

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	ii
REMERCIEMENTS.....	iv
AVANT-PROPOS	v
TABLE DES MATIÈRES	vi
LISTE DES TABLEAUX	vii
LISTE DES FIGURES	viii
I - INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1.1 OBJECTIFS DU PROJET	8
II - EFFECTS OF CIRCLE HOOKS USE ON THE RELEASE MORTALITY AND FISHING SUCCESS FOR TWO FRESHWATER SALMONIDS	10
2.1 INTRODUCTION.....	11
2.2 MATERIALS AND METHODS	13
2.2.1 Study design	13
2.2.2 Sampling.....	16
2.2.3 Hook metrics	19
2.2.4 Statistical analyses	20
2.4 DISCUSSION	31
2.4.1 Lake trout.....	31
2.4.2 Brook trout.....	35
III - EFFETS DE L'HAMEÇON CIRCULAIRE SUR LA MORTALITÉ À LA REMISE À L'EAU ET LE SUCCÈS DE PÊCHE DU DORÉ JAUNE	39
3.1 PROBLÉMATIQUE	40
3.2 MATÉRIEL ET MÉTHODES	41
3.3 RÉSULTATS	43
3.4 DISCUSSION	46
IV - SÉLECTIVITÉ DES ENGINS DE PÊCHE SPORTIVE	50
4.1 PROBLÉMATIQUE	51
4.2 MÉTHODOLOGIE.....	52
4.3 RÉSULTATS	53
4.4 INTERPRÉTATION.....	55
CONCLUSION.....	59
RÉFÉRENCES	63
ANNEXE 1	69

LISTE DES TABLEAUX

Table 1. Results for lake trout sampling, showing numbers of fish caught for each treatment and their average total length for lakes Caugnawana and Maganasipi.....	22
Table 2. Statistical comparison of mortality rates, deep hooking rates, capture success and hooking success of three hook types for lake trout treatments. Values in bold represent statistically significant results ($p < 0.05$).....	24
Table 3. Mean catch per unit effort (CPUE) of lake trout for each treatment group. ANOVA results (F -value) are shown on the right, along with degrees of freedom (df) and associated p -values. Standard deviation of each mean is shown in parentheses.....	25
Table 4. Results for brook trout sampling, showing numbers of fish caught for each treatment and their average total length for Lake Elbow and Castor Gras.....	27
Table 5. Comparison of mortality rates, deep hooking rates, capture success and hooking success of three hook types for brook trout treatments. Values in bold represent statistically significant results ($p < 0.05$).....	28
Table 6. Mean catch per unit effort (CPUE) of brook trout for each treatment group. ANOVA results (F -value) are shown on the right, along with degrees of freedom (df) and associated p -values. Standard deviation of each mean is shown in parentheses	29
Table 7. Nombre de dorés capturés pour chaque traitement et leur longueur totale moyenne.....	43
Table 8. Comparaison du taux de mortalité, du taux de ferrage profond et du succès de capture des dorés pour les deux types d’hameçons (circulaire et en « J ») étudiés, ainsi que pour le leurre artificiel et l’appât naturel respectivement. Les valeurs entre parenthèses représentent le nombre de captures dans chaque traitement	44
Table 9. Analyse de variance (ANOVA) des captures par unité d’effort en fonction des différents engins et types d’hameçon étudiés pour le doré. Le nombre de degrés de liberté (dl) et les résultats de l’analyse (F -value) sont présentés.....	46
Table 10. Nombre de captures et années d’échantillonnage des pêches expérimentales réalisées sur les lacs étudiés durant le projet (Données provenant du MFFP).....	53
Table A1. Measurements of the hooks used in the study.....	70

LISTE DES FIGURES

- Figure 1.** Types d’hameçons utilisés dans l’étude. De gauche à droite : un hameçon en « J », un trépied, et un hameçon circulaire. La pointe (A) et la hampe (B) d’un hameçon y sont indiqués.....6
- Figure 2.** Location of the studied lakes for the present study. Squares (■) represent lake trout lakes, while stars (★) represent brook trout lakes.....17
- Figure 3.** Schematized representation of angling treatments studied for lake trout. Artificial lures shown are an Acme® Little Cleo (a) and a Mepps® Syclops (b), while natural baits shown are dead emerald shiners (*Notropis artherinoides*). The most popular technique is indicated by an asterisk.....17
- Figure 4.** Schematized representation of angling treatments studied for brook trout. Shown are an artificial lure (Mepps® Aglia), a natural bait (earthworm) and tied flies (Muddler Minnow (a) and Caddis (b)). The most popular technique is indicated by an asterisk.....18
- Figure 5.** Mean capture success (a) and log-transformed catch per unit effort (b) for lake trout angled with trolled artificial lures. Capture success differences were assessed with Wald tests, while catch per unit effort differences were tested with one-way analysis of variance (ANOVA) and Tukey’s Honest Significant Difference (HSD). Asterisks illustrate significant pairwise differences of capture success between circle and conventional hooks, while letters (A, B) show Tukey’s HSD between groups. Error bars represent standard deviations.....25
- Figure 6.** Mean mortality (a) and deep hooking (b) rates for brook trout angled with natural baits treatments. Mortality of each hook type was compared to the control (Ctrl), while deep hooking rates of J-hooks and treble hooks were respectively compared to the circle hook. Error bars represent standard deviations, and letters illustrate pairwise differences of Wald tests between treatments.....30
- Figure 7.** Mean capture success and hooking success (a), and log-transformed catch per unit effort (b) for brook trout angled with natural baits and different hook types. Asterisks illustrate pairwise differences of Wald tests between circle and treble hooks, while letters represent Tukey’s HSD between hook types. Error bars represent standard deviations.....31
- Figure 8.** Taux de mortalité à la remise à l’eau observés pour les dorés capturés à l’aide des différents types d’engins (leurre, appât) et d’hameçons (circulaire, en « J ») étudiés. Les p-values des tests de Wald sont affichées au-dessus des engins comparés pour chaque type d’hameçon.....45

Figure 9. Captures par unité d'effort des dorés capturés à l'aide de leurres artificiels (gris) et d'appâts naturels (noir) selon le type d'hameçon étudié (circulaire, en « J »). Les barres d'erreurs représentent l'écart-type.....46

Figure 10. Distributions des fréquences de longueur totale de touladis capturés lors des inventaires ichthyologiques (noir) et l'étude actuelle (blanc) dans les lacs Caugnawana (a et c) et Maganasipi (b et d). Le nombre d'échantillons composant chaque distribution est indiqué en haut à gauche.....54

Figure 11. Distributions des fréquences de longueur totale d'ombles capturés lors des inventaires ichthyologiques (noir) et l'étude actuelle (blanc) dans les lacs Elbow (a et c) et Castor Gras (b et d). Le nombre d'échantillons composant chaque distribution est indiqué en haut à gauche.....55

Figure A1. Diagrammes à moustaches des distributions des fréquences de la longueur totale des touladis capturés dans les lacs Caugnawana (a) et Maganasipi (b) en fonction des traitements étudiés. La boîte grise représente les 2^e et 3^e quartiles, la ligne à l'intérieur représente la médiane, les barres d'erreurs représentent les 1^{er} et 4^e quartiles et les points illustrent les valeurs exceptionnelles. Le nombre d'échantillons de chaque traitement est indiqué au-dessus de chaque boîte, et le résultat de l'analyse de variance (ANOVA) comparant les traitements est indiqué en bas à droite de chaque graphique.....71

Figure A2. Diagrammes à moustaches des distributions log-transformées des fréquences de la longueur totale des ombles de fontaine capturés dans les lacs Elbow (a) et Castor Gras (b) en fonction des traitements étudiés. La boîte grise représente les 2^e et 3^e quartiles, la ligne à l'intérieur représente la médiane, les barres d'erreurs représentent les 1^{er} et 4^e quartiles et les points illustrent les valeurs exceptionnelles. Le nombre d'échantillons de chaque traitement est indiqué au-dessus de chaque boîte, et les lettres représentent les différences significatives entre les traitements calculées avec l'analyse de variance (ANOVA; en bas à droite) et le test *post-hoc* de Tukey.....72

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

La pêche récréative est une activité économique importante dans beaucoup de pays industrialisés, et peut globalement avoir un impact négatif majeur sur l'état des stocks de poissons (Cooke & Cowx 2004). On estime que 12 % des poissons récoltés dans le monde sont issus de la pêche récréative, comptant pour environ 17 milliards de poissons annuellement (Cooke & Cowx 2004). Au Canada, près de 10 % de la population s'adonne à cette activité au moins une fois par an (Pêche et Océans Canada 2012). À la différence de la pêche commerciale, la pêche sportive vise le loisir plutôt que la consommation. Ainsi, les pêcheurs recherchent d'abord et avant tout la capture, mais pas nécessairement la récolte. Ceci fait en sorte que seulement une fraction des poissons capturés est récoltée (Cooke & Cowx 2004). Au Canada, seulement 38 % des 193 millions de poissons capturés annuellement sont conservés (Pêche et Océans Canada 2012). Ces 56 millions de poissons non récoltés sont donc graciés, c'est-à-dire qu'ils sont remis à l'eau par les pêcheurs. Cette pratique, qui existe depuis plusieurs siècles (Policansky 2002), est généralement effectuée dans l'objectif précis de retourner le poisson dans la population pour que celui-ci atteigne une taille plus grande et se reproduise avant d'être capturé à nouveau plus tard (Wydoski 1977). Entre 1995 et 2010, le taux de remise à l'eau des poissons par les pêcheurs canadiens a augmenté de 12 % (Pêche et Océans Canada 1997, 2012). Le Québec ne fait pas exception à cette tendance, bien que les pêcheurs québécois relâchent moins leurs prises que ceux des autres provinces. Cette hausse du taux de remise à l'eau peut être expliquée par l'implantation croissante de mesures législatives (c.-à-d. limites de taille), couplée à une conscientisation des pêcheurs sportifs vers l'exploitation durable, incitant de plus en plus de pêcheurs à remettre une partie de leurs prises à l'eau (Arlinghaus et al. 2007). Par exemple, le ministère

des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) a récemment mis en place des plans de gestion de la pêche pour certaines espèces en déclin, qui impliquent des réglementations nécessitant la remise à l'eau de certaines tailles. Ainsi, le doré jaune (*Sander vitreus*) et le touladi (*Salvelinus namaycush*) sont deux espèces très prisées des pêcheurs sportifs pour lesquelles les remises à l'eau sont plus fréquentes depuis 2011 et 2014 respectivement (Arvisais et al. 2012; Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs 2014). D'un autre côté, l'omble de fontaine est l'espèce la plus exploitée au Québec, mais n'est encadrée par aucun plan de gestion pour le moment (Pêche et Océans Canada 2012). Cela représente une opportunité pour mener des travaux afin d'évaluer si des mesures de gestion impliquant de la remise à l'eau sont envisageables.

Chaque événement de remise à l'eau se base sur la prémisse que le poisson survivra au fait d'être capturé, manipulé hors de l'eau pendant un certain temps, puis remis à l'eau. Ce n'est toutefois pas toujours le cas : une fraction des poissons graciés subissent de la mortalité, pour différentes raisons. Dès les années 1930, des recherches ont été effectuées pour identifier les facteurs responsables de la mortalité des poissons remis à l'eau (Westerman 1932). Depuis, des centaines d'études ont été publiées sur le sujet, permettant de mieux comprendre la mortalité à la remise à l'eau, ses causes et ses effets (Muoneke & Childress 1994). De récentes revues de la littérature ont estimé que 16 à 18 % des poissons remis à l'eau dans les pêcheries récréatives mondiales mourraient (Bartholomew & Bohnsack 2005; Hühn & Arlinghaus 2011). La mortalité à la remise à l'eau présente des conséquences négatives sur plusieurs aspects : pour ceux qui la pratiquent volontairement, cela contrevient avec leur objectif de faire survivre le poisson. Pour les gestionnaires de la ressource, elle

diminue l'efficacité des mesures de gestion impliquant de la remise à l'eau de poissons de tailles spécifiques (Wydoski 1977). Si par exemple les poissons d'une gamme de taille doivent être remis à l'eau, une forte mortalité à la relâche peut contrecarrer l'objectif de la mesure de gestion en éliminant les poissons que l'on souhaite protéger (Cooke et al. 2005). Il est aujourd'hui connu que la mortalité à la remise à l'eau est causée par un ensemble de facteurs biologiques et anthropiques. Les caractéristiques biotiques et abiotiques associées au milieu influenceront le risque de mortalité des poissons remis à l'eau, incluant : l'espèce (Hühn & Arlinghaus 2011; Muoneke & Childress 1994), la taille du poisson (Bartholomew & Bohnsack 2005), la température de l'eau (Gale et al. 2013) et la profondeur à laquelle le poisson est pêché (Muoneke & Childress 1994). D'autre part, plusieurs paramètres sont contrôlés par les pêcheurs dans leur façon de capturer le poisson tels que le type et la taille de l'hameçon utilisé, le type d'appât ou de leurre, la technique de pêche, la durée du combat avec le poisson, la durée de l'exposition du poisson à l'air, la manipulation du poisson et le site de ferrage (c.à.d. l'endroit où se pique l'hameçon lorsqu'un poisson est capturé; résumés dans Bartholomew & Bohnsack 2005; Hühn & Arlinghaus 2011; Muoneke & Childress 1994). Ce dernier est cependant le facteur le plus influent sur la mortalité des poissons relâchés. Plus précisément, un poisson ferré profondément (dans les branchies ou l'œsophage) courra un risque plus élevé de mourir qu'un poisson ferré dans la mâchoire ou la bouche (Muoneke & Childress 1994). De la même façon, les hameçons trop petits pour l'espèce ciblée augmentent les risques de ferrage profond (Alos et al. 2008a). Au niveau de l'engin de pêche, les appâts naturels sont reconnus comme étant plus mortels que les leurres artificiels, car leur utilisation cause plus souvent des ferrages profonds (Bartholomew &

Bohnsack 2005). La technique de pêche employée influencera la manière dont le poisson mordra à l'engin de pêche. Les techniques plus actives comme la pêche à la traîne produiront moins de ferrages profonds comparativement aux techniques passives comme la pêche à ligne morte, où le poisson dispose de plus de temps pour avaler l'hameçon (Lennox et al. 2015).

Finalement, le type d'hameçon utilisé peut affecter grandement les chances de survie du poisson gracié. En général, les hameçons utilisés dans les pêcheries sportives sont divisés en deux types : l'hameçon simple (ou en « J ») et le trépied, ci-après appelés hameçons conventionnels (Muoneke & Childress 1994). Un hameçon en « J » a toujours la pointe parallèle à la hampe, tandis qu'un trépied est formé de trois hameçons simples soudés par la hampe, ayant la forme d'un grappin (Cooke & Suski 2004; Figure 1). Bien qu'ils soient parfois utilisés pour pêcher les mêmes espèces, ces deux types d'hameçons seront associés à des risques de mortalités différents. Dans la littérature, il est souvent décrit que l'hameçon en « J » va procurer des taux de mortalité élevés dû aux blessures qu'il occasionne lorsque ferré profondément (Muoneke & Childress 1994). Le trépied, de par ses dimensions plus imposantes, est moins facilement avalé par le poisson, mais est en général plus difficile à décrocher dû à ses pointes multiples, qui demandent une durée de manipulation et d'exposition à l'air plus longue, augmentant du même coup les risques de mortalité (Muoneke & Childress 1994). Bien que ces types d'hameçons possèdent tous deux des avantages, l'hameçon en « J » est reconnu pour causer de la mortalité à la remise à l'eau plus fréquemment que le trépied (Muoneke & Childress 1994). De nombreux efforts ont été effectués dans les dernières années pour développer ou populariser des types d'hameçons

réduisant la mortalité à la remise à l'eau. Par exemple, les hameçons sans arpillons sont un bon moyen de réduire les blessures associées au ferrage et la durée d'exposition à l'air pour lesquels plusieurs recherches ont été menées (p. ex. Gutowsky et al. 2011; Meka 2004). L'hameçon circulaire est un autre type d'hameçon publicisé en tant qu'outil pour la remise à l'eau (Cooke & Suski 2004).

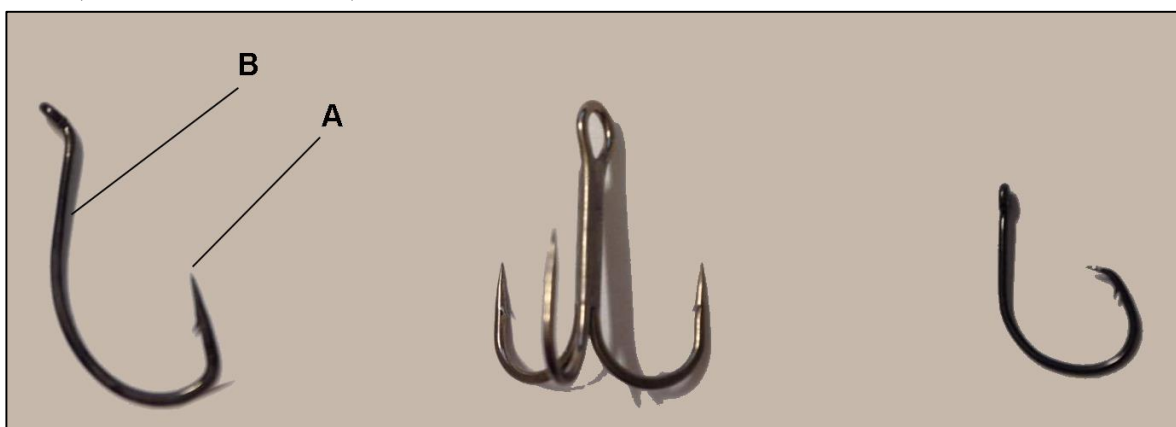


Figure 1. Types d'hameçons utilisés dans l'étude. De gauche à droite : un hameçon en « J », un trépied, et un hameçon circulaire. La pointe (A) et la hampe (B) d'un hameçon sont pointées par une flèche.

D'un point de vue de design, l'hameçon circulaire consiste en un hameçon simple avec une courbure plus prononcée, faisant en sorte que la pointe forme un angle de 90° avec la hampe (Cooke & Suski 2004; Serafy et al. 2012; Figure 1). La forme arrondie de l'hameçon circulaire est la différence qui lui conférerait des avantages par rapport aux autres pour réduire la mortalité due au ferrage. En étant perpendiculaire à la hampe, la pointe de l'hameçon est moins exposée, ce qui diminue les risques de ferrage profond lorsque le poisson avale l'hameçon (Cooke & Suski 2004). Cela permettrait à l'hameçon de glisser hors du fond de la bouche du poisson dans la plupart des cas et de s'accrocher au premier obstacle

rencontré: la mâchoire (Cooke & Suski 2004; Johannes 1981). En diminuant l'incidence du ferrage profond, l'hameçon circulaire diminuerait donc les risques de mortalité.

Les pêcheries commerciales avec palangre ont été les premières pêcheries modernes à employer les hameçons circulaires à grande échelle. Ces derniers étaient plus efficaces que les hameçons en « J » pour capturer les poissons (McEachron et al. 1985). Les palangres étant d'énormes lignes dormantes, la forme de l'hameçon circulaire permettait de garder les poissons accrochés plus longtemps sur la ligne (Bjordal 1988). Comme beaucoup de prises accessoires étaient effectuées dans les pêches commerciales, ce type d'hameçon présentait aussi un avantage en réduisant la mortalité à la remise à l'eau de ces poissons (Trumble et al. 2002). Ce n'est qu'au début des années 1990 que les hameçons circulaires ont présenté un intérêt pour les pêcheurs récréatifs et ont commencé à gagner en popularité (Cooke & Suski 2004). Cependant, leur utilisation est aujourd'hui encore peu répandue, car ils sont relativement peu connus des pêcheurs. Ainsi, on ne les retrouve pas encore dans tous les magasins d'équipement de pêche. De plus, aucune province canadienne n'a de réglementation obligeant l'utilisation de ce type d'hameçon, et seulement trois provinces (Colombie-Britannique, Ontario et Saskatchewan) en font la recommandation pour la pêche avec remise à l'eau.

Pourtant, les preuves de l'efficacité de l'hameçon circulaire comme outil pour la remise à l'eau lors de la pêche sportive s'accumulent. Depuis la première étude sur la remise à l'eau avec hameçons circulaires en 1997, des dizaines d'autres ont été publiées (Cooke & Suski 2004). Globalement, les recherches menées visaient à documenter dans quelles situations les hameçons circulaires étaient le plus efficaces : les espèces, les techniques de pêche, les

engins, les tailles des captures, etc. La réduction de la mortalité à la remise à l'eau par l'hameçon circulaire, qui était vantée par les fabricants, a pu être quantifiée et confirmée grâce à plusieurs de ces travaux (revu dans Cooke & Suski 2004). Même si les effets de l'hameçon circulaire ont été évalués pour plusieurs espèces exploitées à la pêche sportive, peu de recherches ont été menées sur des espèces d'eau douce, notamment parmi les espèces présentes au Québec (Cooke & Suski 2004). En outre, malgré son efficacité pour réduire la mortalité à la remise à l'eau, un inconvénient fréquemment mentionné est le faible succès de pêche de l'hameçon circulaire par rapport aux hameçons conventionnels (Cooke & Suski 2004; Serafy et al. 2012). En effet, dans beaucoup d'études comparant la mortalité à la remise à l'eau de l'hameçon circulaire aux hameçons conventionnels à la pêche sportive, le succès de pêche de l'hameçon circulaire était inférieur (ou égal dans le meilleur des cas) à celui des hameçons conventionnels (Cooke & Suski 2004). Cet aspect est particulièrement important pour les pêcheurs, si bien qu'une réglementation impliquant l'utilisation de l'hameçon circulaire sera plus difficilement acceptée si celui-ci procure un succès de pêche moindre (Sullivan et al. 2013).

1.1 OBJECTIFS DU PROJET

L'objectif de ce projet est de comparer la mortalité à la remise à l'eau et le succès de pêche de l'hameçon circulaire par rapport aux hameçons conventionnels pour trois pêcheries récréatives du Québec: l'omble de fontaine, le doré jaune et le touladi. L'omble de fontaine et le doré jaune sont les deux espèces les plus pêchées au Québec, totalisant respectivement 16 millions et 8 millions de captures annuellement (Pêche et Océans Canada 2012). Le touladi est quant à lui sujet à 670 000 captures annuellement, dont 43 % sont remises à l'eau

(Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs 2014). Pour la pêche à ces trois espèces, un grand nombre de poissons sont remis à l'eau annuellement, soit parce que beaucoup de captures y sont effectuées, soit parce que leur gestion implique la remise à l'eau de certaines tailles. De plus, l'hameçon circulaire n'a jamais été étudié pour la pêche à l'omble de fontaine et au touladi, tandis qu'une seule étude a comparé l'hameçon circulaire à l'hameçon « J » pour le doré jaune, sans toutefois évaluer la mortalité à la remise à l'eau (Jones 2005). Une analyse complémentaire a aussi été effectuée sur la sélectivité en fonction de la taille des engins de pêche sportive pour le touladi et l'omble de fontaine. Les résultats de ces analyses et le contexte dans lequel ils s'insèrent sont décrits au chapitre IV.

CHAPITRE II

EFFECTS OF CIRCLE HOOKS USE ON THE RELEASE MORTALITY AND FISHING SUCCESS FOR TWO FRESHWATER SALMONIDS

2.1 INTRODUCTION

Recreational fishing is an important economic activity in many countries, and can globally have a significant impact on the world's fish stocks (Cooke & Cowx 2004). A recent review by Cooke & Cowx (2004) estimates that anglers contribute to about 12 % of the world's total fish harvest. Since an important motive of angling is leisure, fish caught in the practice of the activity are often released. This is an increasingly popular phenomenon, as anglers are more and more inclined towards resource conservation (Arlinghaus et al. 2007; Lewin et al. 2006). Furthermore, the decline of many sport fish stocks require management agencies to use restrictions to increase angling quality and protect fish populations from collapse (Post et al. 2002). These restrictions, often taking the form of minimum-, maximum- or slot-length limits, aim to protect a stratum of the population, thus requiring anglers to release a fraction of the fish they catch (Arlinghaus et al. 2007). However, for voluntary and regulatory fish releases to be effective, the mortality of the released fish must be as low as possible (Wydoski 1977).

Recent literature reviews estimated that in average 16-18 % of fish caught and released by anglers die (Bartholomew & Bohnsack 2005; Hühn & Arlinghaus 2011). Considering that 15 million fishes are released annually in Québec (Fisheries and Oceans Canada 2012), the death of 16 % of those fish can have negative consequences on fish populations. While many factors have been found to influence release mortality, the most critical determinant remains the hook-related injuries (Bartholomew & Bohnsack 2005). Typically, hooking fish in critical regions of the mouth such as the gills or the oesophagus (referred to as deep hooking) can lead to serious injuries and cause mortality (Arlinghaus et al. 2007; Bartholomew &

Bohnsack 2005; Muoneke & Childress 1994). To minimize deep hooking hence hook damage on fish, one of the few variables over which anglers can have direct control is the fishing gear (Stålhammar et al. 2014). For instance, using artificial lures instead of natural baits can hook fish in shallower locations of the mouth (i.e. the jaw) more often, which could in turn reduce mortality rates (Bartholomew & Bohnsack 2005; Muoneke & Childress 1994). In marine recreational fisheries, circle hooks are a popular alternative to conventional hooks (J-hook, treble hook) to reduce the frequency of deep hooking when practicing catch-and-release (Cooke et al. 2012; Cooke & Suski 2004). A circle hook consists in a single hook for which the point forms an angle of at least 90 degrees with the shank (Cooke & Suski 2004; Serafy et al. 2012). When ingested by a fish, this makes the hook less likely to penetrate the deep tissues of the mouth and more likely to slide out and lodge itself in the jaw, therefore reducing deep hooking and mortality risks (Cooke & Suski 2004; Johannes 1981; Lennox et al. 2015). Numerous studies brought evidence of reduced release mortality of circle hooks compared to J-hooks (e.g. Parmenter 2000; Skomal et al. 2002) and treble hooks (High & Meyer 2014; Jenkins 2003). On the other hand, circle hooks consistently obtain lower or equal fishing success when compared to conventional hook types (Cooke & Suski 2004). This point is particularly important to anglers, since the use of a new hook type will be difficult to accept by the community if it provides a lower fishing success (Sullivan et al. 2013). Little work has been done to assess the potential benefits of the use of circle hooks for freshwater species, particularly salmonids. Yet, they are the target of many recreational fisheries in Canada (Fisheries and Oceans Canada 2012), and are susceptible to deep hooking because of their predatory feeding style (Muoneke & Childress 1994). Moreover, salmonids

can be subjected to substantial catch-and-release. For example, Québec's lake trout (*Salvelinus namaycush*) management plan introduces length-based regulations for lake trout fishing, imposing the release of fish that do not meet the length requirements (Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs 2014). Although a few published studies on circle hooks used freshwater salmonids as a model, so far no work has been done to assess the efficiency of circle hooks as a catch-and-release tool in the recreational fisheries of lake trout and brook trout (*Salvelinus fontinalis*), two of the most exploited salmonids species in Canada. However, previous work on stream-dwelling trout suggest that circle hooks provide lower deep hooking rates, mortality rates and hooking success than J-hooks (High & Meyer 2014).

In this study, a broad approach was used to look for a potential benefit of using circle hooks in the recreational fisheries of lake trout and brook trout. For these two species greatly exploited in Canada, releases are numerous either because of length-based regulations or of heavy exploitation. Using different techniques and terminal gear types commonly used to catch those species, the objectives were to compare the release mortality, deep-hooking rates, capture efficiencies and catch per unit effort of the circle hook to the J-hook and the treble hook. The study was conducted in 2014 by angling and releasing fish of each species from lakes in the province of Québec, Canada, with the help of volunteers.

2.2 MATERIALS AND METHODS

2.2.1 Study design

To reach our objectives, volunteer anglers caught fish from both species with rod and line, using fishing gear and methods commonly employed for the species' fishery. A fishing

technique, terminal gear type and hook type were used simultaneously as treatments (described below). The choice of techniques and terminal gear types used in treatments was based on the most commonly used methods in each fishery. For the same reason, the circle hook was sometimes only compared to one conventional hook type, if the treatment was only used with a J-hook, for example. For a given technique and terminal gear type, the circle hook was always compared to conventional hook types (J-hook and treble hook), except if one of the hook type was not common to the treatment tested. Thirty-six different anglers with various levels of experience participated to the study: fifteen angled lake trout and twenty-one took part to the brook trout study. Each angler was present for at least one fishing-day, fishing with a minimum of two treatments from the same technique (with a circle and a conventional hook). Since none of the anglers had used circle hooks before, they were explained how the hook should be used according to manufacturers (with a light hook-set; Cooke & Suski 2004; Montrey 1999), but no specific hook-setting technique was enforced. For each fish caught with a treatment, numerous measures were taken by anglers: anatomical hooking location (jaw, mouth, gills, oesophagus or external), bleeding severity (heavy, low or absent) and total length (mm). Anatomical hooking location was converted into a binary variable (deep or shallow) as in DuBois & Kuklinski (2004) to calculate deep hooking rates. To emphasize on the hooks' effects on mortality, other capture stressors were minimized: anglers were instructed to land fish as quickly as possible with a knotless rubber net (Barthel et al. 2003), to remove hooks with pliers (Malchoff & MacNeill 1995) and to minimize air exposure (Ferguson & Tufts 1992). When a fish was deeply hooked, anglers were instructed to remove the hook except for lake trout, for which the line was cut at the snout, leaving the

hook in place. Cutting the line is a practice that can reduce release mortality of deeply hooked fish by eliminating the injuries caused by the removal of the hook (Schisler & Bergersen 1996). Fish were tagged with 12 mm long Passive Integrated Transponder (PIT) tags (Biomark, Inc.) injected in the dorsal muscle tissue with a syringe injector. Each tag was individually numbered for later identification of fish. Catches were kept in 30 L plastic trays for unhooking and measurements, but were brought in large fine-mesh holding cages placed in lakes within one hour following their capture. They were held in the cages for 48 hours, since most hook-related mortalities occur within that time span (Muoneke & Childress 1994). After that holding period, the status of the fish was assessed, and its release was made if it survived. Mortality rates (%) were then computed for each treatment from the proportions of fish that died. Temperature ($^{\circ}\text{C}$) and oxygen content ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) of the water inside the cages was measured once a day. For both species, a trap-net was used to capture fish for a control treatment, which were processed in the same way as angled fish, to identify a potential effect of retention and handling procedures (including tagging) on fish mortality.

To evaluate fishing success, three different variables were used: catch per unit effort (CPUE), capture success and hooking success. CPUE ($\text{fish}\cdot\text{rod}^{-1}\text{hr}^{-1}$) values were calculated by dividing the number of fish caught by the number of hours fished by treatment per angler per day. Hooking success (%) was obtained by dividing the number of successful hook-ups (fish landed or missed after a fight of 2 or more seconds) by the number of strikes (a bite with a fight of less than 2 seconds), while capture success (%) was the number of fish landed divided by the number of fish missed plus the number of strikes (Sullivan et al. 2013).

2.2.2 Sampling

Lake trout were angled from two different lakes in western Québec, Canada: Lake Caugnawana (46°32'41"N, 78°18'46"W) and Lake Maganasipi (46°32'31"N, 78°24'06"W; Figure 2). These lakes, having respectively 746 ha and 919 ha, contain natural populations of planktivorous and piscivorous lake trout, although lake Caugnawana also hosted a small population of brook trout. Lakes were primarily selected for their high catch rates. Angling was conducted in spring, from May 10th to May 19th in 2014. A total of seven treatments were tested, as two different fishing techniques and two terminal gear types were used (Figure 3). The techniques employed were troll fishing and set-line fishing. Gear types were artificial lures (Acme® Little Cleo and Mepps® Syclops) and natural baits (dead emerald shiners (*Notropis atherinoides*)). Trolled lures and baits were dragged from a boat at constant speed, and trolled baits had a flashing spoon attached to the line 18 inches above the minnow, as per the common practice. Set-lined baits were weighed with 1 oz. walking sinkers, and were fished with the line kept slack which was reeled slowly a few seconds after a strike was detected.



Figure 2. Location of the studied lakes for the present study. Squares (■) represent lake trout lakes, while stars (★) represent brook trout lakes.

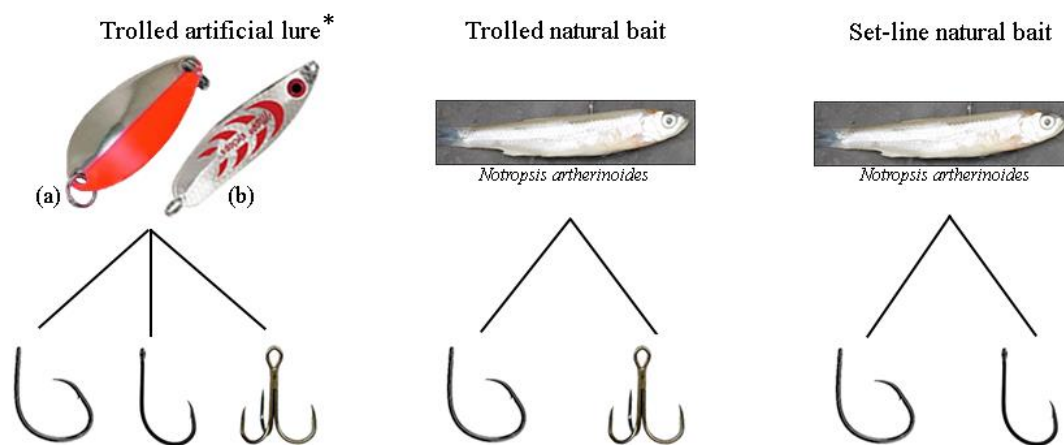


Figure 3. Schematized representation of angling treatments studied for lake trout. Artificial lures shown are an Acme® Little Cleo (a) and a Mepps® Syclops (b), while natural baits shown are dead emerald shiners (*Notropis artherinoides*). The most popular technique is indicated by an asterisk.

Data for brook trout were collected in Lake Elbow (48°47'49"N, 70°38'03"W) and Castor Gras (48°36'29"N, 70°27'55"W) from Québec's boreal shield, having respectively 40 ha and 73 ha (Figure 2). Lakes contained allopatric brook trout populations, and were selected for their high capture rates and their representative mean fish weight. Brook trout were angled from June 9th to June 20th, 2014. Again, three technique and gear type combinations were tested to compare the circle hook to conventional hooks, but the treatments differed from lake trout's (Figure 4). This resulted in a total of eight treatments including the control. Terminal gear types included: spinning lures (Mepps® Aglia), earthworms as natural baits, and dry tied flies (Muddler Minnow and Caddis). Earthworms were used to bait spinning lures, but were also baited on single hooks, 18 inches behind a flashing spoon (Lucky Strike® Silver Lake or Toronto Wobbler). These two tackles were fished by trolling from boat and/or casting, depending on the angler's preference, while flies were fly-fished from a boat.



Figure 4. Schematized representation of angling treatments studied for brook trout. Shown are an artificial lure (Mepps® Aglia), a natural bait (earthworm) and tied flies (Muddler Minnow (a) and Caddis (b)). The most popular technique is indicated by an asterisk.

2.2.3 Hook metrics

Diverse measures were taken for most of the hooks studied, using the criteria suggested by Serafy et al. (2012). Although they were all labeled as circle hooks by the manufacturers, none of the circle hooks used in this study respected Silvertzen's three criteria defining a circle hook, because the point angle was sometimes a little greater than 90 degrees, and the front length never measured more than 56 % of the hook's total length (Annexe I). Hook sizes for each species were chosen according to angler popularity. However, sizes do vary between hook types (mostly "J" and circle), because we tried to select hooks with equivalent point-shank distance. Although the use of inline hooks was prioritized, some hooks were offset. However, offset hooks were straightened with pliers if they were compared in treatments with inline hooks. For lake trout, all the treatments testing treble hooks used Gamakatsu® size 4 "round bend" treble hooks. The artificial lure treatments used size 5/0 OWNER® "SSW" circle hooks and size 4/0 Mustad® "Open Eye Siwash" J-hooks, while the natural bait treatments used size 1/0 OWNER® "SSW" circle hooks and size 2 Gamakatsu® "Walleye Wide Gap" J-hooks (Annexe I). For brook trout, hooks on the spinning lures were size 6 Mustad® Baitholder J-hooks, size 6 Kamakazi® Circle hooks, and size 8 VMC® Round Bend Treble hooks. The same circle and treble hooks were used for the two baited hooks treatments, but generic size 6 knotless J-hook rigs were used instead of the J-hooks listed above. Flies were tied on standard size 12 "J" fly hooks and size 12 Eagle Claw® Lazer Sharp Circle Bait hooks.

2.2.4 Statistical analyses

Each treatment had a targeted objective of 50 catches. Data from each species were treated independently, so no comparisons were made between lake trout and brook trout. Using lakes as replicates, we calculated average mortality rates for each treatment from the proportions of fish that were dead at the end of their holding period. Deep hooking rates were obtained from the proportion of fish hooked in the gills or in the oesophagus. For such binary variables (i.e. fish being dead or not), we tested the differences in proportions between hook types for each treatment group by calculating pair-wise odds ratios and testing for their significance with Wald tests, as per Lennox et al. (2015). To prevent Type I errors rates, a Bonferroni correction to the p -value was made when multiple comparisons within a categorical variable were needed (Quinn & Keough 2002). For the mortality, the control treatment was compared to that of the different hook types. Otherwise, we prioritized comparing the circle hook to the treble hook and the J-hook, respectively. For continuous variables (total length and CPUE), the differences between means of different hook types of a treatment group were tested with one-way analysis of variance (ANOVA). Data were transformed until they reached distribution normality and variance homogeneity, but in some cases the ANOVA was applied even if the data did not meet the assumptions, since the test is robust to these assumptions (Quinn & Keough 2002). If a significant difference was revealed, a post-hoc test (Tukey's HSD) was used to identify which means differed. All statistical analyses were conducted using the R software (R Core Team 2014) with a significance threshold of $\alpha = 0.05$.

2.3 RESULTS

2.3.1 Lake trout experiment

A total of 738 lake trout were angled and released throughout the experiment, with approximately 50 captures for each treatment except the control (Table 1). In Lake Caugnawana, 3 brook trout were caught accidentally, but all of the strikes noted by anglers were considered to be from lake trout. While none of the 10 control fish died, 38 (5 % of total) mortalities occurred across the treatments involving hooks. The sample size of the control treatment was yet too small to be relevant (Table 1), so it was rejected from the analyses. The experiment being conducted in spring, water temperature (mean \pm standard deviation) in the holding cages averaged 9.5 ± 1.3 °C and dissolved oxygen was always above $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. All fish were held for at least 40 hrs, but the average holding time was 65 hrs. Fish mean total length was significantly different between the two lakes, with fish being in average bigger in lake Maganasipi ($F = 135$; $p < 0.001$). However, within a lake, fish size did not differ between any hook type of the treatment groups for any of the two lakes ($p = 0.342$ and $p = 0.563$; Figure A1). Furthermore, fish size was not different between dead and surviving fish ($F = 1.002$; $p = 0.317$).

Table 1. Results for lake trout sampling, showing numbers of fish caught for each treatment and their average total length for lakes Caugnawana and Maganasipi.

Treatment	Sample size (n)		Average total length (mm \pm SD)	
	Lake Caug.	Lake Mag.	Lake Caug.	Lake Mag.
<i>Trolled lure</i>				
Circle hook	53	52	423 \pm 27	456 \pm 36
J-hook	52	50	425 \pm 29	468 \pm 72
Treble hook	51	51	419 \pm 22	462 \pm 39
<i>Trolled bait</i>				
Circle hook	51	51	433 \pm 72	464 \pm 32
Treble hook	52	49	432 \pm 34	451 \pm 36
<i>Set-line bait</i>				
Circle hook	70	50	421 \pm 28	464 \pm 33
J-hook	53	53	424 \pm 27	466 \pm 58
<i>Control</i>	0	10	-	426 \pm 60
Total	382	356	425 \pm 37	461 \pm 47

All treatments combined, a third of angled fish presented signs of bleeding after capture (34.0 ± 0.2 %). Bleeding was more frequent for deeply hooked fish (56 ± 13 %; $p < 0.001$) and for fish that died (75 ± 9 %; $p < 0.001$). However, bleeding rate was not significantly different between hook types for any treatment group. For trolled lure treatments, mean mortality was below 3 % and did not vary significantly between hook types (Table 2). Deep hooking rates were also low (< 3 %), indifferently between hooks. Trolled bait treatments led to the same conclusions, as the mortality and deep hooking rates were uniformly low for circle hooks and treble hooks, being always below 6 %. When passively (set-line) fishing a natural bait, odds of observing fish mortality after release were twice higher when using a J-hook as opposed to a circle hook. This resulted in a 7 % difference in mean mortality rate between the two hook types. However, this difference was not significant ($p = 0.111$). For these treatments also, deep hooking was almost four times more likely to occur when using

a J-hook, as a 26 % difference was observed with circle hooks ($p < 0.001$). While it was not part of the objectives, it is possible to see that when using natural baits, mortality tended to be greater with the set-line fishing technique than when trolling. Indeed, without considering the hook type used, odds of deeply hooking a lake trout were 4.37 times higher when set-line fishing than when trolling ($p = 0.013$).

When fishing with circle hooks, fishing success indicators tended to be lower than for other hook types for most treatments (Tables 2 and 3). For the trolled lure treatments, circle hooks led to capture success rates 15 % lower in average than J-hooks and treble hooks ($p = 0.009$ and $p = 0.002$; Figure 5a). Hooking success was however equivalent between hook types. Catch per unit effort means for this treatment group were significantly lower for circle hooks than for other hook types, as the formers would catch 1.5 lake trout less per hour (Figure 5b; Table 3). Trolled bait treatments gave about the same results: capture success and hooking success rates were significantly lower with circle hooks than with treble hooks, although the means of CPUE were similar ($p = 0.501$). Finally, for the set-line treatments the capture success rates were not significantly different between circle hooks and J-hooks ($p = 0.062$). Successful hook-ups were more likely to happen when using J-hooks, since the hooking success differed between hooks ($p = 0.012$; Table 2). Nevertheless, it did not translate in significantly different CPUE ($p = 0.629$; Table 3).

Table 2. Statistical comparison of mortality rates, deep hooking rates, capture success and hooking success of three hook types for lake trout treatments. Values in bold represent statistically significant results ($p < 0.05$).

Treatment group	Hook type (%)			Comparison	Wald statistic	<i>p</i> -value	Odds ratio
	Variable	<i>Circle hook</i>	<i>J-hook</i>				
<i>Trolled lure</i>							
Mortality	2	2	3	Circle / J-hook	-0.357	0.721	1.32
				Circle / Treble	-0.790	0.430	2.00
Deep hooking	3	1	2	Circle / J-hook	-0.936	0.349	2.94
				Circle / Treble	-0.418	0.676	1.47
Capture success	52	67	69	Circle / J-hook	2.613	0.009	0.56
				Circle / Treble	3.164	0.002	0.49
Hooking success	74	81	79	Circle / J-hook	1.374	0.170	0.70
				Circle / Treble	0.994	0.320	0.78
<i>Trolled bait</i>							
Mortality	2	-	3	Circle / Treble	0.472	0.637	0.65
Deep hooking	4	-	6	Circle / Treble	0.660	0.509	0.65
Capture success	57	-	68	Circle / Treble	2.147	0.032	0.61
Hooking success	69	-	83	Circle / Treble	2.878	0.004	0.46
<i>Set-line bait</i>							
Mortality	7	14	-	Circle / J-hook	1.595	0.111	0.49
Deep hooking	15	41	-	Circle / J-hook	4.185	< 0.001	0.26
Capture success	74	83	-	Circle / J-hook	1.869	0.062	0.58
Hooking success	88	96	-	Circle / J-hook	2.336	0.012	0.30

Table 3. Mean catch per unit effort (CPUE) of lake trout for each treatment group. ANOVA results (F -value) are shown on the right, along with degrees of freedom (df) and associated p -values. Standard deviation of each mean is shown in parentheses.

Treatment	CPUE (fish•rod ⁻¹ hr ⁻¹)			df	F -value	p -value
	Circle hook	J-hook	Treble			
Trolled lure	1.45 (0.2)	2.89 (0.4)	3.05 (0.4)	2	8.71	< 0.001
Trolled bait	1.61 (0.3)	-	1.98 (0.4)	1	0.463	0.501
Set-line bait	1.79 (0.3)	2.13 (0.4)	-	1	0.236	0.629

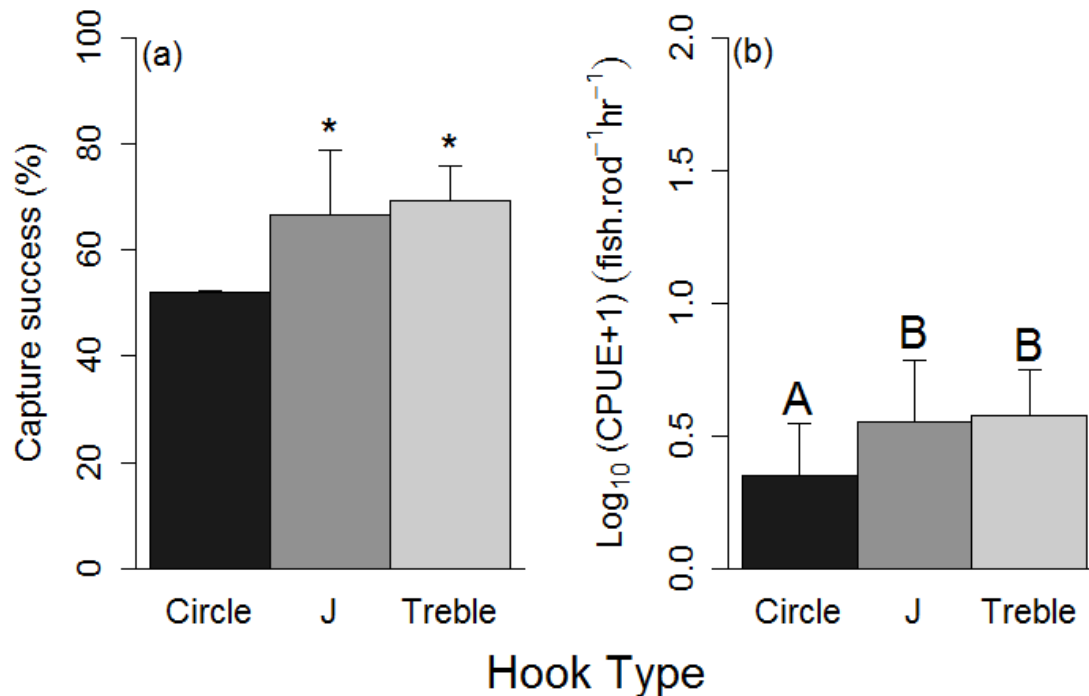


Figure 5. Mean capture success (a) and log-transformed catch per unit effort (b) for lake trout angled with trolled artificial lures. Capture success differences were assessed with Wald tests, while catch per unit effort differences were tested with one-way analysis of variance (ANOVA) and Tukey's Honest Significant Difference (HSD). Asterisks illustrate significant pairwise differences of capture success between circle and conventional hooks, while letters (A, B) show Tukey's HSD between groups. Error bars represent standard deviations.

2.3.2 Brook trout experiment

Out of the 704 brook trout caught-and-released during the experiment, 88 (12 %) were dead at the end of the holding period. Although a sufficient number of catches were made for the control treatment, less than half the targeted sample size was obtained with the fly-fishing treatments and slightly less brook trout than expected were caught with the treble hook treatments (Table 4). Water temperatures averaged 15.8 ± 0.9 °C and oxygen content in the cages was around 7.6 ± 0.5 mg•L⁻¹. Average holding time was 71 hrs, and all fish were held at least 44 hrs. About 5.0 ± 0.9 % of the control fish died during the holding period (Table 5). Bleeding rates resembled those of lake trout, as 32 ± 8 % of total fish caught showed signs of bleeding. Fly-fishing caused minimal bleeding (2 %), while it was more frequent for natural bait treatments, averaging 40 %. Bleeding varied little between treatments, as it was only different between treble hooks (lower) and circle hooks when using a natural bait ($p = 0.028$). Otherwise, when using an artificial lure, bleeding dwelled around 30 % but was similar between hook types. Fish total length did not vary between the two lakes ($F = 0.085$; $p = 0.771$). However, dead fish were in average bigger than surviving fish ($F = 15.29$; $p < 0.001$), and for one of the two lakes fish size was only different between the natural bait and the fly-fishing treatments ($F = 7.43$; $p < 0.001$; Figure A2).

Table 4. Results for brook trout sampling, showing numbers of fish caught for each treatment and their average total length for Lake Elbow and Castor Gras.

Treatment	Sample size (n)		Average total length (mm \pm SD)	
	Lake Elb.	Lake Cast.	Lake Elb.	Lake Cast.
<i>Artificial lure</i>				
Circle hook	50	48	218 \pm 38	225 \pm 38
J-hook	54	48	219 \pm 43	219 \pm 28
Treble hook	43	35	218 \pm 36	215 \pm 30
<i>Natural bait</i>				
Circle hook	50	48	236 \pm 43	220 \pm 30
J-hook	53	47	240 \pm 48	223 \pm 35
Treble hook	44	30	234 \pm 54	232 \pm 36
<i>Fly-fishing</i>				
Circle hook	25	10	193 \pm 33	210 \pm 41
J-hook	22	17	186 \pm 35	222 \pm 37
<i>Control</i>	37	43	207 \pm 36	212 \pm 28
Total	378	326	221 \pm 44	220 \pm 33

For the artificial lure treatments, mortality of all hook types was similar to the control, averaging 3.7 % (Table 5). Deep hooking rates were also low when an artificial lure was used, being always below 2.5 %. On the other hand, natural bait treatments led to mortality rates significantly higher than the control for the circle and the J-hook, as odds of having release mortality when using those hook types were respectively 7 and 11 times higher than the control's (Figure 6a). However, using a treble hook with natural baits provided mortality rates equal to the control ($p = 0.924$). Deep hooking rates were significantly higher when using a J-hook than other hook types (Figure 6b). Fly-fishing treatments caused mortality to brook trout up to 10 % for circle hooks, which represents twice the mortality of the control, although the difference was insignificant ($p = 0.106$). On the other hand, no deep hooking occurred when anglers were fly-fishing (Table 5).

Table 5. Comparison of mortality rates, deep hooking rates, capture success and hooking success of three hook types for brook trout treatments. Values in bold represent statistically significant results ($p < 0.05$).

Treatment group	Hook type (%)				Comparison	Wald statistic	p-value	Odds ratio
	Variable	Circle hook	J-hook	Treble				
Artificial lure								
Mortality	1	3	7	5	Circle / Control	-1.456	0.145	0.19
					J-hook / Control	-0.726	0.468	0.57
					Treble / Control	0.362	0.717	1.28
Deep hooking	1	0	2	-	Circle / J-hook	-0.006	0.995	0.00
					Circle / Treble	0.751	0.453	0.40
Capture success	38	41	26	-	Circle / J-hook	0.257	0.798	0.95
					Circle / Treble	-4.159	< 0.001	2.13
Hooking success	47	49	29	-	Circle / J-hook	-0.037	0.971	1.01
					Circle / Treble	-5.581	< 0.001	2.63
Natural bait								
Mortality	28	35	5	5	Circle / Control	3.503	< 0.001	7.12
					J-hook / Control	4.335	< 0.001	11.01
					Treble / Control	0.095	0.924	1.07
Deep hooking	29	47	5	-	Circle / J-hook	2.787	0.005	0.43
					Circle / Treble	-3.471	< 0.001	7.14
Capture success	41	42	19	-	Circle / J-hook	0.366	0.715	1.07
					Circle / Treble	-5.683	< 0.001	2.85
Hooking success	47	48	26	-	Circle / J-hook	0.479	0.632	1.09
					Circle / Treble	-5.127	< 0.001	2.38
Fly-fishing								
Mortality	10	5	-	5	Circle / Control	1.617	0.106	3.12
					J-hook / Control	0.015	0.988	1.01
Deep hooking	0	0	-	-	Circle / J-hook	-	-	-
Capture success	59	60	-	-	Circle / J-hook	-0.565	0.572	1.23
Hooking success	60	72	-	-	Circle / J-hook	0.566	0.571	0.81

For brook trout, capture success and hooking success rates varied significantly between lakes, as odds of capturing or hooking a fish with any treatment were twice as high in Lake Elbow ($p < 0.001$). Despite this, the same differences between treatments were observed within each lake, so data from the two lakes were pooled for analyses. For the artificial lure treatments, capture and hooking success of circle hooks was significantly higher than that of treble hooks, but not different from J-hooks (Table 5). With artificial lures, CPUE did differ between hooks, as treble hooks would catch in average one less brook trout per hour (Table 6). For the natural bait treatments, hooking success and capture success of circle hooks was always significantly higher than trebles', but indifferent of that of J-hooks (Table 5; Figure 7a). CPUE were also significantly higher for circle and J-hooks (Table 6; Figure 7b). For fly-fishing treatments, the capture success, hooking success and CPUE were equivalent between the circle hooks and J-hooks (Tables 5 and 6).

Table 6. Mean catch per unit effort (CPUE) of brook trout for each treatment group. ANOVA results (F -value) are shown on the right, along with degrees of freedom (df) and associated p -values. Standard deviation of each mean is shown in parentheses.

Treatment	CPUE (fish•rod ⁻¹ hr ⁻¹)			df	F -value	p -value
	<i>Circle hook</i>	<i>J-hook</i>	<i>Treble</i>			
Artificial lure	2.06 (0.37)	1.90 (0.39)	1.18 (0.29)	2	3.64	0.032
Natural bait	1.87 (0.38)	1.83 (0.21)	0.84 (0.13)	2	7.55	0.001
Fly-fishing	1.02 (1.13)	1.42 (1.12)	-	1	0.60	0.451

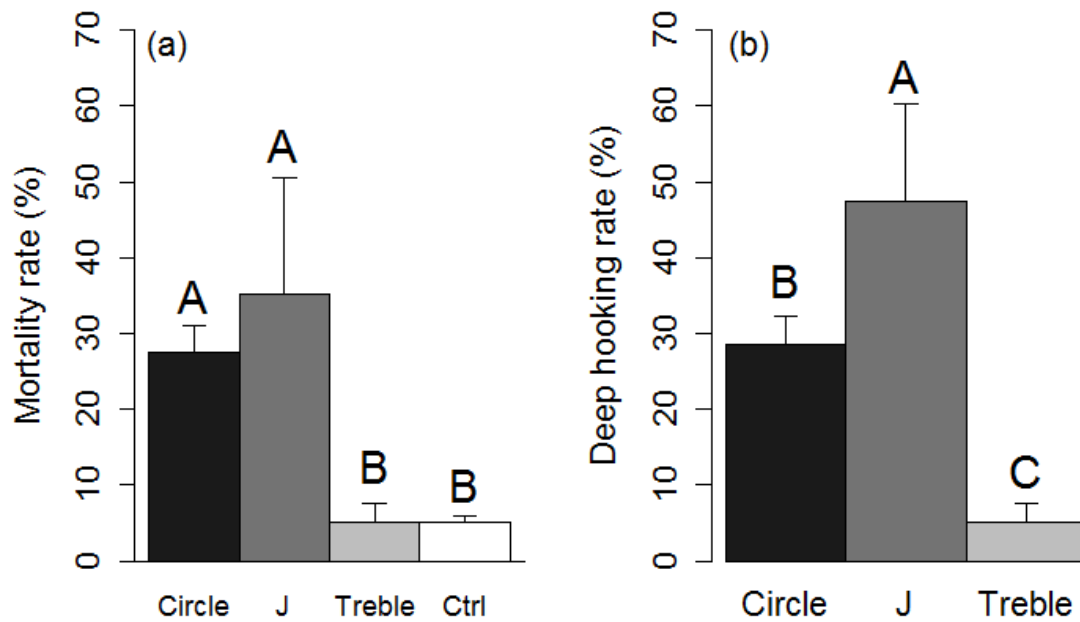


Figure 6. Mean mortality (a) and deep hooking (b) rates for brook trout angled with natural baits treatments. Mortality of each hook type was compared to the control (Ctrl), while deep hooking rates of J-hooks and treble hooks were respectively compared to the circle hook. Error bars represent standard deviations, and letters illustrate pairwise differences of Wald tests between treatments.

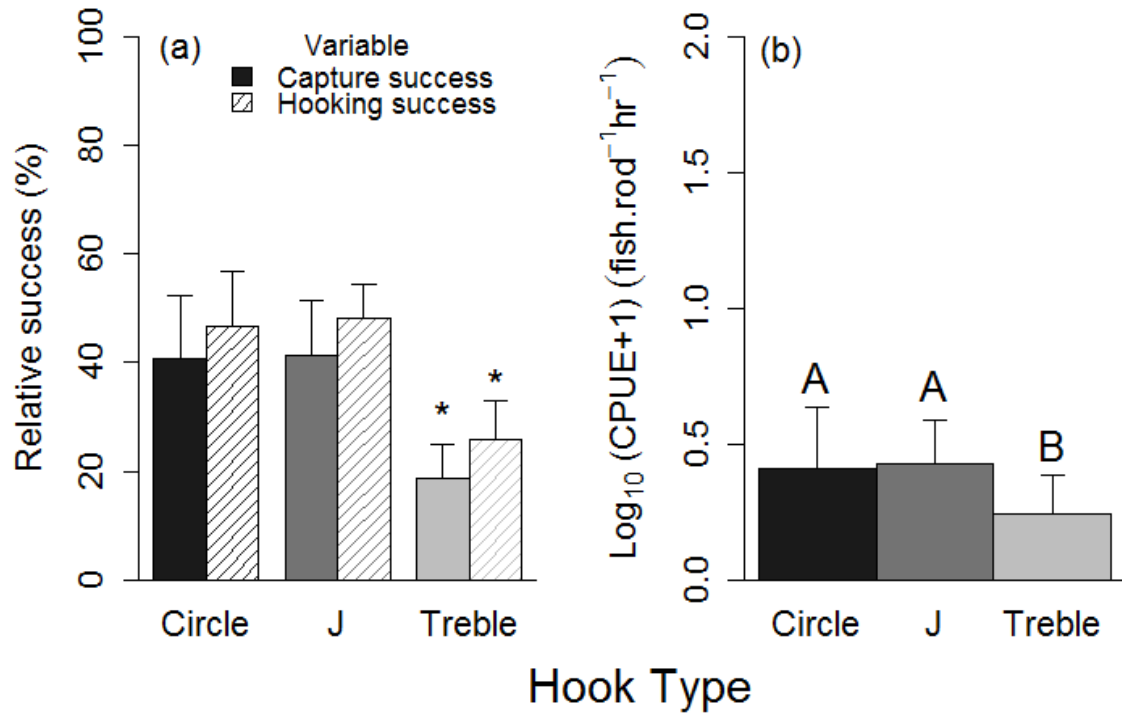


Figure 7. Mean capture success and hooking success (a), and log-transformed catch per unit effort (b) for brook trout angled with natural baits and different hook types. Asterisks illustrate pairwise differences of Wald tests between circle and treble hooks, while letters represent Tukey's HSD between hook types. Error bars represent standard deviations.

2.4 DISCUSSION

2.4.1 Lake trout

In this study, the objectives were to evaluate and compare the release mortality and fishing success of circle hooks to conventional hook types in the recreational fisheries of lake trout and brook trout. Fish release mortality is an important factor to consider when enforcing regulations involving the release of a fraction of the catch. Meanwhile, fishing success is an important variable for anglers, since it is a relevant component of fishing quality. Recent lake trout release mortality estimates vary between 9-32 % (Bartholomew & Bohnsack 2005). The

present study shows a global mortality of 5 %, across different hook types and angling techniques representative of its fishery. A previous study conducted on Lake Maganasipi reported mortality rates between 8 % and 14 % when using the same fishing treatments (except the ones with a circle hook; Nadeau & Lapointe 1991). Since most of the rates reported here are below these values, it is possible that our results underestimate the real release mortality of the fishery for a few reasons. First of all, the study was conducted in early spring, at a moment where the risk of mortality is probably at its lowest, since the lakes' waters were cold and well aerated. In these conditions, fish metabolism is low, which reduces bleeding and minimizes wound infection risks of released lake trout (Cooke & Suski 2005; Gale et al. 2013). Second, deeply hooked lake trout were released with the hook still in mouth as the line was cut, a technique that has proved to be effective to increase survival rates for other salmonids (Mason & Hunt 1967; Schisler & Bergersen 1996; Tsuboi et al. 2006). We feel that most lake trout anglers would rather recover their hook than cut the line in these conditions, so that the technique used in this study does not reflect the reality of the fishery, even though it is encouraged by Québec's ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Therefore, the mortality risk of treatments with high deep hooking rates is underestimated. For example, if deeply hooked lake trout for which the line was cut had been considered as dead fish, mortality rates could have been as high as 40 % for the set-line fishing treatment with a J-hook. As a whole, these factors could explain the results obtained and should be taken into account when estimating the release mortality of lake trout's recreational fishery.

Although the sample size of the control was too little to be considered, it is most likely that the observed mortalities were caused by the angling rather than by the experimental

handling procedures. The vast majority of the mortalities observed were immediate (i.e. fish were dead upon unhooking, before entering the holding cages). Thus, the differences in mortality observed between treatments, even when scarce, are representative of the effect of the treatment used. Results indicate that the mortality is fairly low for treatments involving troll-fishing and treble hooks. Troll-fishing is a technique considered active, for which the lure or bait is dragged at constant speed, leaving little time for fish to swallow the tackle, and needing a sharp and reactive hook-set to set the hook (Sullivan et al. 2013). When such a technique is used, a possible mechanism could be that fish mostly bite the tackle from behind, in a way that the hook is the first thing that comes to their contact, in an angle optimal to lodge itself in the mouth (Zimmerman & Bochenek 2002). These conditions tend to reduce the likelihood of deep hooking and therefore causes fewer mortalities to occur (Gutowsky et al. 2011). As for treble hooks, their bigger width compared to single hooks might make them harder to swallow by fish, leading more often to jaw-hooking which causes minimal damage to fish (see Table A1). However, in the rare case where a treble hook is deeply hooked, its three-pronged design makes it harder to unhook and causes severe tissue damage (Falk et al. 1974). In literature, artificial lures have shown to cause less mortality than baits for many salmonids (Pauley & Thomas 1993; Schisler & Bergersen 1996; Taylor & White 1992). The obtained results highlight that it may not always be the case: the choice of terminal gear type did not impact on the resulting mortality rate when the tackle was troll-fished. However, when a natural bait was fished with the set-line technique, which is somewhat passive, lake trout probably disposed of more time to swallow the bait before the hook was set, causing

more frequent deep hooking situations, and possibly explaining the great differences in deep hooking rates between passively and actively fished baits.

When comparing mortality rates between hook types, results indicate that circle hooks can reduce release mortality compared to conventional hooks by providing lower deep hooking rates. This finding confirms results of many recent studies on the topic (Cooke & Suski 2004; High & Meyer 2014; Lennox et al. 2015; Sullivan et al. 2013). That being said, the active techniques used in lake trout recreational fisheries typically cause little deep hooking hence little mortality, which tends to mask the benefit of using circle hooks. In situations where the mortality risk of lake trout is higher (i.e. deep hooking is frequent) like set-line fishing, mortality with circle hooks was slightly lower than with J-hooks. As mentioned above, this difference could be greater, because fish caught with J-hooks were deeply hooked 25 % more often than when caught with circle hooks, but the line was cut in these cases. Set-line fishing with natural baits is the main technique involved in ice-fishing, and has proved to lead to relatively high release mortality for lake trout (Dextrase & Ball 1991; Persons & Hirsch 1994). Although lake trout fishing is not allowed during the winter in Québec, ice-fishing is sometimes practiced in lakes where lake trout can be accidentally caught (Ministère du Développement durable 2014).

For the comparison of fishing success, results suggest that fishing success is generally lower when fishing lake trout with circle hooks, except when using a passive technique. Regardless of the terminal gear type used, the hooking success, capture success and CPUE of circle hooks were below those of conventional hook types when the tackle was trolled. Anyhow, circle hooks did not have a substantial effect on reducing the mortality for this

fishing technique. However, when a set-line fishing technique was employed, circle hooks successfully hooked as often and landed as many fish per hour as J-hooks. Fortunately, for this technique circle hooks also significantly reduced deep hooking rates. Set-line fishing with natural baits and circle hooks could thus reduce fish release mortality, while still providing anglers with a satisfactory fishing experience. Also, considering that using circle hooks had benefits even during the spring leads to think that its advantages would be even greater in warmer waters (i.e. during the summer).

2.4.2 Brook trout

Present brook trout regulations rarely involve the catch-and-release of fish, mainly because the species is considered to be resilient to exploitation and because of the generally consumptive nature of its associated fishery (Paul et al. 2003). Moreover, brook trout is a species that could greatly benefit from efficient catch-and-release tools, since previous studies reported release mortality rates up to 57 % with common angling practices (Nuhfer & Alexander 1992; Shetter & Allison 1955). The present experiment reported rates within that range, although it studied brook trout from natural lakes, whereas many previous studies worked with stream trout or from fishing ponds. Handling procedures had an effect on fish mortality, as 5 % of the control fish died from injurious tagging. Mortalities observed with the fly-fishing treatments are also likely to be due to small fish with tags inserted in incorrect locations such as organs. In literature, fly-fishing mortality is generally minimal compared to other angling techniques (Muoneke & Childress 1994). Since no deep hooking occurred when this technique was used, it can be assumed that hook wounds were insignificant and did not contribute to the mortalities observed, regardless of hook type. Moreover, results

indicate that fishing success with circle hook flies is not different from J-hook flies, similarly to the conclusions of Meka (2004). While it is important to consider that the fly-fishing results presented in our study are based on fewer data points than expected (Table 4), they nevertheless tend to confirm that the advantages of using a circle hook fly over a conventional J-hook fly are scarce (Cooke & Suski 2004).

Although the artificial lure treatments were not genuinely artificial (i.e. lures were baited with earthworms to increase catch rates), their mortality rates were vastly inferior to natural bait treatments, as observed in other studies (Bartholomew & Bohnsack 2005). Deep hooking rates presented the same trend, being greatly lower for artificial lures. This difference could be due to the size of the tackle; the natural bait being an earthworm on a single hook at the end of a line could be easier to swallow than a spinning lure with a hook and a bait on it. The same observation can be made for hook types: in both treatment groups, treble hooks were the hook type which obtained the lowest deep hooking rates, and mortality rates similar to the control. Their width compared to single hooks is possibly responsible for the more frequent jaw hooking and subsequent low mortality rates. Furthermore, it is likely that the size of treble hooks used in this study was too big relative to the size of fish, as they provided CPUE and capture efficiencies significantly lower than circle and J-hooks. As other studies suggested, it is recommended that anglers use hook sizes appropriate to the size of fish they target, in a way to maximize fishing success while keeping deep hooking risk to a minimum (Alos et al. 2008b; Cooke et al. 2005; Robert et al. 2012).

Similarly to lake trout, it seems that for brook trout, circle hooks can reduce the release mortality when deep hooking rates are high. In this experiment, mortality and deep hooking

rates were low when using a baited artificial lure and a J-hook. Therefore, there is little benefit to use a circle hook in those situations, as they procured equivalent fishing success and release mortality. However, when angling with a natural bait using circle hooks resulted in a significant reduction in deep hooking rate of 18 % and of 7 % in mortality, while they provided CPUE, capture success and hooking success equal to J-hooks. We thus recommend brook trout anglers to consider using circle hooks when fishing with natural baits if they plan to release a fraction of their catch. Brook trout results resemble greatly to those of High & Meyer (2014), although the latter were studying different salmonids species in a lotic environment. Moreover, our results support the idea first proposed by Parmenter (2000) to use circle hooks as a way of reducing trout release mortality when fishing with natural baits.

2.4.4 Management perspectives

As a whole, results obtained in this study add up to previous work on circle hooks by documenting their efficiency for two new species: lake trout and brook trout. It also presents consistent results of circle hooks' efficiency for each species across different lakes and different fishing conditions. The experimental approach allowed to test the most commonly used fishing techniques for each species and to determine the conditions for which circle hooks reduced release mortality without leading to a decreased fishing success. For lake trout and brook trout, minimal release mortality is warranted to ensure the efficiency of the management tools in place and the preservation of angler satisfaction (Wydoski 1977). Moreover, a potential restriction of the authorized hook types must provide anglers with an equivalent fishing success, to maximize angler compliance to the policy (Paukert et al. 2001). Overall, these results support the claim from Cooke & Suski (2004) that circle hooks provide

equal or lower mortality rates compared to conventional hooks by reducing the incidence of deep hooking. As a matter of fact, circle hooks only showed differences in mortality for the fishing practices that led to high deep hooking rates: set-line fishing and the use of natural baits. Using circle hooks should thus be encouraged, particularly when those methods are employed, for ice-fishing in lakes containing lake trout, as an example. As for fishing success, results suggest that for some techniques, circle hooks can have as many successful hookups, can land as many fish and can catch as many fish per hour as conventional hook types. On the other hand, their fishing success is never significantly higher than J-hooks and treble hooks, but for certain treatments is significantly lower, which again concurs with Cooke & Suski (2004). Finally, the circle hooks used in this study provided significant differences in release mortality compared to conventional hook types, although none of them respected the three criteria defining a circle hook established by Serafy et al. (2012). While it should be noted that a standardization of the definition of a circle hook is important from a management perspective (i.e. to facilitate implementation of regulations), anglers should nevertheless be encouraged to use any kind of circle hook (as long as its point is pointing towards the shank) when angling, to reduce the mortality of released lake trout and brook trout.

CHAPITRE III

EFFETS DE L'HAMEÇON CIRCULAIRE SUR LA MORTALITÉ À LA REMISE À L'EAU ET LE SUCCÈS DE PÊCHE DU DORÉ JAUNE

3.1 PROBLÉMATIQUE

Le doré jaune est la deuxième espèce la plus populaire auprès des pêcheurs sportifs québécois (Pêche et Océans Canada 2012). Comme beaucoup d'espèces exploitées par la pêche sportive, le doré est sujet à un nombre croissant de remises à l'eau, pour des raisons éthiques ou réglementaires. Par exemple, le plan de gestion du doré en vigueur depuis 2011 au Québec impose, selon la zone de pêche, la remise à l'eau des plus petits et souvent des plus gros spécimens de la population (Arvisais et al. 2012). Bien que la mortalité à la remise à l'eau du doré soit souvent considérée comme minime (Fletcher 1987; Parks & Kraai 1991; Payer et al. 1989; Schaefer 1989), certaines études estiment que jusqu'à 79 % des dorés capturés durant les tournois de pêche meurent (Fielder & Johnson 1994; Goeman 1991; Graeb et al. 2005; Hoffman et al. 1996). Considérant l'impact que peut avoir une forte mortalité à la remise à l'eau sur l'état des populations, la recherche de moyens pour la minimiser est primordiale. L'emploi de l'hameçon circulaire a peu été étudié pour la pêche sportive du doré : la seule étude publiée concluait que le taux de blessures était réduit de moitié en utilisant des hameçons circulaires plutôt que des hameçons en « J », mais que l'efficacité de capture était elle aussi diminuée (Jones 2005).

De surcroît, le doré au Québec est une des quelques espèces pour lesquelles l'utilisation de poissons-appâts est encore permise dans certaines zones pour la pêche sportive d'été (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs 2015c). Or, l'utilisation de poisson-appâts présente plusieurs risques (p. ex. risque important d'introduction d'espèces compétitives ou envahissantes, danger de transmission de virus et de pathogènes) qui soulèvent des craintes auprès des gestionnaires (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs 2015a). Ainsi, la

réglementation est de plus en plus stricte quant à l'utilisation des poissons-appâts, avec comme objectif d'interdire leur usage en période estivale dès 2017 (Isabel Thibault, biologiste MFFP, 2015, comm. pers.). D'un autre côté, la pêche avec poissons-appâts est une pratique bien ancrée dans les habitudes des pêcheurs sportifs, et il est souvent véhiculé qu'aucune autre technique ne procure des résultats aussi fructueux, d'où leur réticence à voir cette technique être interdite (FédéCP 2012). Dans la littérature, le succès de pêche du poisson-appât n'a jamais été comparé de manière scientifique aux autres techniques de pêche au doré, mais il a toutefois été démontré que les leurres artificiels procurent un succès de pêche équivalent à d'autres types d'appâts naturels tels que les sangsues (Payer et al. 1989). De plus, comme pour beaucoup d'autres espèces, la mortalité à la remise à l'eau des dorés capturés avec des leurres est plus faible qu'avec des appâts naturels (Bartholomew & Bohnsack 2005; Hühn & Arlinghaus 2011; Muoneke & Childress 1994; Payer et al. 1989). En septembre 2014, une expérience a été effectuée sur le doré jaune. Celle-ci avait pour objectif de comparer la mortalité à la remise à l'eau et le succès de pêche de l'hameçon circulaire et de l'hameçon en « J ».

3.2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

Le protocole expérimental consistait en l'étude de quatre traitements, correspondant à des techniques de pêche au doré jaune. Deux types d'engins ont été testés soit : des ménés émeraude morts (*Notropis artherinoides*) comme appâts naturels et des leurres souples imitant cette espèce (Berkley® Powerbait™) comme leurres artificiels. Pour chaque engin, deux types d'hameçons étaient comparés : l'hameçon en « J » (Mustad® Baitholder de taille 6) et l'hameçon circulaire (Eagle Claw® de taille 6). Malgré leurs tailles identiques (no. 6),

les hameçons circulaires testés étaient légèrement plus gros que les hameçons en « J » (Table A1). Pour chaque traitement, un appât ou un leurre était accroché à l'hameçon, et pêché au bout d'un avançon de fluorocarbène de 45 cm de longueur avec un marcheur de fond pesant 2 onces. Le montage était pêché de manière active, en traînant le marcheur au fond du lac. L'expérience fut menée sur le lac Saint-Jean du 22 au 26 septembre, avec l'aide de 9 pêcheurs bénévoles. Les mesures prises et les procédures de manipulation des captures étaient semblables à celles présentées au Chapitre II (section 2.2). Chaque traitement avait un objectif de 50 captures, incluant le traitement contrôle provenant des captures effectuées au filet-trappe. Cependant, puisqu'aucun doré ne fut capturé à l'aide du filet-trappe, le traitement contrôle a dû être abandonné. Mis à part le succès de ferrage, les mêmes variables étaient étudiées : la mortalité à la remise à l'eau, le taux de ferrage profond, le succès de capture et les captures par unité d'effort (CPUE; $\text{capture} \cdot \text{heure}^{-1} \cdot \text{pêcheur}^{-1}$). Sur ces variables, les tests statistiques effectués étaient les mêmes que ceux décrits à la section 2.2.5 du chapitre II. Toutefois, pour cette expérience, l'appât naturel a été comparé au leurre artificiel pour chaque type d'hameçon, car le design expérimental permettait une telle comparaison.

3.3 RÉSULTATS

Pour chacun des traitements étudiés, le nombre de captures obtenu fut inférieur à ce qui était attendu. Au total, 100 dorés furent capturés au cours de l'échantillonnage, avec une taille moyenne de 319 mm (Table 7). La longueur des dorés capturés n'était pas significativement différente entre les traitements ($p = 0,214$). Cependant, 60 % des captures avaient une longueur inférieure à 370 mm, qui correspond à la taille minimale des dorés récoltables dans plusieurs zones de pêche encadrées par le plan de gestion (Arvisais et al. 2012). Ainsi, les dorés capturés représentaient bien la taille des poissons sous la limite inférieure de la gamme de tailles autorisées et donc étaient sujets à être remis à l'eau. Dans les cages de rétention, la température de l'eau était en moyenne de $14,3 \pm 0,6$ °C avec une concentration d'oxygène moyenne de $9,6 \pm 0,7$ mg•L⁻¹. Après une période de rétention variant entre 42 et 79 heures, 27 % des dorés capturés étaient morts. La présence de saignement n'a été observée que sur 10 % des captures et était généralement de faible intensité.

Table 7. Nombre de dorés capturés pour chaque traitement et leur longueur totale moyenne.

Traitement	Taille de l'échantillon (n)	Longueur totale moyenne (mm \pm SD)
<i>Leurre artificiel</i>		
Hameçon circulaire	22	327 \pm 41
Hameçon en « J »	31	326 \pm 34
<i>Appât naturel</i>		
Hameçon circulaire	23	311 \pm 42
Hameçon en « J »	24	311 \pm 46
Total	100	319 \pm 41

Pour les traitements avec un leurre artificiel, le taux de mortalité était faible, car seulement 3 mortalités ont été observées (Table 8; Figure 7). Avec l'utilisation d'un leurre artificiel, 4 dorés ont été ferrés profondément, tous avec un hameçon en « J ». Lorsqu'un

méné mort (appât naturel) était utilisé, le taux de mortalité était de 39 % pour l'hameçon circulaire et de 63 % pour l'hameçon en « J », une tendance forte bien que non significative dû au faible nombre d'échantillons ($p = 0,112$). Le taux de ferrage profond variait entre 8 % et 13 % et n'était pas différent entre les deux types d'hameçons ($p = 0,420$). En comparant les engins de pêche, il est possible de remarquer que la pêche avec un appât naturel procurait des taux de mortalité significativement plus élevés qu'avec un leurre artificiel, autant pour l'hameçon circulaire ($p = 0,019$) que pour l'hameçon en « J » ($p = 0,001$; Figure 8). Pour les deux types d'hameçons, le risque d'observer de la mortalité avec un appât naturel était 14 fois plus grand qu'avec un leurre artificiel (odds ratio = 0,07). Cependant, le taux de ferrage profond n'était pas différent entre les engins de pêche pour aucun des deux types d'hameçons (hameçon en « J » : $p = 0,965$).

Table 8. Comparaison du taux de mortalité, du taux de ferrage profond et du succès de capture des dorés pour les deux types d'hameçons (circulaire et en « J ») étudiés, ainsi que pour le leurre artificiel et l'appât naturel respectivement. Les valeurs entre parenthèses représentent le nombre de captures dans chaque traitement.

Traitement	Type d'hameçon (%)		z de Wald	p-value	Odds-ratio
Variable	Circulaire	En « J »			
<i>Leurre artificiel</i>					
Mortalité	4,5 (1)	6,5 (2)	0,294	0,768	0,69
Ferrage profond	0 (0)	13 (4)	-	-	-
Succès de capture	47	52	0,571	0,568	0,80
<i>Appât naturel</i>					
Mortalité	39 (9)	63 (15)	1,587	0,112	0,38
Ferrage profond	8,6 (2)	13 (3)	0,806	0,420	0,48
Succès de capture	37	52	1,612	0,107	0,53

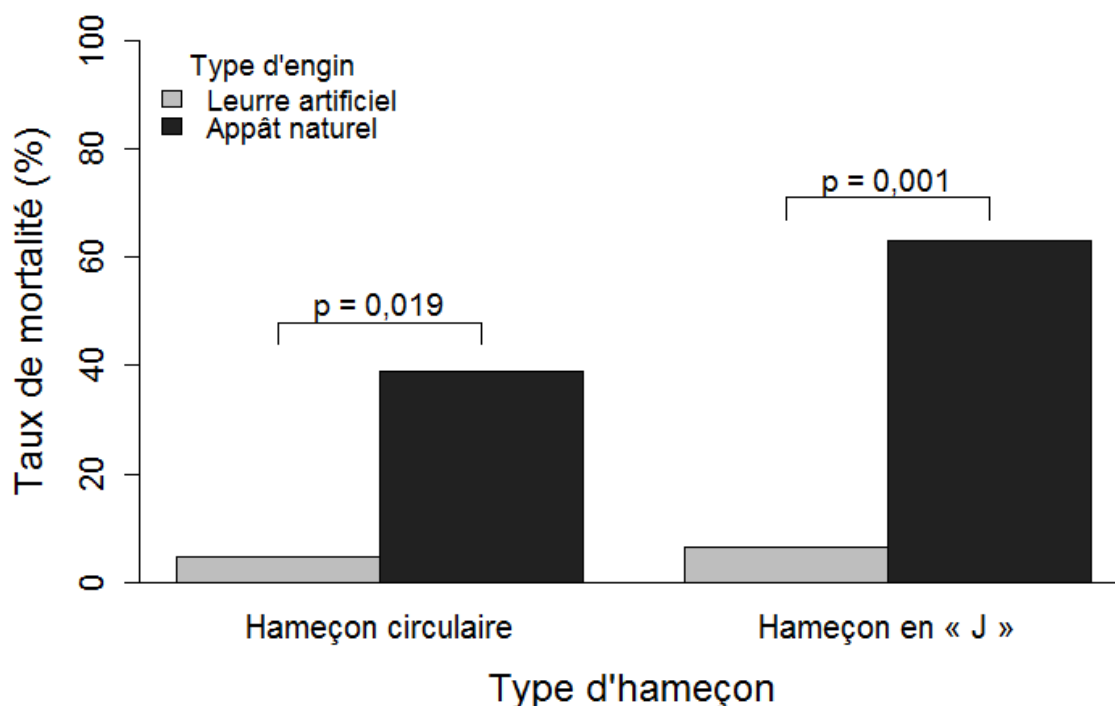


Figure 8. Taux de mortalité à la remise à l'eau observés pour les dorés capturés à l'aide des différents types d'engins (leurre, appât) et d'hameçons (circulaire, en « J ») étudiés. Les p-values des tests de Wald sont affichées au-dessus des engins comparés pour chaque type d'hameçon.

Pour le succès de pêche, le succès de capture de l'hameçon en « J » n'était pas différent de celui de l'hameçon circulaire, bien qu'il fut légèrement plus élevé (Table 8). Lorsqu'on observe les captures par unité d'effort, la différence est encore plus marginale (Figure 9; Table 9). Quant à la comparaison entre les engins de pêche, les succès de capture du leurre et de l'appât étaient équivalents pour les deux types d'hameçons respectivement ($p = 0,271$ et $p = 0,991$). Il en va de même pour les CPUE, avec tous les traitements capturant environ 1 doré à l'heure (Figure 9; Table 9).

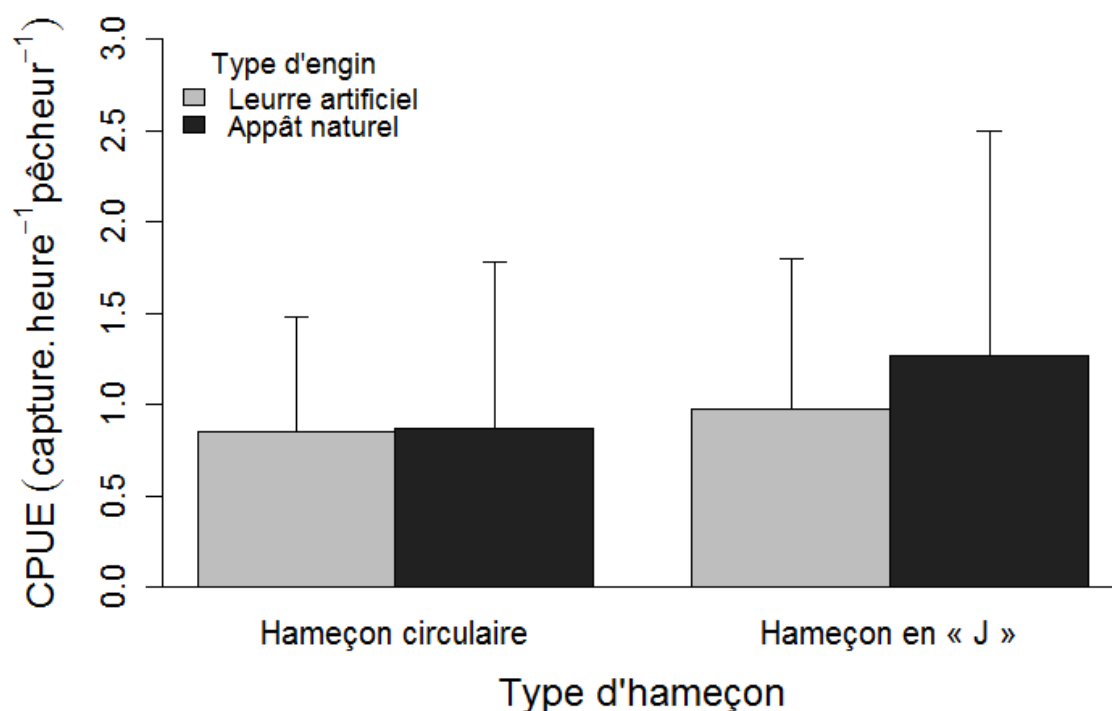


Figure 9. Captures par unité d'effort des dorés capturés à l'aide de leurres artificiels (gris) et d'appâts naturels (noir) selon le type d'hameçon étudié (circulaire, en « J »). Les barres d'erreurs représentent l'écart-type.

Table 9. Analyse de variance (ANOVA) des captures par unité d'effort en fonction des différents engins et types d'hameçon étudiés pour le doré. Le nombre de degrés de liberté (*dl*) et les résultats de l'analyse (*F*-value) sont présentés.

Source de variance	<i>dl</i>	Somme des carrés	<i>F</i> -value	<i>p</i> -value
Engin	1	0,2	0,003	0,954
Hameçon	1	13,2	0,243	0,626
Engin•Hameçon	1	1,8	0,033	0,857
Résidus	25	1355,4		

3.4 DISCUSSION

Malgré le nombre réduit d'échantillons comparé au chapitre II, l'expérience menée sur le doré apporte plusieurs résultats intéressants. Premièrement, la mortalité à la remise à l'eau observée chez les dorés au lac-Saint-Jean est plus élevée que celle qui est présumée dans le

plan de gestion, et que celle qui est observée dans la littérature (Arvisais et al. 2012; Hühn & Arlinghaus 2011). Une mortalité globale de 27 % est préoccupante, car elle signifie que plus du quart des poissons remis à l'eau sont morts tandis que leur survie était présumée. De plus, une grande proportion des captures faisant partie de cette étude était de taille spécifiquement protégée par le plan de gestion. Étonnamment, les mortalités observées ne semblent pas être expliquées par le ferrage en profondeur, qui est pourtant un déterminant critique des chances de survie du doré (Reeves & Bruesewitz 2007). En effet, les dorés capturés durant l'expérience étaient rarement ferrés en profondeur, et la mortalité était observée même chez des poissons ferrés à la mâchoire. Il y a vraisemblablement un autre facteur qui peut expliquer les taux de mortalité présentés. Il est peu probable que la profondeur à laquelle les dorés ont été capturés ait eu un impact sur leur risque de mortalité, puisque celle-ci n'excédait jamais 10 m, une profondeur trop faible pour générer un dommage par barotrauma (Bettoli et al. 2000; Reeves & Bruesewitz 2007). Le saignement infligé par les hameçons ne peut pas constituer la seule piste d'explication non plus, car même si 10 des 12 dorés qui saignaient sont morts, 15 autres ont subi de la mortalité sans présenter de saignements. Il est possible que la contention ait eu un effet négatif sur l'état de santé des poissons en général, car les cages étaient placées dans des eaux peu profondes (1 mètre et moins), tandis que le doré jaune préfère les eaux profondes ou turbides (Desroches & Picard 2013). Cependant, cette hypothèse ne peut pas expliquer l'écart de mortalité entre les engins de pêche, car tous les poissons étaient maintenus dans les mêmes conditions et la mortalité avec un appât naturel était de 30 % à 50 % plus élevée qu'avec un leurre artificiel. Étant donné qu'un appât naturel ne cause théoriquement pas plus de blessures qu'un leurre, il est possible que les différences

de mortalité observées entre les engins de pêche aient une explication physiologique sous-jacente. À titre d'exemple, peut-être que l'appât naturel était plus attrayant pour les dorés au point où ceux qui y mordaient combattaient avec plus de vigueur et dépensaient plus d'énergie que ceux qui mordaient aux leurres, les rendant affaiblis lorsque remis à l'eau et moins aptes à survivre aux stress de la contention. Une telle hypothèse nécessiterait toutefois plus d'approfondissements. Néanmoins, les résultats indiquent que pour minimiser la mortalité à la remise à l'eau du doré jaune, les pêcheurs auraient avantage à utiliser des leurres artificiels plutôt que des ménés morts comme appât naturel.

En général, le succès de pêche obtenu par les pêcheurs au cours de l'expérience était faible, les 4 traitements capturant environ 1 doré à l'heure. Autant pour le leurre artificiel que pour l'appât naturel, l'hameçon en « J » procurait un succès de capture et des CPUE très semblables à ceux de l'hameçon circulaire. Pour ces deux variables, aucune différence significative n'a d'ailleurs été observée entre les traitements. Bien que l'étude ait été menée dans un lac où plusieurs autres espèces pouvaient mordre aux hameçons (p. ex. la perchaude, la ouananiche et le brochet), nous assumons que toutes les attaques notées par les pêcheurs provenaient de dorés. Nos résultats indiquent donc que l'hameçon circulaire procurerait un succès de pêche équivalent à l'hameçon en « J », peu importe le type d'engin utilisé. Quant au choix du type d'engin de pêche, le succès de capture et les CPUE étaient équivalents entre l'appât naturel et le leurre artificiel, signifiant que leur succès de pêche était égal.

En somme, même si les résultats présentés ne démontrent pas l'efficacité de l'hameçon circulaire à réduire significativement la mortalité à la remise à l'eau du doré, ils indiquent cependant que l'utilisation de ménés morts comme appât naturel peut entraîner une mortalité

à la remise à l'eau très importante sur les dorés comparativement aux leurres artificiels. D'autre part, leur succès de pêche n'est pas différent de celui des leurres. Les résultats reflètent néanmoins que l'hameçon circulaire aurait tendance à procurer une mortalité à la remise à l'eau plus faible que l'hameçon en « J » lorsque des ménés morts sont utilisés. Toutefois, l'hameçon circulaire a aussi tendance à obtenir un succès de capture et des CPUE légèrement inférieurs à ceux de l'hameçon en « J ». Il faut cependant considérer que la technique de pêche utilisée dans cette expérience était active (c.-à-d. pêche à la traîne). Or, l'efficacité de l'hameçon circulaire semble être meilleure pour les techniques de pêche dites passives (Lennox et al. 2015; voir Chapitre 2). La pêche à la dandinette ou à la ligne morte sont des techniques passives très populaires pour la pêche hivernale au doré, pour laquelle l'hameçon circulaire pourrait se révéler utile. Son utilisation serait d'autant plus profitable si on considère que lors de la pêche d'hiver, des captures accidentelles de touladi (pour lequel la pêche est fermée) peuvent subvenir, et que l'espèce subit moins de mortalité lorsque pêchée avec des hameçons circulaire (voir chapitre II). De plus, seulement un type d'appât naturel et un type de leurre ont été testés au cours de cette expérience, tandis que plusieurs autres sortes sont employées pour la pêche au doré (p. ex. ver de terre, sangsue, poissonnageur, etc.). Il aurait été intéressant de mener l'expérience sur plus d'un type d'appât et de leurre, premièrement pour avoir une vision plus globale de l'efficacité de l'hameçon circulaire, mais aussi pour approfondir la comparaison de l'effet de l'appât naturel et du leurre artificiel sur la mortalité et le succès de pêche.

CHAPITRE IV

SÉLECTIVITÉ DES ENGINS DE PÊCHE SPORTIVE

4.1 PROBLÉMATIQUE

Lorsqu'on parle d'exploitation des ressources halieutiques, la taille est une variable d'intérêt autant pour les gestionnaires que pour les pêcheurs. Pour la pêche sportive comme pour la pêche commerciale, la taille des poissons est un paramètre crucial sur lequel beaucoup de mesures de gestion sont fondées (Noble & Jones 1999). Les limites minimales et maximales, les gammes protégées et les gammes exploitables sont des exemples de réglementations basées sur la taille des poissons. Chacune d'elles a des objectifs de gestion différents (p. ex. protéger les reproducteurs, protéger les individus immatures, etc.) et implique que les poissons d'une taille protégée par la réglementation soient remis à l'eau lorsque capturés. Ces réglementations, qui sont appliquées pour de plus en plus d'espèces et de plans d'eau en Amérique du Nord, font pourtant l'objet de critiques (Paukert et al. 2001; Radomski et al. 2001). D'une part, les mesures de gestion basées sur la taille sont jugées comme étant contre-productives si on considère que près d'un cinquième des poissons protégés par ces mesures meurent après avoir été remis à l'eau (Bartholomew & Bohnsack 2005; Hühn & Arlinghaus 2011). De plus, la pratique de la remise à l'eau peut entrer en conflit avec le courant grandissant de protection du bien-être animal, car les poissons graciés subissent souvent un stress physiologique et des blessures (Arlinghaus 2007; Cooke & Schramm 2007). Bien que beaucoup de travaux aient été effectués jusqu'à maintenant pour documenter la mortalité à la remise à l'eau et tenter de minimiser l'impact des facteurs la causant, relativement peu d'efforts ont été consacrés à tenter d'éliminer le besoin de remettre des poissons à l'eau pour la pêche sportive. Si on prend l'exemple de la pêche commerciale, un des moyens utilisés pour réduire le nombre de captures accessoires (c.-à-d. les poissons

d'une taille ou d'une espèce non désirée) est de rechercher des engins de pêche plus sélectifs (p. ex. Orsi et al. 1993). Le même résultat peut être accompli pour la pêche sportive en utilisant de l'équipement de pêche qui capture des poissons de taille légale tout en permettant aux poissons trop petits (ou trop gros) d'éviter la capture (Armstrong et al. 1990). Puisque pour la majorité des poissons prédateurs, la taille des proies qu'ils peuvent consommer est directement liée à leur propre grosseur (Mittelbach & Persson 1998), utiliser différentes tailles ou types d'engins de pêche ou d'hameçons pourrait permettre de sélectionner des gammes de tailles spécifiques (Arlinghaus et al. 2008; Cooke et al. 2005; Wilde et al. 2003).

Dans cette optique, la section suivante présente des résultats complémentaires à ceux du chapitre II concernant la sélectivité de taille des traitements de pêche étudiés durant le projet. À partir des données récoltées au cours des échantillonnages et de données d'inventaires ichtyologiques normalisés du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP), l'objectif était d'évaluer si les traitements présentent une sélectivité quant à la taille des poissons qu'ils capturent lorsque la taille des captures est comparée à la distribution de tailles des poissons du lac d'où ils proviennent.

4.2 MÉTHODOLOGIE

Pour y parvenir, la distribution de longueurs totales des captures effectuées au cours du projet pour chaque espèce a été comparée à la distribution de tailles des captures de pêches expérimentales menées dans chaque lac. Ces captures sont le résultat d'inventaires ichtyologiques normalisés réalisés à l'aide de filets maillants sur chacun des lacs étudiés. Ces engins de pêche ont la particularité d'être capables de capturer toutes les gammes de tailles présentes dans la population (Service de la faune aquatique 2011; Table 10). Considérant le

faible nombre de captures de doré obtenu lors du projet, l'analyse n'a été effectuée que sur les données du touladi et de l'omble de fontaine. Les données de captures de tous les traitements de pêche ont été regroupées pour augmenter la taille de l'échantillon. Pour l'omble de fontaine, les traitements de pêche à la mouche ont été exclus des analyses, puisque la taille de l'engin était beaucoup plus petite que pour les autres traitements, ce qui pouvait influencer les données. La comparaison des distributions a été faite avec un test bilatéral de Kolmogorov-Smirnov (KS), avec un seuil de significativité de $\alpha = 0,05$.

Table 10. Nombre de captures et années d'échantillonnage des pêches expérimentales réalisées sur les lacs étudiés durant le projet (Données provenant du MFFP).

Lac	Nombre de captures (n)	Année(s) d'échantillonnage
<i>Touladi</i>		
Caugnawana	358	2004-2005
Maganasipi	316	2006-2007
<i>Omble de fontaine</i>		
Elbow	92	2014
Castor Gras	126	2014

4.3 RÉSULTATS

Dans l'expérience sur le touladi, tous les traitements étudiés présentaient une sélectivité quant à la taille. En effet, les captures de touladi effectuées par les sept traitements étudiés présentaient une distribution de tailles différente de celle des pêches expérimentales dans le lac Caugnawana ($KS = 0,4669$; $p < 0,001$; Figure 10a, 10c) et dans le lac Maganasipi ($KS = 0,4604$; $p < 0,001$; Figure 10b, 10d). Dans les deux cas, les touladis capturés par la pêche sportive présentaient une distribution de tailles plus grandes que les données d'inventaires, puisque les touladis pêchés avaient rarement une taille de moins de 400 mm.

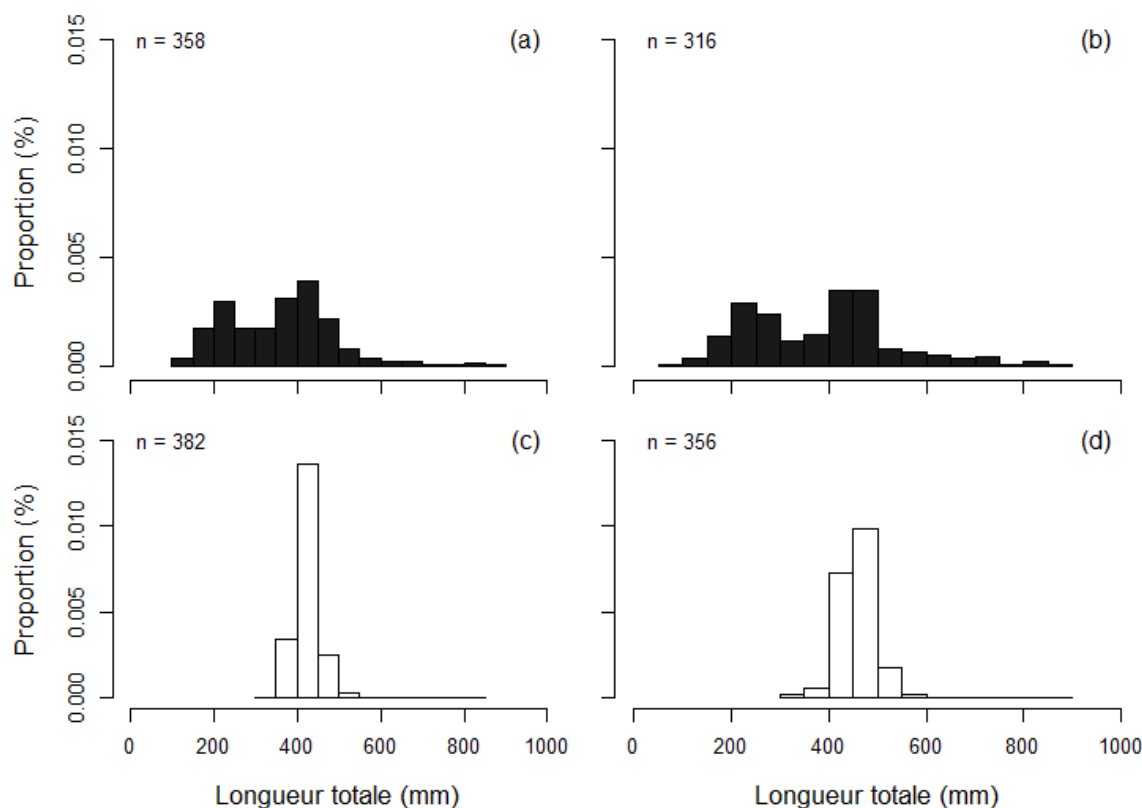


Figure 10. Distributions des fréquences de longueur totale de touladis capturés lors des inventaires ichthyologiques (noir) et l'étude actuelle (blanc) dans les lacs Caugnawana (a et c) et Maganasipi (b et d). Le nombre d'échantillons composant chaque distribution est indiqué en haut à gauche.

Pour l'omble de fontaine, les 6 traitements étudiés présentaient aussi une sélectivité quant à la taille des poissons qu'ils capturaient. Les ombles de moins de 175 mm, qui étaient relativement abondants dans la population selon les inventaires, se retrouvaient peu dans les captures effectuées avec les traitements de pêche (Figure 11). Les distributions de tailles des ombles étaient ainsi différentes entre les traitements et les inventaires pour les lacs Elbow ($KS = 0,361$; $p < 0,001$; Figure 11a, 11c) et Castor Gras ($KS = 0,506$; $p < 0,001$; Figure 11b, 11d).

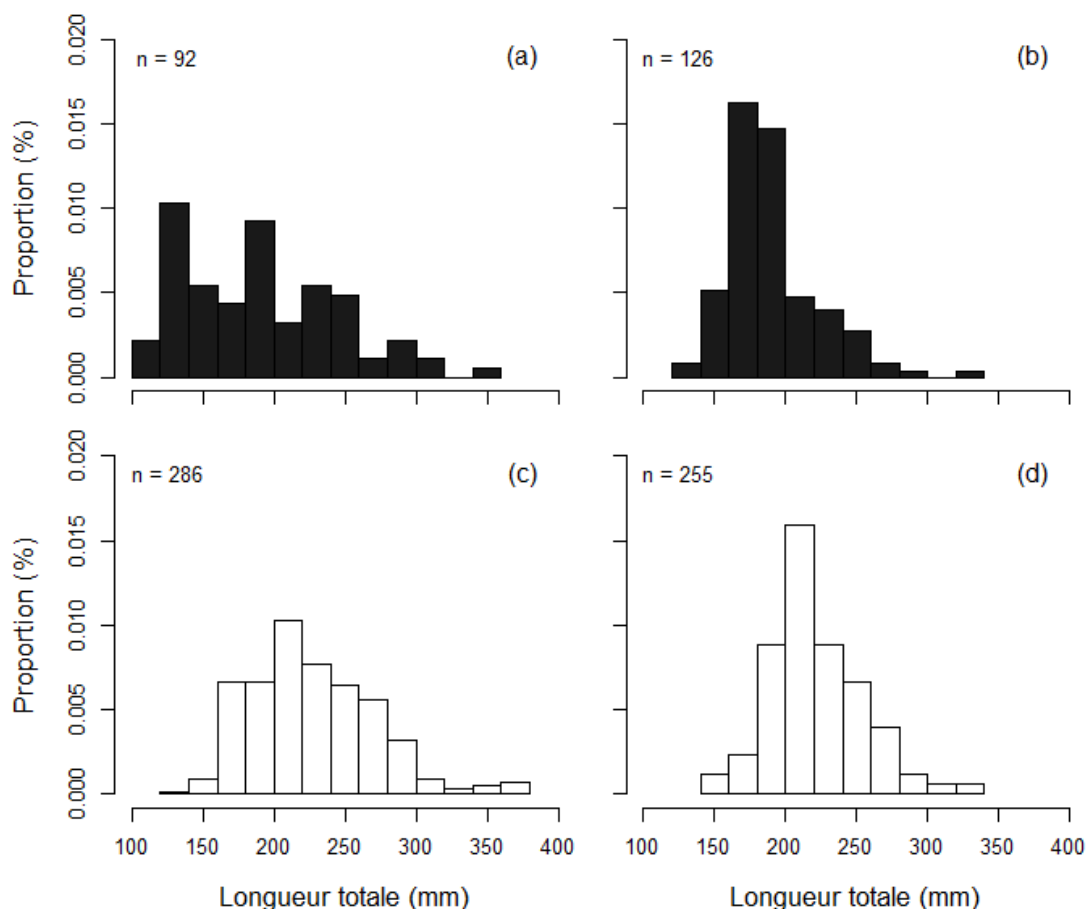


Figure 11. Distributions des fréquences de longueur totale d’ombles capturés lors des inventaires ichthyologiques (noir) et l’étude actuelle (blanc) dans les lacs Elbow (a et c) et Castor Gras (b et d). Le nombre d’échantillons composant chaque distribution est indiqué en haut à gauche.

4.4 INTERPRÉTATION

Ces analyses de sélectivité des engins ont pu être réalisées avec des échantillons de grande taille grâce au fait que les tailles capturées par les différents traitements n’étaient pas significativement différentes. En effet, comme mentionné au chapitre II, la seule différence significative était pour l’omble de fontaine, où les poissons capturés à la mouche étaient plus petits que ceux capturés à l’appât. La plus petite taille des captures faites à la mouche pourrait être due à des différences dans la pratique des pêcheurs : pour avoir du succès, les pêcheurs

à la mouche devaient pêcher dans des zones moins profondes, tandis que les autres pêcheurs se concentraient dans des secteurs plus profonds. Il est possible que les zones moins profondes contiennent plus de petits ombles de fontaine que les secteurs profonds, faisant en sorte que les captures à la mouche étaient en moyenne plus petites. C'est aussi pour cette raison que les captures à la mouche furent exclues des analyses. En général, la faible variabilité dans la taille des captures est explicable par le fait que pour chaque traitement, les tailles d'hameçons et d'engins utilisées étaient choisies de manière à être le plus semblables possible entre elles, dans le but de capturer des poissons de tailles similaires. Ceci dit, tous ces traitements (lorsque combinés) présentaient une sélectivité vers les tailles les plus grandes de la population, en ne capturant que très peu de petits poissons. Pour le touladi, les captures de moins de 400 mm étaient moins fréquentes, tandis que peu d'ombles de moins de 175 mm étaient capturés par la pêche. Cette sélectivité vers des poissons de tailles plus grandes peut s'expliquer par la taille des engins et des hameçons utilisés, qui avaient été spécifiquement choisis en fonction des préférences des pêcheurs. Or, ces préférences penchent souvent vers des poissons de grande taille, soit en vue d'une éventuelle consommation, ou bien pour être récoltables selon la réglementation en place. Pour le touladi par exemple, la limite de taille minimale dans la majorité des zones du Québec est fixée à 450 mm (Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs 2014). Par ailleurs, il est aussi possible que les touladis de plus petite taille aient un mode alimentaire planctonophage, faisant en sorte qu'ils soient moins tentés de mordre sur des engins imitant des poissons.

En somme, les techniques couramment utilisées pour la pêche sportive au touladi ne capturent pas des poissons de tailles différentes, et semblent être inefficaces pour capturer les petits individus présents dans la population, principalement ceux sous la limite de taille minimale (< 450 mm). Pour l'omble de fontaine, la situation est semblable, car la majorité des traitements capturaient les ombles les plus gros de la population, à l'exception des traitements à la mouche qui capturaient en moyenne des ombles plus petits. Ces résultats sur la sélectivité sont inverses à ceux de Cooke et al. (2005) qui avaient observé pour le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) une sélectivité vers les poissons les plus petits de la population lorsqu'ils utilisaient plusieurs tailles d'hameçons circulaire. Cela peut tout de même indiquer que l'utilisation de différentes tailles d'hameçons influe directement sur la taille des poissons capturés par la pêche sportive (Alos et al. 2008b). Cependant, il faut que l'étendue des tailles présentes dans la population soit suffisamment grande pour permettre à différentes tailles d'hameçons ou d'engins de capturer des tailles différentes. En outre, il faut tenir compte du fait que l'applicabilité d'une réglementation restreignant des tailles d'engins ou d'hameçons peut être complexe. Il demeure plus simple de restreindre l'utilisation de différents types d'hameçons, d'engins ou de techniques. Par exemple, certains lacs de territoires fauniques structurés québécois (p.ex. zones d'exploitation contrôlée) présentent des réglementations permettant uniquement la pêche à la mouche. En fonction des résultats présentés ici, une telle réglementation pour l'omble de fontaine pourrait permettre de protéger les gros individus des populations. À l'inverse, si une limite de taille minimale venait à être imposée pour l'omble de fontaine, il est probable que les pêcheurs à la mouche devront remettre une plus grande partie de leurs prises à l'eau. Néanmoins, ces résultats documentent

la sélectivité des méthodes les plus populaires pour la pêche sportive au touladi et à l'omble de fontaine, et peuvent se révéler intéressants pour les gestionnaires des ressources halieutiques.

CHAPITRE V

CONCLUSION

Vu l'importance grandissante que connaît la remise à l'eau des poissons auprès des pêcheurs sportifs, il importe de trouver des moyens de minimiser les blessures causées aux poissons capturés afin d'augmenter leurs chances de survie. L'hameçon circulaire est un type d'hameçon simple qui répondait supposément bien à ce besoin, en s'accrochant majoritairement à la mâchoire du poisson lorsque ferré. L'objectif de ce projet était donc d'évaluer la mortalité à la remise à l'eau et le succès de pêche de l'hameçon circulaire pour trois espèces sportives du Québec, et de les comparer avec ceux des hameçons utilisés normalement pour pêcher ces espèces. En parallèle, la sélectivité en fonction de la taille des engins de pêche sportive a aussi été évaluée, dans une optique de gestion de la récolte.

Globalement, l'utilisation de l'hameçon circulaire procurait une réduction de la mortalité à la remise à l'eau par rapport aux hameçons conventionnels dans les situations de pêche où le risque de mortalité était élevé. Les méthodes de pêche pour lesquelles le ferrage profond était fréquent présentaient les risques de mortalité les plus élevés. Pour le touladi, l'omble de fontaine et le doré, ces conditions étaient variables, mais impliquaient généralement la pêche avec des techniques passives (c.-à-d. pêche à la ligne morte) et la pêche avec des appâts naturels (p. ex. méné mort, ver de terre). Lorsque des techniques actives (c.-à-d. pêche à la traîne) et des leurres artificiels étaient employés, la mortalité observée avec les hameçons conventionnels était trop faible pour qu'une différence soit observée entre les types d'hameçons. Pour le succès de pêche, les résultats obtenus par les trois types hameçons variaient entre les traitements de pêche étudiés et entre les espèces. Pour beaucoup de traitements, l'hameçon circulaire obtenait une efficacité de capture et des captures par unité d'effort équivalant à ceux des hameçons conventionnels, surtout pour la pêche au doré. Par

contre, pour le touladi et l'omble de fontaine, le succès de pêche de l'hameçon circulaire était inférieur aux autres hameçons pour la majorité des traitements impliquant de la pêche à la traîne et des leurres artificiels. Fait intéressant, les traitements pour lesquels l'hameçon circulaire réduisait la mortalité à la remise à l'eau étaient aussi ceux pour lesquels le succès de pêche était similaire entre les types d'hameçons. Ainsi, la pêche à la ligne morte au touladi, la pêche au ver à l'omble de fontaine, et potentiellement la pêche au méné mort pour le doré pourraient bénéficier de l'implantation de l'hameçon circulaire dans une réglementation, de façon à réduire la mortalité à la relâche sans affecter le succès de pêche. Dans l'ensemble, les résultats obtenus abondent dans le sens des conclusions de précédents travaux étudiant le succès de pêche des hameçons circulaire, témoignant que ces derniers peuvent procurer autant de succès que les hameçons conventionnels, mais que celui-ci est bien souvent inférieur (Cooke & Suski 2004). Cette réalité pourrait constituer un obstacle à l'insertion de l'hameçon circulaire dans une éventuelle réglementation, à moins que celui-ci soit imposé exclusivement pour réduire la récolte.

En outre, les différents traitements de pêche étudiés pour le touladi et l'omble de fontaine capturaient des poissons de taille semblable, à l'exception de la pêche à la mouche pour l'omble. Un résultat étonnant provient de la sélectivité de ces traitements, qui capturaient presque uniquement les poissons les plus gros de la population : les touladis de plus de 400 mm et les ombles de plus de 175 mm. Cette sélectivité peut être due à la taille des engins de pêche et des hameçons, et est importante à considérer lors de la gestion des populations et l'implantation de réglementations.

Actuellement, au Québec, l'utilisation de l'hameçon circulaire est recommandée par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs dans les « Saines pratiques de la remise à l'eau du poisson » lors de la pêche avec appâts naturels (MFFP 2015b). Dans ce même document, la pêche avec appâts naturels est d'ailleurs déconseillée pour la remise à l'eau. Les résultats présentés ici supportent ces recommandations, car la mortalité des appâts naturels était généralement plus élevée que celle des leurres artificiels, et l'hameçon circulaire procurait souvent des taux de mortalité plus faibles que les autres types d'hameçons lorsqu'utilisé avec des appâts naturels. Selon ces mêmes résultats, il pourrait aussi être mentionné que l'hameçon circulaire est bénéfique pour la pêche avec des techniques passives, comme la pêche à la ligne morte. De surcroît, les effets positifs de l'hameçon circulaire sur la mortalité à la remise à l'eau lors de la pêche sportive avec des appâts naturels ou des techniques passives pourraient être considérés dans d'autres situations de pêche, comme pour la pêche hivernale ou la pêche à d'autres espèces.

RÉFÉRENCES

- Alos, J., M. Cerda, S. Deudero, A. M. Grau. 2008a. Influence of hook size and type on short-term mortality, hooking location and size selectivity in a Spanish recreational fishery. *Journal of Applied Ichthyology* 24(6): 658-663.
- Alos, J., M. Palmer, A. M. Grau, S. Deudero. 2008b. Effects of hook size and barbless hooks on hooking injury, catch per unit effort, and fish size in a mixed-species recreational fishery in the western Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science* 65(6): 899-905.
- Arlinghaus, R. 2007. Voluntary catch-and-release can generate conflict within the recreational angling community: a qualitative case study of specialised carp, *Cyprinus carpio*, angling in Germany. *Fisheries Management and Ecology* 14(2): 161-171.
- Arlinghaus, R., S. J. Cooke, J. Lyman, D. Policansky, A. Schwab, C. Suski, S. G. Sutton, E. B. Thorstad. 2007. Understanding the complexity of catch-and-release in recreational fishing: An integrative synthesis of global knowledge from historical, ethical, social, and biological perspectives. *Reviews in Fisheries Science* 15(1-2): 75-167.
- Arlinghaus, R., T. Klefoth, A. Kobler, S. J. Cooke. 2008. Size selectivity, injury, handling time, and determinants of initial hooking mortality in recreational angling for northern pike: the influence of type and size of bait. *North American Journal of Fisheries Management* 28(1): 123-134.
- Armstrong, D. W., R. S. T. Ferro, D. N. MacLennan, S. A. Reeves. 1990. Gear selectivity and the conservation of fish. *Journal of Fish Biology* 37: 261-262.
- Arvais, M., D. Nadeau, M. Legault, H. Fournier, F. Bouchard, Y. Paradis. 2012. Plan de gestion du doré au Québec 2011-2016. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. D. d. l. f. a. Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats. 73 p.
- Barthel, B., S. Cooke, C. Suski, D. Philipp. 2003. Effects of landing net mesh type on injury and mortality in a freshwater recreational fishery. *Fisheries Research* 63(2): 275-282.
- Bartholomew, A., J. A. Bohnsack. 2005. A review of catch-and-release angling mortality with implications for no-take reserves. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 15(1-2): 129-154.
- Bettoli, P. W., C. S. Vandergoot, P. T. Horner. 2000. Hooking mortality of saugers in the Tennessee River. *North American Journal of Fisheries Management* 20(3): 833-837.
- Bjorndal, A. 1988. Recent developments in longline fishing-catching performance and conservation aspects. In *Proceedings of the World Symposium on Fishing Gear and Vessel Design*, St. John's, Newfoundland.
- Cooke, S. J., B. L. Barthel, C. D. Suski, M. J. Siepker, D. P. Philipp. 2005. Influence of circle hook size on hooking efficiency, injury, and size selectivity of bluegill with comments on circle hook conservation benefits in recreational fisheries. *North American Journal of Fisheries Management* 25(1): 211-219.
- Cooke, S. J., I. G. Cowx. 2004. The role of recreational fishing in global fish crises. *Bioscience* 54(9): 857-859.

- Cooke, S. J., V. M. Nguyen, K. J. Murchie, A. J. Danylchuk, C. D. Suski. 2012. Scientific and stakeholder perspectives on the use of circle hooks in recreational fisheries. *Bulletin of Marine Science* 88(3): 395-410.
- Cooke, S. J., H. L. Schramm. 2007. Catch-and-release science and its application to conservation and management of recreational fisheries. *Fisheries Management and Ecology* 14(2): 73-79.
- Cooke, S. J., C. D. Suski. 2004. Are circle hooks an effective tool for conserving marine and freshwater recreational catch-and-release fisheries? *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 14(3): 299-326.
- Cooke, S. J., C. D. Suski. 2005. Do we need species-specific guidelines for catch-and-release recreational angling to effectively conserve diverse fishery resources? *Biodiversity and Conservation* 14(5): 1195-1209.
- Desroches, J. F., I. Picard. 2013. *Poissons d'eau douce du Québec et des Maritimes*. Éditions Michel Quintin, Waterloo (Québec). 471 p.
- Dextrase, A. J., H. E. Ball. 1991. Hooking mortality of lake trout angled through the ice. *North American Journal of Fisheries Management* 11(3): 477-479.
- DuBois, R. B., K. E. Kuklinski. 2004. Effect of hook type on mortality, trauma, and capture efficiency of wild, stream-resident trout caught by active baitfishing. *North American Journal of Fisheries Management* 24(2): 617-623.
- Falk, M. R., D. V. Gillman, L. W. Dahlke. 1974. Comparison of mortality between barbed and barbless hooked lake trout. F. a. M. S. Canada Department of the Environment, Technical Report Series CEN/T-74-1, Winnipeg, Manitoba.
- Fédération québécoise des chasseurs et des pêcheurs. 2012. Nouvelle réglementation sur les poissons appâts: un pas dans la bonne direction mais une nouvelle entrave à la pêche - Communiqué. URL: <http://archives.fedecp.qc.ca/2012/mars-2012/479-nouvelle-reglementation-sur-les-poissons-appats-un-pas-dans-la-bonne-direction-mais-une-nouvelle-entrave-a-la-peche-communique>. Visité le 22 juillet 2015.
- Ferguson, R. A., B. L. Tufts. 1992. Physiological effects of brief air exposure in exhaustively exercised rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) - Implications for catch and release fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49(6): 1157-1162.
- Fielder, D. G., B. A. Johnson. 1994. Walleye mortality during live-release tournaments on Lake Oahe, South Dakota. *North American Journal of Fisheries Management* 14(4): 776-780.
- Fisheries and Oceans Canada. 2012. 2010 Survey of recreational fishing in Canada. Economic Analysis and Statistics. Strategic Policy. Resource Management. Ecosystems and Fisheries Management. Ottawa. 34 p.
- Fletcher, D. H. 1987. Hooking mortality of walleyes captured in Porcupine Bay, Washington. *North American Journal of Fisheries Management* 7(4): 594-596.
- Gale, M. K., S. G. Hinch, M. R. Donaldson. 2013. The role of temperature in the capture and release of fish. *Fish and Fisheries* 14(1): 1-33.
- Goeman, T. J. 1991. Walleye mortality during a live-release tournament on Mille Lacs, Minnesota. *North American Journal of Fisheries Management* 11(1): 57-61.

- Graeb, B. D., J. L. Shepherd, D. W. Willis, J. S. Sorensen. 2005. Delayed mortality of tournament-caught walleyes. *North American Journal of Fisheries Management* 25(1): 251-255.
- Gutowsky, L. F. G., P. M. Harrison, S. J. Landsman, M. Power, S. J. Cooke. 2011. Injury and immediate mortality associated with recreational troll capture of bull trout (*Salvelinus confluentus*) in a reservoir in the Kootenay-Rocky Mountain region of British Columbia. *Fisheries Research* 109(2-3): 379-383.
- High, B., K. A. Meyer. 2014. Hooking mortality and landing success using baited circle hooks compared to conventional hook types for stream-dwelling trout. *Northwest Science* 88(1): 11-22.
- Hoffman, G. C., D. W. Coble, R. V. Frie, F. A. Copes, R. M. Bruch, K. K. Kamke. 1996. Walleye and sauger mortality associated with live-release tournaments on the Lake Winnebago system, Wisconsin. *North American Journal of Fisheries Management* 16(2): 364-370.
- Hühn, D., R. Arlinghaus. 2011. Determinants of hooking mortality in freshwater recreational fisheries: A quantitative meta-analysis. *American Fisheries Society Symposium* 75: 141-170.
- Jenkins, T. M. 2003. Evaluating recent innovations in bait fishing tackle and technique for catch and release of rainbow trout. *North American Journal of Fisheries Management* 23(4): 1098-1107.
- Johannes, R. E. 1981. *Words of the Lagoon: Fishing and Marine Lore in the Palau District of Micronesia*. University of California Press, Los Angeles, CA.
- Jones, T. S. 2005. The influence of circle hooks on the capture efficiency and injury rate of walleyes. *North American Journal of Fisheries Management* 25(2): 725-731.
- Lennox, R., K. Whoriskey, G. T. Crossin, S. J. Cooke. 2015. Influence of angler hook-set behaviour relative to hook type on capture success and incidences of deep hooking and injury in a teleost fish. *Fisheries Research* 164(0): 201-205.
- Lewin, W.-C., R. Arlinghaus, T. Mehner. 2006. Documented and potential biological impacts of recreational fishing: insights for management and conservation. *Reviews in Fisheries Science* 14(4): 305-367.
- Malchoff, M. H., D. B. MacNeill. 1995. Guidelines to increase the survival of sportfish, released fish survival sport fish fact sheet. Cornell cooperative extension, Sea Grant.
- Mason, J. W., R. L. Hunt. 1967. Mortality rates of deeply hooked rainbow trout. *Progressive Fish-Culturist* 29(2): 87-91.
- McEachron, L., A. Green, G. Matlock, G. Saul. 1985. A comparison of trotline catches on two hook types in the Laguna Madre. T. P. a. W. Department, Management Data Series No. 86.
- Meka, J. M. 2004. The influence of hook type, angler experience, and fish size on injury rates and the duration of capture in an Alaskan catch-and-release rainbow trout fishery. *North American Journal of Fisheries Management* 24(4): 1309-1321.
- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. 2015a. Les poissons appâts: un risque pour nos poissons sauvages. URL: <http://www.mffp.gouv.qc.ca/faune/peche/poissons-appats.jsp>. Visité le 17 août 2015.

- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. 2015b. Les saines pratiques de remise à l'eau. URL: <http://www.mffp.gouv.qc.ca/faune/peche/remise-eau-poisson.jsp>. Visité le 5 mars 2015.
- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. 2015c. Pêche sportive au Québec 2012-2014 - Poissons appâts. URL: <http://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/enligne/faune/reglementation-peche/regles-generales/poissons-appats.asp>. Visité le 17 août 2015.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs,. 2014. Synthèse du plan de gestion du touladi au Québec 2014-2020. Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune aquatique. 11 p.
- Mittelbach, G. G., L. Persson. 1998. The ontogeny of piscivory and its ecological consequences. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55(6): 1454-1465.
- Montrey, N. 1999. Circle hooks ready to boom - design pierces fish through jaw, promotes conservation. *American Sportfishing* 2(1): 6-7.
- Muoneke, M. I., W. M. Childress. 1994. Hooking mortality: A review for recreational fisheries. *Reviews in Fisheries Science* 2(2): 123-156.
- Nadeau, D., J. Lapointe. 1991. Évaluation de la mortalité engendrée par les engins de pêche sportive chez le touladi. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Rouyn-Noranda, Québec. 33 p.
- Noble, R. L., T. W. Jones. 1999. Managing fisheries with regulations. In: C. Kohler & W. Hubert (eds.), *Inland Fisheries Management in North America* (pp. 455-477). American Fisheries Society, Bethesda, MD.
- Nuhfer, A. J., G. R. Alexander. 1992. Hooking mortality of Trophy-Sized Wild Brook Trout Caught on Artificial Lures. *North American Journal of Fisheries Management* 12: 634-644.
- Orsi, J. A., A. C. Wertheimer, H. W. Jaenicke. 1993. Influence of selected hook and lure types on catch, size, and mortality of commercially troll-caught chinook salmon. *North American Journal of Fisheries Management* 13(4): 709-722.
- Parks, J. O., J. E. Kraai. 1991. Walleye hooking mortality at Lake Meredith. T. P. a. W. Department, Management Data Series 52, Austin.
- Parmenter, S. 2000. Circle hooks: remedy for bait angling mortality? In: D. A. Schill, S. Moore, A. P. Byorth & B. Harne (eds.), *Wild Trout VII Management in the new millenium: are we ready?* (pp. 61-65). Yellowstone National Park, Old Faithful, WY.
- Paukert, C. P., J. A. Klammer, R. B. Pierce, T. D. Simonson. 2001. An overview of northern pike regulations in North America. *Fisheries* 26(6): 6-13.
- Paul, A. J., J. R. Post, J. D. Stelfox. 2003. Can Anglers Influence the Abundance of Native and Nonnative Salmonids in a Stream from the Canadian Rocky Mountains? *North American Journal of Fisheries Management* 23(1): 109-119.
- Pauley, G. B., G. L. Thomas. 1993. Mortality of anadromous coastal cutthroat trout caught with artificial lures and natural bait. *North American Journal of Fisheries Management* 13(2): 337-345.

- Payer, R. D., B. Pierce, D. L. Pereira. 1989. Hooking mortality of walleyes caught on live and artificial baits. *North American Journal of Fisheries Management* 9: 188-192.
- Pêche et Océans Canada. 1997. Enquête sur la pêche récréative au Canada 1995. Analyses économiques et statistiques. Politiques stratégiques. Gestion des ressources. Gestion des écosystèmes et des pêches. Ottawa. 122 p.
- Pêche et Océans Canada. 2012. Enquête sur la pêche récréative au Canada 2010. Analyses économiques et statistiques. Politiques stratégiques. Gestion des ressources. Gestion des écosystèmes et des pêches. Ottawa. 34 p.
- Persons, S. E., S. A. Hirsch. 1994. Hooking mortality of lake trout angled through ice by jigging and set-lining. *North American Journal of Fisheries Management* 14(3): 664-668.
- Policansky, D. 2002. Catch-and-release recreational fishing: a historical perspective. In: T. J. Pitcher & C. Hollingworth (eds.), *Recreational Fisheries: Ecological, Economic and Social Evaluation* (pp. 74-94). Blackwell Science, London.
- Post, J. R., M. Sullivan, S. Cox, N. P. Lester, C. J. Walters, E. A. Parkinson, A. J. Paul, L. Jackson, B. J. Shuter. 2002. Canada's recreational fisheries: the invisible collapse? *Fisheries* 27(1): 6-17.
- Quinn, G. P., M. J. Keough. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 537
- Radomski, P. J., G. C. Grant, P. C. Jacobson, M. F. Cook. 2001. Visions for recreational fishing regulations. *Fisheries* 26(5): 7-18.
- Reeves, K. A., R. E. Bruesewitz. 2007. Factors influencing the hooking mortality of walleyes caught by recreational anglers on Mille Lacs, Minnesota. *North American Journal of Fisheries Management* 27(2): 443-452.
- Robert, J. J., S. M. Larocque, S. J. Cooke. 2012. Influence of hook size and style on short-term survival of deeply hooked bluegills. *North American Journal of Fisheries Management* 32(5): 869-874.
- Schaefer, W. 1989. Hooking mortality of walleyes in a northwestern Ontario Lake. *North American Journal of Fisheries Management* 9(2): 193-194.
- Schisler, G. J., E. P. Bergersen. 1996. Postrelease hooking mortality of rainbow trout caught on scented artificial baits. *North American Journal of Fisheries Management* 16: 570-578.
- Serafy, J. E., S. J. Cooke, G. A. Diaz, J. E. Graves, M. Hall, M. Shivji, Y. Swimmer. 2012. Circle hooks in commercial, recreational, and artisanal fisheries: research status and needs for improved conservation and management. *Bulletin of Marine Science* 88(3): 371-391.
- Service de la faune aquatique. 2011. Guide de normalisation des méthodes d'inventaire ichtyologique en eaux intérieures, Tome I, Acquisition de données. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec. 137 p.
- Shetter, D. S., L. N. Allison. 1955. Comparison of mortality between fly-hooked and worm-hooked trout in Michigan streams. M. D. o. Conservation, Miscellaneous Publication 9, Ann Arbor.
- Skomal, G. B., B. C. Chase, E. D. Prince. 2002. A comparison of circle hook and straight hook performance in recreational fisheries for juvenile Atlantic bluefin tuna. In: J. A.

- Lucy & A. L. Studholme (eds.), *Catch and Release in Marine Recreational Fisheries* (Vol. 30, pp. 57-65). American Fisheries Society, Bethesda, MD.
- Stålhammar, M., T. Fränstam, J. Lindström, J. Höjesjö, R. Arlinghaus, P. A. Nilsson. 2014. Effects of lure type, fish size and water temperature on hooking location and bleeding in northern pike (*Esox lucius*) angled in the Baltic Sea. *Fisheries Research* 157: 164-169.
- Sullivan, C. L., K. A. Meyer, D. J. Schill. 2013. Deep Hooking and Angling Success When Passively and Actively Fishing for Stream-Dwelling Trout with Baited J and Circle Hooks. *North American Journal of Fisheries Management* 33(1): 1-6.
- Taylor, M. J., K. R. White. 1992. A meta-analysis of hooking mortality of nonanadromous trout. *North American Journal of Fisheries Management* 12(4): 760-767.
- Trumble, R. J., S. M. Kaimmer, G. H. Williams. 2002. A review of the methods used to estimate, reduce, and manage bycatch mortality of Pacific halibut in the commercial longline groundfish fisheries of the Northeast Pacific. In: J. Lucy & A. L. Studholme (eds.), *Catch and Release in Marine Recreational Fisheries* (Vol. 30, pp. 88-96). American Fisheries Society, Bethesda, MD.
- Tsuboi, J., K. Morita, H. Ikeda. 2006. Fate of deep-hooked white-spotted charr after cutting the line in a catch-and-release fishery. *Fisheries Research* 79(1-2): 226-230.
- Westerman, F. 1932. Experiments show insignificant loss of hooked immature trout when they are returned to water. *Michigan Department of Conservation Monthly Bulletin* 2(12): 1-6.
- Wilde, G. R., K. L. Pope, B. W. Durham. 2003. Lure-size restrictions in recreational fisheries. *Fisheries* 28(6): 18-26.
- Wydoski, R. S. 1977. Relation of hooking mortality and sublethal hooking stress to quality fishery management. *Catch-and-release fishing as a management tool*: 43-87.
- Zimmerman, S. R., E. A. Bochenek. 2002. Evaluation of the effectiveness of circle hooks in New Jersey's recreational summer flounder fishery. In *American Fisheries Society Symposium*.

ANNEXE 1

TABLEAUX ET FIGURES SUPPLÉMENTAIRES

Table A1. Measurements of the hooks used in the study.

Hook model	Size	Gap (mm)	Total length (mm)	Front length (% of total length)	Width (mm)	Point angle (°)	Front angle (°)	Offset
OWNER SSW Circle	5/0	15.25	36.92	56.4	24.71	90	27	No
Mustad Open Eye “J”	4/0	14.54	36.41	54.2	20.38	151	16	Yes
Gamakatsu Treble	4	8.43	22.46	46.4	15.22	NA	NA	No
OWNER SSW Circle	1/0	NA	NA	NA	NA	90	27	No
Gamakatsu Walleye “J”	2	9.71	24.57	37.2	11.87	152	25	No
Kamakazi Circle	6	7.87	19.00	48.7	12.10	97	26	Yes
Mustad Baitholder “J”	6	7.50	20.60	43.3	9.00	159	6	Yes
Generic knotless “J”	6	6.11	13.75	50.0	7.50	NA	NA	Yes
VMC Round Treble	8	6.84	16.28	47.8	11.44	NA	NA	No
Eagle Claw Circle	12	3.96	11.00	56.2	8.26	106	24	No
Longshank fly “J”	12	5.05	19.54	28.7	5.63	180	0	No

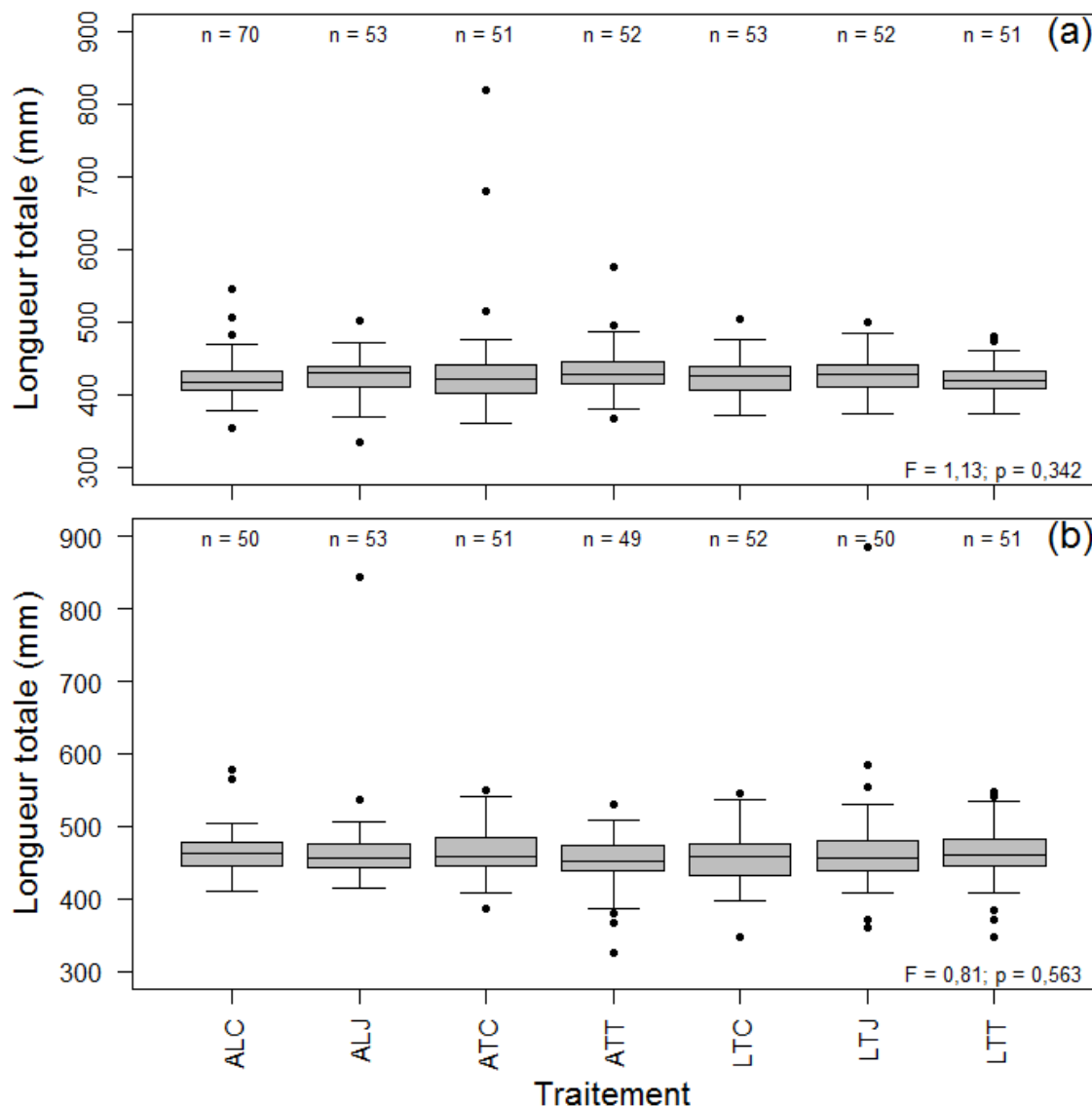


Figure A1. Diagrammes à moustaches des distributions des fréquences de la longueur totale des touladis capturés dans les lacs Caugnawana (a) et Maganasipi (b) en fonction des traitements étudiés. La boîte grise représente les 2^e et 3^e quartiles, la ligne à l'intérieur représente la médiane, les barres d'erreurs représentent les 1^{er} et 4^e quartiles et les points illustrent les valeurs exceptionnelles. Le nombre d'échantillons de chaque traitement est indiqué au-dessus de chaque boîte, et le résultat de l'analyse de variance (ANOVA) comparant les traitements est indiqué en bas à droite de chaque graphique.

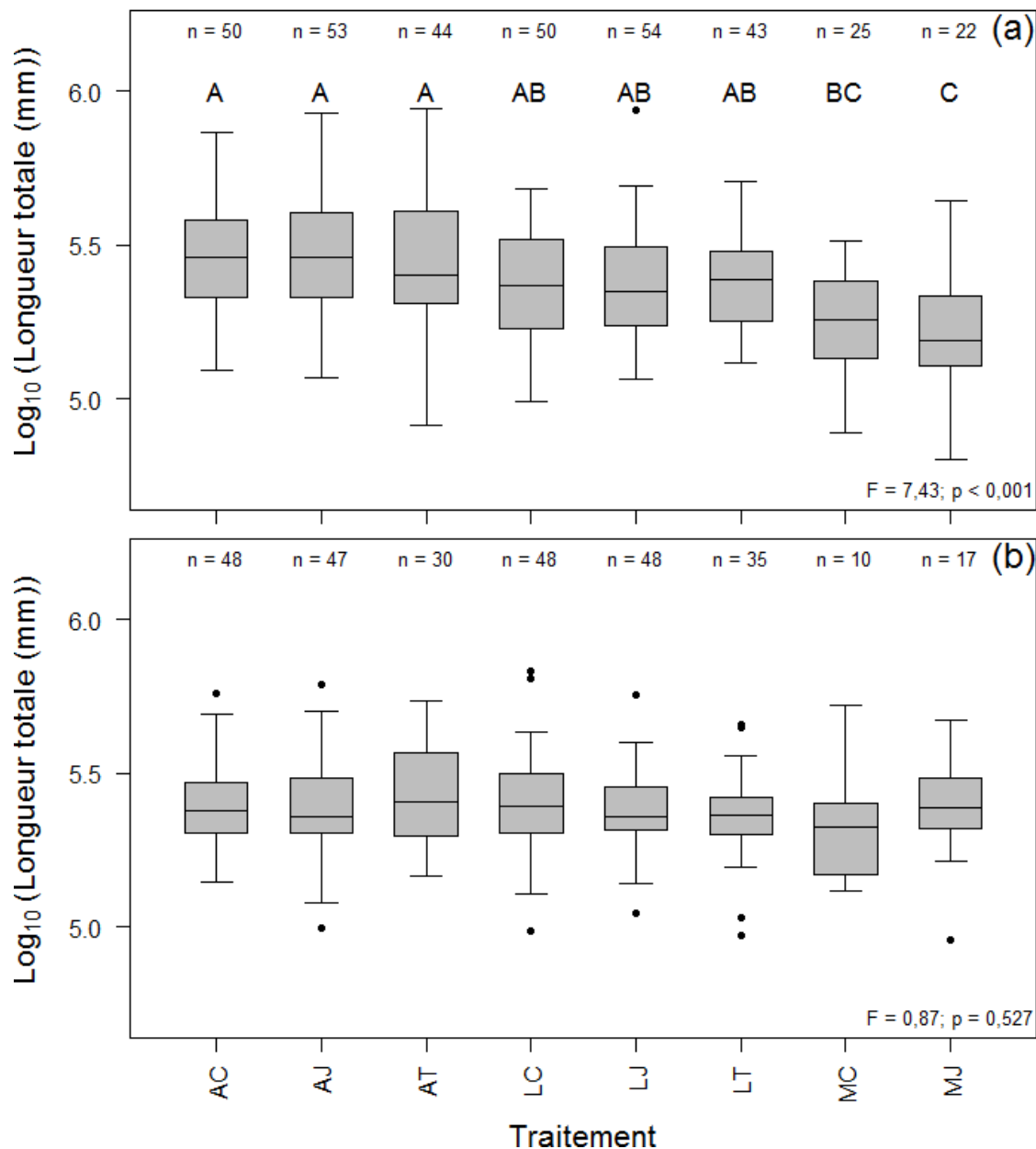


Figure A2. Diagrammes à moustaches des distributions log-transformées des fréquences de la longueur totale des ombles de fontaine capturés dans les lacs Elbow (a) et Castor Gras (b) en fonction des traitements étudiés. La boîte grise représente les 2^e et 3^e quartiles, la ligne à l'intérieur représente la médiane, les barres d'erreurs représentent les 1^{er} et 4^e quartiles et les points illustrent les valeurs exceptionnelles. Le nombre d'échantillons de chaque traitement est indiqué au-dessus de chaque boîte, et les lettres représentent les différences significatives entre les traitements calculées avec l'analyse de variance (ANOVA; en bas à droite) et le test *post-hoc* de Tukey.

Clicours.com