



**UQAC**

Université du Québec  
à Chicoutimi

**Variabilité des empreintes élémentaires des otolithes de deux espèces de poissons  
fourrages estuariens provenant de plusieurs frayères**

par Louis Landry-Massicotte

Mémoire présenté à l'Université du Québec à Chicoutimi en vue de l'obtention du grade de  
Maître ès sciences (M. Sc.) en ressources renouvelables

Saguenay, Québec, Canada

© Louis Landry-Massicotte, 2022

## RÉSUMÉ

L'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) et le poulamon atlantique (*Microgadus tomcod*), deux espèces de poisson-fourrage anadromes de la zone de transition estuarienne du Saint-Laurent, sont visées par une importante pêche sportive au Québec. La qualité des sites de reproduction de ces espèces a considérablement diminué au courant des années 1980, principalement associée aux pratiques anthropiques. Ceci mena à une diminution de la fréquentation de plusieurs sites de reproduction et ultimement à une baisse notable de leur abondance. L'éperlan arc-en-ciel du sud de l'estuaire est dorénavant recensé à sept sites lors de la reproduction printanière, tandis qu'une montaison hivernale de poulamons atlantiques a lieu principalement dans les rivières Sainte-Anne et Batiscan, en Mauricie. Une meilleure compréhension de la structure des stocks et de l'importance relative des frayères résiduelles de ces deux espèces s'avère essentielle considérant le statut vulnérable de la population d'éperlan arc-en-ciel du sud de l'estuaire en vertu de la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* (LEMV) et l'importance économique et écosystémique du poulamon atlantique. La présente étude vise ainsi à explorer le potentiel de la chimie des otolithes dans l'optique de définir la structure des stocks d'éperlan arc-en-ciel de la rive sud de l'estuaire et du poulamon atlantique. Une distinction marquée des signatures élémentaires a été observée entre les sites de reproduction de l'éperlan arc-en-ciel du sud de l'estuaire. Deux signatures élémentaires distinctes ont également été observées au sein des individus du stock capturés au niveau de l'estuaire moyen du Saint-Laurent, indiquant que deux sources principales contribueraient au renouvellement de l'éperlan présent dans l'estuaire. Néanmoins, les signatures élémentaires des sites de reproduction ne concordaient pas avec celles des deux sources. Ceci pourrait potentiellement indiquer la présence d'importants sites de reproduction non connus à ce jour, pouvant appartenir à la population de la rive sud, mais aussi à celle de la rive nord. De son côté, deux principales sources contribueraient au stock de poulamons atlantique de l'estuaire du Saint-Laurent. Basée sur les concentrations d'éléments traces observées au niveau des sites de reproduction, la rivière Sainte-Anne serait le principal contributeur au renouvellement du stock, tandis que la rivière Batiscan contribuerait de manière plus marginale. Les informations acquises dans cette étude soulignent l'importance de considérer la contribution des frayères dans les décisions de gestion. Ces connaissances permettent de cibler les efforts de conservation et de gestion sur les sites contribuant majoritairement au recrutement ou restaurer celles qui y contribuent dans une moindre mesure pour favoriser la pérennité de ces deux espèces de haute importance aux plans écologiques et socio-économiques.

**MOTS-CLÉS** : poisson fourrage; éperlan arc-en-ciel; poulamon atlantique; recrutement; estuaire du Saint-Laurent; chimie des otolithes; LA-ICP-MS.

## REMERCIEMENTS

Je tiens tout premièrement à remercier Pascal Sirois pour son encadrement lors de ce projet de maîtrise. Ses connaissances en écologie des poissons et son esprit critique auront grandement influencés ma vision de la gestion des ressources halieutiques au Québec. Depuis mon entrée au laboratoire, Pascal a toujours su m'intégrer à divers projets qui m'ont permis d'en apprendre plus en écologie des pêches et qui auront marqué de manière importante ma formation de biologiste. Merci pour toutes ces opportunités.

J'aimerais également remercier vivement les biologistes partenaires du Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP), qui ont été présents dès la mise en place de ce projet, lors des échantillonnages et également lors de la rédaction du manuscrit. Merci à Philippe Brodeur, Jérôme Doucet-Caron et Émilie Paquin pour votre proactivité, votre dynamisme tout au long de ce projet et pour les opportunités que vous m'avez accordées. Vos commentaires auront permis de bonifier grandement la qualité de ce mémoire et auront alimenté mes réflexions tout au long de ce projet. Un merci tout spécial à Yves Mailhot pour sa passion, ses connaissances sans fin sur la biologie de notre « petit poisson des chenaux » et pour son aide dans la planification de son échantillonnage. Merci aux techniciens du MFFP et aux pêcheurs volontaires pour leur aide sur le terrain et en laboratoire. Merci également au comité d'évaluation du mémoire, Frédéric Lecomte et Jacques Ibarzabal, pour vos importantes contributions scientifiques à celui-ci.

Un énorme merci à toute l'équipe de la Chaire de recherche sur les espèces aquatiques exploitées (CREAE-UQAC) qui font de ce milieu un environnement stimulant, mais également propice à des jasettes plus détendues. Premièrement, merci à Anne-Lise Fortin pour son expertise sur les otolithes, son aide en laboratoire et pour ses conseils en jardinage. Merci à Isabelle Allie, Stevens Gagné, Félix Gagnon et Félix « Gyproc » Tremblay-Gagnon pour leur aide en laboratoire et sur le terrain. Merci également à Henrique Amato Peres, Caroline Brûlé, Lola Coussau, William Fortin, Charlotte Gauthier, Simon Larouche et Sonya

Lévesque pour leurs conseils et surtout leur présence, qui auront rendu mon bref passage à Chicoutimi fort agréable.

Merci à Jeanne pour son support, son écoute et sa présence dans ces moments de pandémie. Merci de m'accompagner dans tous mes projets et de toujours m'encourager à persévérer. Je tiens également à remercier ma famille d'avoir toujours démontré de l'intérêt pour mon projet de maîtrise et d'avoir persévéré à essayer de le comprendre. À mes amis qui, malgré la distance, m'ont toujours fait sentir près d'eux, merci d'être vous.

Je tiens finalement à remercier le regroupement stratégique Ressources Aquatiques Québec (RAQ) et le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) via la Chaire de recherche sur les espèces aquatiques exploitées de l'UQAC (CREAE-UQAC) pour le support financier, sans qui ce projet n'aurait pu être réalisé.

« ... J'connais rien.  
Mais y va toujours y avoir  
D'la neige au mois d'janvier.  
Y va toujours y avoir un feu d'forêt  
Dans l'temps des bleuets.  
Toujours y avoir du vent su'l Saint-Laurent.  
Tu peux pas changer ça ... »

Richard Desjardins

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ .....	v
REMERCIEMENTS.....	iv
TABLE DES MATIÈRES.....	vii
LISTE DES FIGURES .....	ix
LISTE DES TABLEAUX .....	xi
LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES.....	xii
AVANT-PROPOS .....	xiii
<b>1. Introduction générale.....</b>	<b>1</b>
1.1 La gestion des stocks de poissons des grandes rivières.....	1
1.2 L'éperlan arc-en-ciel et le poulamon atlantique de l'estuaire du Saint-Laurent..	6
1.3 Objectif du mémoire de maîtrise .....	10
<b>2. Variability in otolith elemental fingerprints of two estuarine forage fish species from multiple spawning grounds.....</b>	<b>12</b>
2.1 Introduction .....	12
2.2 Materials and methods .....	15
2.2.1 Study area and data collection.....	15
2.2.2 Sample preparation and LA-ICP-MS procedures.....	17
2.2.3 Data analysis.....	19
2.3 Results .....	22
2.3.1 Discrimination of spawning sites .....	22
2.3.2 Natal sources of individuals in the SLME.....	26
2.4 Discussion.....	29
2.4.1 Otolith elemental fingerprints between spawning grounds .....	29
2.4.2 Stock structure of the SLME .....	31
2.4.3 Management implications and conclusion .....	34
<b>3. Conclusion générale .....</b>	<b>36</b>
<b>3.1 Structure des stocks d'éperlan arc-en-ciel et de poulamon atlantique de l'estuaire moyen du Saint-Laurent.....</b>	<b>36</b>
3.1.1 Éperlan arc-en-ciel de l'estuaire du Saint-Laurent.....	36
3.1.2 Poulamon atlantique de l'estuaire du Saint-Laurent .....	39
<b>3.2 Implication pour la gestion de ces deux espèces.....</b>	<b>41</b>

3.2.1 Éperlan arc-en-ciel de l'estuaire du Saint-Laurent .....	41
3.2.2 Poulamon atlantique de l'estuaire du Saint-Laurent .....	42
<b>3.3 Considérations finales .....</b>	<b>43</b>
<b>Annexe A .....</b>	<b>45</b>
<b>Références bibliographiques .....</b>	<b>47</b>



## LISTE DES FIGURES

- Figure 2.1.** South shore Rainbow smelt (blue) and Atlantic tomcod (black) spawning grounds and St. Lawrence middle estuary benthic trawl sampling stations. From upstream to downstream : SMR, St-Maurice River; BR, Batiscan River; SAR, Ste-Anne River; SLR, St. Lawrence River; DEB, de l'Église Brook; BOR, Boyer River; DSR, du Sud River; OR, Ouelle River; KR, Kamouraska River; FR, Fouquette River; DLR, du Loup River; TPR, Trois-Pistoles River. .... 17
- Figure 2.2.** Concentration of trace elements (Sr, Ba, Mg, Zn) in larval Rainbow smelt otolith cores from six spawning sites of the south shore population. Values with a common letter are not significantly different (ANOVA, honestly significant difference Tukey–Kramer). The horizontal dashed line indicates the mean limit of detection (LOD). From upstream to downstream: SLR, St. Lawrence River; DSR, du Sud River; OR, Ouelle River; KR, Kamouraska River; FR, Fouquette River; DLR, du Loup River. .... 23
- Figure 2.3.** Quadratic discriminant analysis (QDA) based on Mg, Zn, Sr, and Ba concentrations in Rainbow smelt larval otolith cores. Sampling sites : SLR, St. Lawrence River (solid gray squares); DSR, du Sud River (open blue triangles); OR, Ouelle River (solid red triangles); DLR, du Loup River (black diamonds); KR, Kamouraska River (orange circles); FR, Fouquette River (open green squares). .... 24
- Figure 2.4.** Concentration of trace elements (Sr, Ba, Mg, Na) in Atlantic tomcod otolith margins from Batiscan (BR) and Ste-Anne (SAR) Rivers spawning sites. Values with no letter are not significantly different (Student's *t-test*). The horizontal dashed line indicates the mean limit of detection (LOD) for each element. The sites are presented along an upstream to downstream geographical gradient. .... 25
- Figure 2.5.** Principal component analysis (PCA) based on Mg, Zn, Sr, and Ba concentrations in middle estuary Rainbow smelt otolith cores (Source 1, black circles; Source 2, gray circles). .... 27
- Figure 2.6.** Principal component analysis (PCA) based on Na, Mg, Sr, and Ba concentrations in middle estuary Atlantic tomcod otolith cores (Source 1, black circles; Source 2, gray circles). .... 28
- Figure 2.7.** St. Lawrence Atlantic tomcod sources contribution (circle charts) at each middle estuary sampling station. The size of the diagrams represent capture per unit of effort (number·100 m<sup>-1</sup> of trawling). The absence of a circle chart represents no tomcod capture. .... 29

**Figure A.1.** Analyse en composante principale (PCA) mettant en relation les signatures élémentaires (Mg, Zn, Sr et Ba) observées au cœur des otolithes des éperlans arc-en-ciel capturés à l'embouchure de la rivière Trois-Pistoles (points jaune et bleu) et celles au cœur des otolithes des larves récoltées sur les hauts-fonds du fleuve Saint-Laurent près de Beaumont (points noirs) et dans les tributaires de la rive sud de l'estuaire (points gris). ....46

## LISTE DES TABLEAUX

<b>Table 2.1.</b> Quadratic discriminant analysis (QDA) reclassification matrix from Rainbow smelt larvae otolith cores chemistry. The table presents the reclassification of Rainbow smelt larvae to their respective hatching sites based on their elemental fingerprints (i.e., concentrations of Mg, Zn, Sr and Ba). The overall reclassification success was estimated at 64.7%. .....	24
<b>Table 2.2.</b> Quadratic discriminant analysis (QDA) reclassification matrix from tomcod otolith margins chemistry. The table presents the reclassification of Atlantic tomcod spawners to the site where they were caught based on their otolith margin's elemental fingerprints (i.e., concentrations of Na, Mg, Sr, and Ba). The overall reclassification success was estimated at 67%. .....	26
<b>Table 2.3.</b> Mean ( $\pm$ SD) element concentrations observed for the two sources identified by RF clustering in middle estuary Rainbow smelt otolith cores. Values in bold are significantly higher (Student <i>t-test</i> ; $p < 0.05$ ; ln-transformed data). .....	26
<b>Table 2.4.</b> Rainbow smelt and Atlantic tomcod sources contribution ( $\% \pm$ OOB error) to both St. Lawrence middle estuary stocks. ....	27
<b>Table 2.5.</b> Mean ( $\pm$ SD) element concentrations observed for the two sources identified by RF clustering in middle estuary Atlantic tomcod otolith cores. Values in bold are significantly higher (student <i>t-test</i> ; $p < 0.05$ ; square-root-transformed data). .....	28

## LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

ANOVA	analysis of variance
BOR	Boyer River
BR	Batiscan River
DEB	de l'Église Brook
DLR	du Loup River
DSR	du Sud River
e. g.	<i>exempli gratia</i> (par exemple)
ETM	estuarine turbidity maximum
FR	Fouquette River
i. e.	<i>id est</i> (c'est-à-dire)
KR	Kamouraska River
LA-ICP-MS	laser ablation inductively coupled plasma mass spectrometry
LOD	limit of detection
MANOVA	multivariate analysis of variance
MFFP	Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
OOB	out-of-bag
OR	Ouelle River
PCA	principal component analysis
QDA	quadratic discriminant analysis
RF	random forest
RIPE	Réseau d'inventaire des poissons de l'estuaire
SAR	Ste-Anne River
SLME	St. Lawrence middle estuary
SLR	St. Lawrence River
SMR	Saint-Maurice River
TPR	Trois-Pistoles River
ZTM	Zone de turbidité maximale

## AVANT-PROPOS

Ce mémoire est un travail réalisé dans le cadre de la maîtrise en ressources renouvelables de l'Université du Québec à Chicoutimi. Le mémoire est composé de trois chapitres et a été rédigé sous forme d'article scientifique. Le principal chapitre s'intitule *Variability in otolith elemental fingerprints of two estuarine forage fish species originating from multiple spawning grounds* et a été rédigé en anglais. Celui-ci est précédé d'une introduction générale expliquant le sujet de l'étude et suivi d'une conclusion générale explorant les perspectives de celle-ci, tous deux rédigés en français.

L'article sera soumis au journal scientifique *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* (Canadian Science Publishing), pour évaluation par les pairs. L'article a été rédigé en partenariat avec quatre co-auteurs, soit : Philippe Brodeur, Jérôme Doucet-Caron, Émilie Paquin et Pascal Sirois. Philippe Brodeur a contribué à la réflexion sur la rédaction, à la correction de l'article et à la planification de l'échantillonnage de poulamons atlantiques. Jérôme Doucet-Caron a contribué au présent projet en apportant ses corrections et réflexions sur l'article et dans l'organisation et la coordination de l'échantillonnage de larves d'éperlan arc-en-ciel de la rive sud de l'estuaire. Émilie Paquin a contribué au présent projet en coordonnant l'échantillonnage de poulamons atlantiques et en apportant des corrections au manuscrit. Finalement, Pascal Sirois a agi à titre que coordonnateur et instigateur du projet et a participé à la rédaction et la correction de l'article.

# 1. Introduction générale

## 1.1 La gestion des stocks de poissons des grandes rivières

La productivité des communautés ichthyennes des grandes rivières est étroitement liée à la présence de systèmes estuariens (Correll 1978, Nixon 1981; Miller *et al.* 1985). La qualité de ces habitats est attribuable à la présence d'une zone de turbidité maximale (ZTM), caractérisée par la rencontre des masses d'eau douce en provenance du fleuve et celles d'eau salée provenant de l'océan (Sirois et Dodson 2000a). Ces changements drastiques au niveau physicochimique mènent à des gradients prononcés de salinité et de température et à une quantité de matière en suspension supérieure (e. g. ichtyoplancton, zooplancton et phytoplancton), influençant de manière positive la production photosynthétique de ces milieux, et conséquemment, la productivité totale des systèmes estuariens (Correll 1978; Dodson *et al.* 1989).

Ces zones de transition estuarienne jouent notamment un rôle crucial pour le renouvellement des stocks de poissons en favorisant la croissance et la survie des jeunes stades de vie, en leur fournissant un abri de la prédation, une forte biomasse de zooplancton et des conditions abiotiques favorables au recrutement (Leggett 1985; North et Houde 2003; Winkler *et al.* 2003; Vanalderweireldt *et al.* 2019). Dû à leur productivité, ces milieux sont également propices à l'instauration de pêcheries récréatives et commerciales, ce qui accentue par le même fait l'importance des suivis de dynamique populationnelle des stocks de poissons exploités s'y retrouvant. L'acquisition de connaissance sur les processus fondamentaux influençant la dynamique populationnelle de ces stocks de poissons devient ainsi une étape essentielle à une gestion durable des pêcheries (Leggett et Frank 2008). La mortalité (qu'elle soit naturelle ou par la pêche), le recrutement (permettant d'assurer le renouvellement de la population), les mouvements migratoires ainsi que la disponibilité et la productivité des sites de reproduction doivent être connus afin d'assurer un maintien des ressources aquatiques qui sont exploitées (Begg et Waldman 1999).

L'abondance des ressources halieutiques fluctue en fonction de facteurs environnementaux et anthropiques influençant le recrutement au sein des populations (Secor 2013; Houde 2015). Parmi ceux-ci, l'altération de l'habitat et la surpêche sont connues pour avoir un effet considérable sur les populations de poissons dont la dynamique est méconnue (Secor 2013; Tulp *et al.* 2013; Vanalderweireldt *et al.* 2019). Lorsque la qualité de l'environnement limite le recrutement et que la pression de pêche est maintenue, la pérennité d'une espèce peut être compromise (Watson *et al.* 2013). Les variations environnementales induites par le climat, la perte ou l'altération d'habitat occasionnent des changements au niveau des propriétés physiques et biologiques d'habitats essentiels à la reproduction (Trencia *et al.* 1990; Mingelbier *et al.* 2001; Houde 2015; Mailhot *et al.* 2015; Foubert *et al.* 2020). L'industrialisation des rives en proximité de frayères augmente notamment la sédimentation et les risques de rejet de contaminants, ce qui peut affecter la survie et la croissance du stade larvaire des poissons (Laflamme *et al.* 1998; Girault 2002; Trencia *et al.* 2005). Des variations de mortalité et de croissance chez les jeunes stades de développement d'une cohorte induisent cependant une instabilité au niveau de la force des classes d'âges, pouvant compromettre le recrutement lors des années subséquentes (Houde 1987, 2015; Bradford et Cabana 1997; Sirois et Dodson 2000b). La disponibilité et la qualité de sites de reproduction et de zones d'alevinage sont ainsi des facteurs cruciaux à prendre en compte, car elles sont liées à la survie et la croissance des jeunes stades et permettent d'assurer la résilience de la population exploitée (Laprise et Dodson 1989; Thorrold *et al.* 2001; La Violette *et al.* 2003; Hare et Richardson 2013). Déterminer l'origine natale et la distribution des jeunes stades de poissons exploités est ainsi une étape essentielle à une gestion durable des pêches (Thorrold *et al.* 2001; Cadrin et Secor 2009; Secor 2013). Une différenciation du lieu ou du moment de reproduction peut également être un indicateur précoce de la présence de sous-unités populationnelles, qui doivent être prises en compte dans les décisions de gestion (e. g. stock; Hare et Richardson 2013).

Le terme stock fait référence à un groupe d'individus semi-indépendant ayant un moment ou un lieu de reproduction distinct et pour lequel les paramètres populationnels peuvent être estimés indépendamment (Begg et Waldman 1999). Le degré de recoupement entre des

entités comportementales (e. g. contingents migratoires ou stocks) au sein d'une population est souvent ignoré dans les modèles de gestion, ce qui peut mener à de fausses interprétations dans la dynamique de stocks sympatriques (Secor 2013). Dans certains cas, l'absence de délimitation de la population d'origine en sous-effectifs distincts entraîne une évaluation biaisée de la réelle abondance (Begg et Waldman 1999; Bradbury *et al.* 2008; Link *et al.* 2011). Déterminer s'il y a présence de plusieurs sous entités comportementales dans une population permet d'élaborer des modèles de gestion basés sur des estimations démographiques plus précises (Thorrold *et al.* 2001; Secor 2013; Tanner *et al.* 2016). L'utilisation de marqueurs permet d'effectuer ces distinctions en suivant les déplacements des poissons et en déterminant leur origine natale (Gillanders 2009). Cependant, le marquage des jeunes individus (larves et alevins) est une tâche complexe, considérant leur petite taille et que les marqueurs artificiels visent majoritairement les individus adultes. L'utilisation d'indicateurs naturels de migration (e. g. structures calcifiées des poissons) devient une alternative intéressante, car ils permettent de suivre les trajectoires de migration des poissons depuis leur naissance (Campana 1999; Campana *et al.* 2000; Tanner *et al.* 2016).

Les otolithes sont une concrétion de calcaire se retrouvant dans l'oreille interne des poissons téléostéens ayant pour fonctions la perception des sons et l'orientation spatiale (Campana 1999). Le processus de biominéralisation de l'endolymphe, le liquide dans lequel les trois paires d'otolithes se retrouvent, permet la formation de couches de carbonate de calcium ( $\text{CaCO}_3$ ) se cristallisant chaque jour sur la partie externe de l'otolithe (Pannella 1971). La chimie des otolithes se base sur la prémisse que les éléments présents dans le milieu ambiant s'imbriquent de manière quotidienne sous forme d'éléments mineures ( $> 100$  ppm) et traces ( $< 100$  ppm) dans la matrice protéinique de l'otolithe, fournissant par le fait même une signature élémentaire unique à chaque individu (Campana 1999). La signature élémentaire est considérée majoritairement représentative de la concentration des éléments présents dans l'environnement à différents moments de la vie du poisson (e. g. pour Ba et Sr; Walther et Thorrold 2006; Elsdon *et al.* 2008). Les otolithes sont donc considérés comme un outil de gestion puissant permettant d'effectuer un suivi des variations élémentaires des masses d'eaux dans lesquelles est retrouvé le poisson tout au long de sa vie et d'étudier ses



déplacements. La concentration en éléments dans la matrice organique de l'otolithe varie en fonction de processus physiologiques et de facteurs environnementaux; la signature élémentaire dépend de la diète et du bagage génétique de l'individu, mais varie également en fonction de la température et de la salinité de l'eau (Elsdon *et al.* 2008; Walther et Thorrold 2010; Loeppky *et al.* 2018; Loeppky et Davoren 2018). La variabilité temporelle des signatures élémentaires doit cependant être prise en compte lors d'analyses sur une longue période, considérant que celles-ci peuvent varier en fonction des facteurs environnementaux (Campana *et al.* 2000; Campana 2005). Malgré qu'il soit possible que la signature élémentaire varie entre des individus capturés à un même site à des moments différents, la signature élémentaire ne se modifiera pas une fois les éléments incorporés dans la matrice, dû au fait que l'otolithe est considéré métaboliquement inerte (i. e. intervalle de temps entre 1 à 2 ans; Kerr et Campana 2014).

La présence de différentes signatures élémentaires entre des groupes de poissons d'âge similaire permet d'affirmer qu'ils ont différents historiques environnementaux et donc une utilisation différente de l'habitat (Campana 1999; Kerr et Campana 2014). Diverses applications de la chimie des otolithes visent à acquérir des connaissances sur les déplacements des poissons. La connectivité entre les habitats et la présence de contingents migratoires (DeCelles et Cadrin 2010; Walther et Thorrold 2010; Tanner *et al.* 2013b; Morissette *et al.* 2016; Carlson *et al.* 2017; Avigliano *et al.* 2018; Moreira *et al.* 2018; Vanalderweireldt *et al.* 2019), la provenance d'espèces envahissantes (Wolff *et al.* 2012; Crook *et al.* 2013; Morissette *et al.* 2021) et les origines natales au sein d'un stock ou d'une population (Thorrold *et al.* 2001; Barnett-Johnson *et al.* 2008; Bradbury *et al.* 2011; Zeigler et Whitley 2011; Cook 2011; Martin *et al.* 2013; Davoren *et al.* 2015; Lazartigues *et al.* 2016, 2018; Watson 2016; Wright *et al.* 2018; Loeppky et Davoren 2018) sont des exemples des applications possibles de la chimie des otolithes. La signature élémentaire au *primordium* (i. e. le cœur de l'otolithe) correspond à la signature de l'environnement dans lequel l'individu est né (Campana 1999; Campana *et al.* 2000; Thorrold *et al.* 2001). Il est ainsi possible de déterminer l'origine natale d'un individu adulte ou juvénile en associant la signature élémentaire au cœur de ses otolithes à celle d'un site de reproduction (Thorrold *et*

*al.* 2001; Lazartigues *et al.* 2016, 2018; Morissette *et al.* 2021). Il est cependant nécessaire de connaître l'ensemble des signatures de chaque site de reproduction connu avant d'effectuer une réattribution des poissons à leur lieu de naissance (Tanner *et al.* 2016). Dans le cas où des sites inconnus ne seraient pas représentés, de fausses réattributions peuvent être possibles (Kerr et Campana 2014).

Plusieurs alternatives permettent de déterminer les signatures élémentaires propres aux sites de reproduction. Déterminer ces signatures à partir du cœur des otolithes des jeunes stades de vie des individus présents dans les sites de fraie permet cependant de s'assurer que celles-ci sont bien représentatives de l'environnement dans lequel le poisson est né, dû au fait que les larves ont incubées dans leur milieu de naissance et qu'elles ont une faible motricité, donc peu de chance de provenir d'un site à proximité (Kerr et Campana 2014). L'utilisation d'otolithes provenant de larves permet également de s'assurer que les facteurs pouvant biaiser la signature élémentaire sont majoritairement écartés (e. g. facteurs physiologiques; DiMaria *et al.* 2010). Dans l'éventualité qu'une récolte de larve soit impossible, la signature élémentaire d'un milieu peut également être déterminée à partir d'individus plus âgés s'y retrouvant. Considérant la déposition de nouvelles couches calcifiées où s'imbriquent les éléments présents dans l'environnement de façon journalière sur les otolithes, la signature élémentaire d'un environnement peut être déterminée à partir des concentrations élémentaires observées aux marges de l'otolithe (Brazner *et al.* 2004; Morissette *et al.* 2016). La représentativité de cette méthode dépend cependant de la quantité de temps passé par les individus dans le site. Afin d'investiguer la présence de sites de reproduction non découverts à ce jour ou dans l'éventualité que les signatures élémentaires des sites de reproduction ne soient pas différenciables, il est possible d'évaluer si plusieurs sources distinctes sont observées au niveau des individus du stock. La présence de plusieurs signatures élémentaires distinctes au cœur des otolithes des juvéniles et des adultes formant le stock peut être un indicateur de plusieurs sources contribuant à différents niveaux au renouvellement de ce dernier (Wright *et al.* 2018).

## 1.2 L'éperlan arc-en-ciel et le poulamon atlantique de l'estuaire du Saint-Laurent

L'écosystème du Saint-Laurent est composé d'une succession d'habitats variés favorisant une grande diversité d'ichtyofaune (Laprise et Dodson 1994; La Violette *et al.* 2003; Mingelbier *et al.* 2016). Des 118 espèces de poissons présentes dans ce système, 34 sont visés par la pêche sportive et 24 sont pêchés commercialement. Une diminution de la qualité de l'écosystème du Saint-Laurent a été observée depuis 1950, principalement associée aux pressions anthropiques (Mingelbier *et al.* 2016). Malgré les mesures de gestion mises en place visant au rétablissement de l'intégrité écologique du Saint-Laurent, plusieurs espèces ont subi un déclin au courant du 20<sup>e</sup> siècle et certaines détiennent dorénavant un statut législatif particulier de conservation (e. g. le moratoire sur la pêche à la perchaude (*Perca flavescens*) du lac Saint-Pierre; Mailhot *et al.* 2015). Les études visant à faire l'acquisition de connaissances sur la biologie des espèces présentes dans ce milieu sont donc indispensables dans une optique de maintien ou de rétablissement de leur abondance.

L'estuaire moyen du Saint-Laurent est caractérisé par une zone de turbidité maximale mobile se retrouvant entre le marais saumâtre de Cap-Tourmente et en aval de la rivière Ouelle au printemps et se déplaçant vers l'amont en période estivale (D'Anglejan et Smith 1973; Lucotte et D'Anglejan 1986). L'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) et le poulamon atlantique (*Microgadus tomcod*) sont deux espèces anadromes s'y retrouvant en forte abondance lors de leur développement larvaire et pour s'y alimenter (Laprise et Dodson 1989, 1990; Sirois et Dodson 2000a). Ces deux espèces fourragères sont importantes au plan écosystémique de par leur position clé au sein du réseau trophique (Couture *et al.* 1982; Trenchia *et al.* 2005; Couillard *et al.* 2017). Les poissons-fourrages y jouent un rôle écologique important en permettant le transfert de la biomasse énergétique en provenance du zooplancton et du phytoplancton vers le sommet du réseau trophique et en soutenant indirectement les pêcheries (Pikitch *et al.* 2014). La conservation d'écosystèmes aquatiques productifs dépend ainsi fortement de l'abondance des populations de poissons-fourrages. Malgré leur importance écologique, celles-ci sont également importantes au plan socio-économique de par la pêche s'y rattachant. Le stade adulte de ces deux espèces était autrefois

pêché traditionnellement de manière sportive et commerciale (Mailhot *et al.* 1988; Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel du Québec 2008). À la suite d'un déclin important de ces deux espèces survenu au courant des années 1980, les modalités de pêche commerciale furent révisées (Mailhot 1991; Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent 2019). De nos jours, ces deux espèces sont majoritairement visées par une pêche récréative, où l'éperlan arc-en-ciel est considéré comme la principale espèce d'eau douce (ou anadrome) recherchée dans l'Est-du-Québec à la pêche sportive hivernale (Mingelbier *et al.* 2016; Bernatchez *et al.* 2020). Celles-ci constituent d'autant plus une proportion notable des captures du Réseau d'inventaire des poissons de l'estuaire (RIPE) du Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP), témoignant de l'importance de leurs biomasses dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent (Bourget 2011; Bourget *et al.* 2011).

Quatre populations génétiquement distinctes d'éperlan arc-en-ciel sont connues dans le système du Saint-Laurent (Bernatchez et Martin 1996). Plus spécifiquement, l'éperlan est présent sous deux populations sympatriques dans l'estuaire moyen : les populations du nord et du sud de l'estuaire (Bernatchez et Martin 1996; Lecomte et Dodson 2004, Lecomte et Dodson 2005). Ces deux populations démontrent des différences comportementales quant à leur reproduction et à leur mode de vie (Mingelbier *et al.* 2001; Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel du Québec 2008). La population du nord de l'estuaire est connue pour majoritairement exploiter les chenaux profonds de l'estuaire et pour se reproduire dans l'estuaire fluvial du Saint-Laurent, tandis que la population du sud de l'estuaire est caractérisée par une reproduction dans les tributaires de la rive sud et par un comportement benthique associés à ses habitats peu profonds. L'abondance de la population du sud de l'estuaire a toutefois considérablement diminué depuis les années 1980 en raison de fortes pressions de pêche et de l'altération de son habitat de reproduction par les pratiques agricoles et l'industrialisation (Giroux 1997; Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel du Québec 2008; Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent 2019). L'abandon de frayères, notamment les rivières Boyer et Trois-Pistoles dans les années 1980, a contribué à diminuer grandement l'abondance de cette

population, menant à sa désignation comme espèce vulnérable en vertu de la *Loi sur les espèces menacées et vulnérables du Québec* (LEMV; Trecia et al. 2005; Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel du Québec 2008). L'éperlan arc-en-ciel était autrefois pêché de manière sportive à partir du secteur de Portneuf vers l'aval du fleuve Saint-Laurent, où cette activité était particulièrement prisée des pêcheurs et des touristes à Québec (Vladykov et Michaud 1957). Une pêche hivernale en eaux saumâtres visant principalement l'éperlan arc-en-ciel s'est notamment développée au Bas-Saint-Laurent depuis les années 1990, s'étendant entre L'Isle-Verte et Rimouski (Robitaille *et al.* 1995; Pettigrew 2002; Daigle *et al.* 2010). De nos jours, bien que l'abondance de cette population semble se rétablir, elle ne peut toutefois supporter l'intensité de la pression de pêche d'autrefois. Cette pêche hivernale est néanmoins toujours active dans la région et serait répartie à cinq principaux sites (Bernatchez *et al.* 2020). Considérant l'exploitation constante et la présence de braconnage visant cette ressource à statut précaire (Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent 2019; Radio-Canada 2020), les suivis et l'acquisition de connaissances sur la dynamique de cette population deviennent des prérequis essentiels à son exploitation durable. La découverte récente de la frayère sur les hauts-fonds du fleuve Saint-Laurent à proximité du Ruisseau de l'église à Beaumont ainsi que la recolonisation des rivières du Sud et Kamouraska permettent d'affirmer qu'il y a disponibilité d'habitats de reproduction, mais leur contribution au renouvellement du stock exploité reste actuellement inconnue (Legault et Lecomte 2012; Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent 2019). Considérant que l'éperlan arc-en-ciel est une espèce ne présentant pas de fidélité au site et connue pour abandonner ses frayères d'origine pour des environnements de meilleure qualité (e. g. abondons des rivières Boyer et Trois-Pistoles; Trecia et al. 1990, 2005), déterminer l'importance des sites de fraie actifs pour le renouvellement du stock est une étape importante au rétablissement de cette population.

Le poulamon atlantique est une espèce prisée de la pêche hivernale sur glace depuis les années 1940 (Tessier 1975). Bien que cette pêche n'ait pas toujours été d'envergure, elle constitue dorénavant une des principales pêcheries hivernales au Québec et engendre des

retombées économiques importantes pour la région de Sainte-Anne-de-la-Pérade (Marceau 2018; LPPDC 2019; Bernatchez *et al.* 2020). Dans les années 1970, on comptait plus de 1 000 cabanes de pêche installées sur la rivière et on y capturait annuellement jusqu'à 4,5 millions de poulamons (Guérette 1978; Cournoyer et Laterrière 1981). Bien que plus marginale, une pêche hivernale visant cette espèce est également présente de nos jours sur la rivière Batiscan (Bernatchez *et al.* 2020). Le poulamon atlantique est connu depuis le 18<sup>e</sup> siècle pour se reproduire dans des tributaires du fleuve Saint-Laurent, dans la région de la Mauricie (Tessier 1975; Mailhot *et al.* 1988). Il se reproduisait autrefois dans les rivières Saint-Maurice (d'où provient l'appellation de poissons des chenaux), Batiscan et Sainte-Anne sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent et sa présence était aussi recensée dans les rivières Bécancour et Saint-François sur la rive sud (Couture *et al.* 1982; Hart *et al.* 1991). Une diminution de la fréquentation des rivières Saint-Maurice et Batiscan et de la rive sud du Saint-Laurent a été observée dans les années 1980 (Couture *et al.* 1982; Fortin *et al.* 1990). À ce moment, la reproduction était majoritairement concentrée dans la rivière Sainte-Anne. La dégradation de la qualité de l'eau des rivières, notamment associée aux rejets de contaminants d'origine anthropique, aurait influencé la présence du poulamon dans ces rivières (Lair *et al.* 1994, 1997). L'ensablement à l'embouchure de la rivière Sainte-Anne dû au glissement de terrain de Saint-Alban, couplé aux variations de l'hydraulicité du fleuve aurait également été mis en cause pour expliquer la baisse drastique d'abondance survenue entre 1986 et 1988 (Mailhot 1991; Bergeron *et al.* 1996, 1998; Bergeron et Marion 1996). La présence du poulamon fut cependant observée dans la rivière Batiscan à partir de 1989, témoignant d'une potentielle reproduction dans cette rivière (Hart *et al.* 1991). Des migrations de fraye sont également détectées dans la rivière Saint-Maurice depuis son abandon, mais l'utilisation de cette rivière par le poulamon semble aujourd'hui marginale (Y. Mailhot, biologiste, comm. pers). Sa présence est d'autant plus recensée en période hivernale dans certaines rivières du Bas-Saint-Laurent, notamment la rivière Ouelle, ainsi que dans la rivière Saint-Charles, à Québec (Pouliot 1996, P. Brodeur, biologiste, comm. pers.). Déterminer la fréquentation des frayères par le poulamon est d'autant plus une tâche

complexe, dû au fait que la reproduction de ce dernier se déroule au courant de l'hiver sous la glace.

Bien que son abondance semble s'être stabilisée dans les années suivant son déclin, peu d'étude visant cette espèce ont été réalisées à ce jour. Afin de limiter d'éventuels risques de déclin, la présence de nouveaux sites de reproduction et la contribution au stock des sites connus sont à investiguer.

### **1.3 Objectif du mémoire de maîtrise**

À ce jour, la population du sud de l'estuaire d'éperlan arc-en-ciel est toujours considérée à statut précaire et aucun suivi périodique visant le stock de poulamons atlantique du Saint-Laurent n'a été instauré. Ces deux espèces sont toutefois visées par des pêcheries récréatives importantes au Québec. Une meilleure compréhension de leur structure de stocks permettrait de limiter les risques de déclin de ces deux espèces qui sont d'une haute importance aux plans socio-économique et écosystémique. Déterminer le nombre de sources distinctes et leur importance respective pourrait également avoir des implications majeures et concrètes dans la méthode de gestion de ces espèces en concentrant les mesures de conservation sur les sites de reproduction contribuant majoritairement au renouvellement du stock. La présente étude vise ainsi à fournir des outils aux gestionnaires de la faune aquatique du système du Saint-Laurent dans une optique de gestion durable des stocks de poissons s'y retrouvant.

Le principal objectif de ce mémoire de maîtrise est d'explorer le potentiel de la chimie des otolithes dans le but de définir la structure des stocks d'éperlan arc-en-ciel et de poulamon atlantique de l'estuaire moyen du Saint-Laurent. La présente étude vise premièrement à explorer les différences entre les signatures élémentaires propres aux sites de reproduction de l'éperlan arc-en-ciel du sud de l'estuaire et du poulamon atlantique du Saint-Laurent. Le nombre de sources (sites de naissances) contribuant significativement aux stocks de ces deux espèces dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent sera ensuite investigué par la présence de signatures élémentaires distinctes au cœur des otolithes d'éperlans et de poulamons juvéniles et adultes. Dans l'optique de connaître l'importance respective de chaque source pour le

renouvellement du stock, nous explorerons la possibilité de lier ces sources aux sites de reproduction connus des deux espèces. Bien que l'éperlan arc-en-ciel et le poulamon atlantique se retrouvent dans plusieurs tributaires en période de reproduction, il est possible que la mortalité des jeunes stades puisse surpasser leur survie et que certains sites ne soient d'aucune importance pour le renouvellement du stock. La présente vise donc à statuer sur la réelle contribution des sites de reproduction répertoriés de la population du sud de l'estuaire et de déterminer si la rivière Sainte-Anne constitue l'unique contributeur au renouvellement du stock du poulamon atlantique, considérant son effectif de reproducteurs en montaison supérieur en comparaison aux autres tributaires.



## **2. Variability in otolith elemental fingerprints of two estuarine forage fish species from multiple spawning grounds**

### **2.1 Introduction**

Estuaries are broadly recognized as productive ecosystems providing nursery and feeding habitats for many fish species (Nixon 1981; Miller et al. 1985; Laprise and Dodson 1990). The mixture of freshwater draining from the continent and saltwater from the ocean induces strong gradients in salinity and turbidity, offering favorable abiotic conditions for growth and survival of fish early life stages (Sirois and Dodson 2000a; Vanalderweireldt et al. 2019, 2020). These dynamic ecosystems are designated as Estuarine Turbidity Maximum (ETM). Early life stages of fish developing in ETM benefits from a visual shelter from predation, a high biomass and productivity of zooplankton and thus optimal abiotic conditions for recruitment (Laprise and Dodson 1994; North and Houde 2003; Winkler et al. 2003).

Variations in survival during early life stages induce high fluctuations in year-class strength and therefore impact recruitment (Houde 1987; Houde 2015). Following spawning, poor habitat quality or inadequate drift to nursery areas may lead to increased mortality, resulting in marginal or no contribution of the spawning sites to the stock renewal (Hjort 1914; Houde 2008; Couillard et al. 2017). As fish early life stages survival contributes to maintain sustainable fisheries, identify and protect spawning sites which contribute to recruitment is fundamental (Lazartigues et al. 2018). Therefore, spawning sites relative contribution to recruitment must be assessed in order to obtain an accurate representation of population dynamics.

Several methods allow to investigate dispersal and natal origins of fish in aquatic ecosystems (Gillanders 2009; Tanner et al. 2016). Since large rivers are composed of multiple dispersive processes, determining the natal origin of recruits may become a complex task (Lazartigues et al. 2018). Each natural and artificial markers allow to investigate different spatiotemporal scopes of fish life history, from individual to evolutionary time scales. Artificial markers only

allow to investigate adult phase movements, whereas natural markers allow to monitor individuals' dispersive processes at different life stages (Gillanders 2009). Fish otoliths can be used as a natural proxy to investigate individual movements since hatching (Campana 1999). Otoliths are a calcium carbonate concretion ( $\text{CaCO}_3$ ) found in the inner ear of teleost fish. Trace and minor elements are incorporated on a daily basis in the otolith proteinic matrix through biomineralization process, providing unique elemental fingerprints to each individual (Pannella 1971; Campana 1999). Even though elements concentrations depend on both physiological (e.g., genetics and diet) and environmental (e.g., salinity and temperature) factors, elemental fingerprints are known to be representative of environmental elements concentrations met throughout the fish lifetime and can be used to trace fish life histories (Campana 1999; Walther and Thorrold 2006; Elsdon et al. 2008). Therefore, otolith microchemistry represents a powerful tool to assess connectivity between habitats, migration pathways and identify natal origins even in large river ecosystems such as the St. Lawrence River (Lazartigues et al. 2016, 2018; Morissette et al. 2016, 2021).

The St. Lawrence middle estuary (SLME) is characterized by an ETM that is used by several fish species larvae, such as Striped bass (*Morone saxatilis*), White perch (*Morone americana*), Rainbow smelt (*Osmerus mordax*) and Atlantic tomcod (*Microgadus tomcod*; Laprise and Dodson 1990, 1994; Sirois and Dodson 2000b; Morissette et al. 2016; Vanalderweireldt et al. 2020). Rainbow smelt and Atlantic tomcod are two anadromous species using the SLME as a nursery and feeding habitat (Scott and Crossman 1974; Laprise and Dodson 1989). High density of smelt and tomcod larvae are retained in the ETM mainly during May, June and July (Dodson et al. 1989; Laprise and Dodson 1989, 1990). These species are considered important pillars from both ecological and socio-economic points of view as they play a key role in aquatic ecosystems, by sustaining directly and indirectly apex predators and fisheries (Pikitch et al. 2014). Smelt and tomcod were formerly targeted by recreational and commercial fisheries prior to 1980s decline in abundance. This decline resulted in important restrictions to the Atlantic tomcod and Rainbow smelt commercial exploitation. Since then, they are mainly targeted by recreational fishing (Mingelbier et al. 2016; Bernatchez et al. 2020).

Two genetically distinct sympatric populations of Rainbow smelt are present in the SLME: the north and south shore populations (Bernatchez and Martin 1996; Lecomte and Dodson 2004; Dodson et al. 2015). Both populations exhibit different reproduction patterns. The south shore population is characterized by reproduction in tributaries of the SLME south shore, whereas the north shore population reproduce upstream in the fluvial section of the estuary and possibly near Quebec city (Lecomte and Dodson 2004, 2005; Legault and Lecomte 2012). In the 1980s, south shore's spawning habitat quality significantly decreased due to anthropogenic activities, and led to the desertion of many sites, notably the Boyer River, considered the main spawning ground at that time (Trencia et al. 2005). Coupled with constant fishing pressure, south shore population abundance declined. The reproduction has been recently recorded in previously deserted sites of the du Sud and Kamouraska Rivers as well as on the newly discovered St. Lawrence shallow shoals near Beaumont spawning ground (Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent 2019; Legault and Lecomte 2012). This is evidence of spawning ground availability, but the contribution of these sites to stock recruitment remains to be determined. Unfavorable abiotic conditions and poor spawning ground quality could result in high mortality thus resulting in low benefits from newly colonize habitats. Atlantic tomcod reproduces in tributaries of the St. Lawrence fluvial estuary during winter and migrate to the SLME after spawning (Laprise and Dodson 1989; Fortin et al. 1990, 1992). Formerly, tomcod reproduction occurred in St-Maurice, Batiscan and Ste-Anne Rivers (Fortin et al. 1990). Following the 1980s decline in abundance and the decrease of its presence in some historically used spawning grounds, upstream migration in St-Maurice River is now considered to be marginal and spawners are suspected to be mainly concentrated in the Ste-Anne and Batiscan Rivers (Hart et al. 1991). The Ste-Anne River is considered the main spawning ground, as suggested by the importance of recreational tomcod fishing during the winter spawning period, that is more marginal on the Batiscan River (Bernatchez et al. 2020). High fishing pressure may lead to high mortality rates thus affecting recruitment, particularly when the spawning stock is targeted by the fishery. However, since tomcod's spawning is not easily monitored due to its occurrence below the ice and considering the lack of

information on this subject for more than 30 years, it is possible that reproduction may be occurring in other spawning sites not discovered yet. To discover the potential presence of undiscovered spawning sites to date and to assess the contribution of residual reproduction sites to the stock of these two species are essential informations in order to guide management actions and contribute to the south shore Rainbow smelt population recovery as well as Atlantic tomcod perennity.

The main objective of the present study was to explore the potential of otolith microchemistry to define stock structure of the St. Lawrence Estuary Rainbow smelt and of the St. Lawrence Atlantic tomcod populations. More specifically, this study aimed to (i) quantify the differences in trace elements concentrations between spawning sites in larval Rainbow smelt otolith cores and Atlantic tomcod spawners otolith margins, (ii) determine the number of distinct sources contributing to both species stock recruitment, and to (iii) investigate the possibility of linking these sources to spawning grounds based on their elemental fingerprints. Here, we present two approaches allowing to investigate spawning sites elemental fingerprints and discuss how these results could be implemented in fishery and habitat management plans of both species.

## **2.2 Materials and methods**

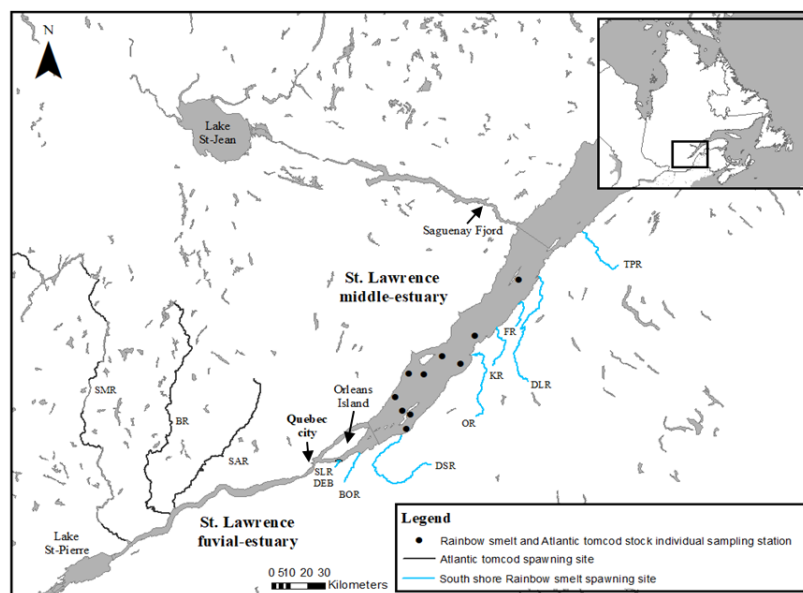
### **2.2.1 Study area and data collection**

The SLME is located between the East Point of the Orleans Island and the mouth of the Saguenay fjord (Figure 2.1). South shore Rainbow smelt reproduces in tributaries of the south shore and directly on shallow shoals of the St. Lawrence River (Legault and Lecomte 2012; Dodson et al. 2015). In 2019, six spawning grounds were considered active, since adult smelt had been recorded during spring spawning (Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent 2019). From upstream to downstream, smelt were known to be present directly on St. Lawrence shallow shoals near Beaumont (SLR) and in the du Sud (DSR), Ouelle (OR), Kamouraska (KR), Fouquette (FR) and du Loup (DLR) Rivers (Figure 2.1). For the purpose of the present study, early hatched Rainbow smelt larvae

were sampled in early May 2019 using push-net trawls at low tide (0.4 m x 0.4 m, 500  $\mu\text{m}$  mesh). Fifty meters transects were sampled at  $1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$  on SLR and DSR and passive filtration has been conducted for all other sites, using a stationary net installed downstream of the spawning sites at night during the peak of the hatching. In order to differentiate otolith elemental fingerprints between sites, a target of 50 Rainbow smelt larvae per site was established. Rainbow smelt larvae were preserved in 95% ethanol prior to otolith extraction, as this mode of storage does not affect otolith microchemistry (Hedges et al. 2004). As eggs are adhesive, the areas where the larvae were captured are assumed to be representative of spawning areas for 1–3 d-old larvae (Lazartigues et al. 2016).

For Atlantic tomcod, an attempt to sample larvae drifting downstream of the Ste-Anne (SAR) and Batiscan (BR) Rivers was carried out in 2020 (Figure 2.1). Since no larvae were caught, spawners were targeted to define spawning sites elemental fingerprints. Atlantic tomcod reproduction takes place under the ice, between December and February (Laramée 1985; Leveillé 1985; Fortin et al. 1990, 1992). Sampling occurred during the 2019-2020 winter spawning period in SAR and BR and was conducted following the recreational Atlantic tomcod fishing method, using an assembly of two hooks placed near the substrate and baited with pork liver. An attempt to catch Atlantic tomcod in the St-Maurice River (SMR) and on the south shore of the fluvial estuary, near Gentilly, was conducted (Figure 2.1). No individual was captured despite 180 hours of fishing. Sampling was conducted for 9 weeks on SAR ( $n = 531$ ), in order to cover the entirety of the spawning migration. Only 5 weeks of sampling could be conducted on BR ( $n = 446$ ) due to unsafe ice cover. Due to the later tomcod upstream migration on BR (Hart et al. 1991), this gap in the sampling period was considered negligible. Both spent and unspent males and females were targeted in order to have a representative sample of the spawning stock. 50 spent tomcods per sites, caught in the last 5 weeks of the sampling (January 13 to February 10), were kept frozen at  $-20^{\circ}\text{C}$  for otolith laboratory analysis. A tomcod that has already spawned before being caught is more likely to have spent more time in the river. Therefore, the elemental fingerprints of the margins should be more representative of the elemental composition of the river (Pannella 1971; Morissette et al. 2016).

In order to determine the structure of smelt ( $n = 315$ ) and tomcod ( $n = 242$ ) stocks, juvenile and adult fish were collected at 10 stations in SLME, using a benthic trawl (Yankee type) in September 2019 on the RV *Lampsilis* (Figure 2.1; Mingelbier et al. 2019). A maximum of 15 fish per station were kept for both species. Hence, a total of 142 Rainbow smelt and 132 Atlantic tomcods were used for otolith analysis, in order to investigate their natal origin.



**Figure 2.1.** South shore Rainbow smelt (blue) and Atlantic tomcod (black) spawning grounds and St. Lawrence middle estuary benthic trawl sampling stations. From upstream to downstream : SMR, St-Maurice River; BR, Batiscan River; SAR, Ste-Anne River; SLR, St. Lawrence River; DEB, de l'Église Brook; BOR, Boyer River; DSR, du Sud River; OR, Ouelle River; KR, Kamouraska River; FR, Fouquette River; DLR, du Loup River; TPR, Trois-Pistoles River.

## 2.2.2 Sample preparation and LA-ICP-MS procedures

### *Otolith preparation*

Extraction and preparation of Rainbow smelt larval otoliths was done accordingly to the method developed by Lazartigues et al. (2014). Larvae were rinsed in ultrapure water for 30 s. Left sagittal otolith was removed for 50 individuals per site using Teflon coated forceps previously washed with nitric acid (10% v/v) to prevent any contamination risk. The otolith was rinsed in a drop of ultrapure water for 1 min and then allowed to dry for 30 s before being placed on a petrographic glass slide. The glass slide had been previously acid washed and an area of the slide was covered with a piece of Scotch double-sided tape.

Juveniles and adults from the estuarine stock sample and tomcod caught on reproduction sites were kept in a freezer (-20 °C), prior to otolith extraction and preparation. Both sagittal otoliths of juvenile and adult smelts and tomcods were removed, using precautions explained previously (see also Lazartigues et al. (2016, 2018)). They were allowed to dry for 24 h under a laminar flow hood, prior to storage in polyethylene Eppendorf previously washed using nitric acid (10% v/v). The preparation method varied according to the size of the individual and which part of the otolith had to be exposed for microchemistry analysis. For smelts of total length superior to 90 mm and every tomcod from the estuarine sample, left sagittal otoliths were embedded in epoxy resin (Miapoxy 100, Freeman, OH, USA) and cut into 1-mm-thick transverse sections using a slow-speed diamond-bladed saw (IsoMet saw; Buehler, IL, USA), in order to expose the otolith core. The slices were polished with an abrasive sheet (400 and 1200 grit) and lapping film (1 and 5 µm), and the sagittal sections were mounted on a petrographic glass slide using thermoplastic glue (Crystalbond 509; Aremco products, NY, USA). For smelts of less than 90 mm total length, otolith size was not sufficient to be cut into 1-mm-thick transverse sections, thus otoliths were directly mounted on petrographic slides using Crystalbond glue and sanded to the midplane to expose the core. After rinsing with ultrapure water, otoliths were mounted together on another petrographic slide using Crystalbond glue (9 otoliths per slide).

Rostral portions of tomcod spawners otoliths were mounted directly on petrographic microscope slide after being divided in two sections with a mortar. As the elemental signature of otolith's margin reflect the elemental composition of the environment where the fish was captured, only the external surface of the otolith had to be exposed. Prior to LA-ICP-MS analysis, all slides with juvenile or adult otoliths were sonicated in ultrapure water during 5 min, triple-rinsed and allowed to dry under a laminar flow hood for 24 h.

#### *LA-ICP-MS method*

LA-ICP-MS analyses were performed at LabMaTer (UQAC, Saguenay, Québec, Canada). Otolith minor and trace elements concentrations were determined by using a Resonetics

Excimer 193 nm ArF M-50 laser ablation system inductively coupled with an Agilent 7900 ICP-MS mass spectrometer (Agilent, Mississauga, Ontario, Canada). The laser-ablated material was carried into the ICP-MS by an argon–helium gas mix ( $0.8\text{--}1\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$  for Ar and  $350\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$  for He) and a nitrogen gas ( $2\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ ). Laser ablation was realized using line mode passing through the otolith core for Rainbow smelt larvae and both species stock individuals, but directly on otolith dorsal margins for Atlantic tomcod spawners. The transect length varied depending on the size and the surface exposed of the otolith (ranging from 60 s to 150 s, including a 30 s gas blank prior to ablation). The laser parameters remained the same for each species, in order to have a comparative basis. For Rainbow smelt, the laser fluence was set to  $3\text{ J}\cdot\text{cm}^{-2}$ , with a  $15\text{ }\mu\text{m}$  diameter beam moving at a speed of  $2.5\text{ }\mu\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$  and oscillating at a frequency of 15 Hz. A slightly bigger and stronger laser beam was used for Atlantic tomcod analysis, since there was no constraint associated with otolith size. Thus, the laser fluence was set to  $5\text{ J}\cdot\text{cm}^{-2}$ , with a  $25\text{ }\mu\text{m}$  diameter beam moving at a speed of  $5\text{ }\mu\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$  and oscillating at a frequency of 30 Hz. The concentration of 40 target elements isotopes were recorded during LA-ICP-MS procedures ( $^7\text{Li}$ ,  $^{11}\text{B}$ ,  $^{23}\text{Na}$ ,  $^{24}\text{Mg}$ ,  $^{25}\text{Mg}$ ,  $^{27}\text{Al}$ ,  $^{29}\text{Si}$ ,  $^{31}\text{P}$ ,  $^{34}\text{S}$ ,  $^{39}\text{K}$ ,  $^{42}\text{Ca}$ ,  $^{43}\text{Ca}$ ,  $^{44}\text{Ca}$ ,  $^{55}\text{Mn}$ ,  $^{56}\text{Fe}$ ,  $^{57}\text{Fe}$ ,  $^{59}\text{Co}$ ,  $^{60}\text{Ni}$ ,  $^{61}\text{Ni}$ ,  $^{63}\text{Cu}$ ,  $^{64}\text{Zn}$ ,  $^{65}\text{Cu}$ ,  $^{66}\text{Zn}$ ,  $^{69}\text{Ga}$ ,  $^{75}\text{As}$ ,  $^{79}\text{Br}$ ,  $^{85}\text{Rb}$ ,  $^{86}\text{Sr}$ ,  $^{87}\text{Sr}$ ,  $^{88}\text{Sr}$ ,  $^{111}\text{Cd}$ ,  $^{114}\text{Cd}$ ,  $^{118}\text{Sn}$ ,  $^{119}\text{Sn}$ ,  $^{120}\text{Sn}$ ,  $^{136}\text{Ba}$ ,  $^{137}\text{Ba}$ ,  $^{138}\text{Ba}$ ,  $^{202}\text{Hg}$ , and  $^{208}\text{Pb}$ ). According to Campana (1999), analyses were normalized based on an expected calcium content in the otolith proteinic matrix ( $^{44}\text{Ca}$ ; 40% wt.). For calibration, a NIST 610 glass reference material was regularly measured throughout the analytical procedures during 60 s (after every 10 samples or approximately 1 h of LA-ICP-MS operation). Other reference materials (e.g., USGS MACS-3 and GP-4) were also monitored for quality control.

### 2.2.3 Data analysis

#### *Data reduction and analysis*

Data reduction and element concentrations were determined using the Iolite package for Igor Pro software (Paton et al. 2011; Wavemetrics Inc., Portland, Oregon, United States). The integration (*Trace Elements IS* procedure) was performed on the most stable section of the



signal for larval smelt otoliths (4 s, 10  $\mu\text{m}$ ) and tomcod spawners otoliths (20 s, 100  $\mu\text{m}$ ). Although the laser ablation was on either side of the otolith's core for individuals from the estuarine sample, the integration only focused on the core part of the transect (10 s, 25  $\mu\text{m}$  for smelt and 20 s, 100  $\mu\text{m}$  for tomcod). Samples with low  $^{44}\text{Ca}$  concentrations were removed, since it could be indicative of cracks on the surface of the otolith and thus of non-representative trace elements concentrations. Elements below the limit of detection (LOD), calculated as three times the standard deviation of the gas blank divided by the sensitivity of the signal (Lazartigues et al. 2014), were removed for both species ( $^7\text{Li}$ ,  $^{55}\text{Mn}$ ,  $^{56}\text{Fe}$ ,  $^{59}\text{Co}$ ,  $^{60}\text{Ni}$ ,  $^{61}\text{Ni}$ ,  $^{63}\text{Cu}$ ,  $^{85}\text{Rb}$ ,  $^{111}\text{Cd}$ ,  $^{114}\text{Cd}$ ,  $^{118}\text{Sn}$ ,  $^{119}\text{Sn}$ ,  $^{120}\text{Sn}$ ,  $^{202}\text{Hg}$ , and  $^{208}\text{Pb}$ ). Other elements used for assessing Crystalbond glue and double-sided tape contamination ( $^{29}\text{Si}$  and  $^{34}\text{S}$ ) and calibration ( $^{42}\text{Ca}$  and  $^{43}\text{Ca}$ ) or that were strongly correlated to other elements that explained the variance ( $^{69}\text{Ga}$ ) were excluded from subsequent statistical analysis. Concentration of residual elements ( $^{23}\text{Na}$ ,  $^{25}\text{Mg}$ ,  $^{31}\text{P}$ ,  $^{64}\text{Zn}$ ,  $^{88}\text{Sr}$ , and  $^{138}\text{Ba}$ , hereafter refers to Na, Mg, P, Zn, Sr, and Ba) were ln-transformed for Rainbow smelt and square-root-transformed for Atlantic tomcod prior to statistical analysis, in order to reach the normal assumptions of parametric analysis.

#### *Discrimination of spawning sites*

Statistical analyses were realized using R software 4.1.0 version (R Development Core Team 2008). Smelt larvae were used as surrogates to define natal sites elemental signatures. Univariate analysis of variance (ANOVA; *aov* function) and Tukey-Kramer *Post-hoc* tests (*HSD.test* function; de Mendiburu and Yaseen 2020) were performed on each element, in order to compare the elemental otolith composition between Rainbow smelt spawning sites. Groups of trace elements were also tested in order to determine if they varied among spawning sites (MANOVA; *manova* function; Fox and Weisberg 2019). The elements with the most inter-site variability were added to a quadratic discriminant analysis model (QDA). Based on these analyses, four trace elements (Mg, Zn, Sr and Ba) were finally selected to establish Rainbow smelt natal origin elemental signals. This is in accordance with trace

elements often selected in previous studies encompassing the St. Lawrence system (i.e., Mg, Sr, and Ba; Morissette et al. 2016, 2021; Lazartigues et al. 2018).

For Atlantic tomcod, inter-site trace elements concentration based on spawners otolith margins were compared between SAR and BR (Student's *t-test* and MANOVA). Trace elements selection was based on their discriminant potential, as determined by a QDA model using a stepwise variable selection to identify the combination of elements forming the most parsimonious model. Four trace elements were finally selected (Na, Mg, Sr and Ba) to distinguish Atlantic tomcod spawning sites elemental fingerprints.

#### *Determination of natal origin*

The natal origin of Rainbow smelt and Atlantic tomcod stock individuals were determined by associating the elemental signal measured in their otolith core, which represents the hatching period, to a signal representing the natal origin. The natal origin signals are represented by the otolith core elemental fingerprints of larvae for Rainbow smelt and by the otolith margins elemental fingerprints of spawners for Atlantic tomcod. As the elemental concentrations from the spawning grounds did not match the same value scopes as stock individuals for both species, it was not possible to make a direct reassignment based on these fingerprints. Thus, we solely investigated the presence of multiple elemental fingerprints inside the estuarine sample as an indicator of the number of significant spawning grounds (Wright et al. 2018). Elements were gradually added in an unsupervised Random Forest (RF) algorithm to determine which combination of elements best discriminates elementary signatures within the estuarine sample (*RFdist* function; *UnsupRF* package; Shi and Horvath 2006). Random forest classification algorithms use a combination of tree predictors that depend on the value of a randomly selected variable (e.g., trace elements). The classification is based on a consensus verdict of these trees, which represent the random forest when combined (Breiman 2001). The *RFdist* function computes a dissimilarity matrix obtained by training a RF classifier. The combination of elements which reduce the most out-of-bag (OOB) error was selected (Breiman 2001; Gibb et al. 2017). The combination of elements previously selected to distinguish spawning grounds elemental fingerprints were used. The

dissimilarity matrix, based on RF proximities, was then implemented in the *clValid* function (*clValid* package; Brock et al. 2008), to determine the optimal number of clusters (i.e., natal origins) within the estuarine sample. *clValid* uses clustering internal and stability validation, which quantifies the compactness and the separations between the clusters and its robustness when variables are removed. The previously generated dissimilarity matrix was finally implemented in the *UnsupRF* function to reassign each individual with unknown natal origin to one of the clusters throughout bootstrap procedure, based on the optimal number of clusters. To provide a more reliable estimate of spawning site contribution to stock recruitment by considering the unbalance weight of each trawl sampling station, the contributions were corrected based on the catch per effort unit (number of individuals captured per 100 m of benthic trawl) of each estuarine sampling site, for both species.

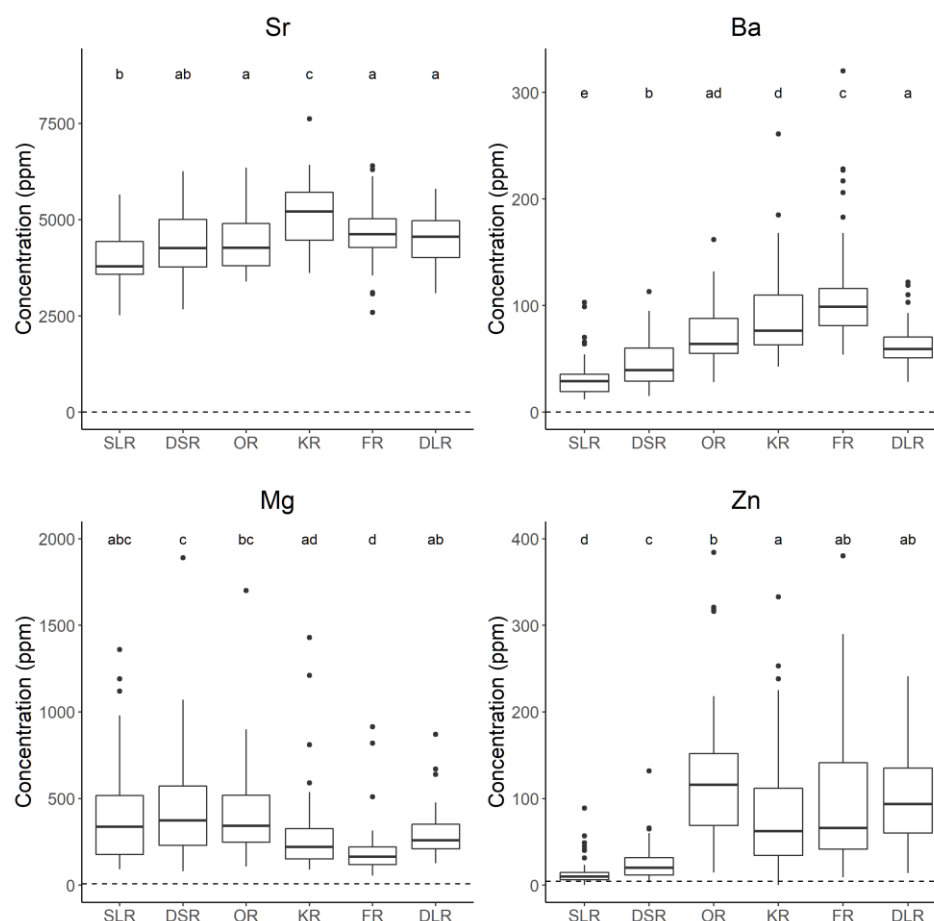
## 2.3 Results

### 2.3.1 Discrimination of spawning sites

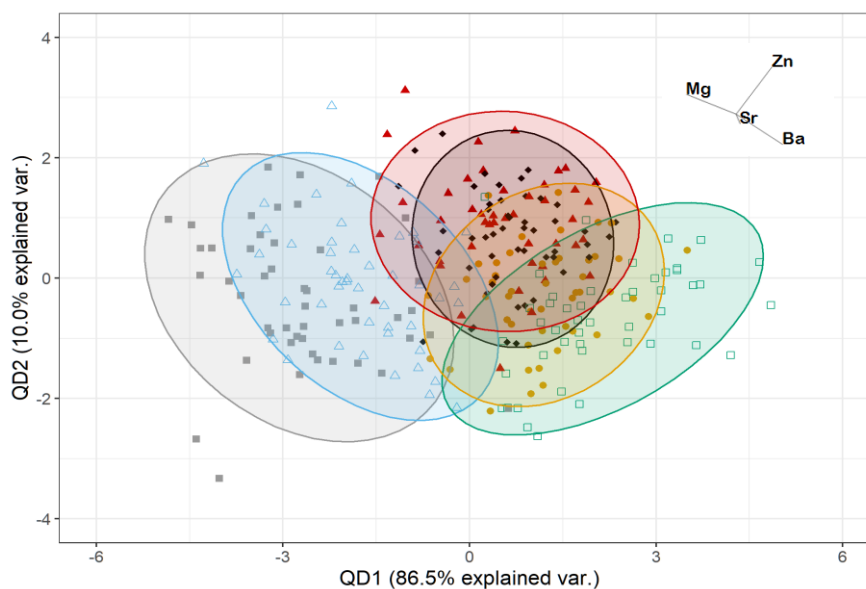
#### *St. Lawrence estuary Rainbow smelt*

For Rainbow smelt, Sr, Ba, Mg, and Zn concentrations in larvae otolith core significantly varied among the 6 spawning grounds (from upstream to downstream: SLR, DSR, OR, KR, FR, and DLR; ANOVA; Figure 2.2). Specifically, significant differences were observed for Mg ( $F_{5,284} = 11.77$ ,  $p < 0.0001$ ), Zn ( $F_{5,284} = 55.87$ ,  $p < 0.0001$ ), Sr ( $F_{5,284} = 12.74$ ,  $p < 0.0001$ ), and Ba ( $F_{5,284} = 59.69$ ,  $p < 0.0001$ ). The mean concentration of the four targeted trace elements were the following: Mg (357.57 ppm), Zn (75.69 ppm), Sr (4489.71 ppm), and Ba (69.19 ppm). Upstream spawning grounds were associated with higher Mg (DSR) and lower Zn concentrations (SLR and DSR) while downstream spawning grounds were associated with higher concentrations of Sr (KR) and Ba (KR and FR). Spawning sites elemental fingerprints varied significantly between spawning sites when combining the concentration of the four elements (MANOVA, Wilks' Lambda value: 0.172,  $F_{5,284} = 32.23$ ,  $p < 0.0001$ ). When incorporated in the QDA multivariate model, the main axis 1 and 2 respectively explained 86.49% and 10.00% of the total variance (Figure 2.3). Ba and Mg

mainly influenced axis 1 while Zn mainly influenced axis 2. The overall reclassification accuracy of the QDA model was estimated at 64.7%, since 184 of the 284 Rainbow smelt larvae were adequately reassigned to the right natal origin (Table 2.1). The overall reclassification success was estimated at 64.7%, ranging from 46.7% to 80.6% depending on the spawning site. Despite the chemical similarities between Ouelle and du Loup Rivers, which mainly decreased the overall reclassification success, we assumed that each spawning site could be distinguished based on their elemental fingerprint.



**Figure 2.2.** Concentration of trace elements (Sr, Ba, Mg, Zn) in larval Rainbow smelt otolith cores from six spawning sites of the south shore population. Values with a common letter are not significantly different (ANOVA, honestly significant difference Tukey–Kramer). The horizontal dashed line indicates the mean limit of detection (LOD). From upstream to downstream: SLR, St. Lawrence River; DSR, du Sud River; OR, Ouelle River; KR, Kamouraska River; FR, Fouquette River; DLR, du Loup River.



**Figure 2.3.** Quadratic discriminant analysis (QDA) based on Mg, Zn, Sr, and Ba concentrations in Rainbow smelt larval otolith cores. Sampling sites : SLR, St. Lawrence River (solid gray squares); DSR, du Sud River (open blue triangles); OR, Ouelle River (solid red triangles); DLR, du Loup River (black diamonds); KR, Kamouraska River (orange circles); FR, Fouquette River (open green squares).

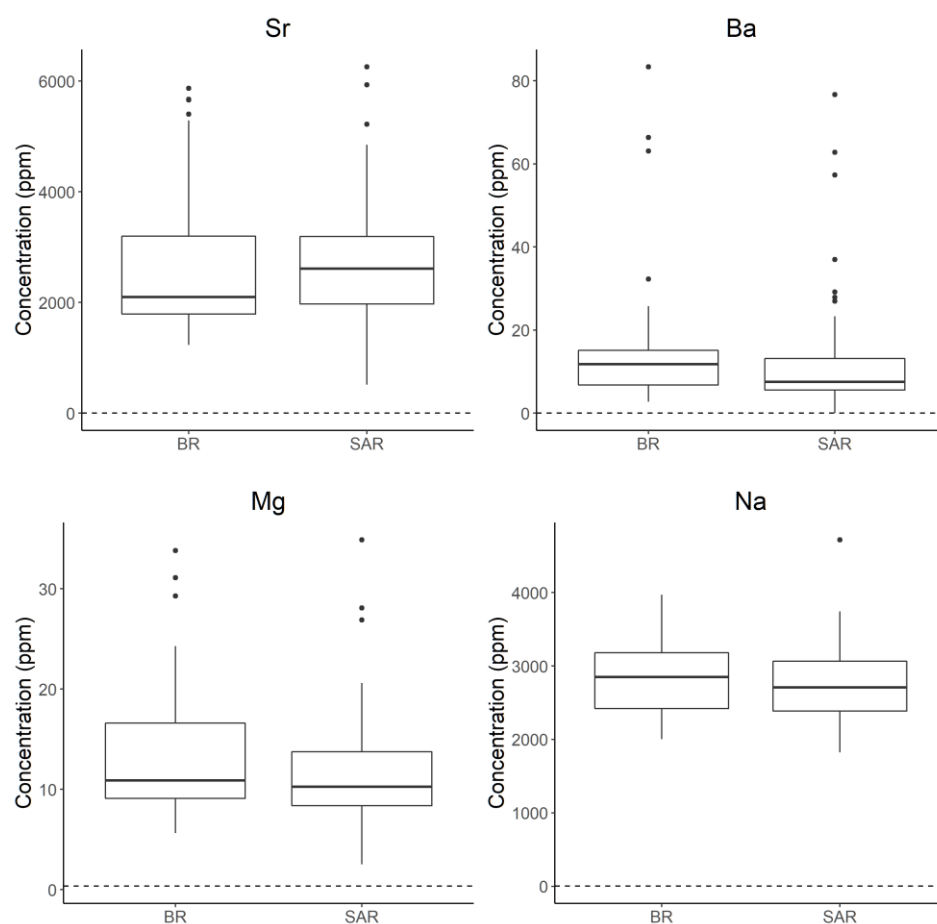
**Table 2.1.** Quadratic discriminant analysis (QDA) reclassification matrix from Rainbow smelt larvae otolith cores chemistry. The table presents the reclassification of Rainbow smelt larvae to their respective hatching sites based on their elemental fingerprints (i.e., concentrations of Mg, Zn, Sr and Ba). The overall reclassification success was estimated at 64.7%.

Sites	SLR	DSR	OR	KR	FR	DLR	Reclassification success (%)
St. Lawrence River (SLR, $n = 48$ )	<b>35</b>	11	1	0	1	0	72.9
du Sud River (DSR, $n = 46$ )	10	<b>32</b>	2	0	0	2	69.6
Ouelle River (OR, $n = 45$ )	0	2	<b>21</b>	5	0	17	46.7
Kamouraska River (KR, $n = 49$ )	0	2	2	<b>29</b>	6	10	59.2
Fouquette River (FR, $n = 47$ )	0	0	1	6	<b>38</b>	2	80.6
du Loup River (DLR, $n = 49$ )	0	1	8	7	4	<b>29</b>	59.2

### *St. Lawrence Atlantic tomcod*

For Atlantic tomcod, differences in trace elements concentration between the two spawning grounds (SAR and BR) were measured in spawners otolith margins (Figure 2.4). Targeted elements mean concentrations were : Na (2807.03 ppm), Mg (12.64 ppm), Sr (2741.28 ppm), and Ba (14.39 ppm). However, there were no significant differences in trace elements concentration between both sites (Student's *t-test* and MANOVA,  $p > 0.05$ ). Trace elements

concentrations showed a tendency towards higher SR values for individuals caught in SAR and towards higher Ba, Mg, and Na concentrations for tomcods caught in BR. However, as the statistical tests did not allow to detect significant differences between the individuals of SAR and BR, it was not possible to differentiate the two sites on the basis of their elementary signature. The absence of significant difference in trace elements concentrations was likely related to the short period spent in the river by tomcod spawners, in comparison to smelt larvae who were born and incubated in their natal rivers. When incorporated in a QDA model, 67% of the individuals were successfully reassigned to the site where they were caught (Table 2.2). Thus, we kept four elements based on their discriminant potential.



**Figure 2.4.** Concentration of trace elements (Sr, Ba, Mg, Na) in Atlantic tomcod otolith margins from Batiscan (BR) and Ste-Anne (SAR) Rivers spawning sites. Values with no letter are not significantly different (Student's *t-test*). The horizontal dashed line indicates the mean limit of detection (LOD) for each element. The sites are presented along an upstream to downstream geographical gradient.

**Table 2.2.** Quadratic discriminant analysis (QDA) reclassification matrix from tomcod otolith margins chemistry. The table presents the reclassification of Atlantic tomcod spawners to the site where they were caught based on their otolith margin's elemental fingerprints (i.e., concentrations of Na, Mg, Sr, and Ba). The overall reclassification success was estimated at 67%.

Sites	BR	SAR	Reclassification success (%)
Batiscan River (BR, $n = 50$ )	<b>31</b>	19	64.0
Ste-Anne River (SAR, $n = 50$ )	15	<b>35</b>	70.0

### 2.3.2 Natal sources of individuals in the SLME

#### *St. Lawrence estuary Rainbow smelt*

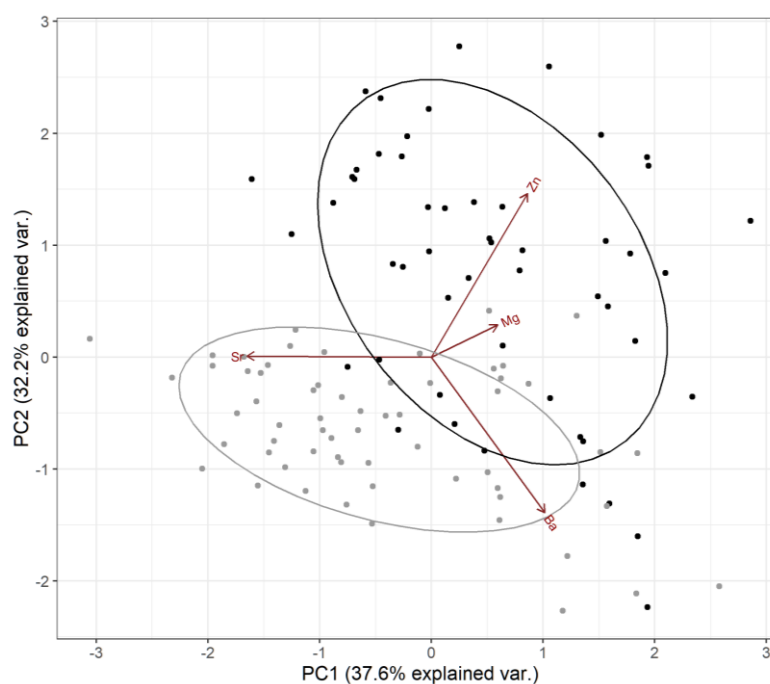
Using the *Unsupervised RandomForest* and *cValid* algorithms and based on the model generating the lowest OOB error (37.13%; Mg, Zn, Sr, and Ba), two main clusters (sources 1 and 2) were identified using the elemental fingerprints of estuarine Rainbow smelt otolith cores. Each individual was then reassigned to either one of the two sources. Individuals originating from S1 were characterized by significantly higher Mg ( $t_{1,142} = 2.23$ ,  $p = 0.03$ ) and Zn ( $t_{1,142} = 15.55$ ,  $p < 0.0001$ ) concentrations, whereas individuals from S2 by significantly higher Sr ( $t_{1,142} = -7.26$ ,  $p < 0.0001$ ) and Ba concentrations ( $t_{1,142} = -2.07$ ,  $p = 0.04$ ; Table 2.3). Based on a principal component analysis (PCA), PC1 explained 37.6% of the total variance and was influenced by Sr and Mg concentrations, whereas PC2 explained 32.2% of the total variance and was influenced Zn and Ba concentrations (Figure 2.5). Following the correction based on captures per unit of effort of middle estuary trawling, 32% of captured individuals originated from S1 and 68% from S2 (Table 2.4). There were no major differences in sources' contributions when young of the year or older individuals were considered separately.

**Table 2.3.** Mean ( $\pm$  SD) element concentrations observed for the two sources identified by RF clustering in middle estuary Rainbow smelt otolith cores. Values in bold are significantly higher (Student *t-test*;  $p < 0.05$ ; ln-transformed data).

Sources	Element concentration (ppm)			
	Mg	Zn	Sr	Ba
S1	<b>71.37 <math>\pm</math> 72.43</b>	<b>21.88 <math>\pm</math> 10.28</b>	1413.63 $\pm$ 590.93	13.30 $\pm$ 6.28
S2	60.22 $\pm$ 69.12	5.12 $\pm$ 2.64	<b>2267.83 <math>\pm</math> 714.46</b>	<b>14.64 <math>\pm</math> 5.17</b>

**Table 2.4.** Rainbow smelt and Atlantic tomcod sources contribution (%  $\pm$  OOB error) to both St. Lawrence middle estuary stocks.

Species	Spawning sites	Sources' contribution (% $\pm$ OOB error)
Rainbow smelt	S1	32.0 $\pm$ 11.9
	S2	68.0 $\pm$ 25.3
Atlantic tomcod	S1	65.2 $\pm$ 20.8
	S2	34.8 $\pm$ 11.1



**Figure 2.5.** Principal component analysis (PCA) based on Mg, Zn, Sr, and Ba concentrations in middle estuary Rainbow smelt otolith cores (Source 1, black circles; Source 2, gray circles).

### *St. Lawrence estuary Atlantic tomcod*

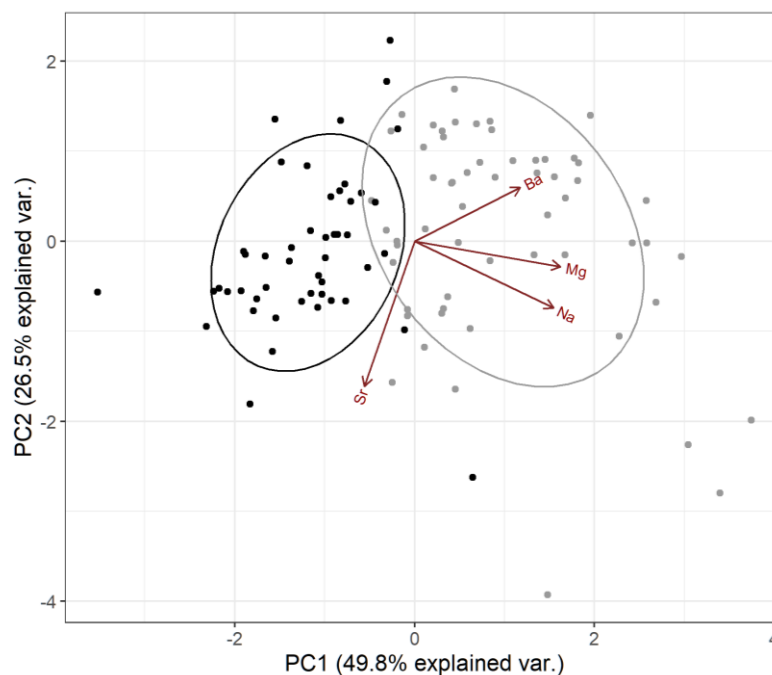
Based on the elemental fingerprints found in the otolith cores of middle estuary tomcod individuals, two principal contributors were identified (31.93% OOB error; Na, Mg, Sr, and Ba). Individuals originating from the first source (S1) showed significantly higher Sr concentration ( $t_{1,132} = 3.96$ ,  $p = 0.0001$ ), whereas tomcods originating from the second source (S2) showed significantly higher Na ( $t_{1,132} = -5.90$ ,  $p < 0.0001$ ), Mg ( $t_{1,132} = -7.98$ ,  $p < 0.0001$ ), and Ba concentrations ( $t_{1,132} = -6.49$ ,  $p < 0.0001$ ; Table 2.5). Based on a PCA,



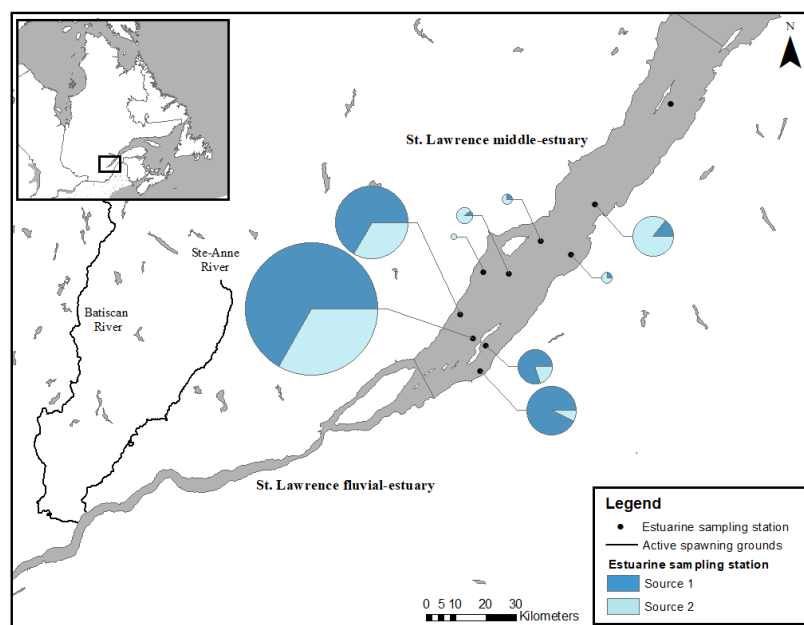
PC1 and PC2 respectively explained 49.8% and 26.5% of the total variance (Figure 2.6). Na, Mg, and Ba mainly influenced PC1, while Sr mostly influenced PC2. After correction for captures per unit of effort of middle estuary trawling, 86 of the 132 tomcods were assigned to the first source (S1: 65.2%) and 46 to second source (S2: 34.8%; Table 2.4). There were no major differences in sources' contribution when considering young of the year and older individuals separately. Sampling sites located in the upstream section of the SLME showed higher tomcod abundance and were mainly dominated by individuals from S1 whereas tomcods caught in the downstream section mainly originated from S2 (Figure 2.7).

**Table 2.5.** Mean ( $\pm$  SD) element concentrations observed for the two sources identified by RF clustering in middle estuary Atlantic tomcod otolith cores. Values in bold are significantly higher (student *t*-test;  $p < 0.05$ ; square-root-transformed data).

Sources	Element concentration (ppm)			
	Na	Mg	Sr	Ba
S1	3770.90 $\pm$ 222.28	29.20 $\pm$ 4.36	<b>965.00 <math>\pm</math> 237.39</b>	10.57 $\pm$ 3.92
S2	<b>4112.69 <math>\pm</math> 328.20</b>	<b>40.57 <math>\pm</math> 8.87</b>	776.77 $\pm$ 249.44	<b>28.27 <math>\pm</math> 19.56</b>



**Figure 2.6.** Principal component analysis (PCA) based on Na, Mg, Sr, and Ba concentrations in middle estuary Atlantic tomcod otolith cores (Source 1, black circles; Source 2, gray circles).



**Figure 2.7.** St. Lawrence Atlantic tomcod sources contribution (circle charts) at each middle estuary sampling station. The size of the diagrams represents capture per unit of effort (number·100 m<sup>-1</sup> of trawling). The absence of a circle chart represents no tomcod capture.

## 2.4 Discussion

### 2.4.1 Otolith elemental fingerprints between spawning grounds

#### *St. Lawrence estuary Rainbow smelt*

For Rainbow smelt, an overall reclassification success of 64.7% was observed when reattributing larvae to their hatching site, based on a four elements QDA model (Mg, Zn, Sr, and Ba). Sr and Ba are highly correlated to water salinity (Walther and Thorrold 2006; Tanner et al. 2013a) and both elements increased on an upstream to downstream gradient, as does the ambient salinity in the St. Lawrence middle estuary. Zn varied significantly among spawning sites and thus significantly increased model accuracy. As otolith Zn concentration is highly correlated with mater masses elemental composition (Sturrock et al. 2015), its implementation was considered without any intrinsic bias risk. Some of the reproduction sites were harder to delineate based on trace elemental otolith signal, resulting in misclassification of larvae to their hatching sites. This was mainly associated to errors of reattribution between

OR and DLR sites, wrongly reattributing 37.8% of the larvae originating from OR to DLR. The grouping of these two sites increased the global reclassification success from 64.7% to 80%. The model also showed a strong potential in delineating smelt larvae originating from SLR and those originating from south shore tributaries (DSR, OR, KR, FR, and DLR). An overall reclassification success of 86.7% was observed by the QDA analysis when trying to distinguish larvae originating from SLR and from south shore tributaries. This high reclassification success indicates that SLR and south shore tributaries spawning grounds exhibit different elemental fingerprints, which could be a very useful tool to determine if the south shore population recruitment is mainly driven by spawning grounds located within the St. Lawrence River or in tributaries.

#### *St. Lawrence Atlantic tomcod*

No significant difference in trace elemental concentration (Na, Mg, Sr, and Ba) was observed between SAR and BR based on the margin of adult otoliths. Freshwater elemental signals are more difficult to distinguish in comparison to estuarine environments (Zeigler and Whitley 2011). The encounter of freshwater and saltwater in estuaries provides a strong chemical gradient for some elements (e.g., Sr and Ba; Tanner et al. 2013a), whereas freshwater elemental composition is considered less predictable because of sporadic local chemical variations (Chapman et al. 2013). Freshwater elemental composition is mainly associated with watersheds and bedrock chemistry (Liu et al. 2000; Morissette and Sirois 2021). Tomcod reproduction sites sampled in this study are located on the north shore tributaries of the St. Lawrence fluvial estuary, in nearby watersheds, and have similar bedrock composition (mostly intrusive and metamorphic felsic rocks; Thériault and Beauséjour 2012). This could explain why there was no significant variation in elemental concentrations between both sites. The representativeness of the elementary signatures detected in otolith margins also depended on the time spent in the river. The individuals may have spent insufficient time in the reproduction site to reflect their site-specific elementary signal. Although there was no significant variation in targeted elements between tomcod spawning grounds, the four elements (Na, Mg, Sr and Ba) QDA model correctly reassigned

67% of tomcods to the reproduction site where they were caught. Na was kept in our analyze, since it increased the QDA model reclassification success by 7%. Considering that it is usually associated with anthropogenic factors (such as de-icing salts, water softeners and domestic use; Liu et al. 2000), it has to be interpreted with caution. For the same four targeted elements, significant variations were observed between the two sources found in the otolith cores of estuarine stock samples. This suggests that variations in trace element composition may be observed in tomcod larval otoliths. Tomcod larvae sampling could be conducted in order to support this hypothesis. This would allow a direct reassignment of individuals to their respective birth sites, as it was done in previous studies (Lazartigues et al. 2016, 2018).

#### **2.4.2 Stock structure of the SLME**

##### *Rainbow smelt*

Two main sources were delineated based on the elemental fingerprints measured in Rainbow smelt of the SLME. Two sympatric populations of smelt are found in the SLME with distribution overlap (Bernatchez and Martin 1996; Lecomte and Dodson 2004). It is likely that individuals originating from both genetically distinct populations were represented in the estuarine sampling. However, only the south shore spawning grounds were sampled in this study. Since the north shore population spawning grounds were not represented, it was not possible to link the estuarine sample to specific spawning grounds because of important misclassifying risk. S1 and S2 elemental fingerprints did not correspond to the elemental fingerprints of the south shore population spawning grounds. Since significantly higher Sr and Ba concentrations were observed in smelt larvae otolith cores in comparison to stock individuals, this raises questions as to whether this is an indicator of undiscovered spawning site for the south shore population, or they could be belonging to the north shore populations, whose spawning site is not represented in this study. Results showed that one minor source (S1) and one major source (S2) were contributing to the recruitment of Rainbow smelt in the SLME. Both sources exhibited similar elemental fingerprints and were closer to SLR spawning ground elemental signal in comparison to those of the south-shore tributaries. This

could be an indication that Rainbow smelt recruitment in the SLME is mainly driven by spawning grounds located within the St. Lawrence River. Considering that Sr and Ba concentrations are highly correlated to water masses salinity (Walther and Thorrold 2006; Tanner et al. 2013a), significantly higher Sr and Ba measured in S2 compared to S1 suggest the presence of a major downstream spawning ground in the main stem of the St. Lawrence River and a more marginal upstream spawning ground. For the north shore population, only one reproduction site located directly in the freshwater portion of the St. Lawrence River near Neuville is currently confirmed (Mingelbier et al. 2001; Lecomte and Dodson 2004). However, the presence of recently hatched larvae belonging to the north shore population was discovered downstream of the previously identified spawning ground. This could be indicating the presence of a second major spawning ground used by the north shore populations individuals (Cleary et al. 2007; Legault et al. 2009; Legault et Lecomte 2012). In the event that no individuals from the south shore were captured during the SLME sampling of this study, this could be evidence of the presence of more than one source contributing to the north shore population recruitment. However, given that no direct retribution could be done, it was not possible to determine to which populations belonged these sources. Genetic analyzes would allow to determine the proportion of both populations' individuals within the estuarine stock sample, which could then lead to a more accurate estimate of south shore spawning grounds relative contribution.

#### *Atlantic tomcod*

Using the RF machine learning classifier, two main sources contributing to the estuarine tomcod stock were identified. This result is in accordance with our primarily established premises suggesting that, based on published literature, Atlantic tomcod reproduction mainly occurs in SAR and BR rivers (Fortin et al. 1990, 1992; Hart et al. 1991; Bergeron et al. 1998; Couillard et al. 2011; Bernatchez et al. 2020). Since S1 and SAR showed a tendency towards higher Sr concentrations while S2 and BR showed globally higher Na, Mg, and Ba values, we hypothesized that S1 would correspond to SAR and S2 to BR. As this is not a direct reassignment, it was not possible to state beyond any doubt that these two sources represent

SAR and BR. The presence of adult Tomcods has been recorded in other rivers during winter, such as the St-Maurice, St-Charles and Ouelle Rivers (Fortin et al. 1990; Pouliot 1996). These results could also be indicating a contribution to the stock from two twin rivers or spawning grounds in the St. Lawrence system. However, as the annual upstream migration mentions in other rivers remain sporadic and marginal in comparison to SAR and BR, they are likely minor contributors to the stock. Based on our previously established hypothesis, SAR would then contribute to  $65.2 \pm 20.8\%$  and BR to  $34.8 \pm 11.1\%$  to the tomcod stock recruitment. Supporting these results by comparing larval and juvenile otolith cores chemistry would allow to confirm the relative importance of both reproduction sites.

Individuals caught in the downstream portion of the SLME mainly originated from S2 (likely BR), whereas upstream sampling sites were mainly dominated by tomcods from the S1 (likely SAR). This raises questions regarding the behavior of individuals originating from both sites. Although there is no mitochondrial genetic difference between individuals spawning in SAR and BR (Mailhot 1991), there are variations in estuarine spatial distribution patterns depending on tomcods age and sex (Couillard et al. 2011). Older Atlantic tomcod, mainly males, migrate downstream of middle estuary in more saline colder waters, whereas younger individuals tend to stay upstream in warmer and less salty waters. This behavior induces ontogenetic changes which promotes somatic growth for younger tomcods and gonad development for older individuals. As proposed by Hart et al. (1991), individuals located downstream of middle estuary may need more time to reach the first spawning ground on their migrating route and may then be facing a high tomcod density and habitat competition in SAR. These individuals would then migrate upstream on the St. Lawrence River to reach the next tributary, the BR. This could potentially explain why the spawning migration starts two weeks later on BR in comparison to SAR (Hart et al. 1991). However, in order to delineate stocks or migratory contingents between tomcods spawning in SAR and BR, site fidelity should be investigated.

### **2.4.3 Management implications and conclusion**

A better understanding of stock structure and recruitment in aquatic ecosystems allow to guide management actions, such as surveys and restoration plans. This highlights the importance to find the unknown sources locations to promote their conservation in a resources perennity perspective. As for the present study, otolith microchemistry demonstrated to be a powerful tool in order to delineate the spawning sites of the south shore rainbow smelt population. This further indicates that studies investigating this population's spawning sites contribution to recruitment would be possible and should therefore be continued. However, these studies should consider the overlapping distribution of the two sympatric populations found in the St. Lawrence middle estuary.

As the Atlantic tomcod stock individuals originates from two main sources, this indicates that a site that was considered less important and previously deserted (BR) can significantly contribute to the stock renewal. Future studies and monitoring should thus encompass SAR and BR tomcods spawning grounds since they are both likely to contribute in a non-negligible way to stock recruitment. A fundamental step towards optimal tomcod management would be to investigate if the recreational fishery is only focused on the individuals originating from a specific spawning site. For instance, if St. Lawrence Atlantic tomcod exhibited site fidelity, the impact on the SAR stock could be greater considering the fishing pressure on this reproduction site annually. Site fidelity could be tested by comparing the elemental composition of otolith cores in adult tomcods between SAR and BR during the spawning season.

Determining inter-annual site contribution to stock recruitment could lead to a better understanding of the factors influencing species recruitment and abundance. However, inter-annual spawning sites elemental signature must be assessed at first, in order to dismiss any risk of misclassifying individuals. As the water chemistry of tributaries in the fluvial portion of the estuary are mostly stable over time, this should be reflected in the elemental fingerprints of individuals using these waterways (Morissette and Sirois 2021). Such

premises must be investigated in SLME spawning grounds prior to the implementation of site contribution survey on an inter-annual basis.



### **3. Conclusion générale**

#### **3.1 Structure des stocks d'éperlan arc-en-ciel et de poulamon atlantique de l'estuaire moyen du Saint-Laurent**

##### **3.1.1 Éperlan arc-en-ciel de l'estuaire du Saint-Laurent**

Malgré le nombre important de frayères recensées pour la population du sud de l'estuaire, uniquement deux principales sources contribuant au recrutement de l'éperlan arc-en-ciel dans l'estuaire ont été observées. Nous avons cependant écarté la possibilité de lier les signatures élémentaires des sources observées au niveau de l'estuaire à celles des sites de reproduction pour cette espèce, afin d'éviter des réattributions erronées associées à des biais méthodologiques. Des valeurs plus élevées de Mg, Zn, Sr et Ba ont été observées pour les signatures élémentaires des larves d'éperlans récoltés dans les sites de reproduction de la population du sud de l'estuaire et le site de reproduction connu de la population de la rive nord n'a pas été représenté dans la présente étude. Ces résultats ouvrent la voie à plusieurs questionnements, mais mettent également l'emphase sur la potentielle présence de sites non découverts à ce jour pouvant contribuer de manière notable aux renouvellements des deux populations sympatriques d'éperlans arc-en-ciel de l'estuaire du Saint-Laurent.

Bien que les deux populations d'éperlan arc-en-ciel de l'estuaire du Saint-Laurent soient majoritairement ségréguées spatialement (Bernatchez et Martin 1996; Lecomte et Dodson 2004), leurs aires de répartition peuvent se recouper lorsque de faibles densités d'éperlan sont observées (Lecomte et Dodson 2005). La population du sud de l'estuaire est connue pour principalement utiliser l'habitat benthique des berges de la rive sud tandis que la population de la rive nord a un comportement plus pélagique associé aux chenaux profonds de l'estuaire (Mingelbier *et al.* 2001; Lecomte et Dodson 2005). Il est ainsi fort probable que des individus des deux populations, voir uniquement des individus de la population du nord de l'estuaire, aient été capturés lors de l'échantillonnage du RV *Lampsilis* en 2019.

Dans l'éventualité qu'uniquement des individus de la rive nord aient été capturés, ces résultats pourraient indiquer la présence d'un site de reproduction non confirmé de cette population. À ce jour, uniquement un site de reproduction situé dans l'estuaire fluvial près de Neuville a été confirmé pour cette population (Mingelbier *et al.* 2001; Lecomte et Dodson 2004). Des larves vésiculées âgées de 1-2 jours appartenant à la population de la rive nord ont été cependant détectées dans le secteur de l'île d'Orléans, pouvant indiquer la présence d'un site de reproduction majeure en aval du site préalablement identifié (Cleary *et al.* 2007; Legault *et al.* 2009). La présence de deux sources ayant des signatures élémentaires distinctes appartenant à la population du nord de l'estuaire permettrait de confirmer l'existence d'un deuxième site pouvant contribuer de manière notable au recrutement de cette population.

D'un autre côté, les signatures élémentaires des sites de reproduction de l'éperlan du sud de l'estuaire et celles des sources n'étaient pas similaires. Dans le cas que des individus de la rive sud aient été capturés ou que l'ensemble des éperlans proviendrait de cette population, ces résultats pourraient indiquer la présence de sites non découverts contribuant au renouvellement de la population du sud de l'estuaire. Il est cependant peu probable que l'ensemble des individus capturés appartient à la population du sud de l'estuaire considérant la distribution des sites de captures de la campagne d'échantillonnage du RV *Lampsilis* se retrouvant en partie près de la rive nord de l'estuaire moyen, majoritairement dominée par la population du nord de l'estuaire.

L'éperlan arc-en-ciel anadrome est mondialement connu pour se reproduire dans des environnements lotiques (principalement en ruisseaux ou en rivières; Lévesque 2012). Toutefois, plusieurs méthodes alternatives de reproduction sont également recensées (Lecomte 2011; Legault et Lecomte 2012; Lévesque 2012). Scott et Crossman (1974) ont observés une reproduction de l'éperlan arc-en-ciel dulcicole sur des hauts fonds composés de gravier dans les Grands Lacs et ce comportement à par la suite été observés par les populations d'éperlan anadrome de l'estuaire du Saint-Laurent (Lecomte et Dodson 2004; Legault et Lecomte 2012). La fraie à l'embouchure des rivières n'a pas été observée à ce jour chez l'éperlan anadrome, mais un tel mode de reproduction est connu pour l'éperlan arc-en-

ciel dulcicole se retrouvant au lac Saint-Jean et l'éperlan européen (*Osmerus eperlanus*) dans le réservoir Rybinsk en Russie (Ivanova et Polovkova 1972; Lévesque 2012; Lévesque et Sirois 2015). Ivanova et Polovkova (1972) décrivent une utilisation divergente des sites de reproduction en fonction de la maturité des individus. Les éperlans plus âgés migreraient en amont des rivières, tandis que les individus plus jeunes préconiseraient une utilisation des sites de reproduction près des embouchures. Ce comportement mériterait d'être investigué chez la population d'éperlan anadrome du sud de l'estuaire, considérant que des montaisons de reproduction sont recensées à plusieurs rivières.

L'analyse des signatures élémentaires de deux sources a démontré qu'elles sont semblables et qu'elles s'apparentent plus à celle de la frayère située sur les hauts-fonds du fleuve Saint-Laurent à proximité du Ruisseau de l'église qu'aux signatures observées dans les tributaires (Rivières du Sud, Ouelle, Kamouraska, Fouquette et du Loup). Ceci pourrait potentiellement être un indicateur précoce de sites de reproduction situés à même le fleuve ou à des embouchures de rivières. Néanmoins, déterminer à quelle population appartiennent ces deux sources reste une étape prioritaire. Considérant les différences génétiques et phénotypiques observées entre les deux populations (Bernatchez et Martin 1996; Lecomte et Dodson 2004), des analyses génétiques ou phénotypiques des individus du stock capturés dans l'estuaire moyen permettraient de déterminer à quelle population ils appartiennent et par le même fait d'investiguer l'appartenance de ces sources.

Cette étude n'a pas permis d'investiguer la contribution des sites de reproduction connus de la population du sud de l'estuaire au renouvellement de son stock, mais a démontré un grand potentiel à distinguer les signatures élémentaires de ses sites de reproduction. Il est possible de distinguer des larves provenant des hauts fonds du fleuve Saint-Laurent de celles provenant des tributaires de la rive sud en fonction de leurs signatures élémentaires avec un taux de succès de 87%. Dans l'éventualité de l'analyse d'un échantillon d'individus provenant strictement de la population du sud de l'estuaire, ceci permettrait de déterminer si les individus du stock proviennent majoritairement de sites ayant des signatures de types « fleuve » ou « tributaires ». Cette alternative à déterminer la contribution respective de

l'ensemble des sites permettrait d'investiguer l'importance du comportement de reproduction sur les hauts-fonds du Saint-Laurent pour cette population, étant inconnu à ce jour.

### **3.1.2 Poulamon atlantique de l'estuaire du Saint-Laurent**

La présence de deux sources principales contribuant au recrutement du stock de poulamon de l'estuaire du Saint-Laurent vient confirmer le retour significatif du poulamon dans plus d'un site de reproduction, suivant la baisse de fréquentation des rivières Saint-Maurice et Batiscan et de tributaires de la rive sud du fleuve survenue au courant des années 1980 (Couture *et al.* 1982; Fortin *et al.* 1990). En se basant sur les signatures élémentaires des sites de reproduction, ces deux sources pourraient correspondre aux rivières Sainte-Anne et Batiscan. Basé sur cette hypothèse, la rivière Sainte-Anne contribuerait ainsi majoritairement au renouvellement du stock, mais la rivière Batiscan y contribuerait également de manière plus marginale.

Il est cependant nécessaire de conserver un regard critique vis-à-vis ces résultats, car il n'est pas possible d'affirmer, hors de tout doute, que les rivières Sainte-Anne et Batiscan correspondent bien à ces deux sources. Considérant que les signatures élémentaires des sites de reproduction sont observées aux marges des otolithes de reproducteurs en montaison et que celles de l'origine natale des individus provenant du stock sont observées au cœur de leur otolithe, les valeurs de concentration élémentaires divergeaient en fonction de la structure analysée et n'étaient pas comparables. Une réassignation directe des individus du stock à leur site de naissance en fonction des signatures élémentaires fut donc écartée. Comme il a été démontré par des études antérieures sur le système du fleuve Saint-Laurent (Lazartigues *et al.* 2016, 2018), déterminer les signatures élémentaires des sites de fraie à partir du cœur des otolithes de larves permet d'effectuer une réassignation directe. Une récolte de larves de poulamons atlantiques sur les rivières Sainte-Anne et Batiscan lors de la période de fraie hivernale permettrait de confirmer l'origine des deux sources observées dans l'estuaire moyen en période estivale. Dans l'éventualité que les signatures élémentaires de ces deux sites de reproduction ne correspondent pas à celles des sources observées dans

l'estuaire, ceci pourrait être un indicateur de la présence de rivières jumelles inconnues qui contribueraient de manière importante au recrutement du stock de poulamon de l'estuaire. Basée sur la littérature accessible à ce jour, l'hypothèse que les rivières Sainte-Anne et Batiscan soient les principales frayères contribuant au renouvellement du stock reste la plus probable (Couture *et al.* 1982; Fortin *et al.* 1990; Hart *et al.* 1991; Bergeron et Marion 1996). Malgré les mentions sporadiques et plus marginales de poulamon dans des tributaires du Saint-Laurent en période de fraie hivernale (rivières Saint-Maurice, Ouelle et Saint-Charles), la montaison semble de nos jours majoritairement concentrée dans les rivières Sainte-Anne et Batiscan, considérant le nombre important de poulamons qui y sont observés annuellement. Peu d'études visant cette espèce ont cependant été réalisées à ce jour au Québec. Ces découvertes viennent renforcer la compréhension actuelle de la dynamique du stock de poulamon de l'estuaire, mais mettent en lumière le manque important d'information sur cette espèce fortement exploitée.

Les résultats de cette étude mènent également à des questionnements quant aux comportements migratoires des individus des deux rivières. La majorité des individus capturés en amont de la pointe est de L'Isle-aux-Grues provenaient de la rivière Sainte-Anne, tandis que les individus capturés en aval de ce point provenaient majoritairement de la rivière Batiscan. Ceci pourrait être un indicateur précoce de la présence de contingents migratoires exploitant différents sites de reproduction et ayant une utilisation différente de leur habitat d'alimentation estival. Les travaux de Couillard *et al.* (2011) ont notamment démontré un changement du comportement de migration en fonction du sexe et du stade de maturité des poulamons. Les poulamons plus âgés, principalement des mâles, migreraient plus en aval en quête d'eaux plus fraîches et salées, tandis que les individus plus jeunes, majoritairement des femelles, resteraient plus en amont en eaux plus chaudes. Ce comportement aurait pour effet de favoriser la croissance somatique des jeunes individus et la croissance des gonades des individus plus âgés.

Considérant que les individus plus jeunes resteraient plus en aval (Couillard *et al.* 2011) et que le site de reproduction de la rivière Sainte-Anne soit situé plus près de l'estuaire moyen

que celui de la rivière Batiscan, les mâles de plus petite taille auraient une moins grande distance à parcourir préalablement à leur montaison et l'effectueraient dans le site de reproduction de la rivière Sainte-Anne. Comme proposé par Hart *et al.* (1991), à densité élevée de poulamons dans la rivière Sainte-Anne un refoulement subséquent des individus retardataires vers des sites de reproduction alternatifs pourrait être possible. Les poulamons mâles plus âgés migreraient ainsi vers la rivière Batiscan, expliquant la plus grande taille de ces individus dans cette rivière et pourquoi la migration de reproduction est amorcée deux semaines plus tard en comparaison à la rivière Sainte-Anne (Hart *et al.* 1991).

Les poulamons provenant de ces deux rivières ne présentent pas de différences génétiques basées sur des analyses de leur ADN mitochondrial (Mailhot 1991). Il serait néanmoins intéressant d'investiguer si le poulamon atlantique de l'estuaire présente une fidélité à son site de naissance. Ce comportement est connu et étudié pour plusieurs espèces, notamment la morue de l'Atlantique (*Gadus morhua*), également un poisson de la famille des gadidés (Svedäng *et al.* 2007; Tamdrari *et al.* 2012). Aucune étude visant à investiguer ce comportement chez le poulamon atlantique n'a cependant été réalisée à ce jour. Une fidélité au site permettrait également d'expliquer les variations morphologiques et comportementales observées entre les individus provenant de ces deux sites de reproduction, dû au fait que les individus des deux rivières auraient des dynamiques distinctes.

## **3.2 Implication pour la gestion de ces deux espèces**

### **3.2.1 Éperlan arc-en-ciel de l'estuaire du Saint-Laurent**

Considérant le statut de conservation particulier de l'éperlan du sud de l'estuaire, des mesures de conservations sont présentement en place afin de favoriser le rétablissement de cette population (Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel du Québec 2008; Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent 2019). À ce jour, la pollution agricole est considérée la principale menace à la qualité des sites de fraie des tributaires et par le même fait à la reproduction de cette population. Considérant que le site de la rivière Ouelle est actuellement considéré comme la principale

frayère utilisée par la population, déterminer si les éperlans de la population du sud de l'estuaire proviennent également ou uniquement de sites distribués à même le fleuve pourrait considérablement influencer les mesures de conservation. Ceci pourrait également indiquer une forte mortalité des jeunes stades de vie dans les rivières, pouvant être attribuable à des facteurs abiotiques, notamment l'eutrophisation des cours d'eau et le débit des rivières, influençant par le même fait le recrutement (Fuda *et al.* 2007; Couillard *et al.* 2017). Comme la présente étude n'a pas permis de déterminer la contribution du site des hauts-fonds du fleuve Saint-Laurent situés près du ruisseau de l'église, il demeure important de poursuivre les études visant à déterminer l'importance de ce comportement de reproduction, considérant que cette découverte pourrait occasionner des changements importants dans la méthode de gestion de cette espèce.

Dans le cas que les sources observées dans l'estuaire moyen appartiendraient à la population du nord de l'estuaire, il devient important de déterminer la localisation du potentiel site de reproduction inconnu de cette population. La population du nord de l'estuaire étant visée par une pêche sportive et commerciale (Mingelbier *et al.* 2016), s'assurer de la qualité de ce site est un prérequis à son exploitation durable, afin d'éviter un déclin d'abondance comme il a été observé pour son homologue de la rive sud.

### **3.2.2 Poulamon atlantique de l'estuaire du Saint-Laurent**

Le poulamon est une espèce dominante de l'estuaire, qui composait 71% des captures au chalut en 2019 lors de la mission du navire RV *Lampsilis* (données non présentées) et l'une des principales espèces capturées au suivi du RIPE du MFFP (Bourget 2011; Bourget *et al.* 2011). Or, des fluctuations importantes de son abondance ont été observées à la trappe fixe de pêche à la fascine de rivière Ouelle entre 2009 et 2020 (Landry-Massicotte *et al.*, en préparation). Le poulamon n'est pas à l'abri d'un déséquilibre advenant une diminution du recrutement échelonnée sur plusieurs années et un maintien d'un taux de mortalité annuel élevé, comme ceux enregistrés de 2018 à 2020 (69,1 à 71,0%). Considérant que le poulamon de l'estuaire du Saint-Laurent est visé par une importante pêche sportive hivernale n'étant

pas règlementée à ce jour et que l'ampleur du prélèvement lors de celle-ci n'a pas été évaluée depuis 1991, un suivi de l'exploitation sur les sites de reproduction et de l'état de la ressource s'avère essentiel. Une enquête de pêche sur les sites de reproduction des rivières Sainte-Anne et Batiscan pourrait notamment être réalisée afin d'évaluer l'effort et le succès de pêche sportive et d'estimer l'ampleur de la récolte de poulamons.

Investiguer si le poulamon atlantique présente une fidélité au site permettrait également de déterminer si la pression de pêche est principalement concentrée sur un des stocks. Advenant que l'ensemble des poulamons frayant dans la rivière Sainte-Anne provienne de ce site de naissance, l'impact de la pêche sportive hivernale sur ce stock serait amplifié considérant l'important village de pêche sur glace mis en place annuellement en comparaison à la pêche plus marginale ayant lieu sur la rivière Batiscan (Bernatchez *et al.* 2020). Le maintien de la qualité du site de reproduction de la rivière Sainte-Anne est également un enjeu primordial pour assurer le renouvellement du stock considérant que ce dernier contribuerait à la hauteur de 65% au recrutement du stock de poulamons de l'estuaire du Saint-Laurent. Le suivi de la dynamique hydrologique de la rivière Sainte-Anne et du fleuve Saint-Laurent en période hivernale est donc essentiel, car ces facteurs sont reconnus pour influencer la reproduction et la survie des jeunes stades de vie du poulamon sur cette rivière (Fortin *et al.* 1990 ; Bergeron *et al.* 1998). Bien que le site de reproduction de la rivière Batiscan semble contribuer de manière plus marginale, il serait intéressant de déterminer quelles sont les variables influençant le recrutement à ce site, la fraie sur cette rivière n'a été que peu étudiée en comparaison à la rivière Sainte-Anne à ce jour.

### **3.3 Considérations finales**

Plusieurs facteurs, qu'ils soient de source anthropique ou abiotique, peuvent influencer le recrutement et par le même fait le renouvellement des stocks de poissons des grandes rivières (Mailhot *et al.* 2015). La qualité de l'environnement influence la condition, la croissance et la survie des jeunes stades de vie et par le même fait le recrutement de l'éperlan arc-en-ciel et du poulamon atlantique (Fuda *et al.* 2007; Green et Chambers 2007). Le débit des rivières

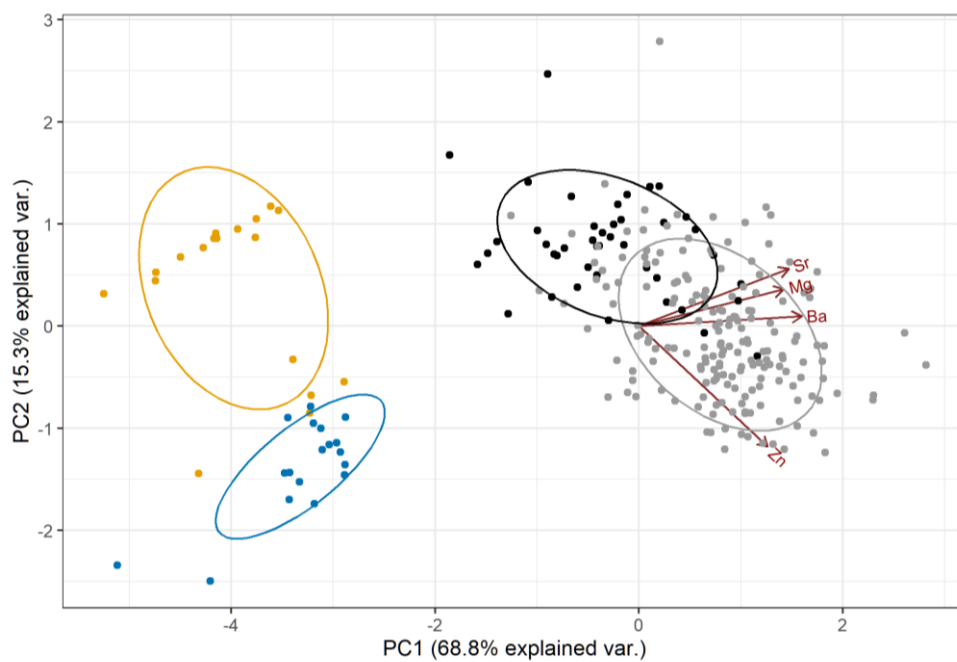


semble vraisemblablement être un facteur influençant considérablement la survie des jeunes stades de vie de l'éperlan arc-en-ciel de la rive sud et du poulamon atlantique de l'estuaire du Saint-Laurent (Fortin *et al.* 1990; Couillard *et al.* 2017). Les contributions aux stocks des sites de reproduction sont donc sujettes à une variabilité interannuelle, influencée par des facteurs environnementaux agissant sur les caractéristiques de dérive des larves vers des zones d'alevinage favorisant leur survie. Afin d'obtenir un portrait global du recrutement de ces deux espèces dans l'estuaire du Saint-Laurent, suivre la contribution des sites de reproduction connus sur une plus longue période et en tenant compte de la variabilité de certains facteurs environnementaux permettrait de réaliser des modèles de gestion holistiques. Ceci permettrait par la même occasion de déterminer quels facteurs ont un impact majeur sur la contribution des frayères aux stocks exploités de ces deux espèces d'intérêt.

## **Annexe A**

### **Analyse en chimie des otolithes d'éperlans arc-en-ciel capturés à Trois-Pistoles**

La présence d'œufs d'éperlan arc-en-ciel a récemment été observée dans la rivière Trois-Pistoles, une frayère considérée abandonnée par la population du sud de l'estuaire depuis les années 1990. Ceci mène à des questionnements quant à l'utilisation de ce site de reproduction par la population du sud de l'estuaire. Au courant de la période de pêche hivernale de l'hiver 2020-2021, 50 éperlans arc-en-ciel furent capturés à l'embouchure de la rivière Trois-Pistoles dans l'optique d'investiguer leur origine natale en fonction des signatures élémentaires observées au cœur de leurs otolithes. Considérant que la signature élémentaire de ce site de reproduction est inconnue dans le cadre du présent projet, il n'a pas été possible de déterminer si les individus capturés provenaient de cette rivière. Il a néanmoins été possible de distinguer deux signatures élémentaires distinctes au sein de cet échantillon, à l'aide du modèle utilisé pour distinguer les signatures élémentaires des individus du stock présents dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent en période estivale (i. e. Mg, Zn, Sr et Ba; erreur de reclassification de 29,8%; figure A.1). Ces résultats indiqueraient donc que les éperlans arc-en-ciel capturés à l'embouchure de cette rivière proviendraient de deux sites de reproduction distincts et sont cohérents avec le nombre de sources observées dans l'estuaire moyen en période estivale. Comme pour les sources observées dans l'estuaire, les signatures élémentaires des deux sources ne correspondaient pas à celles du site de reproduction des hauts-fonds du fleuve Saint-Laurent et des tributaires de la rive sud.



**Figure A.1.** Analyse en composante principale (PCA) mettant en relation les signatures élémentaires (Mg, Zn, Sr et Ba) observées au cœur des otolithes des éperlans arc-en-ciel capturés à l’embouchure de la rivière Trois-Pistoles (points jaune et bleu) et celles au cœur des otolithes des larves récoltées sur les hauts-fonds du fleuve Saint-Laurent près de Beaumont (points noirs) et dans les tributaires de la rive sud de l’estuaire (points gris).

## Références bibliographiques

- Avigliano E, Pisonero J, Dománico A, Silva N, Sánchez S et Volpedo AV. 2018. Spatial segregation and connectivity in young and adult stages of *Megaleporinus obtusidens* inferred from otolith elemental signatures: Implications for management. *Fisheries Research*, 204 : 239–244.
- Barnett-Johnson R, Pearson TE, Ramos FC, Grimes CB et MacFarlane BR. 2008. Tracking natal origins of salmon using isotopes, otoliths, and landscape geology. *Limnology and Oceanography*, 53 : 1633–1642.
- Begg GA et Waldman JR. 1999. An holistic approach to fish stock identification. *Fisheries Research*, 43 : 35–44.
- Bergeron N et Marion J. 1996. Étude comparative des processus géomorphologiques d’hiver et de la migration du poulamon atlantique (*Microgadus tomcod*) dans les rivières Sainte-Anne et Batiscan. Rapport présenté à la Division de la gestion de l’habitat du poisson, Ministère des Pêches et des Océans, 23 p.
- Bergeron N, Chaumont D, Marion J, Martin N et Roy A. 1996. Étude du problème d’ensablement de la rivière Sainte-Anne à Sainte-Anne-de-la-Pérade. Rapport remis à l’Association des Pourvoyeurs de la rivière Sainte-Anne et réalisé par l’INRS-Géoressources, 106 p.
- Bergeron N, Roy AG, Chaumont D, Mailhot Y et Guay É. 1998. Winter geomorphological processes in the Sainte-Anne River (Québec) and their impact on the migratory behaviour of Atlantic tomcod (*Microgadus tomcod*). *Regulated Rivers: Research & Management*, 14 : 95–105.
- Bernatchez L et Martin S. 1996. Mitochondrial DNA diversity in anadromous rainbow smelt, *Osmerus mordax* Mitchill: a genetic assessment of the member-vagrant hypothesis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53 : 424–433.
- Bernatchez S, Paradis Y, Brisson-Bonenfant C, Brodeur P, Hatin D et Barrette M-F. 2020. Portrait de la pêche hivernale au Québec : historique, gestion et perspectives. *Le Naturaliste canadien*, 144 : 15.
- Bourget G. 2011. Réseau d’inventaire des poissons de l’estuaire (RIPE) – Bilan de l’année 2009. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l’expertise

Faune-Forêts- Territoire, Direction générale du Bas-Saint-Laurent, 48 p.

- Bourget G, Belzile K, Tremblay M, Larue C et Gagnon P. 2011. Réseau d'inventaire des poissons de l'estuaire (RIPE) – Bilan de l'année 2011. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF), Direction de l'expertise Faune-Forêts-Territoire du Bas-Saint-Laurent, Organisme de bassins versants de Kamouraska, L'Islet et Rivière-du-Loup, 10 p.
- Bradbury I, DiBacco C, Thorrold S, Snelgrove P et Campana S. 2011. Resolving natal tags using otolith geochemistry in an estuarine fish, rainbow smelt *Osmerus mordax*. Marine Ecology Progress Series, 433 : 195–204.
- Bradbury I, Campana SE et Bentzen P. 2008. Otolith elemental composition and adult tagging reveal spawning site fidelity and estuarine dependency in rainbow smelt. Marine Ecology Progress Series, 368 : 255–268.
- Bradford MJ et Cabana G. 1997. Interannual variability in stage-specific survival rates and the causes of recruitment variation. Dans : Chambers RC et Trippel AE édés. Early Life history and recruitment in fish populations. Chapman & Hall, London, p. 469–493.
- Brazner JC, Campana SE, Tanner DK et Schram ST. 2004. Reconstructing habitat use and wetland nursery origin of yellow perch from lake superior using otolith elemental analysis. Journal of Great Lakes Research, 30 : 492–507.
- Breiman L. 2001. Random forests. Machine Learning, 45 : 5-32.
- Brock G., Pihur V., Datta S., et Datta, S. 2008. cIValid : An R package for cluster validation. Journal of Statistical Software, 25 : 371-372.
- Cadrin SX et Secor DH. 2009. Accounting for spatial population structure in stock assessment: Past, present, and future. Dans : Beamish RJ et Rothschild BJ édés. Future of fisheries science in North America, Fish & Fisheries Series. Springer Science, New York, p. 405–426.
- Campana SE. 1999. Chemistry and composition of fish otoliths: Pathways, mechanisms and applications. Marine Ecology Progress Series, 188 : 263–297.
- Campana SE. 2005. Otolith elemental composition as a natural marker of fish stocks. Dans :

Stock identification methods. Elsevier Inc., Academic press, p. 227–245.

- Campana SE, Chouinard GA, Hanson JM, Fréchet A et Bratley J. 2000. Otolith elemental fingerprints as biological tracers of fish stocks. *Fisheries Research*, 1 : 343–357.
- Carlson AK, Fincel MJ et Graeb BDS. 2017. Otolith chemistry indicates walleye movement and entrainment in a large serial reservoir system. *Fisheries Management and Ecology*, 24 : 217–229.
- Chapman DC, Davis JJ, Jenkins JA, Kocovsky PM, Miner JG, Farver J et Jackson PR. 2013. First evidence of grass carp recruitment in the Great Lakes Basin. *Journal of Great Lakes Research*, 39 : 547-554.
- Cleary D, Sirois P et Legault M. 2007. Évaluation de la contribution des larves d'éperlan arc-en-ciel produites à l'incubateur du ruisseau de l'Église à la population de la rive sud de l'estuaire du Saint-Laurent. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement de la faune, Québec, 86 p.
- Cook GS. 2011. Changes in otolith microchemistry over a protracted spawning season influence assignment of natal origin. *Marine Ecology Progress Series*, 423 : 197–209.
- Correll DL. 1978. Estuarine productivity. *BioScience*, 28 : 646-650.
- Couillard CM, Ouellet P, Verreault G, Senneville S, St-Onge-Drouin S et Lefavre D. 2017. Effect of decadal changes in freshwater flows and temperature on the larvae of two forage fish species in coastal nurseries of the St. Lawrence estuary. *Estuaries and Coasts*, 40 : 268–285.
- Couillard MA, Cabana G, Dery JF, Daigle G et Dodson JJ. 2011. Ontogenetic habitat shifts of the atlantic tomcod (*Microgadus tomcod*) across an estuarine transition zone. *Estuaries and Coasts*, 34 : 1234–1245.
- Cournoyer S et Laterrière G. 1981. Étude socio-économique et évaluation de l'exploitation sportive du poulamon atlantique de la rivière Sainte-Anne à La Pérade, comté de Champlain, Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Comité d'étude sur le poulamon atlantique, Rapport technique No 11, 87 p.
- Couture R, Bourgeois J-C, Fortin R, Gravel Y, Lagacé M et Mailhot Y. 1982. Étude de

l'habitat et de la population du poulamon atlantique de la frayère de la rivière Sainte-Anne à La Pérade, Québec : synthèse et recommandations. Gouvernement du Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la faune, Québec, 57 p.

- Crook DA, Macdonald JI, McNeil DG, Gilligan DM, Asmus M, Maas R et Woodhead J. 2013. Recruitment sources and dispersal of an invasive fish in a large river system as revealed by otolith chemistry analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 70 : 953–963.
- D'Anglejan B et Smith EC. 1973. Distribution, transport, and composition of suspended matter in the St. Lawrence estuary. *Canadian Journal of Earth Science*, 10 : 1380–1396.
- Daigle G, Legault M et Verreault G. 2010. Pêche sous la glace à l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) à L'Isle-Verte, à Rimouski et à Rivière-du-Loup pendant l'hiver 2009-2010. Service des consultations statistiques, Université Laval et ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Québec, 67 p.
- Davoren GK, Woloschinskiy CSA, Halden NM et Wang F. 2015. Does otolith chemistry indicate the natal habitat of Newfoundland capelin *Mallotus villosus*? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 464 : 88–95.
- DeCelles GR et Cadrin SX. 2010. Movement patterns of winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus*) in the southern Gulf of Maine : observations with the use of passive acoustic telemetry. *Fishery Bulletin*, 108 : 408–419.
- DiMaria RA, Miller JA et Hurst TP. 2010. Temperature and growth effects on otolith elemental chemistry of larval Pacific cod, *Gadus macrocephalus*. *Environmental Biology of Fishes*, 89 : 453–462.
- Dodson JJ, Bourret A, Barrette MF, Turgeon J, Daigle G, Legault M et Lecomte F. 2015. Intraspecific genetic admixture and the morphological diversification of an estuarine fish population complex. *PLOS ONE*, 10 : e0123172.
- Dodson JJ, Dauvin JC, Ingram RG et D'Anglejan B. 1989. Abundance of larval rainbow smelt (*Osmerus mordax*) in relation to the maximum turbidity zone and associated macroplanktonic fauna of the middle St. Lawrence estuary. *Estuaries*, 12 : 66–81.

- Elsdon TS, Wells BK, Campana SE, Gillanders BM, Jones CM, Limburg KE, Secor DH, Thorrold SR et Walther BD. 2008. Otolith chemistry to describe movements and life-history parameters of fishes: Hypotheses, assumptions, limitations and inferences. *Oceanography and Marine Biology*, 46 : 297–330.
- Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel du Québec. 2008. Plan de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) au Québec, population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent – mise à jour 2008-2012. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune et de la faune du Québec, Faune Québec, 48 p.
- Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent. 2019. Plan de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) au Québec, population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent - 2019-2029. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, 40 p.
- Fortin R, Leveillé M, Laramée P et Mailhot Y. 1990. Reproduction and year-class strength of the Atlantic tomcod (*Microgadus tomcod*) in the Sainte-Anne River, at La Perade, Quebec. *Canadian Journal of Zoology*, 68 : 1350–1359.
- Fortin R, Leveillé M, Guénette S et Laramée P. 1992. Hydrodynamics and the drift of Atlantic tomcod (*Microgadus tomcod*) eggs and larvae under the ice in the Sainte-Anne River, Québec. *Aquatic Living Resources*, 5 : 127-136.
- Foubert A, Lecomte F, Brodeur P et Le Pichon C. 2020. How intensive agricultural practices and flow regulation are threatening fish spawning habitats and their connectivity in the St. Lawrence River floodplain, Canada. *Landscape Ecology*, 35 : 1229–1247.
- Fox J et Weisberg S. 2019. *An R Companion to applied regression*. Third edition. Sage, Thousand Oaks CA. 571 p.
- Fuda KM, Smith BM, Lesser MP, Legare BJ, Breig HR, Stack RB et Berlinsky DL. 2007. The effects of environmental factors on rainbow smelt *Osmerus mordax* embryos and larvae. *Journal of Fish Biology*, 71 : 539–549.
- Gibb FM, Régnier T, Donald K et Wright PJ. 2017. Connectivity in the early life history of sandeel inferred from otolith microchemistry. *Journal of Sea Research*, 119 : 8-16.
- Gillanders BM. 2009. Tools for studying biological marine ecosystem interactions—natural



and artificial tags. Dans : Nagelkerken, I éd. Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems. Springer Netherlands, Dordrecht, p. 457–492.

- Girault C. 2002. Suivi 2002 des juvéniles d'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) dans l'estuaire du Saint-Laurent. DUS IMACOF et Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la région du Bas-Saint-Laurent, 58 p.
- Giroux M. 1997. Rapport sur la situation de l'Éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) anadrome du sud de l'estuaire du fleuve Saint-Laurent au Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Québec, 52 p.
- Green BS et Chambers RC. 2007. Maternal effects vary between source populations in the Atlantic tomcod *Microgadus tomcod*. Marine Ecology Progress Series, 344 : 185–195.
- Guérette L. 1978. La pêche aux poulamons à Sainte-Anne-de-la-Pérade, saison 1978. Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Québec, 16 p.
- Hare JA et Richardson DE. 2013. The use of early life stages in stock identification studies. Dans : Cadrin S, *et al.* éd. Stock identification methods: applications in fishery science. Academic Press, London, p. 329–364.
- Hart C, Mailhot Y et Bourbeau D. 1991. Utilisation par le poulamon atlantique des principales rivières et du fleuve Saint-Laurent en Basse-Mauricie au cours de l'hiver 1990-91. Ministère du loisir, de la chasse et de la pêche, Direction régionale Mauricie-Bois-Francs, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Trois-Rivières-Ouest, 65 p.
- Hedges KJ, Ludsin SA et Fryer BJ. 2004. Effects of ethanol preservation on otolith microchemistry. Journal of Fish Biology, 64 : 923-937.
- Houde ED. 1987. Fish early life dynamics and recruitment variability. American Fisheries Society Symposium, 2 : 17–29.
- Houde ED. 2008. Emerging from Hjort's shadow. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science, 41 : 53–70.
- Houde ED. 2015. Recruitment variability. Dans : Jakobsen T, *et al.* éd. Fish Reproductive

- Biology Implications for Assessment and Management. Wiley-Blackwell, Hoboken, p. 91–171.
- Hjort J. 1914. Fluctuations in the great fisheries of northern Europe: viewed in the light of biological research. Andr. Fred. Høst & Fils, Copenhagen, Denmark, 228 p.
- Ivanova M et Polovkova S. 1972. Types of spawning grounds and spawning ecology of the landlocked smelt *Osmerus eperlanus* in Rybinsk Reservoir. *Journal of Ichthyology*, 12 : 625–633.
- Kerr LA et Campana SE. 2014. Chemical composition of fish hard parts as a natural marker of fish stocks. Dans : Cadrin S, *et al.* éd. Stock identification methods: applications in fishery science. Academic Press, London, p. 205–234.
- Laflamme D, Piché I, Michaud A, Bédard Y, Trecia G, Laroche R, Champagne L et Gouin JM. 1998. Situation environnementale de la rivière Boyer. Ministères de l'Environnement et de la Faune, de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation en collaboration avec Saint-Laurent Vision 2000 et le Groupe d'intervention pour la restauration de la Boyer, Québec, 202 p.
- Lair S, Mailhot Y, Bélanger D, Higgins R, Berthiaume L et Martineau D. 1994. État de santé des géniteurs du poulamon atlantique (*Microgadus tomcod*) en migration de fraye dans le fleuve Saint-Laurent, hiver 1992-1993. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale Mauricie-Bois-Francs, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Trois-Rivières, 48 p.
- Lair S, Mailhot Y, Higgins R, Bélanger D, Berthiaume L, Lafontaine Y de et Martineau D. 1997. Jaw ulcers in Atlantic tomcod, *Microgadus tomcod* (Walbaum), from the St Lawrence River. *Journal of Fish Diseases*, 20 : 11–17.
- Laprise R et Dodson JJ. 1989. Ontogenetic changes in the longitudinal distribution of two species of larval fish in a turbid well-mixed estuary. *Journal of Fish Biology*, 35 : 39–47.
- Laprise R et Dodson JJ. 1990. The mechanism of retention of pelagic tomcod, *Microgadus tomcod*, larvae and juveniles in the well-mixed part of the St. Lawrence Estuary. *Environmental Biology of Fishes*, 29 : 293–302.
- Laprise R et Dodson JJ. 1994. Environmental variability as a factor controlling spatial

patterns in distribution and species diversity of zooplankton in the St. Lawrence Estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 107 : 67–81.

Laramée, P. 1985. Reproduction et développement embryonnaire du poulamon atlantique *Microgadus tomcod* (Walbaum) dans la rivière Sainte-Anne à La Pérade, comté de Champlain, Québec. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, Montréal, 87 p.

Lazartigues A, Sirois P et Savard D. 2014. LA-ICP-MS analysis of small samples: Carbonate reference materials and larval fish otoliths. *Geostandards and Geoanalytical Research*, 38 : 225-240.

Lazartigues A, Plourde S, Dodson JJ, Morissette O, Ouellet P et Sirois P. 2016. Determining natal sources of capelin in a boreal marine park using otolith microchemistry. *ICES Journal of Marine Science*, 73 : 2644–2652.

Lazartigues A, Girard C, Brodeur P, Lecomte F, Mingelbier M et Sirois P. 2018. Otolith microchemistry to identify sources of larval yellow perch in a fluvial lake: An approach towards freshwater fish management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 75 : 474–487.

Lecomte F. 2011. Spawning strategies and dynamics among anadromous smelts, are we aware only of the tip of the iceberg? Fourth North American workshop on rainbow smelt, Portland, ME.

Lecomte F et Dodson JJ. 2004. Role of early life-history constraints and resource polymorphism in the segregation of sympatric populations of an estuarine fish. *Evolutionary Ecology Research*, 6 : 631–658.

Lecomte F et Dodson JJ. 2005. Distinguishing trophic and habitat partitioning among sympatric populations of the estuarine fish *Osmerus mordax* Mitchill. *Journal of Fish Biology*, 66 : 1601–1623.

Legault M, Cleary D et Sirois P. 2009. Action à poser suite à la découverte d'un site de reproduction d'importance de la population d'éperlan arc-en-ciel de la rive sud dans le fleuve Saint-Laurent. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats. Service de la faune aquatique, Québec, 83 p.

- Legault M et Lecomte F. 2012. Ghost hunting: quantifying and localizing alternative spawning grounds used by anadromous rainbow smelt (*Osmerus mordax*). Dans : Wood C, *et al.* éd. Fourth North American Workshop on Rainbow Smelt: Extended Abstract Proceedings. The Maine Department of Marine Resources, New Hampshire Department of Fish & Games, Massachusetts Division of Marine Fisheries, Portland, p. 36–42.
- Leveillé, M. 1985. Reproduction, développement embryonnaire et force des classes d'âge du poulamon atlantique *Microgadus tomcod* (Walbaum), de la rivière Sainte-Anne à La Pérade, comté de Champlain, Québec. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, Montréal. 153 p.
- Leggett WC. 1985. The role of migrations in the life history evolution of fish. Dans : Rankin MA éd. Migration: Mechanisms and adaptive significance. Contributions in Marine Science, Austin, p. 353–366.
- Leggett WC et Frank KT. 2008. Paradigms in fisheries oceanography. Dans : Oceanography and Marine Biology. CRC Press, Boca Raton, p. 337–370.
- Lévesque S. 2012. La reproduction de l'éperlan arc-en-ciel dulcicole: étude de cas de l'éperlan du lac Saint-Jean. Chaire de recherche sur les espèces aquatiques exploitées. Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi, 111 p.
- Lévesque S et Sirois P. 2015. Confirmation d'un habitat de fraie de l'éperlan arc-en-ciel au lac Saint-Jean. Chaire de recherche sur les espèces aquatiques exploitées. Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi, 27 p.
- Link JS, Nye JA et Hare JA. 2011. Guidelines for incorporating fish distribution shifts into a fisheries management context. *Fish and Fisheries*, 12 : 461–469.
- Liu ZJ, Weller DE, Correll DL et Jordan TE. 2000. Effects of land cover and geology on stream chemistry in watersheds of Chesapeake Bay. *Journal of the American Water Resources Association*, 36 : 1349-1365.
- Loeppky AR et Davoren GK. 2018. Temperature and salinity influence the chemistry in the pre-hatch otolith region of capelin, *Mallotus villosus*, during lab and field egg incubation experiments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 501 : 65–73.

- Loeppky AR, Purchase CF et Davoren GK. 2018. Chemical signatures in embryonic otoliths of capelin, *Mallotus villosus*: Influence of family and environmental conditions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 498 : 25–31.
- LPPDC. 2019. L'Histoire de la Pêche au petit poisson à Ste-Anne-de-la-Pérade. Consulté le 22 avril 2021, <https://lespetitspoissons.ca/la-peche-aux-petits-poissons-des-chenaux/histoire-de-peche/>
- Lucotte M et D'Anglejan B. 1986. Seasonal control of the Saint-Lawrence maximum turbidity zone by tidal flat sedimentation. *Estuaries*, 9 : 84–94.
- Mailhot Y. 1991. La population de poulamon atlantique du haut-estuaire du fleuve Saint-Laurent: Statut du stock en 1991-92 et balises pour une politique de gestion à long terme. Ministère du loisir, de la chasse et de la pêche; Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation; Comité conjoint de gestion de la pêche, Trois-Rivières-Ouest, 5 p.
- Mailhot Y, Scrosati J et Bourbeau D. 1988. La population du poulamon atlantique de La Pérade: Bilan, état de la situation actuelle en 1988 et nouveaux aspects de l'écologie de l'espèce. Ministère du loisir, de la chasse et de la pêche, Direction régionale de Trois-Rivières, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Trois-Rivières-Ouest, 77 p.
- Mailhot Y, Dumont P, Paradis Y, Brodeur P, Vachon N, Mingelbier M, Lecomte F et Magnan P. 2015. Yellow Perch (*Perca flavescens*) in the St. Lawrence River (Québec, Canada): Population dynamics and management in a river with contrasting pressures. *Biology of Perch*, Boca Raton, p. 101–147.
- Marceau M. 2018. Le retour du froid permet le début de la pêche au poulamon. Consulté le 30 août 2021, <https://ici.radiocanada.ca/nouvelle/1143922/poulamon-st-anne-perade-peche-glace-poissons-tourisme->
- Martin J, Bareille G, Berail S, Pécheyran C, Gueraud F, Lange F, Daverat F, Bru N, Beall E, Barracou D et Donard O. 2013. Persistence of a southern Atlantic salmon population: Diversity of natal origins from otolith elemental and Sr isotopic signatures. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 70 : 182–197.
- de Mendiburu F et Yaseen M. 2020. agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research. R package version 1.4.0.

- Miller JM, Crowder LB et Moser ML. 1985. Migration and utilization of estuarine nurseries by juvenile fishes: An evolutionary perspective. Dans : Rankin MA éd. Migration: mechanisms and adaptive significance. Contributions in Marine Science, Austin, p. 338–352.
- Mingelbier M, Lecomte F et Dodson JJ. 2001. Climate change and abundance cycles of two sympatric populations of smelt (*Osmerus mordax*) in the middle estuary of the St. Lawrence River, Canada. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 58 : 2048–2058.
- Mingelbier M, Grant C, Côté G et Deschamps D. 2019. Caractérisation des communautés de poissons et de leurs habitats dans les zones portuaires et le chenal de navigation du Saint-Laurent - Analyse des données de la période 2007-2018. Direction de l'expertise sur la faune aquatique, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, 105 p.
- Mingelbier M, Paradis Y, Brodeur P, la Chenelière V de, Lecomte F, Hatin D et Verreault G. 2016. Gestion des poissons d'eau douce et migrateurs dans le Saint-Laurent : mandats, enjeux et perspectives. Le Naturaliste canadien, 140 : 74–90.
- Moreira C, Froufe E, Sial AN, Caeiro A, Vaz-Pires P et Correia AT. 2018. Population structure of the blue jack mackerel (*Trachurus picturatus*) in the NE Atlantic inferred from otolith microchemistry. Fisheries Research, 197 : 113–122.
- Morissette O, Lecomte F, Verreault G, Legault M et Sirois P. 2016. Fully equipped to succeed: Migratory contingents seen as an intrinsic potential for striped bass to exploit a heterogeneous environment early in life. Estuaries and Coasts, 39 : 571–582.
- Morissette O, Lecomte F, Vachon N, Drouin A et Sirois P. 2021. Quantifying migratory capacity and dispersal of the invasive tench (*Tinca tinca*) in the St. Lawrence River using otolith chemistry. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 78 : 1–11.
- Morissette O et Sirois P. 2021. Flowing down the river: Influence of hydrology on scale and accuracy of elemental composition classification in a large fluvial ecosystem. Science of the Total Environment, 760 : 143320.
- Nixon SW. 1981. Freshwater inputs and estuarine productivity. Dans : Cross RD et Williams

DL éd. Proceedings of the National Symposium on Freshwater Inflow to Estuaries. Vol. 1. U.S. Department of the Interior, Washington. FWS/OBS-81/04., p. 31–57.

- North E et Houde E. 2003. Linking ETM physics, zooplankton prey, and fish early-life histories to striped bass *Morone saxatilis* and white perch *M. americana* recruitment. Marine Ecology Progress Series, 260 : 219–236.
- Pannella G. 1971. Fish otoliths: Daily growth layers and periodical patterns. Science, 173 : 1124–1127.
- Paton C, Hellstrom J, Paul B, Woodhead J et Hergt J. 2011. Iolite: Freeware for the visualisation and processing of mass spectrometric data. Journal of Analytical Atomic Spectrometry, 26 : 2508-2518.
- Pettigrew P. 2002. Pêche commerciale et sous la glace à l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) à L'Isle-Verte en 1999-2000. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la région du Bas-Saint-Laurent, Rivière-du-Loup, 18 p.
- Pikitch EK, Rountos KJ, Essington TE, Santora C, Pauly D, Watson R, Sumaila UR, Boersma PD, Boyd IL, Conover DO, Cury P, Geers TM, Gownaris N et Munch SB. 2014. The global contribution of forage fish to marine fisheries and ecosystems. Fish and Fisheries, 15 : 43–64.
- Pouliot G. 1996. Développement de la pêche sportive hivernale du poulamon atlantique (*Microgadus tomcod*) sur la rivière Ouelle. Association des pêcheurs d'anguilles et de poissons d'eau douce du Québec, Rimouski, 34 p.
- R Development Core Team. 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Radio-Canada. 2020. 200 personnes visées dans l'opération antibraconnage d'éperlans arc-en-ciel. Consulté le 30 août 2021, <https://ici.radio-canada.ca/nouvelle/1545129/200-personnes-braconnage-eperlans-arc-en-ciel-vente-illegale>
- Robitaille J, Choinière L, Trecia G et Verreault G. 1995. Pêche sous la glace de l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) à l'île Verte pendant l'hiver 1991-1992. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Directions régionales de Québec, du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie–

Îles-de-la-Madeleine, 27 p.

- Scott WB et Crossman EJ. 1974. Freshwater Fishes of Canada. Dans Copeia. Fisheries Research Board of Canada Bulletin 184. Ottawa, 966 p.
- Secor DH. 2013. The unit stock concept: Bounded fish and fisheries. Dans : Cadrin S, *et al.* édés. Stock identification methods: applications in Fishery Science. Academic Press, London, p. 7–28.
- Shi T et Horvath S. 2006. Unsupervised learning with random forest predictors. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 15 : 118-138.
- Sirois P et Dodson JJ. 2000a. Influence of turbidity, food density and parasites on the ingestion and growth of larval rainbow smelt *Osmerus mordax* in an estuarine turbidity maximum. *Marine Ecology Progress Series*, 193 : 167–179.
- Sirois P et Dodson JJ. 2000b. Critical periods and growth-dependent survival of larvae of an estuarine fish, the rainbow smelt *Osmerus mordax*. *Marine Ecology Progress Series*, 203 : 233–245.
- Sturrock AM, Hunter E, Milton JA, Johnson RC, Waring CP et Trueman CN. 2015. Quantifying physiological influences on otolith microchemistry. *Methods in Ecology and Evolution*, 6 : 806-816.
- Svedäng H, Righton D et Jonsson P. 2007. Migratory behaviour of Atlantic cod *Gadus morhua*: Natal homing is the prime stock-separating mechanism. *Marine Ecology Progress Series*, 345 : 1–12.
- Tamdrari H, Brêthes JC, Castonguay M et Duplisea DE. 2012. Homing and group cohesion in Atlantic cod *Gadus morhua* revealed by tagging experiments. *Journal of Fish Biology*, 81 : 714–727.
- Tanner SE, Reis-Santos P et Cabral HN. 2016. Otolith chemistry in stock delineation: A brief overview, current challenges and future prospects. *Fisheries Research*, 173 : 206–213.
- Tanner SE, Reis-Santos P, Vasconcelos RP, Fonseca VF, França S, Cabral HN et Thorrold, SR. 2013a. Does otolith geochemistry record ambient environmental conditions in a temperate tidal estuary? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*,



441: 7-15.

- Tanner SE, Reis-Santos P, Vasconcelos RP, Thorrold SR et Cabral HN. 2013b. Population connectivity of *Solea solea* and *Solea senegalensis* over time. *Journal of Sea Research*, 76 : 82–88.
- Tessier A. 1975. Petite histoire de notre petit poisson des chenaux. Éditions du Bien public, Trois-Rivières, 28 p.
- Thorrold SR, Latkoczy C, Swart PK et Cynthia M. 2001. Natal homing in marine fish metapopulation. *Science*, 291 : 297–299.
- Thériault R et Beauséjour S. 2012. Carte géologique du Québec – Édition 2012. Bibliothèque et Archives nationales du Québec, Gouvernement du Québec.
- Trencia G, Verreault G et Carrier D. 1990. Le passé, le présent et le futur de l'éperlan de l'estuaire; une histoire de disparition ou de restauration. Symposium sur le Saint-Laurent, un fleuve à récupérer, Vol. 11 Collection environnement et Géologie. Association des Biologistes du Québec, Québec, p. 472–496.
- Trencia G, Verreault G, Legault M et Tremblay V. 2005. L'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) anadrome du sud de l'estuaire du Saint-Laurent : Une population en voie de désignation comme espèce vulnérable. *Le Naturaliste Canadien*, 129 : 86–94.
- Tulp I, Keller M, Navez J, Winter H V., Graaf M de et Baeyens W. 2013. Connectivity between migrating and landlocked populations of a diadromous fish species investigated using otolith microchemistry. *PLoS ONE*, 8 : 1–8.
- Vanalderweireldt L, Winkler G, Forget-Lacoursière EL, Mingelbier M et Sirois P. 2020. Habitat use by early life stages of the re-established striped bass and conspecific fish species along the St. Lawrence estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 237 : 106696.
- Vanalderweireldt L, Winkler G, Mingelbier M et Sirois P. 2019. Early growth, mortality, and partial migration of striped bass (*Morone saxatilis*) larvae and juveniles in the St. Lawrence estuary, Canada. *ICES Journal of Marine Science*, 76 : 2235–2246.
- La Violette N, Fournier D, Dumont P et Mailhot Y. 2003. Caractérisation des communautés de poissons et développement d'un indice d'intégrité biotique pour le fleuve Saint-

- Laurent, 1995-1997. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, 237 p.
- Vladykov V et Michaud A. 1957. Les voyages de l'éperlan. *Actualités marines*, 1 : 15–19.
- Walther BD et Thorrold SR. 2006. Water, not food, contributes the majority of strontium and barium deposited in the otoliths of a marine fish. *Marine Ecology Progress Series*, 311 : 125–130.
- Walther BD et Thorrold SR. 2010. Limited diversity in natal origins of immature anadromous fish during ocean residency. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67 : 1699–1707.
- Watson NM. 2016. Wild: Determining natal origins of juvenile steelhead using otolith chemical analysis. *Fisheries*, 41 : 572–573.
- Watson RA, Cheung WWL, Anticamara JA, Sumaila RU, Zeller D et Pauly D. 2013. Global marine yield halved as fishing intensity redoubles. *Fish and Fisheries*, 14 : 493–503.
- Winkler G, Dodson J, Bertrand N, Thivierge D et Vincent W. 2003. Trophic coupling across the St. Lawrence River estuarine transition zone. *Marine Ecology Progress Series*, 251 : 59–73.
- Wolff BA, Johnson BM, Breton AR, Martinez PJ et Winkelman DL. 2012. Origins of invasive piscivores determined from the strontium isotope ratio ( $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ ) of otoliths. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69 : 724–739.
- Wright PJ, Régnier T, Gibb FM, Augley J et Devalla S. 2018. Identifying stock structuring in the sandeel, *Ammodytes marinus*, from otolith microchemistry. *Fisheries Research*, 199 : 19–25.
- Zeigler JM et Whitley GW. 2011. Otolith trace element and stable isotopic compositions differentiate fishes from the Middle Mississippi River, its tributaries, and floodplain lakes. *Hydrobiologia*, 661 : 289–302.

