont analysées individuellement par lac, ces données ne reflètent pas directement l'état des populations d'ombles de fontaine. Toutefois, l'ampleur de ce suivi effectué depuis 40 ans dans plus de 200 territoires fauniques du Québec méridional permet d'obtenir un portrait historique très pertinent de l'évolution de la qualité de la pêche, qui, à cette échelle, peut être un reflet des tendances dans l'état global des populations d'ombles de fontaine au Québec.

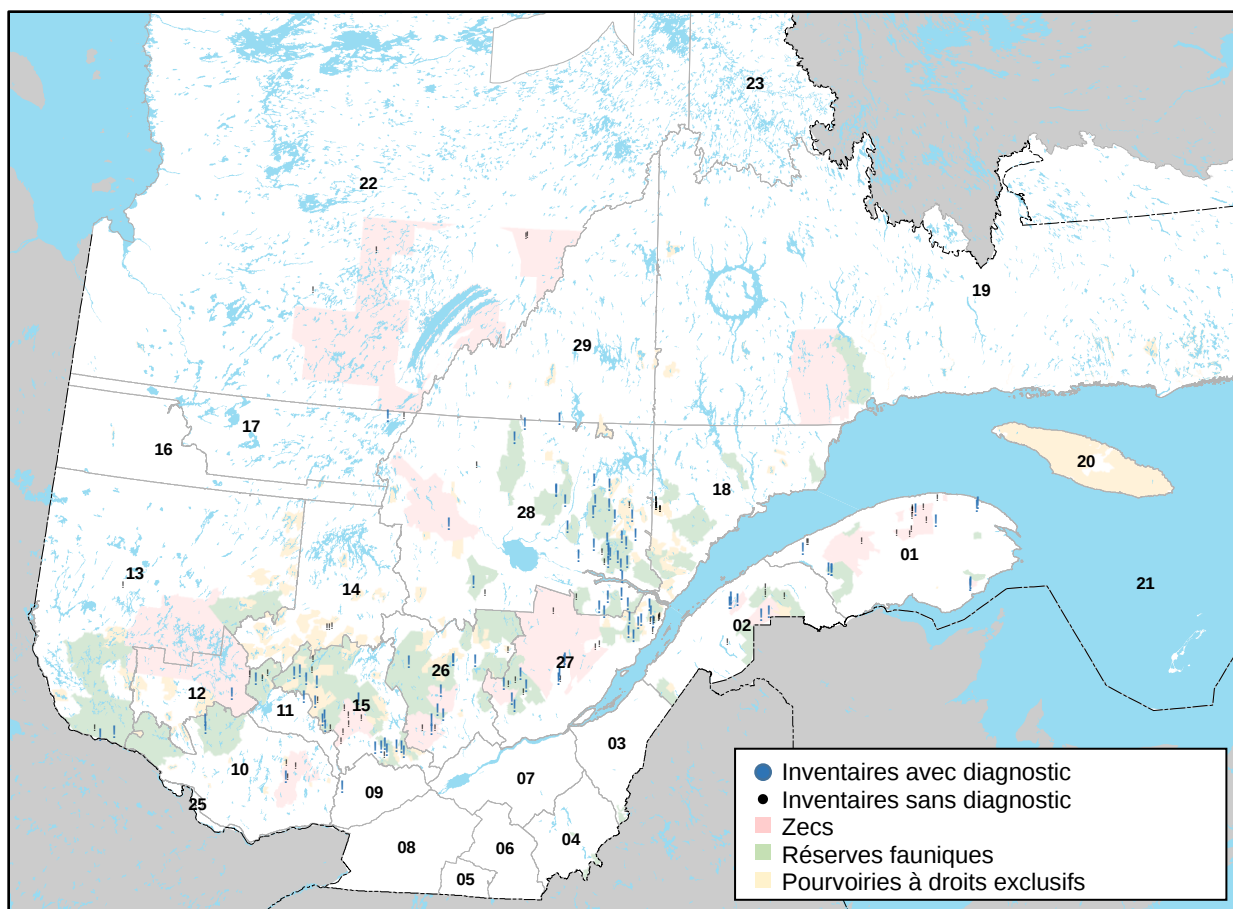


Figure 11. Répartition des inventaires de populations d’ombles de fontaine réalisés entre 1987 et 2016 selon le protocole normalisé. Les points noirs (●) représentent les plans d’eau pour lesquels l’ensemble des données requises pour poser un diagnostic n’était pas disponible.

Tableau 3. Répartition des inventaires utilisés pour poser un diagnostic sur l’état des populations d’ombles de fontaine au Québec selon la région et le type de territoire.

Région administrative	Nombre d’inventaires		
	Territoire faunique structuré	Territoire public libre	Total
Bas-Saint-Laurent	9	1	10
Saguenay–Lac-Saint-Jean	22	13	35
Capitale-Nationale	14	3	17
Mauricie	6	3	9
Outaouais	4		4
Abitibi-Témiscamingue	2		2
Nord-du-Québec		1	1
Gaspésie	3	3	6
Lanaudière	8		8
Laurentides	9	2	11
Total	77	26	103

9.2. État des populations d'ombles de fontaine en lac

Les jeunes individus de 2 à 4 ans représentent 75 % des captures, et moins de 1 % des ombles de fontaine capturés avaient 6 ans ou plus (figure 12). Cette structure de population où les grands et vieux individus sont rares témoigne d'une forte exploitation par la pêche. Selon l'outil diagnostic, plus de 50 % des lacs sont en état de surexploitation (figure 13), c'est-à-dire que le taux de mortalité est au-dessus du seuil permettant de maintenir l'équilibre dans la population. Concrètement, seulement un lac sur cinq est en santé.

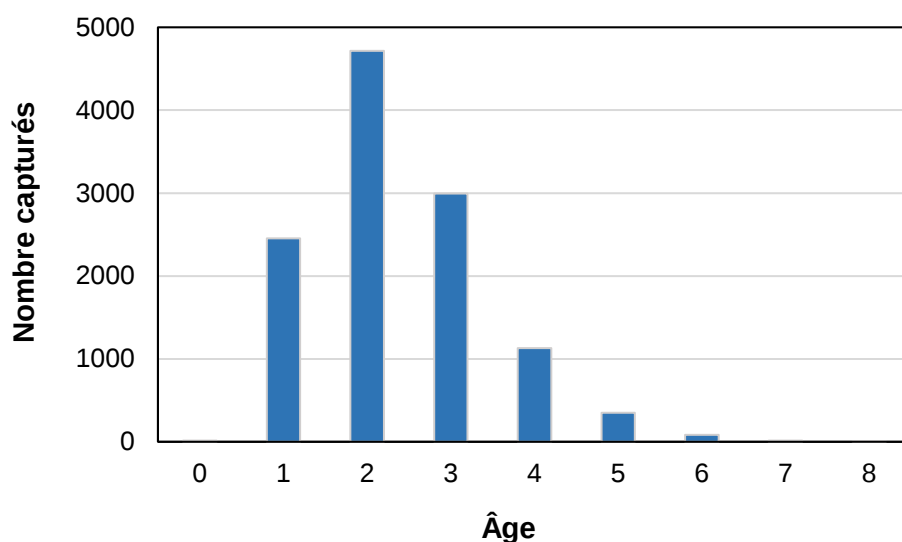


Figure 12. Nombre d'ombles de fontaine capturés lors des inventaires normalisés selon leur âge.

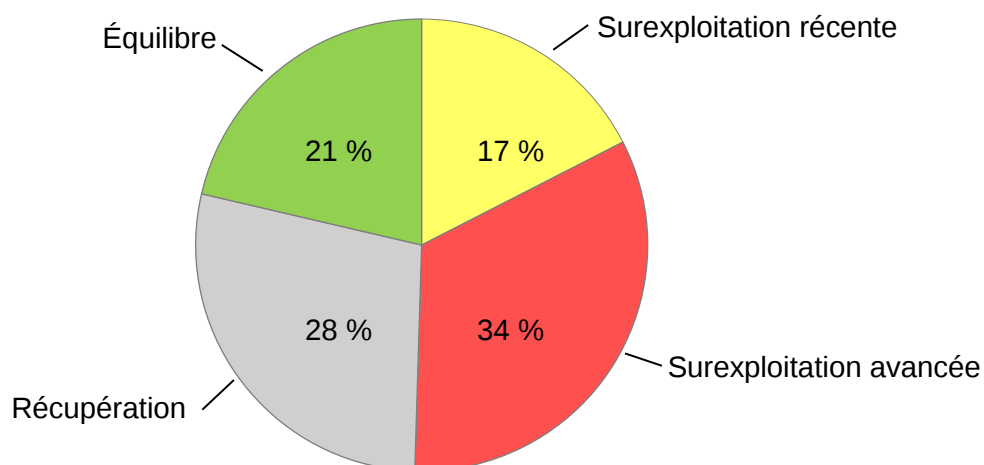


Figure 13. Répartition des populations d'ombles de fontaine selon l'état des populations.

Dans les populations nouvellement surexploitées, des mécanismes compensatoires peuvent survenir et masquer la surexploitation. On observe effectivement une augmentation de l'abondance (populations en allopatrie ou en sympatrie simple) ou de la masse moyenne (populations en sympatrie complexe) lorsque la surexploitation est récente, en raison de la diminution soudaine de la compétition intraspécifique (figure 14). Ces mécanismes compensatoires dépendant de la densité ont déjà été observés dans d'autres populations de salmonidés, dont l'omble de fontaine (Curry et coll. 2003, Plourde-Lavoie 2014, van Zyll de Jong 2017). Toutefois, dans les populations en surexploitation avancée, ces mécanismes compensatoires ne sont plus suffisants, et une diminution de 40 % de l'abondance et de la masse moyenne est observée, ce qui influence inévitablement la qualité de la pêche. De plus, en état de surexploitation avancée, le potentiel reproducteur est atteint et il demeure faible même si le taux de mortalité diminue (stade IV, population dégradée, en état de récupération; figure 15). Ainsi, même si des mesures pour limiter la récolte sont appliquées, le rétablissement de la population demeure difficile.

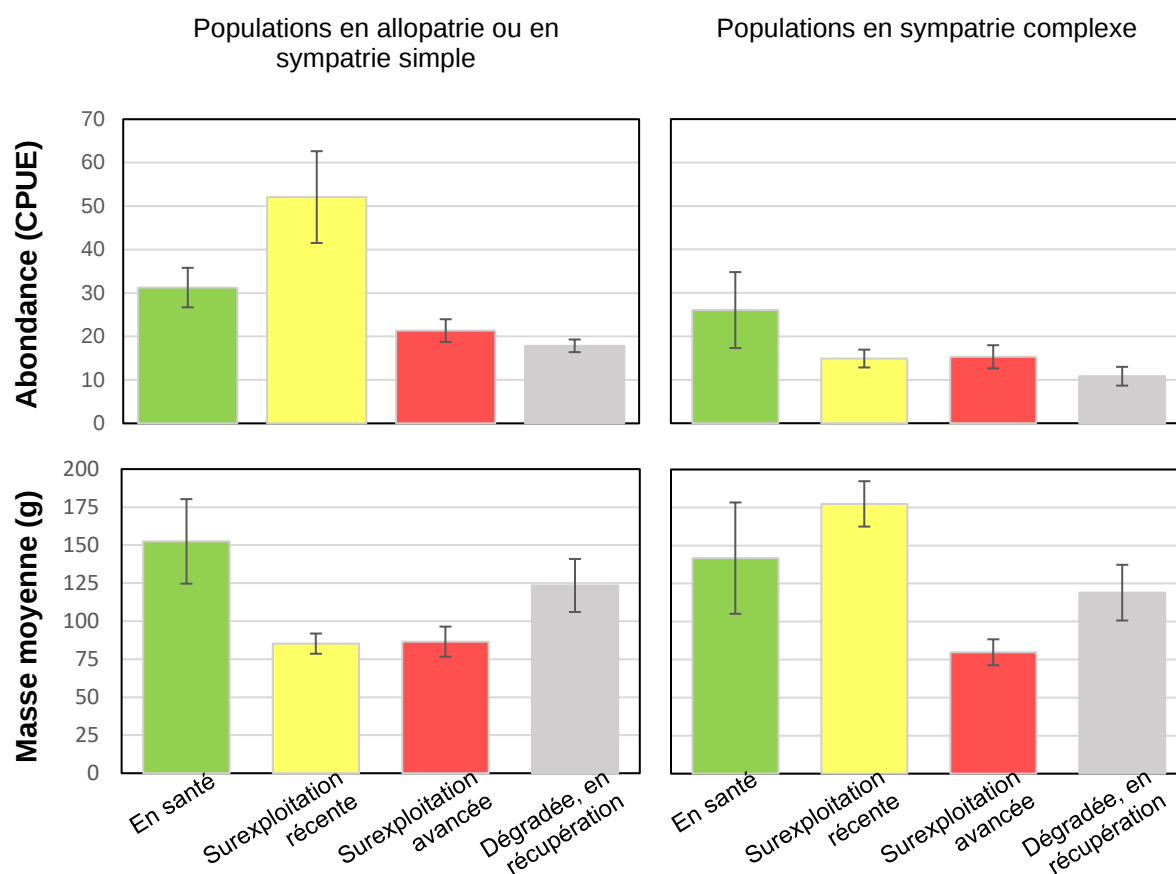


Figure 14. Abondance et masse moyenne des ombles de fontaine selon le niveau de compétition dans la communauté et le stade d'exploitation.

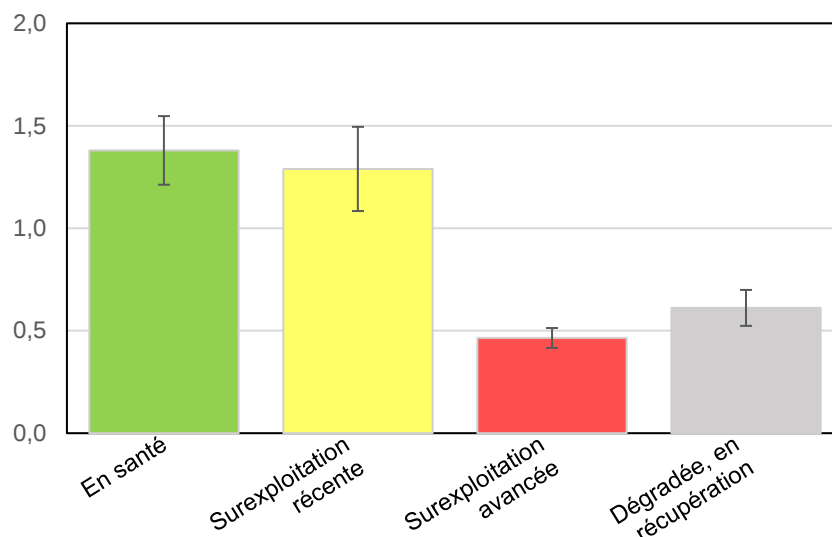


Figure 15. Biomasse par unité d'effort (BPUE) des femelles reproductrices selon l'état de la population.

9.2.1. Situation dans les territoires fauniques structurés

L'abondance des populations d'ombles de fontaine est globalement plus élevée dans les territoires fauniques structurés que sur le territoire libre (CPUE de 22,1 ombles/nuit-filet par rapport à 13,1 ombles/nuit-filet sur le territoire libre). Néanmoins, dans ces territoires, 49 % des populations sont en état de surexploitation (par rapport à 58 % sur le territoire libre). Seulement 23 % des populations sont à l'état d'équilibre (par rapport à 15 % sur le territoire libre).

Les indicateurs de pêche ne permettent pas, à eux seuls, de poser un diagnostic sur l'état de la population d'un plan d'eau. Cependant, sur une grande échelle spatiale et temporelle, ils peuvent nous renseigner sur l'évolution globale dans l'état des populations d'ombles de fontaine. L'analyse des tendances temporelles des données d'exploitation récoltées principalement entre 1980 et 2010 dans les territoires fauniques structurés du Québec révèle une diminution dans la qualité de la pêche au cours de cette période, semblant indiquer une baisse dans l'abondance des populations d'ombles de fontaine (Plourde-Lavoie 2014). Malgré une diminution de la pression de pêche de 31 %, le succès est passé de 7,2 à 5,5 ombles/jour-pêche, soit une baisse de 24 % (figure 16). Si cette diminution du succès quotidien est en partie attribuable à la baisse de la durée moyenne d'un jour de pêche et à la diminution de la limite de prises quotidiennes au cours de cette période, elle s'explique surtout par la surexploitation. De plus, bien que la masse moyenne ait augmenté de 40 g au cours de cette période, l'indice de qualité de la pêche a tout de même légèrement diminué, passant de 875 g/jour-pêche à 738 g/jour-pêche.

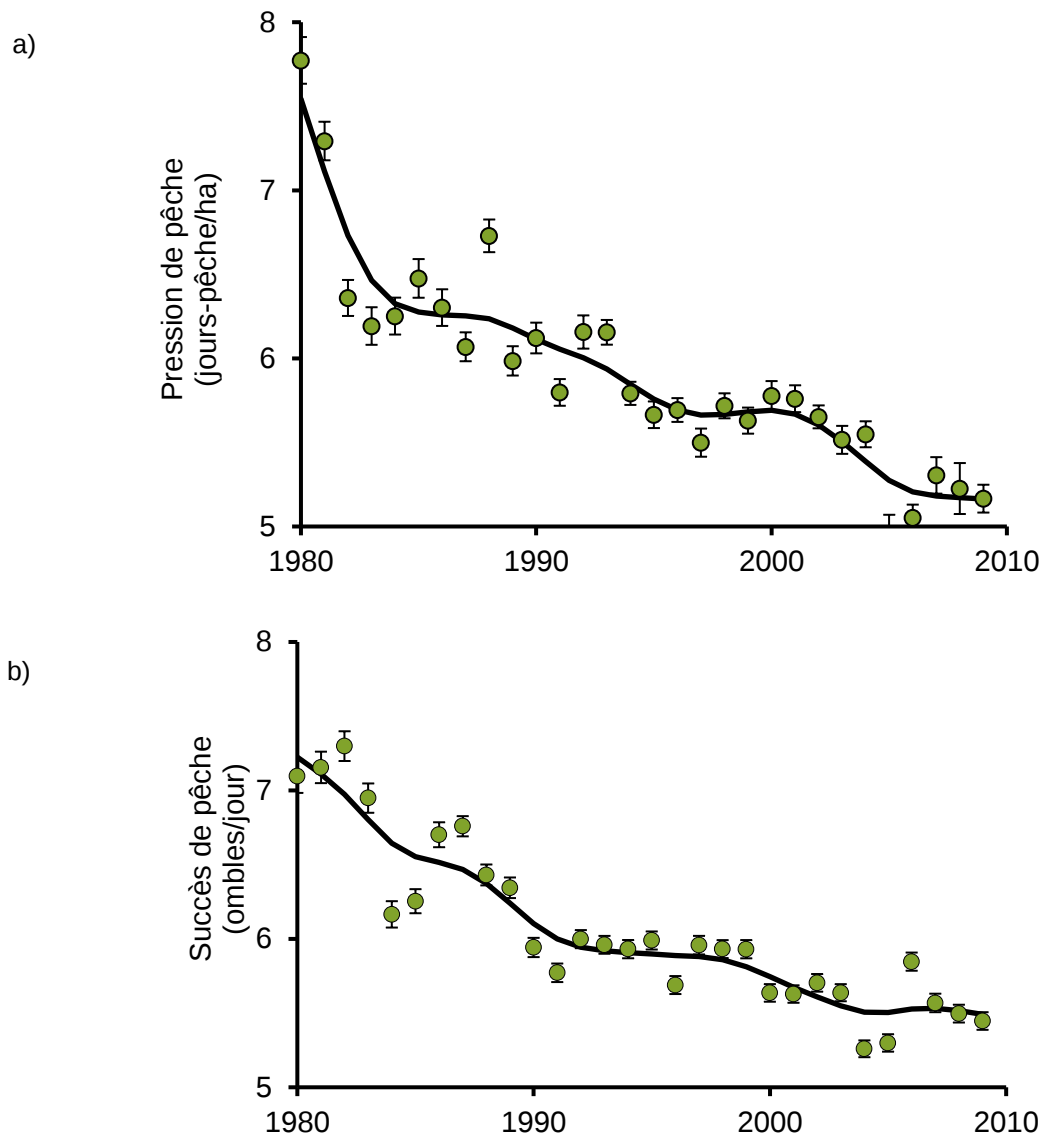


Figure 16. Tendances temporelles a) de la pression de pêche et b) du succès de pêche à l'omble de fontaine dans les territoires fauniques (tirée de Plourde-Lavoie 2014).

10. Orientations et objectifs

La surexploitation constatée chez la moitié des populations d'ombles de fontaine indique que la récolte effectuée dépasse la capacité des populations à compenser ou à absorber cette mortalité. Bien qu'il soit nécessaire de rétablir un niveau d'exploitation qui soit conséquent avec la productivité des populations, ce manque de résilience est aussi causé par les autres facteurs qui diminuent la reproduction, la croissance et l'abondance des individus. Dans ce contexte, le premier plan de gestion de l'omble de fontaine propose différentes actions ayant pour but d'adapter l'exploitation par la pêche récréative à l'état des stocks et de maintenir ou de restaurer la productivité naturelle des populations. Il a également pour but de sensibiliser et d'éduquer les pêcheurs et autres clientèles à la fragilité de l'omble de fontaine afin qu'ils contribuent à la saine gestion des populations et de l'exploitation. Ce plan de gestion s'articule autour de 6 grandes orientations qui se déclinent en 19 objectifs, dont plusieurs sont interreliés.

10.1. Augmenter le nombre de populations en santé et maintenir, voire augmenter, la qualité et l'expérience de pêche

10.1.1. Réduire la mortalité par la pêche

L'omble de fontaine est une espèce particulièrement sensible aux manipulations lors de la remise à l'eau. Néanmoins, tous les pêcheurs font de la remise à l'eau de façon plus ou moins importante et le nombre de captures relâchées ne cesse d'augmenter. La connaissance et l'application des bonnes techniques de remise à l'eau peuvent faire une différence et diminuer l'incidence de cette pratique sur les populations en augmentant les chances de survie des ombles de fontaine relâchés.

Afin de diminuer la mortalité associée à cette pratique, des actions de sensibilisation et d'éducation seront mises en œuvre afin de faire connaître les saines pratiques de la remise à l'eau : conserver le poisson dans l'eau lors des manipulations, éviter la remise à l'eau par temps chaud et privilégier l'utilisation d'un appât artificiel ou d'un hameçon circulaire sont des exemples de bonnes pratiques qui permettent de réduire de façon importante la mortalité lors de la remise à l'eau chez l'omble de fontaine.

10.1.2. Revoir les seuils d'exploitation (quotas) dans les territoires fauniques structurés

Les méthodes utilisées pour déterminer les quotas annuels sur les plans d'eau exploités dans les territoires fauniques structurés n'ont pas été actualisées depuis plusieurs années et semblent surestimer les rendements potentiels. Afin d'assurer une exploitation qui respecte la productivité naturelle des plans d'eau et ainsi maintenir la qualité de la pêche et les retombées économiques qui découlent de l'exploitation dans ces territoires, il est nécessaire de revoir ces méthodes de calcul. La mise en place de ces nouveaux contingents annuels se fera progressivement dans les territoires fauniques structurés et ils devront être révisés régulièrement en fonction des données d'exploitation recueillies.

10.1.3. Simplifier la réglementation

L'omble de fontaine se trouve dans les 29 zones de pêche du Québec où les périodes d'ouverture de la pêche varient en fonction des particularités biologiques de l'espèce, particulièrement pour éviter la pêche en période de fraie, celle-ci étant notamment influencée par le climat. Néanmoins, afin de simplifier la réglementation pour le pêcheur, les périodes de pêche à l'omble de fontaine ont été harmonisées entre les zones ayant des périodes de fraie semblables, ainsi qu'avec la période de pêche au touladi (figure 17).

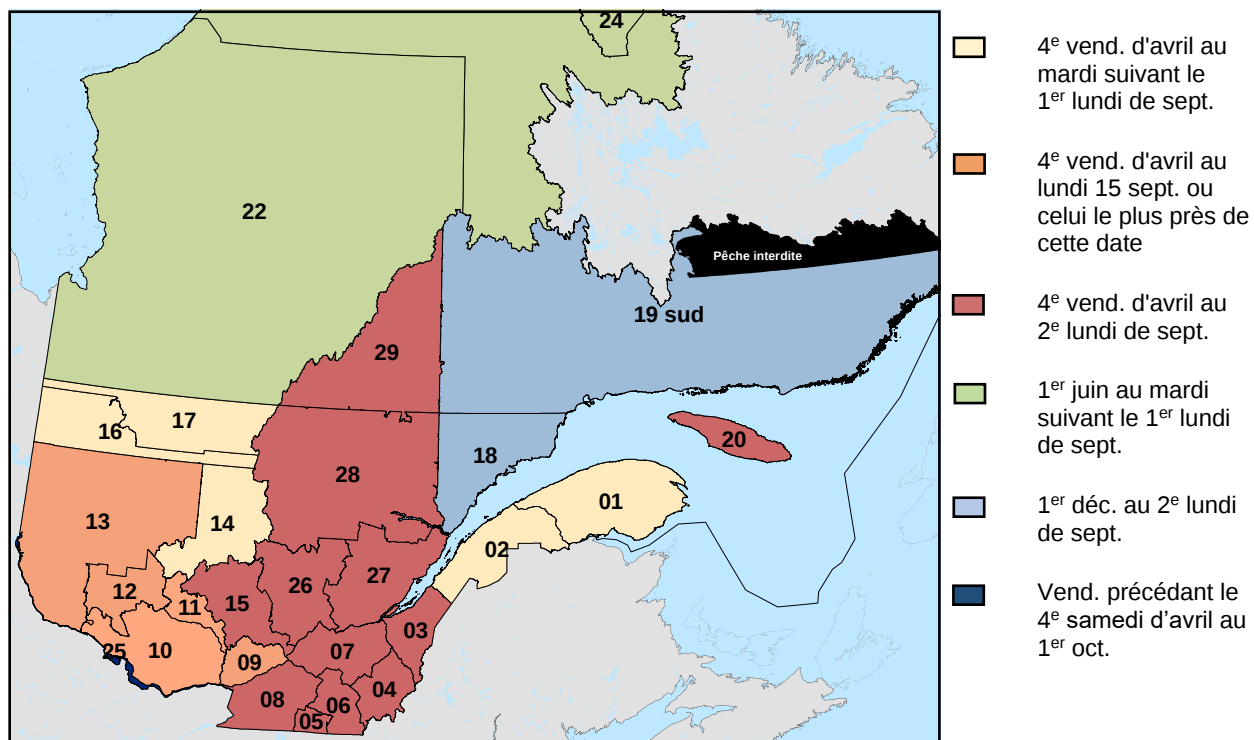


Figure 17. Périodes de pêche à l'omble de fontaine selon les zones de pêche en vigueur le 1^{er} avril 2020.

Par ailleurs, la limite de prises et de possession de l'omble de fontaine était élevée dans certaines zones et ne correspondait pas à l'état de la ressource. Si bien que plusieurs territoires fauniques structurés avaient déjà instauré une limite inférieure à celle de la zone afin de diminuer le niveau d'exploitation et d'assurer la conservation de la ressource. La limite de prises et de possession est donc passée, le 1^{er} avril 2020, de 20 à 15 ombles dans la zone 17 et de 15 à 10 ombles dans les zones 01, 02, 03, 14 et 15 (figure 18). La limite de prises et de possession est également passée de 15 à 5 ombles dans une portion de la zone 21 où l'on trouve uniquement de l'omble de fontaine anadrome.

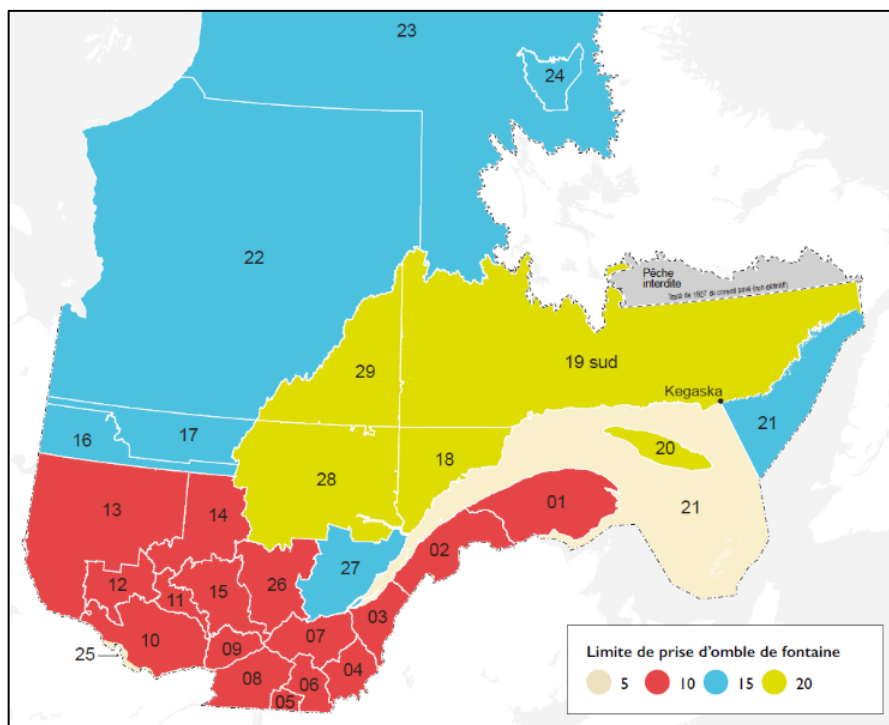


Figure 18. Limite de prise quotidienne et de possession pour l’omble de fontaine dans les différentes zones de pêche du Québec en vigueur le 1^{er} avril 2020.

10.1.4. Améliorer l’expérience de pêche

L’omble de fontaine est l’espèce la plus recherchée par les pêcheurs québécois et c’est également l’espèce privilégiée pour initier la relève. Afin d’améliorer l’expérience de pêche, favoriser la mise en valeur de l’espèce et attirer de nouveaux adeptes, des outils seront créés, tels que des guides sur les différentes méthodes de pêche permettant aux non-initiés de profiter d’une expérience de pêche réussie.

10.2. Conserver les populations à haut rendement de pêche

10.2.1. Poursuivre l’identification des populations en allopatrie et en assurer la protection

L’allopatrie de l’omble de fontaine est unique au Québec et permet d’offrir des rendements de pêche exceptionnels. Ces populations particulières doivent donc être identifiées et protégées adéquatement afin, notamment, d’éviter la surexploitation et l’introduction d’espèces indésirables (exotiques et indigènes), de conserver l’intégrité génétique des populations et de protéger leurs habitats. Cette surveillance accrue est nécessaire pour maintenir la valeur écologique de ces populations, leur rendement de pêche et les retombées économiques qui en découlent.

Divers moyens peuvent être mis en œuvre pour atteindre ces objectifs. En plus de l’identification des plans d’eau en allopatrie, les obstacles à la migration pour les autres espèces compétitrices ou nuisibles doivent être localisés afin de s’assurer de leur intégrité et de leur efficacité à long terme. Ces données doivent systématiquement être intégrées aux différents mécanismes de partage d’informations avec les

partenaires, ministères et organismes concernés (via les profils fauniques, les sites fauniques d'intérêt, les plans d'affectation des terres publiques, etc.). Ces acteurs devront ainsi tenir compte des enjeux liés à ces milieux dans la planification et la réalisation de leurs activités.

De plus, l'élaboration de davantage de plans d'ensemencement dans les zecs et les réserves fauniques permettront d'encadrer les ensemencements sur ces territoires et ainsi de protéger les populations en allopatrie qui ont été peu ou jamais ensemencées. Sur le territoire libre, certains de ces plans d'eau pourront être inscrits à l'annexe V du Règlement sur l'aquaculture et la vente des poissons (RAVP) afin d'y interdire tout ensemencement. Des modalités d'exploitation plus restrictives pourraient également être appliquées, au besoin, afin de préserver ces populations et d'en faire bénéficier l'ensemble de la population.

10.2.2. Favoriser la restauration des populations en allopatrie à l'aide de la roténone

Dans les plans d'eau où l'introduction d'espèces a diminué les rendements de pêche à l'omble de fontaine, la restauration de la biodiversité d'origine à l'aide de la roténone demeure la seule solution efficace pour rétablir l'allopatrie (Bujold et coll. 2013). Les projets de retrait massif de meuniers noirs ne seront plus autorisés par le MELCCFP puisqu'ils n'apportent pas les résultats escomptés. L'utilisation de la roténone doit même être encouragée afin d'augmenter le nombre de plans d'eau restaurés, lorsque cette méthode est applicable. Le guide d'utilisation de la roténone (DEFA 2019) offre notamment un outil d'aide à la prise de décision permettant de maximiser les chances de réussite et de rentabiliser les investissements.

10.2.3. Protéger les populations sympatriques à haut rendement

Dans les régions du Québec où l'omble de fontaine est moins établi, certaines populations sympatriques peuvent également fournir de hauts rendements de pêche par rapport à la moyenne régionale des lacs à omble de fontaine. Considérant que ces plans d'eau peuvent diversifier l'offre de pêche dans un secteur où l'omble de fontaine est moins abondant et apporter des retombées économiques régionales intéressantes, ils méritent la même protection que les plans d'eau en allopatrie, notamment à l'égard des ensemencements et de la protection des habitats. Cette protection pourra être garantie par des plans d'ensemencement, l'inscription des plans d'eau à l'annexe V du RAVP et l'identification de ceux-ci dans les différents véhicules d'information et dans les ententes avec les partenaires et autres ministères et organismes.

10.3. Protéger et restaurer l'habitat

10.3.1. Optimiser notre stratégie d'aménagement de l'habitat

Les aménagements d'habitat effectués depuis plusieurs décennies au Québec ont donné des résultats mitigés (Plourde-Lavoie et coll. en cours de publication). Afin d'améliorer la rentabilité des investissements dans la restauration et l'aménagement des habitats, un guide diagnostic à l'intention notamment des gestionnaires de territoires fauniques sera élaboré. Ce guide permettra de soutenir les promoteurs dans l'analyse des plans d'eau visés par des aménagements afin de les aider à cibler la problématique à la base de la baisse de rendement et à apporter la solution adéquate, lorsque c'est possible.

Des guides d'aménagement seront également rédigés ou mis à jour afin d'y intégrer les connaissances les plus à jour. Des recommandations pour le suivi et l'entretien des aménagements qui seront réalisés y seront également intégrées.

10.3.2. Mieux protéger les habitats en milieu privé

Le Règlement sur les habitats fauniques protège l'habitat du poisson sur les terres du domaine de l'État. La modernisation de ce règlement a entre autres pour but d'étendre la protection aux terres du domaine

privé. Cet élargissement de l'application permettrait aux habitats aquatiques et aux populations d'ombles de fontaine hors du milieu forestier public de bénéficier d'une meilleure protection et peut-être ainsi d'améliorer l'offre de pêche près des zones plus habitées.

10.3.3. Accroître les efforts de protection en milieu forestier

Plusieurs mesures de protection sont déjà en vigueur pour protéger l'habitat de l'omble de fontaine en milieu forestier. Néanmoins, il importe de s'assurer que les mesures actuellement en vigueur sont adéquates, particulièrement au regard des menaces pesant sur cette ressource, dont la sédimentation dans les frayères, la libre circulation du poisson et le réchauffement climatique. L'identification des zones sensibles et prioritaires, l'entretien des ponceaux et la protection des refuges thermiques sont des exemples d'enjeux à considérer.

10.4. Mieux ensemer les plans d'eau en omble de fontaine

10.4.1. Poursuivre la rédaction des plans d'ensemencement

Les plans d'ensemencement pour les zecs et les réserves fauniques sont le meilleur outil qui soit pour encadrer les ensemencements dans ces territoires, assurer leur efficacité (rentabilité) et protéger les populations naturelles. Certains territoires disposent déjà d'un tel outil (<https://mffp.gouv.qc.ca/faune/peche/ensemencement/territoires-fauniques.jsp#plans>), mais il importe d'élaborer les plans d'ensemencement pour les autres zecs et réserves fauniques afin d'assurer le respect des lignes directrices sur les ensemencements (MRNF 2008) et la protection des populations en allopatrie peu ou pas ensemencées.

10.4.2. Mieux protéger les populations indigènes

Sur le territoire libre, la protection des plans d'eau en allopatrie ou en sympatrie à haut rendement qui n'ont jamais été ensemencés pourra se faire via leur inscription à l'annexe V du RAVP, afin d'y interdire tout ensemencement. Les limites de certaines zones aquacoles de même que les activités permises dans certaines zones (annexes I et II du RAVP) seront aussi révisées afin de protéger des secteurs n'ayant encore jamais été ensemencés.

L'encadrement des activités de relocalisation (transfert d'ombles de fontaine d'un plan d'eau à un autre) devra également être revu afin de s'assurer que ces activités concordent avec les nouvelles connaissances sur l'impact des ensemencements d'ombles de fontaine sur les populations indigènes. Cela pourrait également impliquer une modification des activités permises dans certaines zones aquacoles (RAVP).

Un cadre de gestion des ensemencements sera élaboré, à l'instar des autres espèces, afin d'adapter les pratiques du MELCCFP et de ses partenaires aux connaissances actuelles. Ce cadre comprendra notamment une recommandation sur l'utilisation d'une souche domestique pour les ensemencements de mise en valeur en omble de fontaine (dépôt-retrait et dépôt-croissance-retrait).

10.4.3. Mieux informer les pisciculteurs et la clientèle sur l'encadrement légal et les outils de gestion des ensemencements

Les différents outils d'information diffusés auprès de notre clientèle, tels la page Web du MELCCFP sur les ensemencements (<https://mffp.gouv.qc.ca/la-faune/peche/informations-complementaires/ensemencement-plans-eau/>) et l'outil d'aide à l'ensemencement des plans d'eau (MDDEFP 2013; <https://mffp.gouv.qc.ca/faune/peche/ensemencement/pdf/outils-aide/omble-fontaine.pdf>), devront être révisés afin d'y intégrer les dernières connaissances et les nouvelles orientations en matière de gestion des ensemencements en omble de fontaine au Québec. De plus, un guide d'application des lois et règlements et des bonnes pratiques pourrait être élaboré à l'intention des pisciculteurs, des gestionnaires

de territoires fauniques et des autres clientèles afin de vulgariser et d'expliquer la réglementation pour en favoriser le respect.

10.4.4. Régulariser le processus de délivrance des permis d'ensemencement

Les permis d'ensemencement d'ombles de fontaine sont actuellement délivrés directement par les pisciculteurs. Cette pratique ne permet pas d'assurer complètement la protection des populations naturelles et rend difficile le respect de la réglementation en vigueur. Le développement d'une application Web cartographique destinée à l'usage des pisciculteurs et des gestionnaires de territoires fauniques pour la gestion des permis d'ensemencement permettra de corriger cette problématique. Cette application permettra aussi aux gestionnaires de la faune d'avoir un portrait plus complet des ensemencements effectués sur l'ensemble du territoire québécois afin d'assurer une meilleure gestion de l'omble de fontaine.

10.5. Sensibiliser, informer et éduquer

10.5.1. Faire connaître l'importance, la situation et les enjeux de l'espèce pour le Québec

L'omble de fontaine est la principale espèce recherchée par les pêcheurs récréatifs. C'est l'espèce qui génère le plus de retombées économiques liées à la pêche, et c'est également l'espèce privilégiée pour initier la relève. Mais bien que l'omble de fontaine soit presque omniprésent sur l'ensemble du territoire québécois, de nombreuses pressions pèsent sur les populations et affectent la qualité de la pêche. L'omble de fontaine n'est pas aussi résistant à l'exploitation qu'on le croyait et les risques pour les populations sont bien réels. Afin de protéger l'importante activité économique qui en découle, il est nécessaire de faire connaître l'importance de l'omble de fontaine aux Québécoises et aux Québécois, l'état des populations et, par conséquent, de la qualité de la pêche, de même que les enjeux liés à sa conservation et à sa mise en valeur.

Les populations d'ombles de fontaine présentent des caractéristiques très variables. Selon les régions, certaines d'entre elles se distingueront par différentes spécificités, par exemple leur statut allopatrique, leur grande productivité ou leur caractère indigène (populations nonensemencées). Il faut valoriser ces traits distinctifs et les faire connaître à la clientèle afin qu'elle contribue à leur conservation.

10.5.2. Sensibiliser la clientèle aux risques et aux bonnes pratiques en matière d'espèces aquatiques envahissantes et autres introductions d'espèces

Certaines espèces aquatiques envahissantes ont déjà été recensées au Québec, et d'autres sont à nos portes. L'impact de l'introduction de ces espèces sur nos écosystèmes est souvent déjà bien connu. Les pêcheurs et diverses autres clientèles doivent continuer à être informés des conséquences de ces introductions et des façons de participer à la lutte contre les espèces exotiques envahissantes ([Gestion des espèces exotiques envahissantes animales | Gouvernement du Québec \(quebec.ca\)](https://www.gouvernement.qc.ca/fr/actualites/2019/05/2019-05-20-les-espèces-exotiques-envahissantes-animales)).

L'introduction d'une espèce indigène au Québec dans un plan d'eau où elle n'était pas représentée aussi un fléau de taille, et les répercussions d'une telle introduction semblent souvent méconnues. En effet, il est de plus en plus fréquent de voir apparaître une espèce d'intérêt sportif, comme le grand brochet, le doré jaune, l'achigan à petite bouche ou la perchaude, dans un nouveau plan d'eau. Ces apparitions proviennent vraisemblablement d'une introduction illégale visant à améliorer ou à diversifier l'offre de pêche d'un plan d'eau. Les pêcheurs doivent être sensibilisés aux effets désastreux et trop souvent irréversibles, sinon très coûteuses, qu'ont ces introductions sur les populations d'ombles de fontaine, l'ensemble des autres plans d'eau du bassin versant et les activités économiques qui en découlent.

10.6. Améliorer les connaissances

10.6.1. Structurer un réseau d'inventaires en lacs

À l'instar des réseaux de suivi provinciaux pour le doré jaune et le touladi (MRNF 2011a et b), un réseau de suivi provincial des populations d'ombles de fontaine sera mis en place afin de mieux étudier et suivre dans le temps l'état des populations d'ombles de fontaine dans les lacs du Québec. Comme ce réseau couvrira autant le territoire libre que les territoires fauniques structurés, il permettra également d'améliorer notre compréhension des relations entre les indicateurs de pêche et l'état des populations. Des inventaires complémentaires sur des lacs non exploités compléteront ce réseau de suivi et permettront de mieux comprendre la dynamique et la variabilité naturelles des populations d'ombles de fontaine dans des populations non exploitées.

10.6.2. Acquérir de nouvelles connaissances en lien avec la gestion des populations, des habitats et de l'exploitation

Certains besoins en acquisition de connaissances ont déjà été mentionnés précédemment, comme l'évaluation des taux de mortalité naturelle (en l'absence d'exploitation) ou une meilleure compréhension des facteurs environnementaux influençant l'abondance des populations pour actualiser les quotas annuels dans les territoires fauniques. D'autres projets pourraient viser par exemple l'incidence de la pêche d'hiver ou l'efficacité de certaines modalités de pêche pour diminuer l'exploitation et/ou rétablir les populations et la qualité de la pêche.

De plus, très peu de connaissances sont disponibles sur l'état et la dynamique des populations d'ombles de fontaine en rivière au Québec. Les inventaires réalisés dans ces systèmes plus ouverts visent plus souvent à attester la présence de l'espèce plutôt que l'état de la population. Afin d'avoir un portrait plus complet de l'omble de fontaine au Québec, il serait opportun d'élaborer des méthodes ou des protocoles standardisés pour le suivi des populations et la caractérisation des habitats en rivière.

Les besoins en matière d'acquisition de connaissances demeurent à être précisés et ils seront comblés progressivement en fonction des priorités qui pourraient survenir ou de nouvelles occasions.

10.6.3. Améliorer la qualité des données d'exploitation récoltées dans les territoires fauniques structurés

Dans les territoires fauniques structurés, la récolte et le suivi des données d'exploitation (pression et récolte) sont le meilleur outil pour assurer le respect de la productivité du milieu, éviter la surexploitation et maintenir la qualité de la pêche. Les pêcheurs sont des acteurs de premier plan pour permettre d'atteindre cet objectif en fournissant des données fiables et précises. Il est donc essentiel de les sensibiliser à l'importance de déclarer adéquatement leurs résultats de pêche aux préposés et aux gestionnaires des territoires fauniques.

Les gestionnaires des territoires fauniques doivent également être mieux informés de l'importance de recueillir correctement ces informations auprès de l'ensemble de leur clientèle. Ils doivent de plus disposer d'outils adéquats pour saisir ces informations, en faire le suivi au cours de la saison, afin d'ajuster l'exploitation au besoin, et transmettre ces informations au MELCCFP.

11. Conclusion

L'omble de fontaine est l'espèce de poisson la plus recherchée au Québec et attire un grand nombre d'adeptes dans plusieurs régions du Québec. En plus d'être une porte d'entrée pour initier la relève de la pêche, son exploitation soutient plusieurs centaines d'entreprises et est un moteur économique régional d'importance.

Le Québec a la chance d'être peuplé de belles populations d'ombles de fontaine indigènes, certaines étant même en allopatricie, une situation tout à fait unique qui offre une qualité de la pêche exceptionnelle. Dans d'autres cas, l'ensemencement en omble de fontaine permet de soutenir l'exploitation lorsque l'habitat est sous-optimal ou que la pression de pêche est trop élevée.

Toutefois, l'omble de fontaine n'est pas aussi résilient qu'on le croyait, et différents facteurs ont nui à la productivité du milieu au cours des dernières décennies. La qualité de la pêche a diminué au cours des 30 dernières années, et il faut maintenant aller de plus en plus loin pour profiter de cette ressource. Seulement une population d'ombles de fontaine sur cinq est maintenant considérée comme étant en santé et plus de 50 % des populations sont en état de surexploitation à un degré plus ou moins avancé.

Afin de redresser la situation, le niveau d'exploitation devra être adapté pour qu'il corresponde davantage à la productivité du milieu, et ce, autant sur le territoire libre que dans les territoires fauniques structurés. Des actions seront mises en œuvre pour améliorer la protection des habitats, l'efficacité des aménagements et la gestion des ensemencements. Enfin, l'éducation et la sensibilisation des différents acteurs (pêcheurs, pisciculteurs, gestionnaires des territoires fauniques) contribueront à assurer une meilleure gestion de l'espèce.

L'omble de fontaine est l'espèce vedette de la pêche récréative au Québec, accessible à tous et répandu partout dans la province. Il faisait déjà la renommée du Québec au début du siècle (figure 19). Ce premier plan de gestion permettra d'améliorer la gestion de cette espèce et de son exploitation afin de conserver et même d'améliorer l'état de cette ressource inestimable, au bénéfice des pêcheurs actuels et futurs.

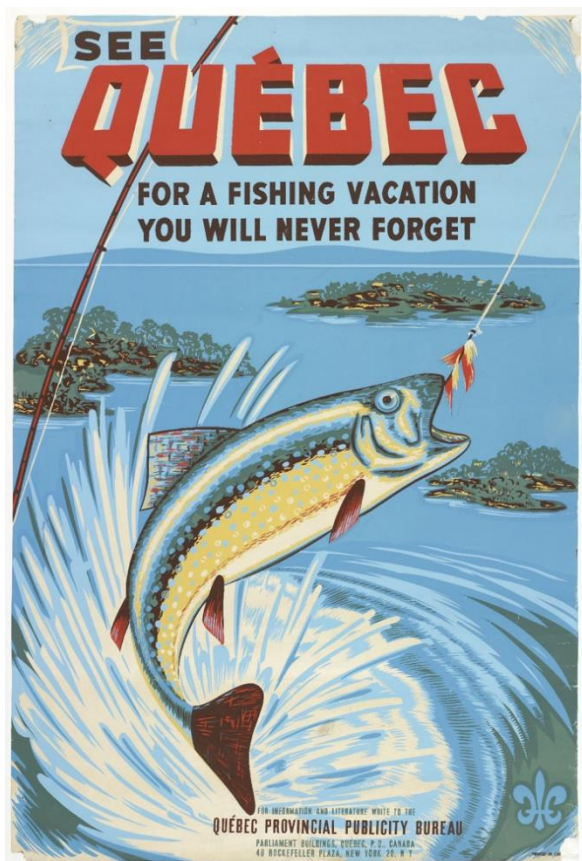


Figure 19. Publicités du milieu du XX^e siècle visant à vendre le Québec à une clientèle étrangère.
 (a) Office provincial de publicité du Québec (1946); b) Office du tourisme de la province de Québec (1948).

Références

- Adams, J. 2004. Revue de la littérature sur l'omble lacmou et l'omble moulac. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction générale du développement et de l'aménagement de la faune, Québec, 43 pages.
- Arvisais, M., D. Nadeau, M. Legault, H. Fournier, F. Bouchard et Y. Paradis. 2012. Plan de gestion du doré au Québec 2011-2016. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune aquatique, Québec, 73 p.
- Arvisais, M., H. Fournier, D. Nadeau, M. Legault, I. Thibault et É. Valiquette. 2017. Plan de gestion du touladi au Québec 2014-2020. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de l'expertise sur la faune aquatique, Québec, 63 p.
- Auger, I. 2006. Évaluation du risque de l'introduction du myriophylle à épis sur l'offre de pêche et la biodiversité des eaux à touladi. Revue de la littérature. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, 84 pages + annexes.
- Baril, M., et P. Magnan. 2002. Seasonal timing and diel activity of lacustrine brook charr, *Salvelinus fontinalis*, spawning in a lake outlet. Environ. Biol. Fish. 64:175-181.
- Bassar, R. D., B. H. Letcher, K. H. Nislow et A. R. Whiteley. 2016. Changes in seasonal climate outpace compensatory density-dependence in eastern brook trout. Global Change Biology 22:577-593.
- Bélanger, M. 2014. Impact des coupes forestières sur l'alimentation et la croissance de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) dans des lacs du bouclier boréal canadien. Mémoire de maîtrise en ressources renouvelables, Université du Québec à Chicoutimi, 49 pages et annexe.
- Bernier, S. 1991. Problématique des introductions de poissons-appâts dans les régions administratives de Québec et Chaudière-Appalaches. Direction de la gestion des espèces et des habitats, Service de la faune aquatique, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 20 pages.
- Bernier-Bourgault, I., et P. Magnan. 2002. Factors affecting redd site selection, hatching, and emergence of brook charr, *Salvelinus fontinalis*, in an artificially enhanced site. Environmental Biology of Fishes 64:333-341.
- Bertrand, M., D. J. Marcogliese et P. Magnan. 2008. Trophic polymorphism in brook charr revealed by diet, parasites and morphometrics. Journal of Fish Biology 72:555-572.
- Bertolo, A., P. Magnan et M. Plante. 2008. Linking the occurrence of brook trout with isolation and extinction in small Boreal Shield lakes. Freshwater Biology 53:304-321.
- Biro, P. 1998. Staying Cool: Behavioral Thermoregulation during Summer by Young-of-Year Brook Trout in a Lake. Transactions of the American Fisheries Society 127:212-222.
- Biron, P.M. 2017. La restauration de l'habitat du poisson en rivière : une recension des écrits. Rapport scientifique présenté à la Fondation de la faune du Québec. 70 pages.
- Blanchfield, P. J., et M. S. Ridgway. 1997. Reproductive timing and use of redd sites by lake-spawning brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54:747-756.

- Borwick, J., J. Buttle et M. S. Ridgway. 2006. A topographic index approach for identifying groundwater habitat of young-of-year brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in the land-lake ecotone. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63:239-253.
- Bourke, P., P. Magnan et M. A. Rodriguez. 1997. Individual variations in habitat use and morphology in brook charr. *Journal of Fish Biology* 51:783-794.
- Bourke, P., P. Magnan et M. A. Rodriguez. 1999. Phenotypic responses of lacustrine brook charr in relation to the intensity of interspecific competition. *Evolutionary Ecology* 13:19-31.
- Brodeur, P., P. Magnan et M. Legault. 2001. Response of fish communities to different levels of white sucker (*Catostomus commersoni*) biomanipulation in five temperate lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58:1998-2010.
- Browne, D. R., et J. B. Rasmussen. 2009. Shifts in the Trophic Ecology of Brook Trout Resulting from Interactions with Yellow Perch: an Intraguild Predator-Prey Interaction. *Transactions of the American Fisheries Society* 138:1109-1122.
- Bujold, J.-N., M. Lemieux, M. Arvisais et A. Massé. 2013. Bilan des projets de restauration à la roténone de populations allopatriques d'omble de fontaine au Québec – Version synthèse. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune aquatique, Québec, 15 p.
- Burford, D. D., T. E. McMahon et J. E. Cahoon. 2009. Assessment of Trout Passage through Culverts in a Large Montana Drainage during Summer Low Flow. *North American journal of Fisheries Management* 29:739-752.
- Carignan, R., P. D'Arcy et S. Lamontagne. 2000. Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in Boreal Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57(suppl.2):105-117.
- Cooke, S. J., et Suski, C. D. 2004. Are circle hooks an effective tool for conserving marine and freshwater recreational catch-and-release fisheries? 14: 299-326.
- Cooke, S. J., et Suski, C. D. 2005. Do we need species-specific guidelines for catch-and-release recreational angling to effectively conserve diverse fishery resources? *Biodiversity and Conservation* 14: 1195-1209.
- Coulas, R. A., H. J. MacIsaac et W. Dunlop, 1998. Selective predation on an introduced zooplankton (*Bythotrephes cederstroemi*) by lake herring (*Coregonus artedii*) in Harp Lake, Ontario, *Freshwater Biology* 40: 343-355.
- Couture, B. 2002. Les ensemencements de poissons en eaux douces : positifs pour les pêcheurs mais négatifs envers la diversité biologique, l'éthique et le développement durable. Essai, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 73 pages.
- Curry, R. A., C. B. Brady et G. E. Morgan. 2003. Effects on Recreational Fishing on the Population Dynamics of Lake-Dwelling Brook Trout. *North American Journal of Fisheries Management* 23:35-47.
- Curry, R. A., C. B. Brady, D. L. G. Noakes et R. G. Danzmann. 2011. Use of Small Streams by Young Brook Trout Spawned in a Lake. *Transactions of the American Fisheries Society* 126:77-83.
- Curry, R. A., et W. S. MacNeill. 2004. Population-level response to sediment during early life in brook trout. *Journal of the North American Benthological Society* 23:140-150.

- Curry, R. A. et L. G. Noakes. 1995. Groundwater and the selection of spawning sites by brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 52:1733-1740.
- Curry, R. A., D. A. Scruton et K. D. Clarke. 2002. The thermal regimes of brook trout incubation habitats and evidence of changes during forestry operations. Canadian Journal of Forest Research 32:1200-1207.
- Dallaire, S. 2006. Effet des pratiques forestières sur l'habitat du poisson. Centre technologique des résidus industriels pour la Forêt modèle crie de Waswanipi, Amos, 32 pages.
- Di Rocco, R. T., N. E. Jones et C. Chu. 2015. Past, present, and future summer stream temperature in the Lake Simcoe watershed: brook trout (*Salvelinus fontinalis*) habitat at risk. Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry, Science and Research Branch, Peterborough, Ontario. Climate Change Research Report CCRR-45.
- Dubé, M., S. Delisle, S. Lachance et R. Dostie. 2006. L'impact de ponceaux aménagés en milieu forestier sur l'habitat de l'omble de fontaine. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement forestier et Direction de l'aménagement de la faune de la Mauricie et du Centre-du-Québec, Québec, 62 pages.
- Dextrase, A. J., et N. E. Mandrak. 2006. Impacts of alien invasive species on freshwater fauna at risk in Canada. Biological Invasions 8: 13-24.
- Direction de l'expertise sur la faune aquatique. 2019. Guide d'utilisation de la roténone pour la restauration de populations allopatriques d'ombles de fontaine au Québec, ministère des Forêts de la Faune et des Parcs, Québec, 91 pages + annexes.
- Dove-Thompson, D., C. Lewis, P. A. Gray, C. Chu et W. I. Dunlop. 2011. A Summary of the Effects of Climate Change on Ontario's Aquatic Ecosystems. Ontario Ministry of Natural Resources, Climate Change Research Report CCRR-11. 56 p.
- Dynes, J., P. Magnan, L. Bernatchez et M. A. Rodriguez. 1999. Genetic and morphological variation between two forms of lacustrine brook charr. Journal of Fish Biology 54:955-972.
- East, P., et P. Magnan. 1991. Some factors regulating piscivory of brook trout, *Salvelinus fontinalis*, in lakes of the Laurentian Shield. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 48:1735-1743.
- ÉcoRessources, 2014. L'industrie faunique comme moteur économique régional. Une étude ventilant par espèce et par région les retombées économiques engendrées par les chasseurs, les pêcheurs et les piégeurs québécois en 2012. Préparé pour le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, 42 pages + annexes.
- Faune et Parcs Québec. 1999. Politique de contrôle des poissons. Direction de la faune et des habitats, 9 p.
- Fausch, K. D., et R. J. White. 1981. Competition between brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*) for positions in a Michigan stream. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 38:1220-1227.
- Ferchaud, A.-L., M. Leitwein, M. Laporte, D. Boivin-Delisle, B. Bougas, C. Hernandez, E. Normandeau, I. Thibault. et L. Bernatchez. 2020. Adaptive and maladaptive genetic diversity in small populations: Insights from the Brook Charr (*Salvelinus fontinalis*) case study. Molecular Ecology 29:3429-3445.

- Flebbe, P. A. 1994. A Regional View of the Margin: Salmonid Abundance and Distribution in the Southern Appalachian Mountains of North Carolina and Virginia. *Transactions of the American Fisheries Society* 123 :657-667.
- Flick, W. A., et Webster, D. A. 1992. Standing Crops of Brook Trout in Adirondack Waters before and after Removal of Non-trout Species. *North American Journal of Fisheries Management* 12:783-796.
- Franssen, J., C. Blais, M. Lapointe, F. Bérubé, N. Bergeron et P. Magnan. 2012. Asphyxiation and entombment mechanisms in fines rich spawning substrates: experimental evidence with brook trout (*Salvelinus fontinalis*) embryos. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69:587-599.
- Garcia, E., et R. Carignan. 2005. Mercury concentrations in fish from forest harvesting and fire-impacted canadian boreal lakes compared using stable isotopes of nitrogen. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24:685-693.
- Glaz, P., P. Sirois, P. Archambault et C. Nozais. 2014. Impact of Forest Harvesting on Trophic Structure of Eastern Canadian Boreal Shield Lakes: Insights from Stable Isotope Analyses. *PLoS ONE* 9(4): e96143. doi:10.1371/journal.pone.0096143.
- Gobeil, P. 2010. Évaluation des travaux d'aménagement et de restauration des habitats de l'omble de fontaine dans la réserve faunique des Laurentides. Mémoire de maîtrise en sciences renouvelables, Université du Québec à Chicoutimi.
- Godbout, L., et R. H. Peters. 1988. Potential determinants of stable catch in the brook trout (*Salvelinus fontinalis*) sport fishery in Quebec. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45:1771-1778.
- Goerig, E., T. Castro-Santos et N. E. Bergeron. 2016. Brook trout passage performance through culverts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 73:94-104.
- Gossieaux, P., L. Bernatchez, P. Sirois et D. Garant. 2019. Impacts of stocking and its intensity on effective population size in Brook Charr (*Salvelinus fontinalis*) populations. *Conservation Genetics*.
- Gossieaux, P., E. Lavoie, P. Sirois, I. Thibault, L. Bernatchez et D. Garant. 2020. Effects of genetic origin on phenotypic divergence in Brook Trout populations stocked with domestic fish. *Ecosphere* 11(5):e03119.
- Goyer, K., A. Bertolo, M. Pépino et P. Magnan. 2014. Effects of Lake Warming on Behavioural Thermoregulatory Tactics in a Cold-Water Stenothermic Fish. *PLoS One* 2014:9.
- Guillemette, F., C. Vallée, A. Bertolo et P. Magnan. 2011. The evolution of redd site selection in brook charr in different environments: same cue, same benefit for fitness. *Freshwater Biology* 56:1017-1029.
- Hatin, M., et Y. Charrette. 2014. Rôle et importance des petits cours d'eau pour les alevins d'omble de fontaine dans les Hautes-Laurentides. 44 pages.
- Hayes, J. P., S. Z. Guffeyk, F. J. Kriegler, G. F McCracken et C. R. Parker. 1996. The Genetic Diversity of Native, Stocked, and Hybrid Populations of Brook Trout in the Southern Appalachians. *Conservation Biology* 10:1403-1412.
- Hitt, N. P., E. L. Snook et D. L. Massie. 2017. Brook trout use of thermal refugia and foraging habitat influenced by brown trout. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 74:406-418.

- Hudy, M., T. M. Thieling, N. Gillespie et E. P. Smith. 2008. Distribution, Status, and Land use Characteristics of Subwatersheds within the Native Range of Brook Trout in the Eastern United States. *North American Journal of Fisheries Management* 28:1069-1085.
- Isely, J. J., et C. Kempton. 2000. Influence of costocking on growth of young-of-year brook trout and rainbow trout. *Transactions of the American Fisheries Society* 129:61-617.
- Kanno, Y., B. H. Letcher, J. A. Coombs, K. H. Nislow et A. R. Whiteley. 2014. Linking movement and reproductive history of brook trout to assess habitat connectivity in a heterogeneous stream network. *Freshwater Biology* 59:142-154.
- Kanno, Y., B. H. Letcher, A. L. Rosner, K. P. O'Neil et K. H. Nislow. 2015. Environmental Factors affecting brook trout occurrence in headwater stream segments. *Trans. Am. Fish. Soc.* 144: 37-382.
- Kerr, S. J. 2000. Brook trout stocking: an annotated bibliography and literature review with an emphasis on Ontario waters. Fish and Wildlife branch. Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough, 176 p.
- Kerr, S. M., T. D. Ward, R. J. Lennox, J. W. Brownscombe, J. M. Chapman, L. F.G. Gutowsky, J. M. Logan, W. M. Twardek, C. K. Elvidge, A. J. Danylchuk et S. J. Cooke. 2016. Influence of hook type and live bait on the hooking performance of inline spinners in the context of catch-and-release brook trout *Salvelinus fontinalis* fishing in lakes. *Fisheries Research* 186: 642-647.
- Krueger, C. C., et B. May. 1991. Ecological and Genetic Effects of Salmonid Introductions in North America. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48:66-77.
- Lacasse, S., et P. Magnan. 1992. Biotic and abiotic determinants of the diet of brook trout, *Salvelinus fontinalis*, in lakes of the Laurentian Shield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49:1001-1009.
- Lacasse, S., et P. Magnan. 1994. Distribution post-glaciaire de l'omble de fontaine dans le bassin hydrographique du fleuve Saint-Laurent : impact des interventions humaines. Université du Québec à Trois-Rivières pour le ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec, 83 pages.
- Lachance, S., M. Dubé, R. Dostie et P. Bérubé. 2008. Temporal and Spatial Quantification of Fine-Sediment Accumulation Downstream of Culverts in Brook Trout Habitat. *Transactions of the American Fisheries Society* 137:1826-1838.
- Lachance, S., et P. Magnan. 1990. Performance of domestic, hybrid, and wild strains of brook trout, *Salvelinus fontinalis*, after stocking: the impact of intra- and interspecific competition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 2278-2284.
- Lamaze, F. C., C. Sauvage, A. Marie, D. Garant et L. Bernatchez. 2012. Dynamics of introgressive hybridization assessed by SNP population genomics of coding genes in stocked brook charr (*Salvelinus fontinalis*). *Molecular Ecology* 21:2877-2895.
- Larouche, M. 2016. Est-ce que l'hameçon circulaire peut réduire la mortalité à la remise à l'eau sans diminuer le succès de pêche? Mémoire de maîtrise en sciences renouvelables, Université du Québec à Chicoutimi, 68 pages + annexe.
- Lavoie, E. 2019. Effets des ensemencements sur l'alimentation et la croissance de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*). Mémoire de maîtrise en gestion des ressources renouvelables, Université du Québec à Chicoutimi, 35 pages + annexe.

- Létourneau, J., A.-L. Ferchaud, J. Le Luyer, M. Laporte, D. Garant et L. Bernatchez. 2017. Predicting the genetic impact of stocking in Brook Charr (*Salvelinus fontinalis*) by combining RAD sequencing and modeling of explanatory variables. *Evolutionary Applications* 11:577-592.
- Loranger, S., P.-P. Hazel, B. Scherrer et R. Fortin. 1986. Applicabilité de l'indice morphoédaphique pour prédire le rendement de la pêche sportive dans les lacs du territoire à accès contrôlé du Québec. Université du Québec à Montréal pour le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la faune aquatique, Service des espèces d'eau fraîche, Québec, Rapport technique 86-06. 135 pages.
- Lynch, A. J., B. J. E. Myers, C. Chu, L. A. Eby, J. A. Falke, R. P. Kovach, T. J. Krabbenhoft, T. J. Kwak, J. Lyons, C. P. Paukert et J. E. Whitney. 2016. Climate change effects on north American inland fish populations and assemblages. *Fisheries* 41: 346–361.
- Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife - Brook Trout: A New Approach. <http://www.mefishwildlife.com/IFW/fishing/species/MainesWildBrookTrout.htm>
- Magnan, P. 1988. Interactions between brook charr, *Salvelinus fontinalis*, and nonsalmonid species: ecological shift, morphological shift, and their impact on zooplankton communities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45:999-1009.
- Magnan, P., P. East et M. Lapointe. 1990. Modes de contrôle des poissons indésirables : revue et analyse critique de la littérature. Université du Québec à Trois-Rivières pour le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec et la Fondation de la faune du Québec. Rapport technique, 198 pages.
- Magnan, P., et G. J. Fitzgerald. 1982. Resource partitioning between brook trout (*Salvelinus fontinalis* Mitchill) and creek chub (*Semotilus atromaculatus* Mitchill) in selected oligotrophic lakes of southern Quebec. *Canadian Journal of Zoology* 60:1612-1617.
- Magnan, P., M. Lapointe et P. East. 1998. Guide de contrôle intégré du meunier noir dans les lacs à omble de fontaine. Université du Québec à Trois-Rivières pour le ministère de l'Environnement et de la Faune et la Fondation de la faune du Québec. 97 pages.
- Magnan, P., R. Proulx et M. Plante. 2005. Integrating the effects of fish exploitation and interspecific competition into current life history theories: an example with lacustrine brook trout (*Salvelinus fontinalis*) populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 747-757.
- MAPAQ. 2018. Pêches et aquaculture commerciales au Québec en un coup d'œil, portrait statistiques – édition 2017. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Direction des analyses et des politiques des pêches et de l'aquaculture, Québec, 52 pages.
- MAPAQ. 2019a. Portrait-diagnostic sectoriel sur l'aquaculture en eau douce au Québec. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Direction des analyses et des politiques des pêches et de l'aquaculture, Québec, 22 pages.
- MAPAQ. 2019b. Étude sur le marché de l'ensemencement de plans d'eau au Québec. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Direction régionale de l'Estuaire et des eaux intérieures, Québec, 20 pages + annexes.
- Marchand, F. 2001. Facteurs biotiques et abiotiques influençant l'activité et les coûts énergétiques associés à l'alimentation chez les juvéniles (1+) de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*). Thèse de doctorat, Université du Québec à Montréal.

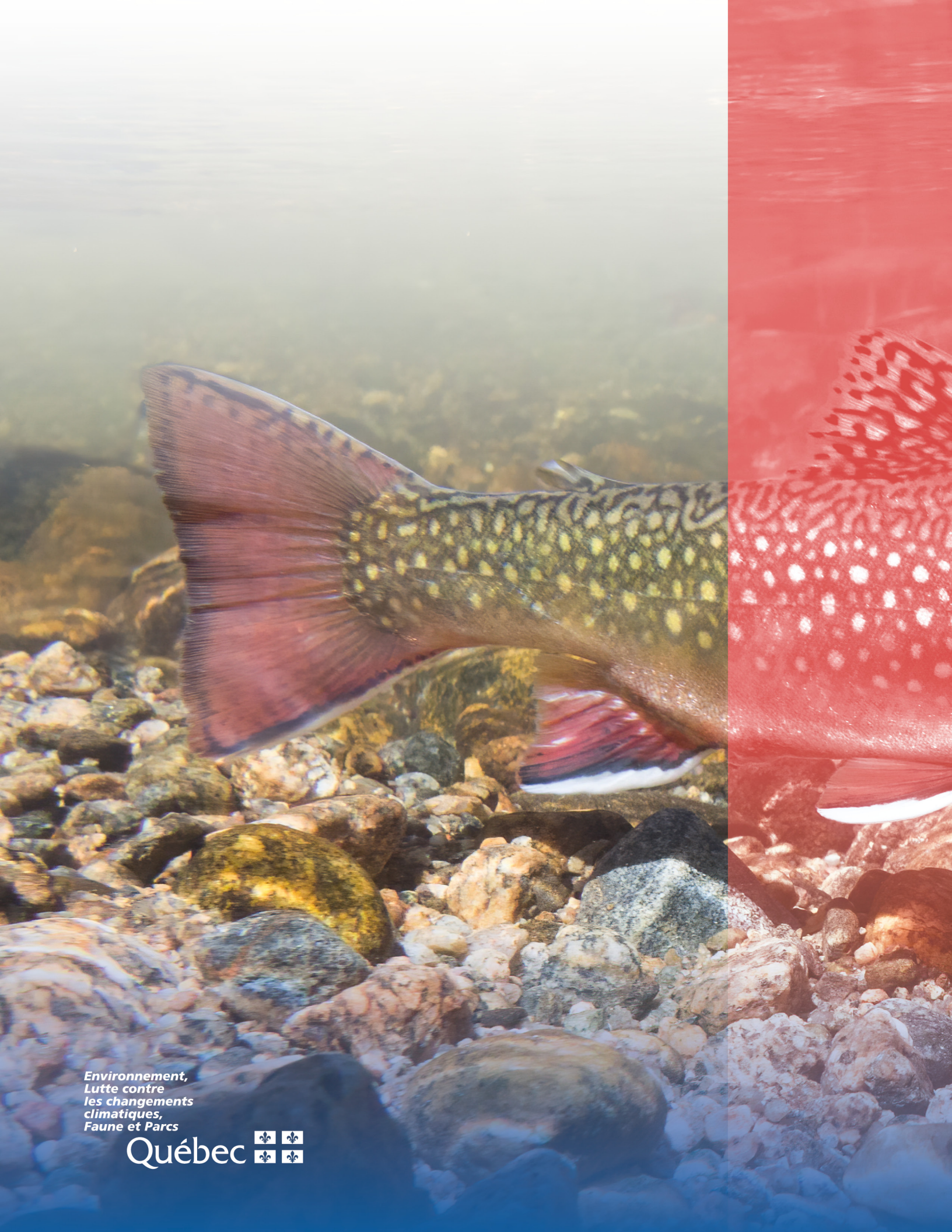
- Marie, A. D., L. Bernatchez et D. Garant. 2010. Loss of genetic integrity correlates with stocking intensity in brook charr (*Salvelinus fontinalis*). *Molecular Ecology*.
- Marie, A. D., L. Bernatchez et D. Garant. 2012. Environmental factors correlate with hybridization in stocked brook charr (*Salvelinus fontinalis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69:1-10.
- McLaughlin, R. L. 2001. Behavioural diversification in brook charr: adaptive responses to local conditions. *Journal of Animal Ecology* 70:325-337.
- MDDEFP, 2013. Outil d'aide à l'ensemencement des plans d'eau – Omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*). Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune aquatique, Québec, 12 pages.
- Meisner, J. D. 1990. Potential Loss of Thermal Habitat for Brook Trout, Due to Climatic Warming, in Two Southern Ontario Streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 119:282-291.
- Morgan, R. P., et S. F. Cushman. 2005. Urbanization effects on stream fish assemblages in Maryland, USA. *Journal of the North American Benthological Society* 24:643-655.
- Morissette, O., et N. Vachon. 2021. La détection hâtive et le suivi des cladocères envahissants dans les eaux québécoises. Bilan des activités 2015-2019. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de l'expertise sur la faune aquatique, Québec, 42 pages.
- MPO, 2007. Enquête sur la pêche récréative au Canada 2005. Pêche et Océans Canada, Analyses économiques et statistiques, Secteur des politiques et Gestion des ressources, Gestion des pêches et de l'aquaculture. ISBN 978-0-662-09623-8, DFO/2007-1303. Ottawa, 16 pages + annexes.
- MPO, 2012. Enquête sur la pêche récréative au Canada 2010. Pêche et Océans Canada, Analyses économiques et statistiques, Politiques stratégiques et Gestion des ressources, Gestion des écosystèmes et des pêches. ISBN 978-0-660-29279-3. Ottawa, 14 pages + annexes.
- MPO, 2019. Enquête sur la pêche récréative au Canada 2015. Pêche et Océans Canada. ISBN 978-1-100-54196-9, DFO/2012-1804. Ottawa, 13 pages + annexes.
- MRNF, 2008. Lignes directrices sur les ensemencements. Secteur Faune Québec, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats. Québec. 41 p.
- MRNF, 2011a. Inventaire ichthyologique provincial du doré jaune (*Sander vitreus*). Secteur Faune Québec, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, Service de la faune aquatique. Québec, 33 p.
- MRNF, 2011b. Inventaire ichthyologique provincial du touladi (*Salvelinus namaycush*). Secteur Faune Québec, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, Service de la faune aquatique. Québec, 25 p.
- Nislow, K. H., et W. H. Lowe. 2006. Influences of logging history and riparian forest characteristics on macroinvertebrates and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in headwater streams (New Hampshire, U.S.A.). *Freshwater Biology* 51:388-397.
- Okamoto, K. W., R. Whitlock, P. Magnan et U. Dieckmann. 2009. Mitigating fisheries-induced evolution in lacustrine brook charr (*Salvelinus fontinalis*) in southern Quebec, Canada. *Evolutionary Applications* 2009:415-437.
- Paradis-Lacombe, P. 2018. Caractérisation de l'état et de la durabilité des traverses de cours d'eau sur les chemins forestiers. Mémoire de maîtrise en sciences forestières, Université Laval, 76 pages.

- Pauly, D. 1995. Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Tree* 10(10):430.
- Pellerin, M., et D. Masse. 2016. Révision des quotas d'exploitation des lacs ouverts à la pêche sportive et stratégie d'ouverture des lacs restaurés. Non publié. Parcs Canada, service de la conservation des ressources, parc national de la Mauricie. 82 pages.
- Pépino M., M. A. Rodriguez et P. Magnan. 2012. Impacts of highway crossings on density of brook charr in streams. *J. Appl. Ecol.* 49:395-403.
- Pershyn, C. 2018. Brook Trout *Salvelinus fontinalis* distribution, genetic diversity, and habitat use in an Adirondack river system, New York. SUNY College of Environmental Science and Forestry. Dissertation and Theses. 49.
- Pettigrew, P. 2011. Mise à jour des normes de pêche expérimentale à l'omble de fontaine. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Secteur Faune Québec, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, Service de la faune aquatique, Québec. 19 pages.
- Petty, J. T., J. L. Hansbarger, B. H. Huntsman et P. M. Mazik. 2012. Brook Trout Movement in Response to Temperature, Flow, and Thermal Refugia within a Complex Appalachian Riverscape. *Transactions of the American Fisheries Society* 141:1060–1073.
- Pitre, I. 2007. Biomanipulation du meunier noir (*Catostomus commersoni*) dans trois lacs du bouclier canadien : effets de la compétition intra- et interspécifique sur les traits du cycle vital des populations de poissons. Mémoire de maîtrise en sciences de l'environnement, Université du Québec à Trois-Rivières, 98 pages.
- Plourde-Lavoie, P. 2014. Tendances temporelles de la pêche récréative à l'omble de fontaine dans les territoires fauniques structurés du Québec. Mémoire de maîtrise en ressources renouvelables, Université du Québec à Chicoutimi, 89 pages.
- Plourde-Lavoie, P., J. Plourde, J.-N. Bujold et S. Gagné. 2023. Bilan de l'efficacité des aménagements à omble de fontaine à l'échelle provinciale. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, Direction de l'expertise sur la faune aquatique, Québec.
- Poirier, P. 1992. Problématique des introductions de poissons-appâts dans la région administrative Mauricie-Bois-Francs. Direction de la gestion des espèces et des habitats, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 49 pages.
- Post, J. R., M. Sullivan, S. Cox, N. P. Lester, C. J. Walters, E. A. Parkinson, A. J. Paul, L. Jackson et B. J. Shuter. 2002. Canada's Recreational Fisheries: The Invisible Collapse? *Fisheries* 27:6-17.
- Proulx, R., et P. Magnan. 2004. Contribution of phenotypic plasticity and heredity to the trophic polymorphism of lacustrine brook charr (*Salvelinus fontinalis* M.). *Evolutionary Ecology Research* 6:50-522.
- Rahel, F. J., et M. A. Smith. 2018. Pathways of unauthorized fish introductions and types of management responses. *Hydrobiologia* 817:41-56.
- Raleigh, R. F. 1982. Habitat suitability index models: Brook trout. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, FWS/OBS-82/10.24, 42 pages.
- Robinson, J. M., D. C. Josephson, B. C. Weidel et C. E. Kraft. 2010. Influence of Variable Interannual Summer Water Temperatures on Brook Trout Growth, Consumption, Reproduction, and Mortality in an Unstratified Adirondack Lake. *Transactions of the American Fisheries Society* 139:685-699.

- Ryder, R. A. 1965. A method for estimating the potential fish production of north-temperate lakes. *Transactions of the American Fisheries Society* 94:214-218.
- Samson, L. 1973. Méthode de contrôle du taux d'exploitation de la truite mouchetée (*Salvelinus fontinalis*) dans le Parc des Laurentides. Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Service de la faune du Québec. Travaux en cours, rapport n° 8, pages 115-129.
- Schreer, J. F., D. M. Resch, M.L. Gately et S. J. Cooke. 2005. Swimming Performance of Brook Trout after Simulated Catch-and-Release Angling: Looking for Air Exposure Thresholds. *North American Journal of Fisheries Management* 25:1513-1517.
- Service de la faune aquatique. 2011. Guide de normalisation des méthodes d'inventaire ichthyologique en eaux intérieures, Tome I, Acquisition de données. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, 137 pages.
- Scott, W. B., et E. J. Crossman. 1974. Poissons d'eau douce du Canada. Bulletin 184, Office des recherches sur les pêcheries du Canada, 1026 pages.
- Smith, D. A., D. A. Jackson et M. S. Ridgway. 2019. Thermal habitat of Brook Trout in lakes of different size. *Freshwater Science* 39:56-69.
- Sorensen, P. W., Cardwell, J. R., T. Essington et D. E. Weigel. 1995. Reproductive interactions between sympatric brook and brown trout in a small Minnesota stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52:1958-1965.
- St-Laurent, M.-H. 2002. Impacts de cinq à sept ans de biomanipulation du meunier noir (*Catostomus commersoni*) sur les communautés piscicoles de cinq lacs du Québec. Mémoire de maîtrise en sciences de l'environnement, Université du Québec à Trois-Rivières, 116 pages.
- St-Onge, I., P. Bérubé et P. Magnan. 2001. Effets des perturbations naturelles et anthropiques sur les milieux aquatiques et les communautés de poissons de la forêt boréale. Rétrospective et analyse critique de la littérature. *Le Naturaliste canadien* 125:81-95.
- Stranko, S. A., R. H. Hilderbrand, R. P. Morgan II, M. W. Staley, A. J. Becker, A. Roseberry-Lincoln, E. S. Perry et P. T. Jacobson. 2008. Brook Trout Declines with Land Cover and Temperature Changes in Maryland. *North American Journal of Fisheries Management* 28:1223-1232.
- Strayer, D. L. 2009. Twenty years of zebra mussels: lessons from the mollusk that made headlines. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:135-141.
- Suttle, K. B., M. E. Power, J. M. Levine et C. McNeely. 2004. How fine sediment in riverbeds impairs growth and survival of juvenile salmonids. *Ecological Applications* 14:969-974.
- Sweka, J. A., et K. J. Hartman. 2001. Effects of turbidity on prey consumption and growth in brook trout and implications for bioenergetics modeling. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58:386-393.
- Therrien, J., et S. Lachance. 1997. Outil diagnostique décrivant la qualité de l'habitat de l'omble de fontaine en rivière au Québec – Phase I : Revue de la documentation et choix des variables. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, 63 pages.
- Thorn, M. W., C. Chu et N. E. Jones. Influence of environmental variables on the occurrence of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) within streams of the Lake Simcoe watershed. Ministry of Natural Resources and Forestry, Science and Research Branch, Peterborough, Ontario. Science and Research Technical Report TR-09, 58 pages.

- Torterotot, J.-B., C. Perrier, N. E. Bergeron et L. Bernatchez. Influence of Forest Road Culverts and Waterfalls on the Fine-Scale Distribution of Brook Trout Genetic Diversity in a Boreal Watershed. *Transactions of the American Fisheries Society* 143:1577-1591.
- Trego, C. T., E. R. Merriam et J. T. Petty. 2019. Non-native trout limit native brook trout access to space and thermal refugia in a restored large-river system. *Restoration Ecology* 27:892-900.
- Tremblay, S., et P. Magnan. 1991. Interactions between two distantly related species, brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and white sucker (*Catostomus commersoni*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48:857-867.
- Tremblay-Rivard, I. 2007. Impacts des coupes forestières sur l'alimentation de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) et la structure trophique des lacs en forêt boréale. Mémoire de maîtrise en ressources renouvelables, Université du Québec à Chicoutimi, 53 pages.
- Tremblay, Y., A. N. Rousseau, A. P. Plamondon, D. Lévesque et M. Prévost. 2009. Changes in stream water quality due to logging of the boreal forest in the Montmorency Forest, Québec. *Hydrological Processes* 23:764-776.
- Trombulak, S.C., et C.A. Frissell. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14:18-30.
- Van Zyll de Jong, M.C., N. P. Lester, R. M. Korver, W. Norris et B. L. Wicks. 2007. Managing the exploitation of brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), populations in Newfoundland lakes *in* Management and Ecology of Lake and Reservoir Fisheries. Blackwell Publishing Ltd:267-283.
- Van Zyll de Jong, M., B. Adams, D. Cote, I. Cowx. 2017. The effects of population density and lake characteristics on growth and size structure of brook trout *Salvelinus fontinalis* (Mitchill, 1815) in boreal forest lakes in Canada. *Journal of Applied Ichthyology* 2017:1-9.
- Vander Zander, M. J., K. A. Wilson, J. M. Casselman et N. D. Yan. 2004. Species introductions and their impacts in North American Shield lakes In: Gunn, J. M., R. J. Steedman and R. A. Ryder eds. *Boreal shield watersheds: lake trout ecosystems in a changing environment*. CRC Press, Boca Raton, USA, 501 pages.
- VanDusen, P. J., C. J. F. Huckins et D. F. Flaspohler. 2005. Associations among Selection Logging History, Brook Trout, Macroinvertebrates, and Habitat in Northern Michigan Headwater Streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 134:762-774.
- Vézina, R. 1978. La profondeur moyenne : un outil pour évaluer le potentiel des plans d'eau à truite mouchetée pour la pêche sportive. Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Direction de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Québec, 12 pages + annexes.
- Villeneuve, N. 1991. Problématique des introductions de poissons-appâts dans la région administrative du Saguenay-Lac-Saint-Jean. Direction générale des habitats et des espèces, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 33 pages.
- Warren, D. R., J. M. Robinson, D. C. Josephson, D. R. Sheldon et C. E. Kraft. 2012. Elevated summer temperatures delay spawning and reduce redd construction for resident brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Global Change Biology*.
- Wenger, S. J., D. J. Isaak, C. H. Luce, H. M. Neville, K. D. Fausch, J. B. Dunham, D. C. Dauwalter, M. K. Young, M. M. Elsner, B. E. Rieman, A. F. Hamlet et J. E. Williams. 2011. Flow regime, temperature, and biotic interactions drive differential declines of trout species under climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108: 14175–14180.

- Wheeler, A. P., P. L. Angermeier et A. E. Rosenberger. Impacts of New Highways and Subsequent Landscape Urbanization on Stream Habitat and Biota. *Review in Fisheries Science* 13:141-164.
- Wood, D. M., A. B. Welsh et J. T. Petty. 2018. Genetic Assignment of Brook Trout Reveals Rapid Success of Culvert Restoration in Headwater Streams. *North American Journal of Fisheries Management* 38:991-1003.



Environnement,
Lutte contre
les changements
climatiques,
Faune et Parcs

Québec

