

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR

MARTIN-HUGUES ST-LAURENT

IMPACTS DE CINQ À SEPT ANS DE BIOMANIPULATION DU
MEUNIER NOIR (*CATOSTOMUS COMMERSONI*) SUR LES
COMMUNAUTÉS PISCICOLES DE CINQ LACS DU QUÉBEC

AOÛT 2002

2163

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

Résumé

L'objectif de cette étude a été d'évaluer la réponse du meunier noir (*Catostomus commersoni*), de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) et des autres espèces présentes suite au retrait massif du meunier noir (variant de cinq à sept ans) dans cinq lacs du Québec. La biomasse de meunier noir a diminué de 46 à 96 % de la biomasse retirée la première année, pour des rendements variant de 20,5 à 57,5 kg·ha⁻¹. L'augmentation de la croissance annuelle des ombles et des meuniers était reliée à l'atteinte de la maturité sexuelle et à l'intensité du retrait massif. Les captures et les biomasses par unité d'effort ont augmenté sur un lac pour l'omble de fontaine et diminué sur deux lacs pour le meunier noir. Ces variables ont augmenté dans quatre lacs pour les ombles de fontaine âgés de 1+ et ont diminué dans un lac pour les meuniers noirs de 2+ (plus petites classes d'âge capturées dans nos filets expérimentaux). La longueur à maturité a augmenté dans deux lacs pour les meuniers noirs femelles et a diminué dans un lac pour les ombles de fontaine. Une diminution générale de l'âge à maturité a été notée chez le meunier noir et l'omble de fontaine des deux sexes. La fécondité moyenne a augmenté significativement dans quatre des cinq plans d'eau pour l'omble de fontaine et dans deux pour le meunier noir. Cette étude suggère que les réponses compensatoires de l'omble de fontaine et du meunier noir sont reliées à l'intensité et la durée du retrait massif. Nos résultats montrent également que le temps requis pour exprimer une réponse compensatoire diffère entre l'omble et le meunier, suggérant des différences dans leur capacité de profiter d'un relâchement de la compétition.

Avant-propos

Le présent document s'inscrit conformément à l'article D45 du règlement des études de cycles supérieurs permettant de présenter les résultats obtenus dans le cadre d'une maîtrise de recherche en Sciences de l'environnement sous forme d'article scientifique plutôt que sous forme de mémoire traditionnel.

Ainsi, il a été convenu avec mon directeur de recherche, le Dr Pierre Magnan, qu'un article issu de ce projet sera soumis au périodique scientifique *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*. Le présent mémoire comprend la version française de cet article (chapitre I), précédée du document réalisé lors du cours *Séminaire I : Présentation du projet de recherche* (ECL-6005), contenant l'exposé de la problématique ainsi qu'une rétrospective de la littérature relative aux biomanipulations de populations de poissons. Des recommandations relatives à l'utilisation du retrait massif comme technique de contrôle des espèces compétitrices sont présentées à l'Annexe A. Une synthèse des résultats obtenus est présentée sous forme de tableau synoptique à l'Annexe B ainsi que les distributions des fréquences de taille des deux principales espèces échantillonnées, soit le meunier noir (*Catostomus commersoni*; Annexe C) et l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*; Annexe D).

Remerciements

Le présent travail n'aurait pu être réalisé sans l'implication de plusieurs personnes et organismes. Je tiens tout d'abord à remercier le Dr Pierre Magnan, mon directeur de recherche, pour son encadrement, ses nombreux conseils, son sens critique et sa rigueur qui ont suscité chez moi de nouvelles questions de recherche et m'auront permis de réaliser mes objectifs scientifiques et personnels.

J'aimerais également remercier d'une façon particulière M. Michel Legault (M.Sc.), responsable scientifique de ce projet pour la Société de la faune et des parcs du Québec (FAPAQ), qui s'est toujours avéré très disponible. Sa contribution scientifique de même que son assistance ont été des plus précieuses tout au long de la réalisation de ce projet. Outre le Dr Magnan et M. Legault, je remercie le Dr Gilbert Cabana pour la révision du présent mémoire. Leurs commentaires constructifs auront permis d'en rehausser la qualité.

Merci à Raphaël Proulx, professionnel de recherche au Laboratoire de recherche sur les communautés aquatiques (LRCA) pour les nombreux conseils reliés aux analyses statistiques en général et à la vie en particulier. Merci aussi à Guillaume Lapierre pour m'avoir si souvent remis les pieds sur terre ! Merci à Philippe Brodeur pour son assistance avec l'utilisation de la base de données relative à la première phase de ce programme de recherche (de 1991 à 1997) de même que pour sa patience et ses réponses à mes milles questions. Je remercie tous les autres membres du LRCA et du Groupe de recherche sur les écosystèmes aquatiques (GRÉA) pour les joies du quotidien que vous m'avez fait partager, qu'elles soient scientifiques ou non.

Je tiens également à remercier tous ceux qui ont participé aux travaux de terrain et de laboratoire pour votre travail acharné, consciencieux et soutenu, et pour les mémorables souvenirs que j'en retiens. De l'Université du Québec à Trois-Rivières, merci à Hugues Bertrand, Johanne Breton, Pierre East, Mario Gagnon, Chantal Fournier, Guillaume Lapierre, Yves Paradis et Isabelle St-Onge. De la Société de la Faune et des Parcs du Québec (FAPAQ), merci à Marcel Cloutier, Côme Garceau et Jean-Marie Lafrance (Shawinigan), René Isabel et Édith Pilon (Rimouski), Michel Beaudoin et Mélanie Fillion (Repentigny), Richard Laporte et Claude Simard (St-Faustin), Patrice Côté, Serge Gravel, Jean Lafrance, Marie-Julie Laperrière et Jean Tanguay (Jonquière).

Je tiens à adresser des remerciements particuliers aux biologistes de la FAPAQ siégeant sur le comité de suivi de ce projet pour leurs conseils : Charles Banville, Laurier Hovington, Gaston Larouche, Jean-Pierre LeBel, Michel Legault, Michel Lemieux, et Louise Nadon. Ce projet a été rendu possible grâce au support financier et technique de la Société de la faune et des parcs du Québec (FAPAQ) et au support financier de la Fondation de la Faune du Québec (FFQ) et du Conseil national de recherches en sciences naturelles et en génie (CRSNG).

Je voudrais remercier les organismes subventionnaires qui m'ont appuyé financièrement pendant la réalisation de ma maîtrise, soit le Fond pour la Formation de chercheurs et d'aide à la recherche (FCAR) ainsi que le Centre d'étude universitaire de Trois-Rivières (CEU).

Merci finalement à ma famille et mes amis, à mes parents pour m'avoir donné la vie et à Sarah pour me l'avoir fait comprendre !

Table des matières

Résumé.....	ii
Avant-propos	iii
Remerciements	iv
Table des matières	vi
Liste des figures.....	viii
Liste des tableaux	x
Liste des annexes	xi
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
Problématique.....	1
Rétrospective de la littérature.....	5
Types de réponses compensatoires	5
Principes de base du retrait massif.....	6
Impact du retrait massif sur les ressources alimentaires	8
Réponses compensatoires à une diminution de la compétition intraspécifique	9
Impacts sur la croissance	9
Impacts sur le recrutement.....	12
Impacts sur la structure des populations	16
Impacts sur les captures et biomasses par unité d'effort (CPUE et BPUE).....	16
Réponses compensatoires à une diminution de la compétition interspécifique	17
Impacts sur la croissance	17
Impacts sur le recrutement.....	20
Impacts sur la structure des populations	22
Conclusion.....	23
Références de l'introduction générale	25
CHAPITRE I	37
Abstract	38

Résumé.....	39
Introduction	40
Matériel et méthodes.....	42
Plans d'eau étudiés.....	42
Retrait massif du meunier noir	43
Réponses compensatoires des populations de poissons.....	45
Analyses statistiques	49
Résultats	51
Retrait massif du meunier noir	51
Réponses compensatoires des populations de poissons	55
Abondance et biomasse.....	55
Croissance, structure d'âge et de taille.....	66
Paramètres relatifs à la reproduction.....	74
Discussion	85
Retrait massif du meunier noir	85
Réponses compensatoires des populations de poissons	87
Abondance et biomasse.....	87
Croissance, structure en âge et en taille	93
Paramètres relatifs à la reproduction.....	96
Remerciements	101
Références	102
Annexes.....	108

Liste des figures

Figure 1. Biomasse annuelle retirée de meunier noir sur les cinq plans d'eau à l'étude : lac Claudette (1995-2001), lac Mastigou (1995-2001), lac des Îles (1996-2001), lac Cinq Doigts (1996-2000) et lac Rimouski (1995-1999).....	53
Figure 2. Captures et biomasses moyennes par unité d'effort (CPUE et BPUE \pm écart-type) des populations de meunier noir (toutes classes d'âge confondues) et de meuniers âgés de 2+ avant, la première année, après trois ans et après cinq à sept ans de retrait massif.....	57
Figure 3. Captures et biomasses moyennes par unité d'effort (CPUE et BPUE \pm écart-type) des populations d'omble de fontaine (toutes classes d'âge confondues) et d'ombles âgés de 1+ avant, la première année, après trois ans et après cinq à sept ans de retrait massif.....	61
Figure 4. Croissance annuelle moyenne (\pm écart-type) des différentes cohortes de meunier noir avant (ligne pointillée noire) et après (ligne pleine noire) cinq ou six ans de retrait massif sur les cinq plans d'eau à l'étude. Lac Claudette (a), lac Mastigou (b), des Îles (c), Cinq Doigts (d) et Rimouski (e).....	67
Figure 5. Croissance annuelle moyenne (\pm écart-type) des différentes cohortes d'omble de fontaine avant (ligne pointillée noire) et après (ligne pleine noire) cinq ou six ans de retrait massif sur les cinq plans d'eau expérimentaux. Lac Claudette (a), lac Mastigou (b), des Îles (c), Cinq Doigts (d) et Rimouski (e).....	70
Figure 6. Distribution des fréquences d'âge des populations de meunier noir sur les cinq plans à l'étude.....	72
Figure 7. Distribution des fréquences d'âge des populations d'omble de fontaine sur les cinq plans à l'étude.....	75

Figure 8. Fécondité moyenne ajustée (\pm écart-type) des populations de meunier noir (a) et d'omble de fontaine (b).....	78
Figure 9. Longueur et âge moyens à maturité (\pm écart-type) des meuniers noirs mâles (a et b) et femelles (c et d) des lacs Claudette, Mastigou et Rimouski à la première année, après trois ans et après six ans de retrait massif.....	80
Figure 10. Longueur et âge moyens à maturité (\pm écart-type) des ombles de fontaine mâles (a et b) et femelles (c et d) des lacs Claudette, Mastigou, des Îles, Cinq Doigts et Rimouski avant ou à la première année, après trois ans et après six ans de retrait massif.	83

Liste des tableaux

Tableau 1. Caractéristiques générales des lacs d'étude contenant des communautés sympatriques d'omble de fontaine et de meunier noir.	44
Tableau 2. Abondance, biomasse, rendement et proportion de la biomasse initiale de meuniers noirs retirés suite au retrait massif sur les cinq lacs d'étude.....	52
Tableau 3. Résultats des ANOVA à plusieurs facteurs réalisées sur les différentes variables du cycle vital du meunier noir dans les cinq lacs à l'étude.....	56
Tableau 4. Résultats des ANOVA à plusieurs facteurs réalisées sur les différentes variables du cycle vital de l'omble de fontaine dans les cinq lacs à l'étude.....	60
Tableau 5. Résultats des ANOVA à plusieurs facteurs réalisées sur les captures par unité d'effort (CPUE) et sur les biomasses par unité d'effort (BPUE) du mulet à cornes, du mulet perlé et du méné de lac dans les cinq lacs à l'étude.	64
Tableau 6. Captures et biomasses moyennes par unité d'effort (CPUE et BPUE \pm écart-type) des autres espèces présentes dans les cinq plans d'eau à l'étude avant, la première année, après trois ans et après six ans de retrait massif.....	65

Liste des annexes

Annexe A : Conclusions et recommandations.....	108
Annexe B : Tableau synthèse des réponses compensatoires du meunier noir et de l'omble de fontaine.....	112
Annexe C : Distribution des fréquences de taille des populations de meunier noir sur les cinq plans d'eau à l'étude.....	114
Annexe D : Distribution des fréquences de taille des populations d'omble de fontaine sur les cinq plans d'eau à l'étude.....	116

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Problématique

La dynamique des écosystèmes de même que les relations existant entre les divers échelons de la chaîne trophique constituent un domaine d'étude très actuel en écologie (Begon et al. 1990; Findlay et al. 1994). Les réseaux trophiques apparaissent relativement complexes et montrent différents types d'interactions à l'intérieur des écosystèmes aquatiques (Elser et al. 1995; Chase 1999). Alliant à la fois des principes de prédation et de compétition, plusieurs modèles ont été développés afin de caractériser les processus existant entre les différentes composantes des réseaux trophiques (cascades trophiques, effets « ascendants-descendants » (angl. : « bottom-up/top-down »), concepts de biomanipulation (Shapiro et al. 1975; Shapiro 1980; Shapiro et al. 1982; Carpenter et al. 1985; McQueen et al. 1986; Carpenter et Kitchell 1988; Peters 1988; McQueen et al. 1989; De Melo et al. 1992; Diehl 1992). Ces modèles ont été testés à l'origine en milieux contrôlés puis utilisés en nature comme outils permettant de réduire la biomasse de phytoplancton, afin de diminuer la turbidité de l'eau et ainsi prévenir l'eutrophisation des plans d'eau (Elser et al. 1995; Hansson et al. 1998).

Les modèles de réseaux trophiques ont pour la plupart été appliqués dans la partie pélagique des réseaux trophiques (Carpenter et al. 1985; Carpenter et Kitchell 1988; McQueen et al. 1986, 1989; McQueen 1990; Findlay et al. 1994; Elser 1995; Persson 1999; Tallberg et al. 1999) ou encore sur les écosystèmes lotiques (Allan 1982; Power 1990; Nakano et al. 1999). L'application de ces concepts a récemment été tentée sur les écosystèmes terrestres (Persson 1999) de même qu'en zones littorales, dans les écosystèmes lacustres (Richardson et al. 1990; Brönmark 1994), en mettant en relief l'effet déstabilisateur de l'omnivorie à l'intérieur de ce type de réseaux trophiques (Diehl 1992).

Quelques études ont traité de l'impact des manipulations de densité de certaines espèces de poissons benthiques sur l'abondance des ressources alimentaires, tant en invertébrés, en zooplancton qu'en phytoplancton (Thorp et Bergey 1981a, 1981b; Allan 1982; Hanson et Leggett 1982; Richardson et al. 1990; Strong 1992; Brönmark 1994; Chase 1999).

Peu d'études font cependant état de l'impact de la biomanipulation sur la densité des compétiteurs. La compétition interspécifique pour une ressource benthique de même que les impacts de la compétition sur l'équilibre de l'écosystème ont été très peu étudiés suite aux biomanipulations chez les poissons. Brodeur et al. (2001) ont étudié les réponses des communautés de poissons de cinq lacs du Québec suite au retrait massif du meunier noir. Ils ont noté que le suivi des populations était souvent effectué à court terme seulement et peu de réponses compensatoires ont été observées en raison d'une trop faible pression de biomanipulation des systèmes étudiés.

Le meunier noir (*Catostomus commersoni*) est reconnu comme un des principaux compétiteurs de plusieurs espèces à alimentation littorale (Johnson 1977; Chen et Harvey 1995) et un important compétiteur de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) dans les lacs du bouclier canadien (Magnan 1988; Tremblay et Magnan 1991; Lacasse et Magnan 1992). Les interactions entre le meunier noir et les autres espèces de poissons apparaissent très tôt au cours de leur cycle vital (Colby et al. 1987; Venne et Magnan 1995), imposant un goulot d'étranglement sur le recrutement des juvéniles (Tremblay et Magnan 1991; Venne et Magnan 1995). Sa présence dans plusieurs lacs du Québec peut être imputée à son utilisation comme poisson-appât par les pêcheurs sportifs de même qu'à l'apparition de nouvelles voies migratoires résultant de l'activité humaine (irrigation, dragage, activités hydroélectriques, etc.; Lacasse et Magnan 1994).

Il a été démontré qu'en sympatrie, le meunier noir entraîne des diminutions significatives de l'abondance, de la biomasse ainsi que des rendements à la pêche sportive de l'omble de fontaine (de 40 % à plus de 60 % : Magnan 1988; Tremblay 1988; Lachance et Magnan 1990a, b; Venne et Magnan 1995; Magnan et al. 1998). Ces observations ont été corrélées à un déplacement de la niche alimentaire de l'omble de fontaine du zoobenthos vers le zooplancton et, par conséquent, à un déplacement de la zone littorale vers la zone pélagique (Magnan et Fitzgerald 1982; Magnan 1988; Tremblay et Magnan 1991; Hayes et al. 1992; Lacasse et Magnan 1992; Venne et Magnan 1995). Des études sur le polymorphisme de l'omble de fontaine ont par la suite montré que l'impact du meunier était plutôt centré sur les ombles de la forme littorale, tandis que la forme pélagique ne serait que peu ou pas affectée (Venne et Magnan 1995; Bourke et al. 1999). Une compétition du même type, mais moins intense, a été observée entre l'omble de fontaine et le mulet à corne (*Semotilus atromaculatus*) (Magnan et Fitzgerald 1982).

Dans l'optique où l'abondance de l'omble de fontaine apparaît compromise dans certains plans d'eau, un programme de recherche a été mis sur pied en 1990 par la Société de la faune et des parcs du Québec (FAPAQ ; auparavant le Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec) en collaboration avec la Fondation de la Faune du Québec (FFQ) et le Laboratoire de recherche sur les communautés aquatiques (LRCA) de l'Université du Québec à Trois-Rivières, dans le but de développer un protocole de contrôle du meunier noir. Basé sur les fondements de la lutte intégrée, ce programme de contrôle devait viser le maintien du meunier noir en-dessous d'un seuil acceptable pour des fins de gestion (et non son éradication complète) et devait combiner plusieurs techniques (biologiques, physiques et chimiques) pour agir sur le plus grand nombre de stades de développement de l'espèce nuisible (Magnan et al. 1998). Ce protocole impliquait un retrait massif des géniteurs du

meunier noir lors de leur migration de reproduction dans les tributaires en plus d'un contrôle chimique des larves sur les sites de fraie dans certains cas spécifiques (Magnan et al. 1998). Cette approche visait à diminuer la compétition interspécifique entre les deux espèces pour améliorer la qualité de la ressource halieutique et ainsi diminuer les pertes économiques en découlant (Magnan et al. 1998).

En 1995, la FAPAQ, la FFQ et le LRCA ont entrepris une expérience sur cinq lacs expérimentaux en vue d'évaluer l'applicabilité et l'efficacité de cet outil d'aménagement. En plus de constituer une opportunité unique de valider un protocole de contrôle, cette expérience représentait une occasion unique de mettre à l'épreuve le concept de biomanipulation en milieu oligotrophe sur plusieurs aspects du cycle vital des espèces en cause (abondance relative, biomasse relative, distribution en taille et en âge, croissance, taille et âge à maturité, fécondité). Un suivi à court terme de la réponse compensatoire des espèces en cause a été effectué trois ans après le début des opérations de retrait massif par M. Philippe Brodeur, dans le cadre de sa maîtrise en Science de l'Environnement, à l'Université du Québec à Trois-Rivières (Brodeur 2000; Brodeur et al. 2001).

L'objectif de mon projet a donc été d'évaluer les réponses compensatoires à moyen terme des populations d'omble de fontaine, de meunier noir et des autres espèces (le cas échéant) après cinq à sept ans de retrait massif du meunier noir. Comme le protocole prévoyait à l'origine un suivi des communautés sur six ans, nous avons réutilisé les données recueillies par Brodeur et al. (2001) relatives aux trois premières années du suivi. Mon projet différait de l'étude de Brodeur et al. (2001) par la durée du suivi (cinq à sept ans de retrait massif) et avait comme objectif spécifique d'évaluer si les réponses compensatoires du meunier noir, de l'omble de fontaine et des autres espèces variaient en relation avec l'intensité du

retrait massif, la durée des opérations de retrait de même que le temps de réponse des espèces suite au relâchement de la compétition intra- ou interspécifique. Le temps de réponse à une biomanipulation a été défini comme la période de temps nécessaire à l'espèce pour exprimer une réponse compensatoire quelconque.

Rétrospective de la littérature

Types de réponses compensatoires

Dans une optique de biomanipulation des populations de poissons, le principal objectif de la présente étude était de qualifier et de quantifier les réponses compensatoires des espèces de poissons suite au relâchement de la compétition, qu'elle soit intraspécifique dans le cas du meunier noir ou interspécifique dans le cas de l'omble de fontaine et des autres espèces présentes. Cette section fera la synthèse des connaissances actuelles sur ce sujet.

Deux effets de base sont impliqués à l'intérieur des processus dynamiques de densité-dépendance qui structurent les populations de poissons : la mortalité (recrutement) et la croissance (Backiel et LeCren 1967). Il semblerait que l'effet de la mortalité soit plus senti dans les jeunes stades de développement tandis que l'impact de la croissance serait de plus en plus important à mesure que le poisson avance en âge (Backiel et LeCren 1967; Amundsen et al. 1993). Les allocations différentielles des budgets énergétiques constituent des compromis lors de l'investissement d'énergie dans la croissance, la reproduction et la survie (Roff 1984; Chase 1999), permettant ainsi de stabiliser la population lorsque les ressources fluctuent en abondance (Hayes et al. 1996; Langeland 1986).

La diminution de densité, et donc de compétition pour une ressource alimentaire, permet aux individus qui en profitent d'investir une plus large part d'énergie dans la reproduction ou la croissance (Backiel et LeCren 1967; Burrough et Kennedy 1979; Healey 1980; Amundsen et al. 1993) afin de maintenir une biomasse de poisson le plus près possible de la capacité de support du plan d'eau (Hanson et Leggett 1985, 1986; Langeland 1986; Donald et Alger 1989).

Principes de base du retrait massif

La base de la manipulation des communautés de poissons à des fins halieutiques établit que le retrait d'espèces indésirables pourrait réduire la compétition pour une ressource avec une ou plusieurs espèces cibles, afin de leur permettre d'augmenter leur abondance, si les caractéristiques de l'habitat sont satisfaisantes et qu'un nombre suffisant de compétiteurs est retiré (Colby et al. 1987). La majorité des études qui ont quantifié la réponse compensatoire des populations de poissons suite à un relâchement de la compétition interspécifique traitait du contrôle d'une ou de plusieurs espèces compétitrices dites « nuisibles » (souvent non-exploitées et/ou introduites) et de l'effet de cette biomanipulation sur des espèces exploitées (Colby et al. 1987; Meronek et al. 1996). Dans une rétrospective de la littérature, Hansson et al. (1998) ont établi des critères pour maximiser le succès d'opérations de biomanipulation. Selon ces auteurs, la biomasse de poissons devrait être réduite de 75 % à l'intérieur d'une période relativement courte (1 à 3 ans), tout en contrôlant le recrutement des jeunes de l'année. De plus, dans le cas spécifique du meunier noir, le retrait devrait être effectué sur des lacs peu productifs où cette espèce représente au moins 50 % de la biomasse totale de poissons et dont la

communauté piscicole est simple (Johnson 1977; Schneider et Crowe 1980; Colby et al. 1987).

De la même manière, Meronek et al. (1996) ont résumé 76 études portant sur le contrôle physique d'espèces de poissons indésirables. Il ressort de cette synthèse que l'élimination totale présente un taux de succès plus élevé (63 %) que la réduction partielle (40 %), bien que l'éradication totale soit très coûteuse et difficile à réaliser. Meronek et al. (1996) avancent que la superficie du plan d'eau n'est pas fortement reliée à la réussite des opérations de retrait massif, quelle que soit la méthode employée (filets, seines, verveux, filets-trappe, cage de rétention, pêche électrique, etc.). Le succès du retrait massif partiel apparaît relativement variable, fluctuant de 33 à 57 %, bien qu'il augmente à 66 % lorsqu'il est combiné à des techniques de contrôle chimique (ex. : contrôle des larves avec des piscicides ; Meronek et al. 1996). Une des parts de la réussite des opérations de contrôle réside dans la réalisation d'une étude précédant la biomanipulation et d'un suivi à long terme des populations cibles (Meronek et al. 1996; Magnan et al. 1998).

Le retrait massif des espèces compétitrices a pour objectif de diminuer leur abondance afin d'augmenter l'accessibilité aux ressources alimentaires de l'espèce cible favorisée. Ainsi, ces espèces sont en mesure de profiter du relâchement de la compétition et de s'accaparer la part des ressources rendues disponibles (Ricker et Gottschalk 1940; Rose et Moen 1952; Grice 1957; Jeppson et Platts 1959; Horel et Huish 1960; Cumming 1975; Johnson 1977; Kirk et al. 1986; Colby et al. 1987; Hayes et al. 1992; Holbrook et Schmitt 1995; Meronek et al. 1996; Magnan et al. 1998; Michaletz 1998; Persson et Hansson 1999). La réponse compensatoire des espèces cibles pourra être plus ou moins estompée par celle des espèces indésirables (Rose et Moen 1952; Grice 1957; Zuerlein 1981; Colby et al. 1987; Hayes et

al. 1992; Meronek et al. 1996) en fonction de l'intensité de la compétition de même qu'en regard du temps de génération et de l'opportunisme des espèces en cause. De plus, lorsque la communauté piscicole présente une richesse spécifique relativement élevée, les bénéfices peuvent être dilués entre les espèces de même niveau trophique, sans qu'elles soient pourtant ciblées par l'intervention et ce, au détriment de l'espèce ciblée (Grinstead 1975; Johnson 1977; Schneider et Crowe 1980).

Impact du retrait massif sur les ressources alimentaires

Suite à une diminution de la densité des compétiteurs suivant un retrait massif, l'augmentation d'abondance des proies devrait résulter en une augmentation de la croissance, plus de nourriture étant disponible par prédateur (Healey 1980; Amundsen et al. 1993; Hayes et al. 1996). Dans le cas d'espèces de poissons benthophages, l'allocation d'énergie associée à la croissance apparaît souvent reliée à la disponibilité de nourriture en zone littorale (Chen et Harvey 1995).

Les résultats de différentes études sont contradictoires quant à l'impact des prédateurs benthophages sur l'abondance et la composition des communautés d'invertébrés benthiques. Certaines études font état d'un impact significatif (Hanson et Leggett 1982; Magnan et Fitzgerald 1982; Feltmate et Williams 1989; Power 1990; Richardson et al. 1990; Diehl 1992; Hayes et al. 1992; Dahl-Hansen 1995; Giles et al. 1995; Cobb et Watzin 1998; Dahl 1998; Nakano et al. 1999) tandis que d'autres prétendent que ces deux niveaux trophiques sont relativement indépendants (Johnson 1977; Thorp et Bergey 1981a, 1981b; Allan 1982; Boisclair et Leggett 1985; Hanson et Leggett 1986; Brönmark 1994; Dahl-Hansen et al. 1994). L'effet d'un prédateur benthophage sur la composition des

communautés de proies apparaît cependant moins important lorsque le réseau trophique est complexe (Thorp et Bergey 1981a).

Dans le cas précis du meunier noir, la réduction de densité n'a pas eu d'impacts significatifs sur la structure des communautés et l'abondance des invertébrés benthiques (Johnson 1977; Rodriguez et Magnan 1993). Par ailleurs, Hayes et al. (1992) ont démontré une nette augmentation d'abondance de la ressource benthique suite à un retrait efficace (> 80 %).

Réponses compensatoires à une diminution de la compétition intraspécifique

Impacts sur la croissance

Les ressources consommables semblent exercer un effet régulateur densité-dépendant sur la croissance des poissons (Hayes et al. 1996). En ce sens, le changement de niche trophique constitue une des stratégies résultant de la compétition intraspécifique ou interspécifique pour une ressource alimentaire (Larson 1980; Magnan 1988; Lacasse et Magnan 1992; Horppila 1994; Fischer 2000). D'un point de vue intraspécifique, les effets d'une diminution de la compétition résultant d'un retrait massif ont été documentés à l'intérieur d'expériences visant à augmenter la productivité de plans d'eau ou encore à stimuler la croissance de populations naines (Healey 1980; Jensen 1981; Langeland 1986; Donald et Alger 1989; Amundsen et al. 1993). Il est connu que la croissance individuelle des poissons varie inversement à la densité de la population (Backiel et LeCren 1967).

Certaines études sur le retrait massif ont ainsi réussi à stimuler la croissance de populations naines par l'entremise de l'exploitation massive, afin de diminuer les densités des

populations cibles. Healey (1980) a démontré que le retrait massif stimulait la croissance du grand corégone (*Coregonus clupeaformis*) et que l'intensité de la réponse en croissance était proportionnelle à l'intensité de l'exploitation dont la population faisait l'objet. Suite à un retrait massif intense d'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) dans un lac de Norvège, Langeland (1986) a été en mesure de diminuer le rendement annuel de plus de 80 %, provoquant ainsi une augmentation importante de la croissance des individus sur une période de six ans. Les mêmes résultats ont été également obtenus par Klemetsen et al. (1989, 2002) ainsi que par Amundsen et al. (1993) sur l'omble chevalier. Ces auteurs ont été en mesure de démontrer que la quantité de nourriture ingérée avait augmenté suite à la réduction de la densité de la population. Le retrait massif a également permis d'augmenter la croissance d'une population naine d'omble de fontaine (Donald et Alger 1989). Jensen (1981) l'a aussi noté chez le grand corégone suite à une synthèse de plusieurs études sur l'exploitation intensive. L'augmentation de la croissance des individus a également été observée chez l'aloise à gésier (*Dorosoma cepedianum*) et chez la marigane noire (*Pomoxis nigromaculatus*) (Horel et Huish 1960) suite au retrait massif de plusieurs espèces de poisson dans un lac de Floride. Hayes et al. (1992) l'ont mis en évidence chez le meunier noir après deux ans de retrait massif dans un plan d'eau du Michigan. Le retrait massif mené dans un lac d'Angleterre a aussi permis de démontrer que la croissance est inversement proportionnelle à la densité de la population chez le gardon (*Rutilus rutilus*) (Burrough et Kennedy 1979). Ces auteurs ont également noté qu'une importante diminution de la croissance, attribuable à l'augmentation de la densité de gardon, pouvait causer l'apparition d'une population naine, observable par une diminution de la longueur maximale atteinte, une augmentation de la fécondité relative et une diminution de la proportion d'individus maturant à une taille minimale. Dans ce cas, l'allocation d'énergie dans le maintien des individus n'est plus suffisante, ce qui provoque l'arrêt de la croissance

qui peut être accompagné d'une diminution d'énergie investie à la reproduction (Backiel et LeCren 1967).

Suite à l'analyse de 35 populations de grand corégone non-exploitées, Johnson (1976) a démontré que la croissance des plus jeunes individus est en partie contrôlée par les individus plus âgés, en confinant les juvéniles à des habitats marginaux et en limitant leur accès aux ressources. La croissance des jeunes cohortes est ainsi contrôlée par la force des cohortes plus âgées (Healey 1980). Ce phénomène avait déjà été remarqué par Grice (1957) lors d'études sur les espèces exploitées par la pêche sportive, de même que par Backiel et LeCren (1967).

L'allocation d'énergie entre la croissance, la survie et le recrutement présente donc une certaine variabilité (Healey 1980) et elle peut être influencée par plusieurs paramètres, comme par exemple la longueur de la saison de croissance (Venne et Magnan 1989). Suite à des études réalisées en enclos, Hanson et Leggett (1985, 1986) ont remarqué que l'augmentation significative de la croissance de la perchaude (*Perca flavescens*) et du crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*) pouvait être reliée à une diminution de la densité des individus. Cette augmentation de la taille des individus aurait été reliée à l'augmentation de la quantité de nourriture ingérée (Hanson et Leggett 1986). Ces auteurs mentionnent également qu'à faible densité, la réduction de l'énergie investie dans la recherche de proies alliée à l'augmentation de la disponibilité de nourriture pourrait présenter un effet synergique sur la croissance. Diehl (1992) a également démontré que la croissance des perchaudes étudiées dans des enclos placés en lac était inversement proportionnelle à leur densité. Cobb et Watzin (1998) ont également noté que la croissance de la perchaude était pratiquement inhibée lorsqu'elle était placée à forte densité en enclos.

Deux variables affectent significativement la croissance du meunier noir: leur densité, telle que décrite précédemment, et la durée de la saison de croissance (Duchesne 1994; Duchesne et Magnan 1997). Au point de vue de l'alimentation, une étude a permis de définir un seuil minimal de densité de proies planctoniques en deçà duquel la croissance des larves de meunier noir est inhibée (Hart et Werner 1987). Ce phénomène met en évidence une certaine vulnérabilité des jeunes stades de vie du meunier en fonction de la quantité de nourriture disponible.

Le taux de croissance des meuniers noirs âgés de plus de trois ans a augmenté lors du retrait massif de 85 % des géniteurs dans l'étude de Johnson (1977). Schneider et Crowe (1980) ont également noté une telle augmentation suite à une réduction de 90% de la population par retrait massif. Johnson (1977) souligne que le relâchement de la compétition intraspécifique chez le meunier pourrait lui bénéficier au point où l'augmentation de son taux de croissance et de sa fécondité lui permettrait de ré-atteindre le niveau initial de densité, à moins qu'une espèce compétitrice ne s'accapare la ressource alimentaire. Brodeur et al. (2001) ont également noté que la croissance du meunier noir augmentait suite au retrait massif de cette espèce.

Impacts sur le recrutement

Tout comme pour la croissance, la réponse des poissons au relâchement de la compétition intraspécifique peut se traduire par une augmentation de la fécondité ou par une diminution de la longueur à maturité (Nikolsky 1962; Burrough et Kennedy 1979; Buissières et al. 1998). L'augmentation de la croissance somatique peut être appuyée par une augmentation de la fécondité lorsque la compétition intraspécifique diminue pour une

ressource alimentaire (Nikolsky 1962; Backiel et LeCren 1967; Burrough et Kennedy 1979). Le recrutement de l'espèce visée par le retrait massif peut donc être stimulé par une augmentation de la disponibilité des ressources alimentaires.

Ce phénomène a d'ailleurs été remarqué suite à des exploitations intensives (Rose et Moen 1952; Healey 1978, 1980; Jensen 1981; Donald et Alger 1989; Amundsen et al. 1993). Healey (1978, 1980) a noté une augmentation du nombre d'œufs moyen chez les femelles du grand corégone et du touladi (*Salvelinus namaycush*) suite à une exploitation intensive, bien que les deux espèces n'aient pas répondu aussi fortement l'une que l'autre. Il semblerait que l'augmentation de la fécondité soit supérieure chez le touladi que chez le corégone, traduisant une allocation d'énergie différente entre la croissance, la fécondité et la survie, en fonction de l'espèce. Burrough et Kennedy (1979) ont démontré que l'exploitation intensive du gardon permet d'accroître la fécondité moyenne des femelles si la compétition intraspécifique se relâche suffisamment. Persson et Hansson (1999) ont également été en mesure de démontrer que la fécondité fluctue de manière inversement proportionnelle à la densité du gardon suite au retrait massif. Jensen (1981) a noté que la diminution des densités de grand corégone suite à l'exploitation se traduisait par une augmentation de la fécondité moyenne et une diminution de l'âge et de la taille à maturité. L'exploitation intensive d'une population naine d'omble de fontaine s'est également traduite par une augmentation de la fécondité moyenne des femelles (Donald et Alger 1989). Brodeur et al. (2001) ont également observé que la fécondité du meunier noir augmente dans les plans d'eau où le retrait massif de cette espèce s'était avéré le plus intense.

Il apparaît que le retrait massif permettrait d'augmenter le recrutement chez les populations où la croissance et la survie des juvéniles sont régies par les individus matures plus âgés (Grice 1957; Backiel et LeCren 1967; Amundsen et al. 1993). Healey (1980) a effectivement noté qu'à cause de la sélectivité des engins de pêche sur les classes d'âges les plus élevées, l'exploitation avait tendance à réduire la densité d'individus les plus âgés, permettant ainsi un important recrutement chez les classes d'âges 0+ et 1+. Comme les premiers stades du cycle vital sont les plus sensibles aux conditions de l'environnement, les juvéniles tireraient avantage de la diminution de la compétition intraspécifique intense avec les grandes classes d'âge. Ce relâchement de la compétition permettrait aux juvéniles de s'alimenter davantage afin de soutenir un taux métabolique élevé, les courtes périodes de jeûne pouvant leur être fatales (Grant et Noakes 1987; Hart et Werner 1987; Venne et Magnan 1995).

Lorsque la compétition se relâche suite à une baisse de densité des individus matures, les juvéniles restreints aux habitats marginaux par les individus des classes dominantes sont en mesure de s'accaparer la ressource et d'occuper rapidement la niche laissée vacante (Johnson 1976; Healey 1980; Amundsen et al. 1993). Par des phénomènes de rétroaction et de densité-dépendance, la densité des adultes tendrait à demeurer stable, les changements étant plutôt observés au niveau du recrutement des juvéniles et de la mortalité des adultes (Johnson 1976). Comme ils présentent un taux de croissance plus élevé que les adultes, les juvéniles profitent davantage du relâchement de la compétition intraspécifique (Grice 1957), ce qui peut expliquer le délai de deux ou trois ans observé entre le début des opérations de retrait massif et l'apparition de ces juvéniles à l'intérieur de la récolte. Ce phénomène, appelé recrutement dépendant de la croissance, fait en sorte que les juvéniles à croissance rapide pourraient profiter davantage du relâchement de la compétition (Brodeur

2000). Ce délai induit dans la réponse compensatoire au niveau du recrutement peut expliquer l'absence de résultats significatifs notée dans les populations cibles lors d'opérations de retrait massif dont la période de suivi s'avère trop courte. Hayes et al. (1992) n'ont remarqué aucune réponse chez la perchaude et chez le meunier suite à un retrait massif de ce dernier pendant deux ans dans un lac du Michigan. Suite à une synthèse de plusieurs études en milieu eutrophe, Hansson et al. (1998) ont suggéré qu'une explosion du nombre de juvéniles de gardon et de brème commune (*Abramis brama*) est à prévoir à l'intérieur d'une période de un à quatre ans suivant un retrait massif sans contrôle du recrutement.

Suite au retrait massif d'espèces compétitrices indésirables, Scidmore et Woods (1961) prétendent que lorsque le contrôle est effectué sur les zones de fraie de manière efficace, aucune réponse compensatoire ne serait observée au niveau du recrutement chez les espèces visées par le retrait. Le protocole établit par Magnan et al. (1998) concentre les efforts de retrait massif sur les zones de fraie du meunier noir, en plus de contrôler le recrutement par l'empoisonnement à la roténone des larves benthiques de meunier noir. Johnson (1977) a montré que le relâchement de la compétition intraspécifique suivant le retrait massif du meunier noir avait stimulé la croissance des juvéniles, abaissé l'âge de la première reproduction et augmenté la fécondité. Ce même auteur a observé que le meunier a été en mesure de ré-atteindre sa densité initiale après 5 à 7 ans suivant les opérations de retrait par des mécanismes compensatoires au niveau du recrutement. Le retrait du meunier noir effectué par Schneider et Crowe (1980) a également stimulé le recrutement de cette espèce, lui permettant de revenir aux densités initiales entre 3 et 5 ans après la biomanipulation, bien que le retrait fut intense ($> 80\%$ des géniteurs). Ceci concorde avec les observations de Healey (1980) qui relie le temps de réponse compensatoire d'une

population de poisson à l'intensité de l'exploitation (donc à l'importance de la diminution de densité) dont a fait l'objet cette même population.

Impacts sur la structure des populations

Le relâchement de la compétition intraspécifique entraîne une augmentation de l'énergie investie dans la croissance et dans le recrutement, tel qu'il en a été question précédemment. L'augmentation de la croissance individuelle induit un déplacement des tailles vers les classes les plus élevées, modifiant la structure en taille de la population (Amundsen et al. 1993). Le surplus en énergie investi dans le recrutement se traduit par un déplacement de la composition en âge en faveur des juvéniles, puisque les cohortes les plus âgées sont récoltées (Langeland 1986; Donald et Alger 1989; Amundsen et al. 1993; Horppila et Peltonen 1994). Comme le retrait apparaît sélectif, toutes les classes de taille n'affichent pas la même vulnérabilité aux engins de capture (Healey 1980). Après trois ans de retrait massif de meunier noir, Brodeur et al. (2001) ont d'ailleurs observé que la proportion d'individus de 2+ et 4+ avait augmenté. Ces auteurs ont également remarqué une augmentation de la longueur à maturité chez les femelles de meunier noir, de même qu'une diminution dans l'âge à maturité des mâles.

Impacts sur les captures et biomasses par unité d'effort (CPUE et BPUE)

Outre l'impact des variations de densité sur la croissance et sur le recrutement, le retrait massif induit également une variation de l'abondance de l'espèce cible exploitée. Il a été noté qu'après quelques années de retrait intensif, la capture par unité d'effort (CPUE) de même que la biomasse par unité d'effort (BPUE) des espèces ciblées par le retrait massif avaient tendance à diminuer (Grice 1957; Horel et Huish 1960; Johnson 1977; Burrough et Kennedy 1979; Healey 1980; Schneider et Crowe 1980; Jensen 1981; Langeland 1986;

Colby et al. 1987; Donald et Alger 1989; Hayes et al. 1992; Amundsen 1993; Horppila et Peltonen 1994; Meronek et al. 1996; Brodeur et al. 2001). Toutefois, il a été observé que les individus qui ne sont pas retirés suite à la biomanipulation peuvent utiliser les ressources rendues disponibles et ainsi maintenir ou réatteindre leur biomasse initiale (Johnson 1977; Schneider et Crowe 1980; Hanson et Leggett 1986; Colby et al. 1987). Ce phénomène peut être amplifié lorsque le retrait n'est pas assez intense (Johnson 1976; Horppila et Peltonen 1994).

Réponses compensatoires à une diminution de la compétition interspécifique

Impacts sur la croissance

Hanson et Leggett (1985, 1986) ont observé que la présence du crapet-soleil peut affecter de manière significative la croissance de la perchaude lors d'études en milieu contrôlé, en raison d'un déplacement de niche alimentaire du zoobenthos vers le zooplancton. En réponse à une augmentation de la pression de compétition interspécifique, une espèce peut être contrainte à délaisser sa diète habituelle pour d'autres ressources alimentaires, moins profitables (Magnan et Fitzgerald 1982; Magnan 1988; Tremblay et Magnan 1991; Persson 1999; Persson et Hansson 1999). En lac, Magnan et Fitzgerald (1982) ont noté qu'en présence du mulet à corne (*Semotilus atromaculatus*), l'omble de fontaine délaissait le zoobenthos pour s'alimenter de zooplancton, sans toutefois que la présence du cyprin n'influence la croissance des omble.

Lorsque qu'il y a peu de recouvrement entre les niches alimentaires de deux espèces, la faible pression de compétition qui en découle n'a que peu d'effets sur la croissance des espèces mises en cause (Colby et al. 1987). Cette situation a d'ailleurs été observée dans le

cas de la perche (*Perca fluviatilis*) retrouvée en sympatrie avec la tenche (*Tinca tinca*) (Brönmark 1994).

Dans une optique de lutte intégrée et de contrôle des espèces indésirables, l'impact du relâchement de la compétition interspécifique découlant du retrait massif d'espèces indésirables présente des résultats très variables en ce qui a trait à la croissance. À cet effet, Grice (1957) a noté une tendance à la diminution de la croissance chez l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*) et l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*), tandis que la croissance des espèces compétitrices retirées augmentait significativement. Horel et Huish (1960) ont également remarqué que la réponse compensatoire en croissance n'est pas toujours observée chez les espèces cibles exploitées sportivement, mais régulièrement chez les espèces indésirables retirées qui s'approprient la niche laissée vacante suite à la biomanipulation, particulièrement par une explosion du recrutement et de la croissance des juvéniles. Par exemple, le retrait massif d'espèces indésirables n'a pas entraîné d'augmentation de la croissance du crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*), de la marigane noire (*Pomoxis nigromaculatus*) et de la marigane blanche (*Pomoxis annularis*) dans quatre lacs du Minnesota (Scidmore et Woods 1961).

Certaines études ont été en mesure de mettre en évidence la relation entre la croissance des espèces cibles et une réduction d'abondance des espèces compétitrices indésirables. Suite au retrait massif de perchaude sur un lac du New Hampshire, Riel (1964) a noté une augmentation du taux de croissance au sein d'une population sympatrique d'achigan à petite bouche. Stephen (1986) a conclu que les ressources alimentaires rendues disponibles par le retrait de compétiteurs avaient permis d'augmenter la croissance de la marigane blanche et du bar blanc (*Morone chrysops*) après un retrait massif d'espèces compétitrices

dans un réservoir du Kansas. Linlokken et Seeland (1996) ont remarqué une augmentation du taux de croissance de la perche suite au retrait massif de plusieurs espèces indésirables dans un lac de Norvège. En Finlande, Raitaniemi et al. (1999) ont fait les mêmes observations chez le corégone après un retrait massif d'espèces compétitrices sur 16 plans d'eau.

Dans le cas plus spécifique des espèces de poissons qui compétitionnent avec le meunier noir pour certaines ressources alimentaires, une augmentation de la croissance des perchaudes a été remarquée à maintes reprises suivant le retrait des catostomes (Johnson 1977; Schneider et Crowe 1980; Hayes et al. 1992). Cet accroissement de la croissance aurait été induit par un retour des perchaudes vers leur niche alimentaire préférentielle, soit le zoobenthos plutôt que le zooplancton. Brodeur et al. (2001) ont remarqué une augmentation de la croissance des ombles de fontaine dans les lacs où le retrait massif de meunier noir avait été le plus intense.

L'absence totale ou partielle de réponse compensatoire en croissance peut être reliée à divers facteurs, comme l'investissement en reproduction et l'intensité du retrait massif (Rose et Moen 1952; Grice 1957; Hayes et al. 1992; Meronek et al. 1996). Leur capacité à s'accaparer une niche laissée vacante peut également s'expliquer par les adaptations morphologiques et physiologiques des espèces compétitrices à leur habitat (ex. : le meunier noir est mieux adapté à l'alimentation benthique que l'omble de fontaine en raison de sa bouche inférieure; Colby et al. 1987; Tremblay et Magnan 1991; Hayes et al. 1992). Il apparaît qu'un certain délai peut être remarqué entre le retrait massif d'une espèce et la réponse compensatoire en croissance des espèces cibles. Ce délai, ou temps de réponse, peut être induit par le temps requis par les espèces cibles pour s'accaparer une part

importante des ressources rendues disponibles suite au relâchement de la compétition intra- ou interspécifique suivant le retrait massif et par la suite, exprimer leurs réponses compensatoires (Healey 1978; Hayes et al. 1992). Le temps de réponse des espèces de poisson est également fonction de la période de temps nécessaire aux communautés d'invertébrés benthiques pour augmenter en abondance suite au relâchement de la pression de prédation induite par le retrait massif. Selon Hayes et al. (1992), cette période de croissance démographique peut durer jusqu'à deux ans suite au retrait du meunier noir et expliquer en partie le délai observé dans les réponses compensatoires des poissons benthophages.

Impacts sur le recrutement

Un relâchement de compétition entre deux ou plusieurs espèces peut se traduire en une augmentation du recrutement, en lien avec une augmentation de la fécondité ou avec une diminution de la longueur à maturité (Nikolsky 1962; Burrough et Kennedy 1979). Suite au retrait massif d'une espèce compétitrice, une augmentation de la croissance somatique des autres espèces peut être corrélée à une augmentation de la fécondité, si la disponibilité d'une ressource alimentaire augmente (Backiel et LeCren 1967). Rose et Moen (1952) ont ainsi observé une augmentation de l'abondance des juvéniles chez les espèces exploitées sportivement, soit la barbotte brune (*Ictalurus nebulosus*), la marigane noire (*Pomoxis nigromaculatus*), la marigane blanche (*Pomoxis annularis*), le doré jaune (*Stizostedion vitreum vitreum*), la perchaude (*Perca flavescens*) et le bar blanc (*Morone chrysops*). Kirk et al. (1986) ont noté une augmentation du nombre de juvéniles d'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*) et de crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) suite au retrait massif d'aloise à gésier (*Dorosoma cepedianum*) dans un lac de l'Alabama. Stephen (1986)

a également remarqué une augmentation du recrutement chez l'aloise à gésier, la carpe (*Cyprinus carpio*), le malachigan (*Aplochiton grunniens*), la carpe de rivière (*Carpoides carpio*; espèce répertoriée aux Etats-Unis et en Russie seulement), le bar blanc et la marigane blanche un an après le retrait massif d'*Ictiobus cyprinellus* (bigmouth buffalo) pratiqué dans un plan d'eau du Kansas. Suivant cinq ans de retrait massif de gardon dans un lac de Finlande, Horppila et al. (1996) ont noté une augmentation du nombre de juvéniles d'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*).

Certains auteurs n'ont cependant observé aucune augmentation du recrutement des espèces cibles suivant la diminution de la compétition interspécifique (Scidmore et Woods 1961; Zuerlein 1981), ce qui pourrait s'expliquer par une réponse compensatoire très forte en recrutement chez l'espèce indésirable retirée, si elle est en mesure de s'accaparer plus rapidement la niche trophique vacante (Colby et al. 1987). En ce sens, l'abondance de la carpe est rapidement revenue à son niveau initial suite à son retrait massif dans plusieurs provinces canadiennes, rendant infructueuses les méthodes de contrôle (MacCrimmon 1972).

Les effets du retrait massif du meunier noir sur le recrutement des autres espèces s'avèrent relativement variables. En plus d'une réponse en croissance, Johnson (1977) a remarqué une augmentation du nombre de juvéniles de perchaude, reliant ce phénomène à l'augmentation de disponibilité du zooplancton suite au changement de niche trophique des perchaudes adultes vers le zoobenthos, dans un plan d'eau du Minnesota. Schneider et Crowe (1980) ont noté que le retrait du meunier noir d'un lac du Michigan avait favorisé le recrutement de la perchaude, bien qu'aucune réponse en croissance n'ait été observée. Toute l'énergie rendue disponible par le relâchement de la compétition aurait été investie

dans l'augmentation de la fécondité des adultes de même que dans l'amélioration de la survie des juvéniles. Hayes et al. (1992) n'ont observé aucune réponse compensatoire au niveau du recrutement chez la perchaude suite à la diminution d'abondance du meunier noir d'un lac du Michigan. Suite au retrait massif du meunier noir, Brodeur et al. (2001) ont noté une augmentation de la fécondité chez les ombles de fontaine femelles dans les plans d'eau où le retrait avait été le plus intense.

En réponse à une augmentation de la disponibilité des ressources, il faut noter qu'une diminution de l'âge à maturité peut constituer un des mécanismes compensatoires visant à augmenter le fitness des individus (Moyle et Cech 1988; Tallman et al. 1996). Une diminution de l'âge à maturité a d'ailleurs été observée chez les ombles de fontaine mâles et femelles suite au retrait massif du meunier noir (Brodeur et al. 2001).

Impacts sur la structure des populations

Les réponses compensatoires observées chez les espèces cibles lors du retrait massif du meunier noir (augmentation de la croissance, du recrutement et de la survie, composition des structures d'âge et de taille des populations) traduisent l'impact de la biomanipulation. L'augmentation du recrutement et de la survie des juvéniles tend à augmenter la représentation des petites classes de taille, tandis que l'amélioration de la croissance permet d'augmenter la représentation des plus grandes classes de taille (Rose et Moen 1952; Horel et Huish 1960; Stephen 1986; Hayes et al. 1992). Brodeur et al. (2001) ont effectivement remarqué une augmentation de la proportion d'omble de fontaine 1+ dans les lacs où le retrait massif du meunier noir avait été le plus intense.

Conclusion

Plusieurs études ont été menées dans le but d'évaluer l'impact du retrait massif d'une espèce compétitrice sur les autres espèces composant la communauté piscicole d'un plan d'eau. La réponse compensatoire de l'espèce retirée (réduction de la compétition intraspécifique) de même que celle des espèces cibles (réduction de la compétition interspécifique) semblent avoir été bien documentées.

L'augmentation de la croissance, de la survie et du recrutement peuvent permettent d'accroître la biomasse totale et l'abondance des espèces cibles (Ricker et Gottschalk 1940; Rose et Moen 1952; Jeppson et Platts 1959; Riel 1964; Priegel 1971; Johnson 1977; Schneider et Crowe 1980; Kirk et al. 1986; Stephen 1986; Peltonen et al. 1999), favorisant ainsi le potentiel halieutique. Cependant, la réponse compensatoire des espèces indésirables ciblées par le retrait massif peut estomper celle des espèces cibles, masquant par le fait même le lien entre le contrôle et l'amélioration du potentiel halieutique (Stephen 1986; Colby et al. 1987).

En regard des différents travaux sur le sujet, il apparaît toutefois que les effets d'une biomanipulation sont relativement variables. Le succès des opérations de retrait massif semble dépendre de plusieurs facteurs intrinsèques et extrinsèques à l'écosystème, comme entre autres la complexité de sa communauté piscicole, sa composition et l'intensité du retrait. (Meronek et al. 1996). Dans le même sens, un suivi des communautés de poissons est primordial afin de quantifier les résultats d'une biomanipulation. Cependant, peu d'études ont effectué un retrait massif sur plusieurs lacs en parallèle, de même qu'un suivi à long terme des communautés de poisson de ces plans d'eau (Coshun 1986; Holbrook et Schmitt 1995; Brodeur et al. 2001). Ainsi, le succès des opérations de retrait massif n'est

pas assuré et dépend de plusieurs facteurs relatifs à la morphologie du lac (par l'entremise du développement des rives et la présence d'aires de fraie en lac), à la structure et la composition des communautés piscicoles (présence de prédateurs ou d'autres compétiteurs de l'omble de fontaine qui pourraient profiter du retrait massif du meunier noir) de même qu'à l'intensité du retrait (Ricker et Gottschalk 1940; Hayes et al. 1992; Persson et Hansson 1999). Son utilisation comme outil d'aménagement et de restructuration du potentiel halieutique demeure par conséquent restreint à certaines conditions spécifiques (Meronek et al. 1996; Magnan et al. 1998). Il est donc important de mieux cerner les facteurs responsables du succès ou de l'échec d'une biomanipulation et ce, autant dans un contexte d'acquisition de connaissances (facteurs structurant les communautés de poissons) que dans un contexte d'aménagement des ressources piscicoles (afin de rentabiliser les opérations de biomanipulations).

Références de l'introduction générale

- Allan, J.D., 1982. The effects of reduction in trout density on the invertebrate community of a mountain stream. *Ecology* **63** : 1444-1455.
- Amundsen, P.-A., Klemetsen, A., et Grotnes, P.E. 1993. Rehabilitation of a stunted population of arctic char by intensive fishing. *N. Am. J. Fish. Manag.* **13** : 483-491.
- Backiel, T., et Lecren, E.D. 1967. Some density relationships for fish population parameters. *Dans* Ecology of freshwater fish production. *Éditeur*: S.D. Gerking. John Wiley & Sons, Toronto, pp. 279-302.
- Begon, M., Harper, J.L., et Townsend, C.R. 1990. *Ecology*, 2nd edition. Blackwell Scientific Publication, Cambridge.
- Boisclair, D., et Leggett, W.C. 1985. Rates of food exploitation by littoral fishes in a mesotrophic north-temperate lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **42** : 556-566.
- Bourke, P., Magnan, P., et Rodriguez, M.A. 1999. Phenotypic responses of lacustrine brook charr in relation to the intensity of interspecific competition. *Evol. Ecol.* **13** : 19-31.
- Brodeur, P. 2000. Impact de la biomanipulation du meunier noir (*Catostomus commersoni*) sur les communautés de poissons de cinq lacs tempérés. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières, 106 p.
- Brodeur, P., Magnan, P., et Legault, M. 2001. Response of fish communities to different levels of white sucker (*Catostomus commersoni*) biomanipulation in five temperate lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **58** : 1998-2010.
- Brönmark, C. 1994. Effects of tench and perch on interactions in a freshwater, benthic food chain. *Ecology* **75** : 1818-1828.

- Buissières, D., Gagnon, M.M., Dodson, J., et Hodson, P.V. 1998. Does annual variation in growth and sexual maturation of white sucker (*Catostomus commersoni*) confound comparisons between pulp mill contaminated and reference rivers ? Can. J. Fish. Aquat. Sci. **55** : 1068-1077.
- Burrough, R.J., et Kennedy, C.R. 1979. The occurrence and natural alleviation of stunting in a population of roach, *Rutilus rutilus* (L.). J. Fish Biol. **15** : 93-109.
- Carpenter, S.R., et Kitchell, J.F. 1988. Consumer control of lake productivity. BioScience **38** : 764-769.
- Carpenter, S.R., Kitchell, J.F., et Hodgson, J.R. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. BioScience **35** : 634-639.
- Chase, J.M. 1999. Food web effects of prey size refugia : variable interactions and alternative stable equilibria. Am. Nat. **154** (5) : 559-570.
- Chen, Y., et Harvey, H.H. 1995. Growth, abundance and food supply of white sucker. Trans. Am. Fish. Soc. **124** : 262-271.
- Cobb, S.E., et WATZIN, M.C. 1998. Trophic interactions between yellow perch (*Perca flavescens*) and their benthic prey in a littoral zone community. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **55** : 28-36.
- Colby, P.J., Ryan, P.A., Schupp, D.H., et Serns, S.L. 1987. Interactions in north-temperate lake fish communities. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **44** (Suppl. 1): 104-128.
- Coshun, M. 1986. Assessment of the effects if freshwater drum removal on the fish community dynamics of Lake Winnebago. Wisconsin Department of Natural Ressources, Madison, 16 p.
- Cumming, K.B. 1975. History of fish toxicants in the United States. Dans P.H. Eschmeyer (ed.). Rehabilitation of fish populations with toxicants : A symposium. North Central Division, Am. Fish. Soc., Spec. Pub. no. **4**. pp. 5-21.

- Dahl, J. 1998. Effects of a benthivorous and a drift-feeding fish on a benthic stream assemblage. *Oecologia* **116** : 426-432.
- Dahl-Hansen, G.A.P. 1995. Long-term changes in crustacean zooplankton : the effects of a mass removal of Arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.), from an oligotrophic lake. *J. Plank. Res.* **17** (9) : 1819-1833.
- Dahl-Hansen, G.A.P., Rubach, S.H., et Klemetsen, A. 1994. Selective predation by pelagic Arctic char on crustacean plankton in Takvatn, northern Norway, before and after mass removal of Arctic charr. *Trans. Am. Fish. Soc.* **123** (3) : 385-394.
- DeMelo, R., France, R., et McQueen, D.J. 1992. Biomanipulation : Hit or myth ? *Limn. Ocean.* **37** (1) : 192-207.
- Diehl, S. 1992. Fish predation and benthic community structure : the role of omnivory and habitat complexity. *Ecology* **73** : 1646-1661.
- Donald, D.B., et Alger, D.J. 1989. Evaluation of exploitation as a means of improving growth in a stunted population of brook trout. *N. Am. J. Fish. Manag.* **9** : 177-183.
- Duchesne, J.-F. 1994. Facteurs déterminants de la structure des populations et des paramètres du cycle vital du meunier noir, *Catostomus commersoni*. Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières. 87 p.
- Duchesne, J.-F., et Magnan, P. 1997. The use of climate classification parameters to investigate geographical variations in the life history traits of ectotherms, with special reference to the white sucker (*Catostomus commersoni*). *Ecoscience* **4** (2) : 140-150.
- Elser, J.J., Luecke, C., Brett, M.T., et Goldman, C.R. 1995. Effects of food web compensation after manipulation of rainbow trout in an oligotrophic lake. *Ecology* **76** : 52-69.

- Feltmate, B.W., et Williams, D.D. 1989. Influence of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) on density and feeding behaviour of a perlid stonefly. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **46** : 1575-1580.
- Findlay, D.L., Kasian, S.E.M., Hendzel, L.L., Regehr, G.W., Schindler, E.U., et Shearer, J.A. 1994. Biomanipulation of lake 221 in the Experimental Lakes Area (ELA) : effects on phytoplankton and nutrients. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **51** : 2794-2807.
- Fischer, P. 2000. Test of competitive interactions for space between two benthic fish species, burbot *Lota lota*, and stone loach *Barbatula barbatula*. *Env. Biol. Fishes* **58**: 439-446.
- Giles, N., Wright, R.M., et Shoesmith, E.A. 1995. The effects of perch, *Perca fluviatilis* L., and bronze bream, *Abramis brama* (L.), on insect emergence and benthic invertebrate abundance in experimental ponds. *Fish. Manag. Ecol.* **2** (1) : 17-25.
- Grant, J.W.A., et Noakes, D.L.G. 1987. Escape behaviour and use of cover by young-of-the-year brook trout, *Salvelinus fontinalis*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **44** : 1390-1396.
- Grice, F. 1957. Effect of removal of panfish and trashfish by fyke nets upon fish populations of some Massachusetts ponds. *Trans. Am. Fish. Soc.* **87** :108-115.
- Grinstead, B.G. 1975. Response of bass to removal of competing species by commercial fishing. *Dans* Black bass biology and management. *Éditeurs:* R.H. Stroud et H. Clepper. Washington, D.C. pp. 475-479.
- Hanson, J.M., et Leggett, W.C. 1982. Empirical predation of fish biomass and yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **39** : 257-263.
- Hanson, J.M., et Leggett, W.C. 1985. Experimental and field evidence for inter- and intraspecific competition in two freshwater fishes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **42** : 280-286.

- Hanson, J.M., et Leggett, W.C. 1986. Effects of competition between two freshwater fishes on prey consumption and abundance. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **43** : 1363-1372.
- Hansson, L.-A., Annadotter, H., Bergman, E., Hamrin, S.F., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Nilsson, P.-A., Søndergaard, M., et Strand, J. 1998. Biomanipulation as an application of food-chain theory : constraints, synthesis and recommendations for temperate lakes. *Ecosystems* **1** : 558-574.
- Hart, T.F.Jr., et Werner, R.G. 1987. Effects of prey density on growth and survival of white sucker, *Catostomus commersoni*, and pumpkinseed, *Lepomis gibbosus*, larvae. *Env. Biol. Fishes.* **18** : 41-50.
- Hayes, D.B., Paola Ferreri, C., et Taylor, W.W. 1996. Linking fish habitat to their population dynamics. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **53** (Suppl. 1) : 383-390.
- Hayes, D.B., Taylor, W.W., et Schneider, J.C. 1992. Response of yellow perch and benthic invertebrate community to a reduction in the abundance of white sucker. *Trans. Am. Fish. Soc.* **121** : 36-53.
- Healey, M.C. 1978. Fecundity changes in exploited populations of lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) and lake trout (*Salvelinus namaycush*). *J. Fish. Res. Board Can.* **35** : 945-950.
- Healey, M.C. 1980. Growth and recruitment in experimentally exploited lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) populations *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **37** : 255-267.
- Holbrook, S.J., et Schmitt, R.J. 1995. Compensation in resource use by foragers released from interspecific competition. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **185** : 219-233.
- Horel, G., et Huish, M.T. 1960. The effects of fish removal and other factors upon remaining fish populations at Lake Trafford, Florida. *Progr. Fish-Cult.* **22** : 73-76.

- Horppila, J. 1994. The diet and growth of roach (*Rutilus rutilus* (L.)) in Lake Vesijarvi and possible changes in the course of biomanipulation. *Hydrobiologia* **294** (1) :35-41.
- Horppila, J., et Peltonen, H. 1994. The fate of a roach *Rutilus rutilus* stock under an extremely strong fishing pressure and its predicted development after the cessation of mass removal. *J. Fish Biol.* **45** : 777-786.
- Horppila, J., Nyberg, K., Peltonen, H., et Turunen, T. 1996. Effects of five years of intensive trawling on a previously unexploited smelt stock. *J. Fish Biol.* **49** (2) : 329-340.
- Jensen, A.L. 1981. Population regulation in lake whitefish, *Coregonus clupeaformis* (Mitchill). *J. Fish Biol.* **19** : 557-573.
- Jeppson, P.W., et Platts, W.S. 1959. Ecology and control of the Columbia squawfish in northern Idaho lakes. *Trans. Am. Fish. Soc.* **88** : 197-202.
- Johnson, L. 1976. Ecology of arctic populations of lake trout, *Salvelinus namaycush*, lake whitefish, *Coregonus clupeaformis*, Arctic charr, *S. alpinus*, and associated species in unexploited lakes in the canadian Northwest Territories. *J. Fish. Res. Board Can.* **33** : 2459-2488.
- Johnson, F.H. 1977. Response of walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) and yellow perch (*Perca flavescens*) populations to removal of white sucker (*Catostomus commersoni*) from Minnesota Lake, 1966. *J. Fish. Res. Board Can.* **34** : 1633-1642.
- Kirk, J.P., Davies, W.D., et Park, K. 1986. Response of some members of the fish community to gizzard shad removal from Chambers County Public Fishing Lake, Alabama. *N. Am. J. Fish. Manag.* **6** : 252-255.

- Klemetsen, A., Amundsen, P.-A., Muladal, H., Rubach, S., et Solbakken, J.-I. 1989. Habitat shifts in a dense, resident Arctic charr population. *Physiol. Ecol. Japan.* (Special Volume) 1:187-200.
- Klemetsen, A., Amundsen, P.-A., Grotnes, P.E., Knudsen, R., Kristoffersen, R., et Svenning, M.A. 2002. Takvatn through 20 years: long-term effects of an experimental mass removal of charr *Salvelinus alpinus* from a subarctic lake. *Env. Biol. Fish.* **64**: 39-47.
- Lacasse, S., et Magnan, P. 1992. Biotic and abiotic determinations of diet of brook trout, *Salvelinus fontinalis*, in lakes of the Laurentian shield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **49** : 1001-1009.
- Lacasse, S., et Magnan, P. 1994. Distribution post-glacielle des poissons dans le bassin hydrographique du fleuve Saint-Laurent ; impact des interventions humaines. Université du Québec à Trois-Rivières, pour le Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec. Rapport Technique. 69 p.
- Lachance, S., et Magnan, P. 1990a. Comparative ecology and behaviour of domestic, hybrid and wild stains of brook trout, *Salvelinus fontinalis*, after stocking. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **47** : 2285-2292.
- Lachance, S., et Magnan, P. 1990b. Performance of domestic, hybrid and wild stains of brook trout, *Salvelinus fontinalis*, after stocking : the impact of intra- and interspecific competition. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **47** : 2278-2284.
- Langeland, A. 1986. Heavy exploitation of a dense resident population of arctic char in a mountain lake in the central Norway N. Am. J. Fish. Manag. **6** : 519-525.
- Larson, R.J. 1980. Competition, habitat selection, and the bathymetric segregation of two rockfish (*Sebastes*) species. *Ecol. Monog.* **50** (2) : 221-239.

- Linlokken, A., et Seeland, P.A.H. 1996. Growth and production of perch (*Perca fluviatilis* L.) responding to biomass removal. *Annal. Zool. Fenn.* **33** (3-4) : 427-435.
- MacCrimmon, H.R. 1972. La carpe au Canada. *Bulletin de l'Office des Pêches du Canada*. No. 165F.
- Magnan, P. 1988. Interactions between brook charr, *Salvelinus fontinalis*, and nonsalmonid species : ecological shift, morphological shift, and their impact on zooplankton communities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **45** : 999-1009.
- Magnan, P., et Fitzgerald, G.J. 1982. Resource partitioning between brook trout (*Salvelinus fontinalis* Mitchell) and creek chub (*Semotilus atromaculatus* Mitchell) in selected oligotrophic lakes of southern Québec. *Can. J. Zool.* **60** : 1612-1617.
- Magnan, P., Lapointe, M., et East, P. 1998. Guide de contrôle du meunier noir dans les lacs à omble de fontaine. Document préparé par l'Université du Québec à Trois-Rivières pour le Ministère de l'Environnement et de la Faune et la Fondation de la Faune du Québec. 97 p.
- McQueen, D.J. 1990. Manipulating lake community structure : where do we go from here? *Fresh. Biol.* **23** : 613-620.
- McQueen, D.J., Johannes, M.R.S., Post, J.R., Stewart, T.J., et Lean, D.R.S. 1989. Bottom-up and top-down impacts on freshwater pelagic community structure. *Ecol. Monog.* **59** : 289-309.
- McQueen, D.J., Post, J.R., et Mills, E.L. 1986. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **43** : 1571-1581.
- Meronek, T.G., Bouchard, P.M., Buckner, E.R., Burri, T.M., Demmerly, K.K., Hatleli, D.C., Klumb, R.A., Schmidt, S.H., et Coble, D.W. 1996. A review of fish control projects. *N. Am. J. Fish. Manag.* **16** : 63-74.

- Michaletz, P.H. 1998. Population characteristics of gizzard shad in Missouri reservoirs and their relation to reservoir productivity, mean depth and sport fish growth. *N. Am. J. Fish. Manag.* **18** : 114-123.
- Moyle, P.B., et Cech, J.J.Jr. 1988. *Fishes : an introduction to ichthyology*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, 559 p.
- Nakano, S., Miyasaka, H., et Kuhara, N. 1999. Terrestrial-aquatic linkages : riparian arthropod inputs alter trophic cascades in a stream food web. *Ecology* **80** : 2435-2441.
- Nikolsky, G.V. 1962. On some adaptations to the regulation of population density in fish species with different types of stock structure. *Dans The exploitation of natural animal populations. Éditeurs: E.D. LeCren et M.W. Holdgate.* Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Peltonen, H., Ruuhijarvi, J., Malinen, T., Horppila, J., Olin, M., et Keto, J. 1999. The effect of food-web management on fish assemblage dynamics in a north temperate lake. *J. Fish Biol.* **55** (1) :54-67.
- Persson, L. 1999. Trophic cascades : abiding heterogeneity and the trophic level concept at the end of the road. *Oikos* **85** : 385-397.
- Persson, A., et Hansson, L.A. 1999. Diet shift in fish following competition release. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **56** : 70-78.
- Peters, R.H. 1988. Some general problems for ecology illustrated by food web theory. *Ecology* **69** : 1673-1676.
- Power, M.E. 1990. Effects of fish in river food webs. *Science* **250** : 811-814.
- Priegel, G.R. 1971. Evaluation of intensive freshwater drum removal in Lake Winnebago, Wisconsin, 1955-1966. Wisconsin Department of Natural Resources, Division of Conservation, Technical Bulletin no. **47**. 29 p.

- Raitaniemi, J., Malinen, T., Nyberg, R., et Rask, M. 1999. The growth of whitefish in relation to water quality and fish species composition. *J. Fish Biol.* **54** (4) : 741-756.
- Richardson, W.B., Wickham, S.A., et Threlkeld, S.T. 1990. Foodweb response to the experimental manipulation of a benthivore (*Cyprinus carpio*), zooplanktivore (*Menidia beryllina*) and benthic insects. *Arch. Hydr.* **119** : 143-165.
- Ricker, W.E., et Gottschalk, J. 1940. An experiment in removing coarse fish from a lake. *Trans. Am. Fish. Soc.* **70** : 382-390.
- Riel, A.D. 1964. The control of an overpopulation of yellow perch in Bow Lake, Stafford, New Hampshire. New Hampshire Fish and Game Department, Concord. 9 p.
- Rodriguez, M.A., et Magnan, P. 1993. Community structure of lacustrine macrobenthos : do taxon-based and size-based approaches yield similar insight ? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **50** : 800-815.
- Roff, D.A. 1984. The evolution of life history parameters in teleosts *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **41** : 989-1000.
- Rose, E.T., et Moen, T. 1952. The increase in game-fish populations in East Okoboji Lake, Iowa, following intensive removal of rough fish. *Trans. Am. Fish. Soc.* **82** : 104-114.
- Schneider, J.C., et Crowe, W.R. 1980. Effects of removal on fish and fishing at Big Bear Lake. Michigan Department of Natural Resources Fisheries Division, Fisheries Research Report no. 1887. 19 p.
- Scidmore, W.J., et Woods, D.E. 1961. Changes in the fish populations of four southern Minnesota lakes subjected to rough fish removal. Minnesota Department of Conservation, Fish and Game Investigation Report, no. **238**. 19 p.

- Shapiro, J. 1980. The importance of trophic-level interactions to the abundance and species composition of algal in lakes. *Dans Hypertrophic ecosystems*. *Éditeurs*: J. Barica et L.R. Mur. The Hague, The Netherlands, pp. 105-116.
- Shapiro, J., Forsberg, B., Lamarra, V., Lindmark, G., Lynch, M., Smeltzer, E., et Zoto, G. 1982. Experiments and experiences in biomanipulation : studies of ways to reduce algal abundance and eliminate bluegreens. U.S. Environmental Protection Agency. Limnological Research Center Interim Report no. 19.
- Shapiro, J., Lamarra, V., et Lynch, M. 1975. Biomanipulation : an ecosystem approach to lake restoration. Limnology Research Center, University of Minnesota, 143 : 1-32.
- Stephen, J.L. 1986. Effects of commercial harvest on the fish community of Lovewell reservoir, Kansas. *Dans Reservoir fisheries management : strategies for the 80's*. *Editeurs*: G.E. Hall et M.J. Van Den Avyle. Reservoir Committee, Southern Division, American Fisheries Society, Bethesda, pp. 211-217.
- Strong, D.R. 1992. Are trophic cascades all wet ? Differentiation and donnor-control in speciose ecosystems. *Ecology* 73 : 747-754.
- Tallberg, P., Horppila, J., Vaisanen A., et Nurminen, L. 1999. Seasonal succession of phytoplankton and zooplankton along a trophic gradient in a eutrophic lake – implications for food web management. *Hydrobiologia* (412) :81-94.
- Tallman, R.F., Saurette, F., et Thera, T. 1996. Migration and life history variation in Arctic charr, *Salvelinus alpinus*. *Écoscience*, 3 (1) : 33-41.
- Thorp, J.H., et Bergey, E.A. 1981a. Field experiments on responses of a freshwater, benthic macroinvertebrate community to vertebrate predators. *Ecology* 62 : 365-375.

- Thorp, J.H., et Bergey, E.A. 1981b. Field experiments on interactions between vertebrate predators and larval midges (Diptera : Chironomidae) in the littoral zone of a reservoir. *Oecologia*, **50** : 285-290.
- Tremblay, S. 1988. Contrôle des poissons indésirables pour les plans d'eau à omble de fontaine au Québec et synthèse des différents moyens de lutte contre les poissons indésirables. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Directions régionale du Saguenay/Lac Saint-Jean, Québec, 50 p.
- Tremblay, S., et Magnan, P. 1991. Interactions between two distantly related species, brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and white sucker (*Catostomus commersoni*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **48** : 857-867.
- Venne, H., et Magnan, P. 1989. Life history tactics in landlocked arctic charr (*Salvelinus alpinus*) : a working hypothesis. *Physiol. Ecol. Japan., Spec. Vol.* **1** :239-248.
- Venne, H., et Magnan, P. 1995. The impact of intra- and interspecific interactions of young-of-the-year brook charr, in temperate lakes. *J. Fish Biol.* **46** : 669-686.
- Zuerlein, G. 1981. The white perch, *Morone americana* (Gmelin) in Nebraska. Nebraska Game and Parks Commission. Nebraska Technical Series no. 8. 108 p.

CHAPITRE 1

IMPACTS DE CINQ À SEPT ANS DE BIOMANIPULATION DU
MEUNIER NOIR (*CATOSTOMUS COMMERSONI*) SUR LES
COMMUNAUTÉS PISCICOLES DE CINQ LACS DU QUÉBEC.

Par

Martin-Hugues St-Laurent ¹, Pierre Magnan ¹ et Michel Legault ²

¹ Département de chimie-biologie

Université du Québec à Trois-Rivières

C.P. 500, Trois-Rivières (Québec)

G9A 5H7, Canada

² Direction de la recherche sur la faune

Société de la faune et des parcs du Québec

675, boul. René-Lévesque est

Québec (Québec)

G1R 5V7, Canada

Abstract

The goal of this study was to evaluate the response of white sucker (*Catostomus commersoni*), brook trout (*Salvelinus fontinalis*), and other fish species to the mass removal of white sucker (lasting from five to seven years) in five Québec lakes. White sucker biomass decreased to between 46 and 96% of the biomass removed the first year, with yields ranging from 20.5 to 57.5 kg·ha⁻¹. Annual growth increases in brook trout and white sucker were related to the attainment of sexual maturity and to the magnitude of the mass removal. Total catch and biomass per unit of effort increased in one lake for brook trout and decreased in two lakes for white sucker. These variables increased in four lakes for 1+ brook trout and in one lake for 2+ white sucker (the smallest age classes captured in our gillnets). Length at maturity increased in two lakes for white sucker females and decreased in one lake for brook trout. A general decrease in the age at maturity was observed for white sucker and brook trout of both sexes. The mean adjusted fecundity increased in four of the five study lakes for brook trout while it increased in two lakes for white sucker. The present study suggests that the compensatory responses of brook trout and white sucker are related to both the intensity and the length of time since the beginning of mass removal. Our results also show that the time required to exhibit a compensatory response differed between trout and sucker, suggesting differences in their abilities to profit from a competitive release.

Résumé

L'objectif de cette étude a été d'évaluer la réponse du meunier noir (*Catostomus commersoni*), de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) et des autres espèces présentes suite au retrait massif du meunier noir (variant de cinq à sept ans) dans cinq lacs du Québec. La biomasse de meunier noir a diminué de 46 à 96 % de la biomasse retirée la première année, pour des rendements variant de 20,5 à 57,5 kg·ha⁻¹. L'augmentation de la croissance annuelle des ombles et des meuniers était reliée à l'atteinte de la maturité sexuelle et à l'intensité du retrait massif. Les captures et les biomasses par unité d'effort ont augmenté sur un lac pour l'omble de fontaine et diminué sur deux lacs pour le meunier noir. Ces variables ont augmenté dans quatre lacs pour les ombles de fontaine âgés de 1+ et ont diminué dans un lac pour les meuniers noirs de 2+ (plus petites classes d'âge capturées dans nos filets expérimentaux). La longueur à maturité a augmenté dans deux lacs pour les meuniers noirs femelles et a diminué dans un lac pour les ombles de fontaine. Une diminution générale de l'âge à maturité a été notée chez le meunier noir et l'omble de fontaine des deux sexes. La fécondité moyenne a augmenté significativement dans quatre des cinq plans d'eau pour l'omble de fontaine et dans deux pour le meunier noir. Cette étude suggère que les réponses compensatoires de l'omble de fontaine et du meunier noir sont reliées à l'intensité et la durée du retrait massif. Nos résultats montrent également que le temps requis pour exprimer une réponse compensatoire diffère entre l'omble et le meunier, suggérant des différences dans leur capacité de profiter d'un relâchement de la compétition.

Introduction

L'écologie des populations réfère à une multitude de liens unissant les espèces présentes à l'intérieur d'un écosystème et aux états d'équilibre dynamique qu'elles rencontrent suite à une perturbation quelconque (Begon et al. 1990). Le concept de biomanipulation a été développé dans cette optique par Shapiro et al. (1975) puis repris dans l'élaboration des modèles ascendant-descendant (« bottom-up / top-down ») de McQueen et al. (1989) et de cascade trophique (Carpenter et al. 1985). La biomanipulation des systèmes aquatiques est devenue un outil utilisé pour la restauration de la qualité de l'eau de même que pour l'étude des interactions des divers échelons de la chaîne alimentaire (Hansson et al. 1998). Le concept de biomanipulation des communautés de poissons a surtout été testé en milieu eutrophe (Carpenter et Kitchell 1985; McQueen et al. 1989; Hansson et al. 1998), bien que certaines études l'aient appliqué aux communautés de poissons en milieu oligotrophe (Hayes et al. 1992; Brodeur et al. 2001). L'intérêt d'effectuer des biomanipulations en milieu oligotrophe consiste à vérifier si l'amplitude des réponses compensatoires des populations de poissons suite au relâchement de la compétition intra- et interspécifique est aussi importante qu'en milieu eutrophe. Puisque les milieux oligotrophes sont plus pauvres, on pourrait supposer que la compétition pour les ressources alimentaires y est plus intense et que les réponses compensatoires à la diminution de compétition seront plus rapides et marquées.

Le retrait massif a permis d'étudier divers types de réponses compensatoires des populations de poissons en regard de plusieurs traits de leur cycle vital (Johnson 1977; Hayes et al. 1992; Amundsen et al. 1993; Brodeur et al. 2001). Qu'il soit utilisé afin de restaurer des populations naines (Johnson 1977; Donald et Alger 1989) ou encore de libérer une espèce de la compétition d'une espèce indésirable (Schneider et Crowe 1980;

Brodeur et al. 2001), le retrait massif représente un outil d'aménagement potentiel à l'amélioration de la qualité de la pêche sportive.

Le meunier noir est une espèce compétitrice de l'omble de fontaine dans plusieurs lacs du Québec (Magnan 1988). La niche alimentaire du meunier noir recouvre entièrement celle de l'omble, imposant un goulot d'étranglement sur les juvéniles (Tremblay et Magnan 1991; Venne et Magnan 1995). Cette compétition entraîne des diminutions significatives de l'abondance et de la biomasse des ombles de fontaine dans les plans d'eau où ces deux espèces se retrouvent en sympatrie (Magnan 1988; Lachance et Magnan 1990). De plus, le meunier noir a été introduit dans plusieurs plans d'eau du Québec suite à son utilisation comme poisson-appât ou par l'ouverture de nouvelles voies migratoires (aménagements hydroélectriques, dragage, irrigation; Lacasse et Magnan 1994).

La compétition interspécifique entre les espèces introduites et les populations d'omble de fontaine entraînent des pertes socio-économiques importantes au Québec (\approx 30 millions \$ / année). En 1995, la Société de la faune et des parcs (FAPAQ; anciennement le Ministère de l'Environnement et de la Faune) a initié un programme de contrôle du meunier noir dans cinq lacs du Québec afin de déterminer l'applicabilité du retrait massif comme outil d'aménagement pour la restauration du potentiel halieutique de l'omble de fontaine sur des plans d'eau où le meunier noir a été introduit.

L'objectif principal de cette étude était de quantifier les réponses compensatoires du meunier noir, de l'omble de fontaine et des autres espèces de poissons après un relâchement de la compétition intra- et interspécifique suivant cinq à sept ans de retrait massif du meunier noir. L'effet du retrait a été quantifié en regard de l'abondance, la

biomasse, la croissance, la fécondité, l'âge et la taille à maturité de même que les structures en âge et en taille des espèces présentes. Nous avons utilisé les données récoltées par Brodeur et al. (2001) auxquelles nous avons ajouté celles recueillies pendant les trois dernières années du suivi. L'objectif spécifique de notre étude était de vérifier si les réponses compensatoires observées par Brodeur et al. (2001) s'étaient stabilisées ou non suite à un retrait massif plus intense, tant en durée qu'en biomasse retirée. Ce projet représentait une occasion unique d'appliquer le concept de biomanipulation en milieu oligotrophe sur plusieurs aspects du cycle vital des espèces en cause.

Matériel et méthodes

Plans d'eau étudiés

Les cinq plans d'eau à l'étude sont le lac Claudette (Zone d'exploitation contrôlée Martin-Valin ; 48°40' N, 70°37' O), le lac Mastigou (Réserve faunique Mastigouche ; 46°34' N, 73°34' O), le lac des îles (Zone d'exploitation contrôlée des Nymphes ; 46°28' N, 73°35' O), le lac Cinq Doigts (Réserve faunique Rouge-Matawin ; 46°36' N, 74°31' O) et le lac Rimouski (Réserve faunique Rimouski ; 48°01' N, 68°12' O). Ces cinq plans d'eau présentent des caractéristiques oligotrophes (Brodeur et al. 2001) et renferment tous des populations sympatriques d'omble de fontaine et de meunier noir, de même que quelques espèces de cyprinidés, à l'exception du lac Claudette (Tableau 1).

Les populations d'omble de fontaine de ces cinq lacs sont exploitées par la pêche sportive, qui est soumise aux normes et règlements en vigueur à la FAPAQ.

Retrait massif du meunier noir

Le retrait massif des meuniers noirs adultes a été effectué par la FAPAQ selon la méthode de contrôle intégrée proposée par Magnan et al. (1998) et ce, à chaque printemps depuis 1995 pour les lacs Mastigou, Claudette et Rimouski et depuis 1996 pour les lacs Cinq Doigts et des Îles. Le retrait a été effectué pendant cinq ans aux lacs Cinq Doigts et Rimouski, pendant six ans au lac des Îles et pendant sept ans aux lacs Claudette et Mastigou.

Les meuniers ont été capturés à l'aide de filets-trappes (mailles de 0.36 cm^2 , 1.44 cm^2 ou 6.25 cm^2), de verveux (mailles de 1.56 cm^2) ou de barrières, enclos et cages de rétention (mailles de 1.25 cm^2 , 2.50 cm^2 ou 3.13 cm^2). Ces engins de pêche ont été installés à l'embouchure des cours d'eau fréquentés par le meunier noir en période de reproduction, entre la fonte des glaces et l'atteinte d'une température de 10°C sur les sites de fraie (Hamel et al. 1997; Magnan et al. 1998). Ils ont été installés entre le 28 avril et le 30 mai et ont été retirés entre le 13 juin et le 24 juillet en fonction du plan d'eau et de l'année. Tous les individus capturés appartenant à une autre espèce que l'omble de fontaine ont été retirés du plan d'eau et leur masse totale a été notée. Cette mesure a permis de calculer un indice d'intensité de retrait massif (nommé *proportion de la biomasse initiale retirée* = $100 \times [1 - (\text{Biomasse retirée la dernière année} / \text{Biomasse retirée la première année})]$).

À quelques occasions, des meuniers noirs matures se sont retrouvés en amont des dispositifs de capture suite à des bris des engins de pêche ou à des augmentations du niveau d'eau. Afin de prévenir un recrutement important, la FAPAQ a empoisonné les larves de meunier à l'aide de roténone liquide Nusyn-Noxfish 2.5 % dans les cours d'eau, en amont des engins de capture aux lacs Claudette (1995, 1996 et 1997), Mastigou (1995 et

Tableau 1. Caractéristiques générales des lacs d'étude contenant des communautés sympatriques d'omble de fontaine et de meunier noir.

Lac	Superficie moyenne (ha)	Profondeur (m)	Conductivité (µS/cm)	Profondeur de Secchi (m)	Autres espèces de poisson							
					CC	MM	CP	PE	SA	GA	NC	Autres
Mastigou	177	7.0	24	3.1		X		X				
Claudette	110	4.1	15	4.0								
Rimouski	114	4.4	82	2.0		X	X	X	X	X		
Des îles	347	12.0	19	7.0		X					X	
Cinq Doigts	615	8.9	24	3.0	X	X	X		X			X

Note: Abréviations des espèce de poisson: CC : meunier rouge (*Catostomus catostomus*); MM : Mulet perlé (*Margariscus margarita*); CP : Méné de lac (*Couesius plumbeus*); PE : Ventre-rouge du nord (*Phoxinus eos*); SA : Mulet à corne (*Semotilus atromaculatus*); GA : Épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*); NC : Méné jaune (*Notemigonus crysoleucas*); Autres: Méné à nageoires rouges (*Notropis cornutus*); Ouitouche (*Semotilus corporalis*); Naseux des rapides (*Rhinichthys cataractae*).

1996), des Îles (1996) et Cinq Doigts (1996, 1997 et 1998). La quantité de roténone utilisée a été calculée en fonction du courant afin d'obtenir une concentration de 100 ppm pour un temps de contact d'une minute (Magnan et al. 1998).

Réponses compensatoires des populations de poissons

Parmi les géniteurs de meunier noir retirés des lacs Mastigou, Claudette et Rimouski, un échantillon aléatoire de 150 individus répartis à l'intérieur des différentes classes de taille a été conservé dans le but de suivre la réponse compensatoire du meunier au niveau de l'abondance et de la biomasse relative retirée, de la taille et de l'âge à maturité ainsi que de la fécondité. Cet échantillonnage a eu lieu en 1995, 1997, 1998, 1999, 2000 et 2001 (à l'exception du lac Rimouski en 2000 et 2001) lors du maximum de migration pour la fraie, soit entre la fin mai et la mi-juin.

Afin d'évaluer la réponse compensatoire du meunier noir, de l'omble de fontaine et des autres espèces de la communauté piscicole suite à la diminution de la compétition intra- et interspécifique, une série de pêches expérimentales a été effectuée sur chacun des cinq lacs étudiés. Ces pêches ont eu lieu avant (sur cinq lacs), la première année (sur trois lacs), après trois ans (sur cinq lacs) et après six ans (sur cinq lacs) de retrait massif (Claudette : 1991, 1995, 1997, 2000; Mastigou : 1991, 1995, 1997, 2000; des Îles : 1995, 1998, 2001; Cinq Doigts : 1995, 1998, 2001; Rimouski : 1994, 1995, 1997, 2000). Les pêches expérimentales ont été réalisées environ aux même dates d'année en année, avant la période de fraie de l'omble de fontaine, soit entre juillet et septembre.

Les filets ont été disposés aléatoirement, perpendiculairement à la rive, en alternant les petites et les grandes mailles au bord, à l'exception du lac Rimouski où tous les filets ont

été installés avec les petites mailles près de la rive. L'effort de pêche a varié entre huit et douze nuits-filets (n-f) en fonction de la superficie du plan d'eau échantillonné (Magnan et al. 1998; Claudette et Rimouski : 8 n-f; des Îles et Cinq Doigts : 10 n-f; Mastigou 12 n-f). Ces engins de pêche ont été opérationnels pendant 14 à 18 heures, afin de couvrir la période d'activité maximale des poissons, soit entre 18h00 et 9h00.

En ce qui concerne les lacs Mastigou et Claudette, les pêches ont été effectuées à l'aide de filets maillants expérimentaux monofilaments (1,8 m de haut X 67,5 m de long; mailles étirées de 20, 24, 33, 36, 50, 60, 76, 90 et 100 mm; diamètre du filament de 0.13, 0.15, 0.17, 0.17, 0.17, 0.17, 0.20, 0.20 et 0.25 mm) afin de respecter le protocole réalisé sur ces plans d'eau lors des pêches précédentes (Brodeur et al. 2001). Sur les lacs Rimouski, Cinq Doigts et des Îles, les pêches expérimentales ont été réalisées avec des filets maillants expérimentaux multifilaments (1,8 m de haut X 38 m de long; mailles étirées de 25, 32, 38, 51, 64 et 76 mm; diamètre des filaments de 0.19, 0.19, 0.26, 0.26, 0.42 et 0.42 mm). Des filets maillants multifilaments semblables à ceux utilisés sur les lacs Rimouski, Cinq Doigts et des Îles ont été utilisés en 1995 sur les lacs Mastigou et Claudette.

Chaque poisson capturé a été identifié à l'espèce, pesé ($\pm 0,1$ g) et mesuré (longueur totale ± 1 mm). Les individus capturés ont ensuite été sexés (mâle, femelle, indéterminé) et l'état de maturation des gonades (mature, non-mature) a été noté pour l'omble de fontaine. Les gonades des femelles matures ont été pesées puis préservées dans du liquide de Gilson afin d'estimer la fécondité de la population.

Ces gonades ont ensuite été séparées de la membrane ovarienne par brassage, décantées, rincées puis séchées à l'air libre pendant 48 heures. Par la suite, trois sous-échantillons de

25 œufs par femelle ont été pesés, puis le nombre d'œufs total a été déterminé par proportion entre le poids moyen d'un œuf et le poids complet des gonades (Snyder 1983). Un décompte complet des œufs a été effectué sur les gonades de 10 % des femelles afin de déterminer la marge d'erreur de cette méthode, qui s'est avérée être inférieure à 5 %.

La nageoire pectorale droite des meuniers noirs a été prélevée tandis que des écailles ont été prélevées en haut de la ligne latérale, derrière la nageoire dorsale, pour les ombles de fontaine, afin de déterminer l'âge des poissons capturés lors des pêches expérimentales. Un sous-échantillonnage a été effectué selon la méthode d'échantillonnage stratifié de Ketchen (Ricker 1980) lorsque la trop grande taille de l'échantillon ne permettait pas d'effectuer la détermination de l'âge chez tous les individus prélevés pour une espèce. Pour chaque plan d'eau et chacune des années, un échantillon de 130 individus représentatifs de la population a été constitué de tous les individus des classes de taille (de 10 mm) les moins abondantes ainsi que d'une proportion fixe des individus des autres classes de taille. Pour la détermination de l'âge chez l'omble de fontaine, les écailles prélevées ont été nettoyées avec du KOH 4 % puis rincées à l'eau avant d'être montées entre deux lames de microscope. Pour le meunier noir, la détermination de l'âge a été réalisée à l'aide des rayons des nageoires pectorales selon la méthode décrite par Beamish et Harvey (1969) et utilisée à plusieurs reprises chez le meunier noir (Beamish et Harvey 1969; Quinn et Ross 1982). La nageoire pectorale droite a été séchée, puis les trois premiers rayons ont été prélevés pour ensuite être coulés dans de l'époxy. Par la suite, des coupes transversales de 0,5 mm d'épaisseur ont été réalisées à l'aide d'une scie rotative au carbone de marque Isomet. Environ cinq de ces coupes ont été montées et fixées sur une lame de microscope à l'aide de colle Cytoseal 60[®].

La détermination de l'âge par décompte des annuli a été effectuée au microscope lors de deux lectures indépendantes. Deux autres lectures ont été effectuées en cas de différence entre les deux premières lectures et l'échantillon a été éliminé lorsque la divergence persistait. L'âge de ces individus a été attribué aux individus exclus du sous-échantillonnage de Ketchen selon les mêmes proportions à l'intérieur de chaque classe de taille. Comme un poisson plus âgé que la durée du retrait massif intègre différentes intensités de compétition intraspécifique (*i.e.* avant et pendant la biomanipulation), l'utilisation de la longueur moyenne à l'âge n'était pas le meilleur indicateur de croissance. Contrairement à Brodeur et al. (2001), nous avons par conséquent déterminé la croissance à chaque année de vie des individus par rétrocalcul. Les structures osseuses ont donc été numérisées à l'aide d'une caméra Cohu montée sur une loupe binoculaire Zeiss, puis rétrocalculées à l'aide du logiciel de mesure SigmaScan Pro 4. La croissance annuelle des individus a été calculée à l'aide de la méthode *Body Proportional Hypothesis* (BPH) telle que proposée par Francis (1990). Les paramètres utilisés dans le modèle *BPH* sont calculés à l'aide d'une régression linéaire simple entre le rayon de la structure osseuse (en abscisse) et la longueur totale du poisson (en ordonnée). L'âge et la longueur à maturité ont été déterminés en calculant la longueur moyenne et l'âge moyen des individus matures et ce, pour les deux sexes séparément.

Les fluctuations d'abondance de meunier, d'omble et des autres espèces ont été comparées avant, au début, trois ans après ainsi que de cinq à sept ans après le début des opérations de retrait massif. Pour ce faire, les captures par unité d'effort (CPUE) ainsi que les biomasses par unité d'effort (BPUE) ont été calculées à partir des résultats des pêches expérimentales avec la nuit-filet comme unité d'échantillonnage.

Analyses statistiques

Afin de comparer l'évolution temporelle de la biomasse de meunier noir retirée, nous avons effectué une régression linéaire simple (Zar 1999) entre la proportion de la biomasse initiale retirée et l'année de retrait et ce, pour chaque lac à l'étude individuellement.

Pour l'ensemble des variables dépendantes énoncées ci-dessous, nous avons utilisé une analyse de variance (ANOVA) à plusieurs facteurs afin de déterminer si les différentes espèces de poissons ont répondu au retrait massif du meunier noir. Pour chaque espèce, cette analyse présentait toujours les mêmes variables indépendantes, soit le retrait massif (avant/après) comme variable nominale fixe et le plan d'eau comme variable nominale aléatoire. La fécondité, la croissance, l'âge et la longueur à maturité de même que la structure en âge et en taille ont été comparés pour le meunier noir et l'omble de fontaine seulement. L'ANOVA à plusieurs facteurs sur les captures et les biomasses par unité d'effort (CPUE et BPUE) des différentes espèces n'a pu être réalisé que pour le meunier noir, l'omble de fontaine, le méné de lac, le mulet à cornes et le mulet perlé puisque ces espèces étaient présentes dans plus d'un plan d'eau à l'étude. Pour les analyses portant sur la fécondité, la taille des poissons capturés a également été utilisée comme covariable continue aléatoire (Packard et Broadman 1987). Pour les analyses portant sur la croissance, nous avons inclus la maturité sexuelle comme variable nominale fixe afin de déterminer si cette variable pouvait avoir un effet sur les réponses compensatoires en croissance. Les analyses ont successivement été réalisées avec et sans ce facteur, qui s'est avéré expliquer une part importante de la variabilité et qui nous a permis d'augmenter la résolution du modèle (*i.e.* le coefficient de détermination; R^2). Nous avons effectué les analyses de croissance sur les moyennes harmoniques des croissances pour chacune des classes d'âge dans le but de réduire le nombre de degrés de liberté (meunier noir : de

n=2637 à n=20; omble de fontaine : de n=818 à n=20), pour rendre nos analyses plus robustes et nos conclusions plus conservatrices (Robinson et Wilson 1996; Proulx et Magnan 2002), et afin d'obtenir un design statistique optimal où chaque facteur emboîté présenterait un effectif de même taille (base de données orthogonale; Zar 1999).

Afin d'interpréter les ANOVA à plusieurs facteurs, des ANOVA ont été effectuées pour chaque lac individuellement entre la variable dépendante et les années écoulées depuis le début des opérations de retrait massif. Dans le cas où une différence significative était mise en évidence, des tests de comparaison multiple de Bonferroni ont été effectués *a posteriori* pour déterminer où se situait cette différence. Nous avons préféré ce test de comparaison multiple aux autres tests de comparaison multiple en raison de sa puissance lorsque utilisé sur un petit nombre de groupes à comparer (Wilkinson 1998). Comme ces analyses de variances ont été effectuées indépendamment sur chacun des lacs à l'étude et que cela diminuait leur puissance statistique, ces comparaisons lac par lac ont été utilisées dans le but d'interpréter les ANOVA à plusieurs facteurs. L'augmentation de croissance par cohorte entre le début et la fin du retrait massif a été comparée à l'aide d'un test de *t*. Des corrections de Bonferroni ont été réalisées en divisant la limite de rejet de l'hypothèse nulle (H_0 ; $p=0.05$) par le nombre de tests de *t* effectués et ce, afin de réduire le risque de commettre une erreur de type I. Un test de Kolmogorov-Smirnov a été effectué pour comparer les distributions en âge et en taille pour chaque lac. Pour la détermination de la longueur et de l'âge moyen à maturité des ombles de fontaine, les lacs des Îles (n=20) et Cinq Doigts (n=18) ont été exclus de l'analyse pour les mâles, de même que le lac Cinq Doigts (n=26) pour les femelles, puisque ces plans d'eau présentaient de trop petits effectifs pour que l'analyse puisse être réalisée ($n < 10$).

Pour l'ensemble des analyses, les conditions de normalité et d'homogénéité des variances ont été vérifiées à l'aide d'un test de Kolmogorov-Smirnov (Lilliefors) et d'un test de F_{\max} , de même que par un examen graphique des résidus (Zar 1999). Dans le cas où une ou plusieurs conditions d'applications n'étaient pas rencontrées, une transformation a été appliquée aux données de base. Ainsi, les variables biomasse de meunier noir retirée, CPUE et BPUE du meunier, de l'omble de fontaine et des autres espèces présentes, fécondité du meunier et de l'omble de même que la longueur des meuniers et des ombles matures ont subi une transformation logarithmique ($\log (x+1)$; Zar 1999). Toutes les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel SYSTAT version 8.0

Résultats

Retrait massif du meunier noir

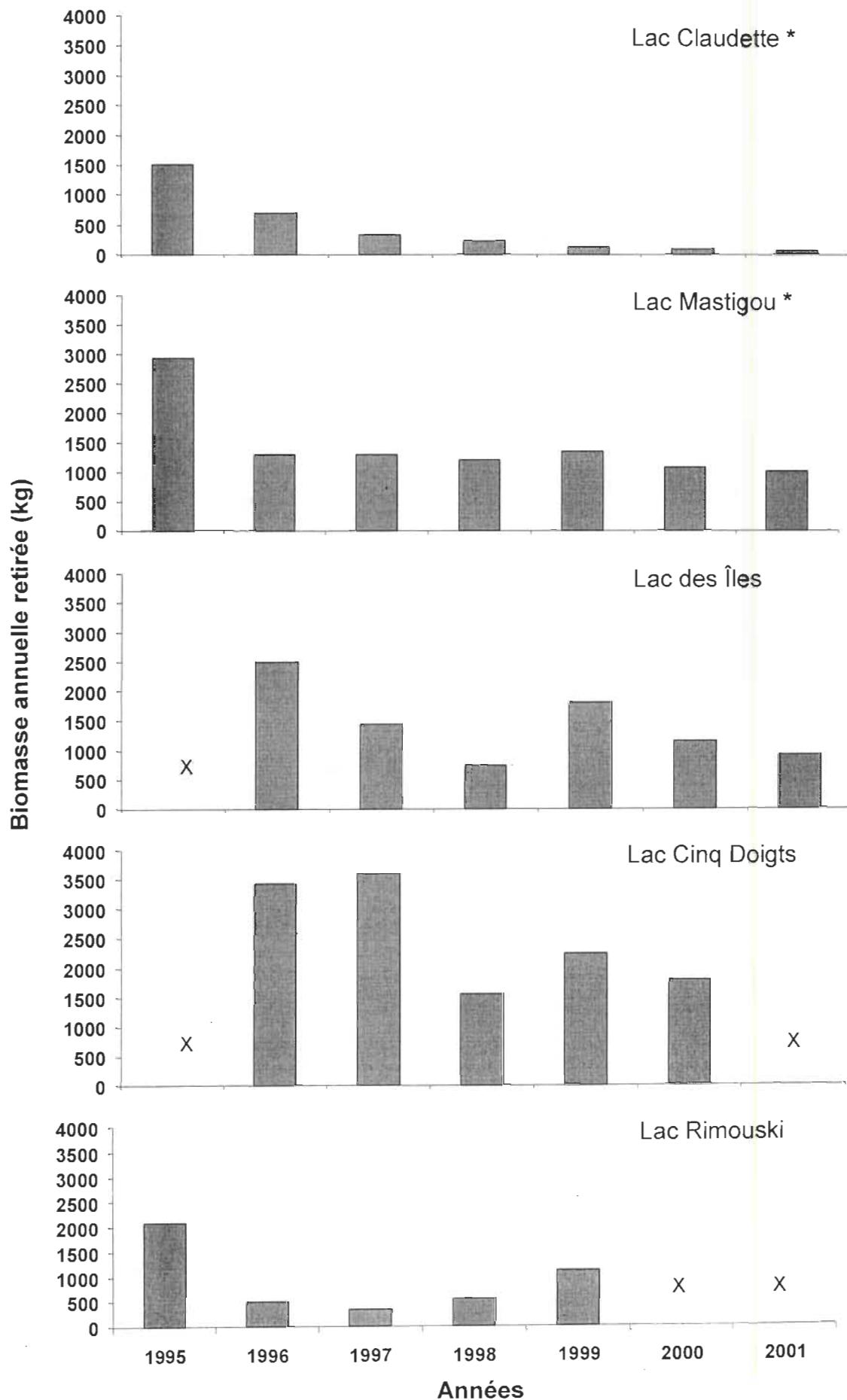
La biomasse de meuniers noirs retirés durant les cinq à sept années de retrait massif a varié de 3 064 à 12 620 kg, pour des rendements variant de 20.5 à 57.5 kg•ha⁻¹ (Tableau 2). L'intensité du retrait a varié de 46.3 à 95.9 % de la biomasse initiale retirée (Tableau 2). Le lac Claudette est le plan d'eau où le retrait a été le plus intense avec une réduction de près de 96 % de la biomasse initiale retirée, alors que la plus faible intensité a été observée dans les lacs les plus grands (des Îles et Cinq Doigts) et ayant fait l'objet de retrait massif le moins longtemps (Rimouski).

Les régressions linéaires montrent que la biomasse de meuniers noirs prélevés par le retrait massif a diminué de manière significative dans les lacs Claudette (de façon continue; $F= 217.12$, $p < 0.01$) et Mastigou (entre la première et la deuxième année seulement; $F= 7.24$, $p < 0.05$), tandis qu'elle est demeurée stable sur les lacs des Îles, Cinq Doigts et Rimouski

Tableau 2. Abondance, biomasse, rendement et proportion de la biomasse initiale de meuniers noirs retirés suite au retrait massif sur les cinq lacs d'étude.

Lac	Nombre d'années de retrait massif	Biomasse retirée (kg)	Abondance retirée (#)	Rendement (kg·ha ⁻¹)	Proportion de la biomasse initiale retirée (%)
Claudette	7	3 064	59 394	27.9	95.9
Mastigou	7	10 169	112 363	57.5	65.5
Des Îles	6	8 553	60 653	24.6	63.5
Cinq Doigts	5	12 620	264 646	20.5	47.7
Rimouski	5	4 606	18 906	40.4	46.3

Figure 1. Biomasse annuelle retirée de meunier noir sur les cinq plans d'eau à l'étude : lac Claudette (1995-2001), lac Mastigou (1995-2001), lac des Îles (1996-2001), lac Cinq Doigts (1996-2000) et lac Rimouski (1995-1999). X : aucun retrait massif n'a été effectué dans le plan d'eau cette année; * : régression linéaire significative entre la biomasse retirée et les années ($p < 0.05$).



(respectivement $F= 1.95, 3.69$ et 0.26 ; $p > 0.05$; Fig. 1). L'abondance du meunier noir a diminué significativement aux lacs Claudette et Cinq Doigts ($F= 175.60$, $p < 0.01$; $F=11.89$, $p < 0.05$), tandis qu'elle est restée stable sur les lacs Mastigou, des îles et Rimouski (respectivement $F= 5.79, 2.70$ et 0.37 ; $p > 0.05$).

Réponses compensatoires des populations de poissons

Abondance et biomasse

L'ANOVA à deux facteurs a révélé que le facteur lac et l'interaction retrait massif x lac ont eu un effet significatif sur les CPUE et BPUE du meunier noir (Tableau 3a et 3b) tandis que le facteur retrait massif a eu un effet significatif sur les CPUE seulement. Les ANOVA à un facteur (année) révèlent que les CPUE et BPUE du meunier noir ont diminué significativement sur le lac Mastigou depuis 1991 ($F= 13.38$ et 11.69 , $p < 0.01$; Fig. 2a et 2b). Pour le lac Claudette, seuls les CPUE ont diminué de manière significative ($F= 6.82$, $p < 0.01$), alors que les BPUE n'ont pas fluctué significativement ($F= 1.74$, $p > 0.05$). Aucune différence significative n'a été observée sur les lacs des îles, Cinq Doigts et Rimouski, tant au niveau des CPUE ($F= 1.60, 1.38$ et 1.20 , $p > 0.05$) que des BPUE ($F= 0.53, 0.05$ et 2.36 , $p > 0.05$; Fig. 3a et 3b).

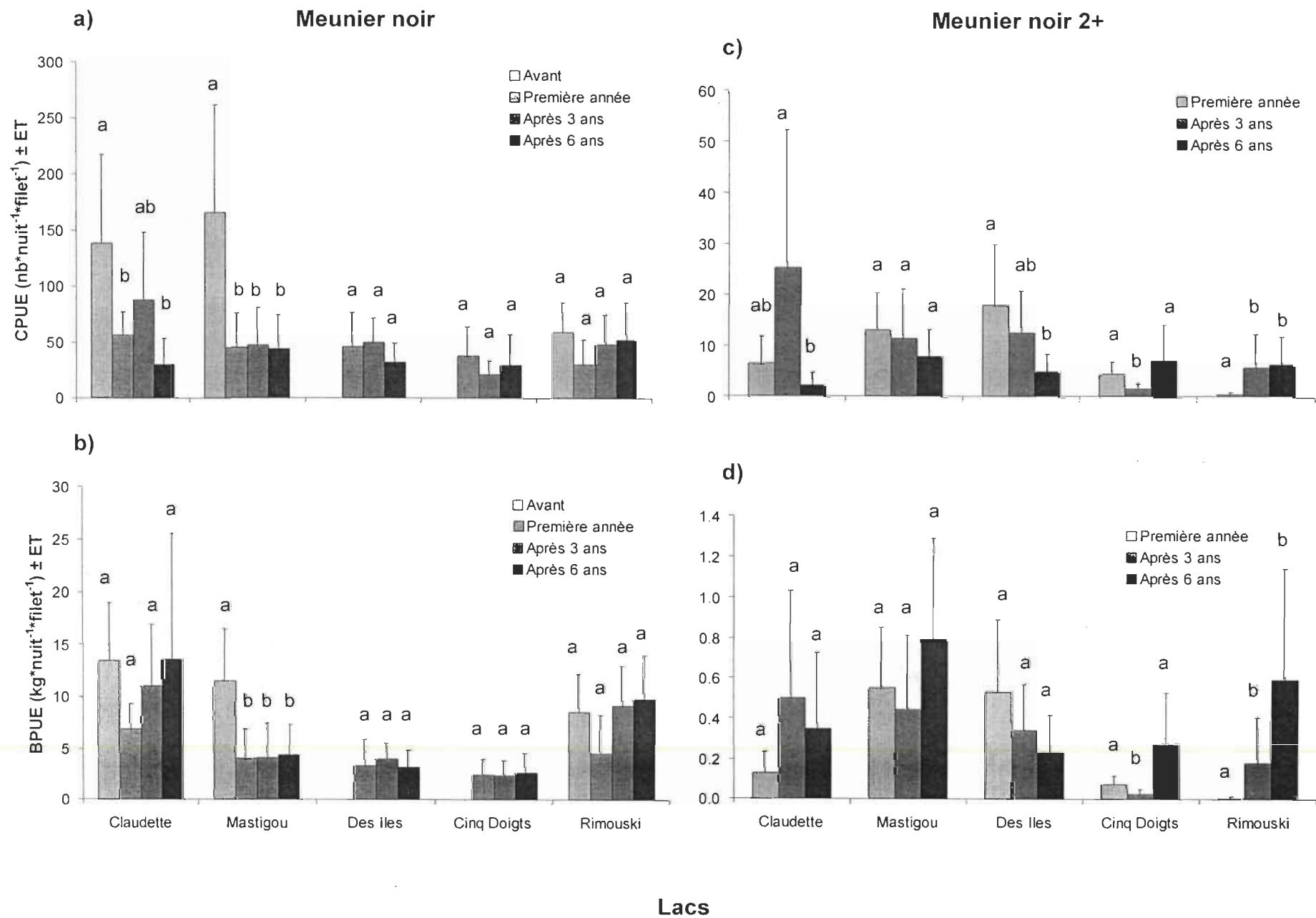
L'ANOVA à deux facteurs a indiqué que le facteur lac de même que l'interaction retrait massif x lac ont eu un effet significatif sur les CPUE des meuniers âgés de 2+ (Tableau 3c). Cependant, les deux facteurs et leur interaction ont eu un effet significatif sur les BPUE des meuniers de 2+ (Tableau 3d).

Tableau 3. Résultats des ANOVA à plusieurs facteurs réalisées sur les différentes variables du cycle vital du meunier noir dans les cinq lacs à l'étude.

	Variable	Facteurs	Df	F	p
<i>a</i>	CPUE	Retrait massif	1	19.33	< 0.01
		Lac	4	5.11	< 0.01
		Retrait massif x lac	4	3.18	< 0.05
<i>b</i>	BPUE	Retrait massif	1	2.86	NS
		Lac	4	21.03	< 0.01
		Retrait massif x lac	4	3.49	< 0.05
<i>c</i>	CPUE 2+	Retrait massif	1	0.46	NS
		Lac	4	8.21	< 0.01
		Retrait massif x lac	4	7.91	< 0.01
<i>d</i>	BPUE 2+	Retrait massif	1	9.55	< 0.01
		Lac	4	6.28	< 0.01
		Retrait massif x lac	4	9.10	< 0.01
<i>e</i>	Croissance	Retrait massif	1	428.93	< 0.01
		Lac	4	57.46	< 0.01
		Maturité	1	57.71	< 0.01
		Retrait massif x lac	4	51.32	< 0.01
		Retrait massif x maturité	1	8.55	< 0.01
		Lac x maturité	4	5.87	< 0.01
<i>f</i>	Fécondité	Retrait massif	1	2.23	NS
		Lac	2	4.11	< 0.05
		Longueur	1	66.13	< 0.01
		Retrait massif x lac	2	2.36	NS
		Retrait massif x longueur	1	0.43	NS
		Lac x longueur	2	2.70	NS
<i>g</i>	Longueur à maturité des mâles	Retrait massif	1	0.86	NS
		Lac	2	14.15	< 0.01
		Retrait massif x lac	2	4.58	< 0.05
<i>h</i>	Longueur à maturité des femelles	Retrait massif	1	6.00	< 0.05
		Lac	2	0.42	NS
		Retrait massif x lac	2	1.42	NS
<i>i</i>	Âge à maturité des mâles	Retrait massif	1	36.65	< 0.01
		Lac	2	0.11	NS
		Retrait massif x lac	2	5.01	< 0.05
<i>j</i>	Âge à maturité des femelles	Retrait massif	1	28.88	< 0.01
		Lac	2	5.59	< 0.05
		Retrait massif x lac	2	7.00	< 0.01

Note : Les longueurs et âge à maturité des mâles et des femelles n'ont été déterminé que sur trois des cinq plans d'eau à l'étude, d'où la variation des degrés de liberté.

Figure 2. Captures et biomasses moyennes par unité d'effort (CPUE et BPUE \pm écart-type) des populations de meunier noir (toutes classes d'âge confondues ; a et b) et de meuniers âgés de 2+ (c et d), avant, la première année, après trois ans et après cinq à sept ans de retrait massif. Les CPUE et les BPUE portant des lettres identiques ne sont pas significativement différentes tel que déterminé par une ANOVA à un facteur (années) suivie d'un test de comparaisons multiples *a posteriori* de Bonferroni ($p < 0.05$).



Pour l'analyse lac par lac, l'ANOVA à un facteur a montré que les CPUE ont diminué de manière significative aux lacs Claudette et des Îles ($F= 3.67$ et 4.53 , $p < 0.05$; Fig. 2c et 2d), tandis qu'aucune différence significative n'est apparue au niveau des BPUE pour ces deux plans d'eau ($F= 0.18$ et 1.60 , $p > 0.05$). Aucune fluctuation significative n'a été observée au lac Mastigou, tant pour les CPUE que les BPUE ($F= 0.60$ et 0.43 , $p > 0.05$). Une diminution (entre 1995 et 1998) suivie d'une augmentation significative (de 1998 à 2001) a été observée au lac Cinq Doigts pour ces deux variables ($F= 6.90$ et 13.16 , $p < 0.01$), tandis que l'ANOVA à un facteur affiche des augmentations significatives des CPUE et BPUE au lac Rimouski depuis 1995 ($F= 10.69$ et 27.13 , $p < 0.01$; Fig. 2c et 2d).

L'ANOVA à deux facteurs a montré que le facteur lac a eu un effet significatif sur les CPUE et les BPUE de l'omble de fontaine (Tableaux 4a et 4b), tandis que le facteur retrait massif et l'interaction retrait massif x lac n'ont pas eu d'effet significatif sur les CPUE et BPUE. Les ANOVA à un facteur pour chacun des plans d'eau ont révélé que les CPUE et BPUE ont augmenté significativement sur le lac Claudette ($F= 10.87$ et 10.39 ; $p < 0.01$; Fig. 3a et 3b). Au lac Rimouski, les CPUE ont diminué significativement entre 1994 et 1995 ($F= 5.02$, $p < 0.01$), tandis que les BPUE n'ont pas augmenté significativement ($F= 0.54$, $p > 0.05$). Les CPUE et BPUE n'ont pas augmenté de manière significative sur les lacs Mastigou, des Îles et Cinq Doigts (CPUE : 0.93 , 3.35 , 0.52 ; BPUE : 0.41 , 1.04 , 2.05 ; $p > 0.05$; Fig. 3a et 3b).

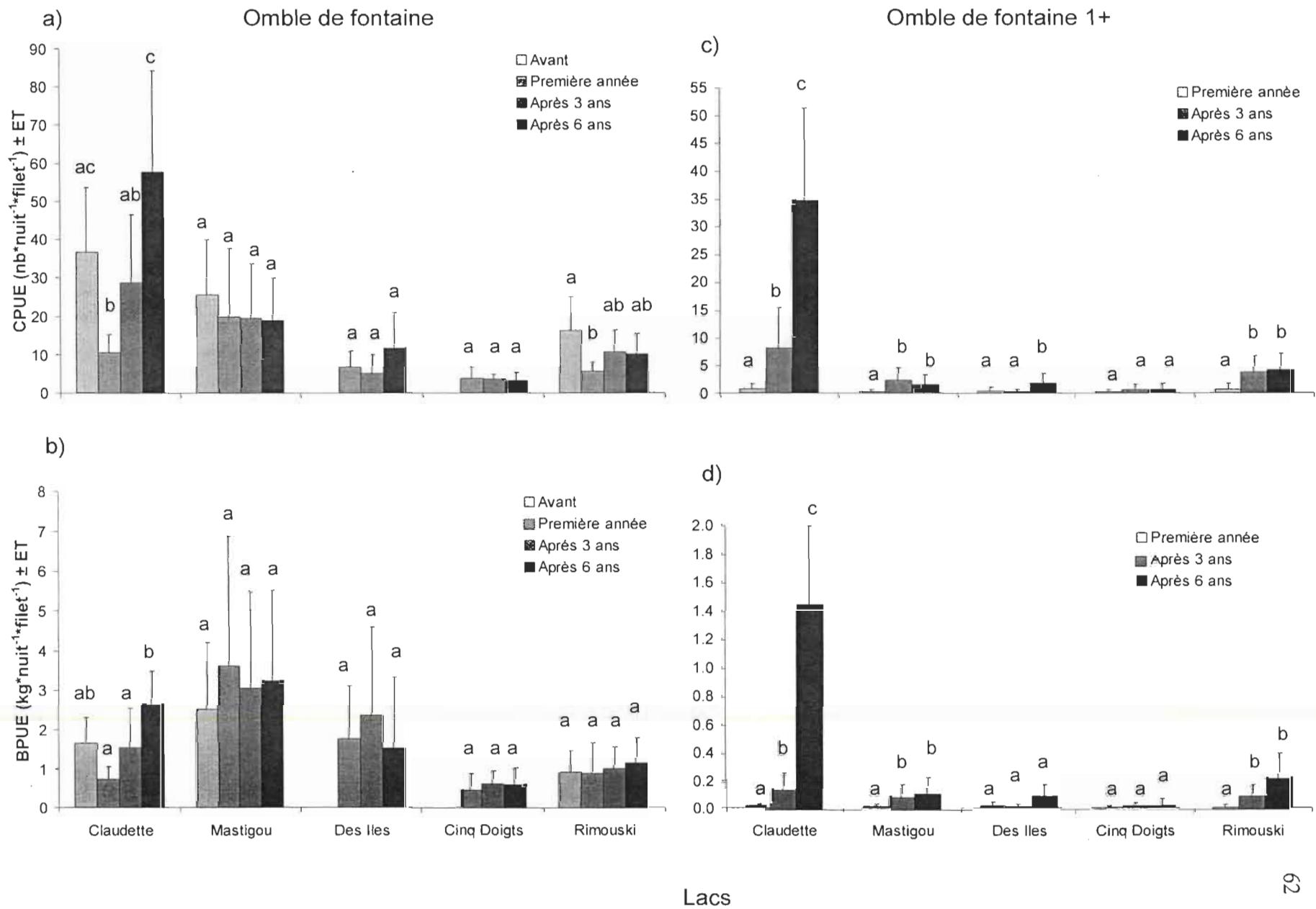
L'ANOVA à deux facteurs a révélé que les facteurs retrait massif et lac ainsi que leur interaction ont eu un effet significatif sur les CPUE des ombles de fontaine âgés de 1+ (Tableau 4c). Les mêmes facteurs et leur interaction ont également eu un effet significatif sur les BPUE des ombles de 1+ (Tableau 4d).

Tableau 4. Résultats des ANOVA à plusieurs facteurs réalisées sur les différentes variables du cycle vital de l'omble de fontaine dans les cinq lacs à l'étude.

	Variable	Facteurs	df	F	p
<i>a</i>	CPUE	Retrait massif	1	0.06	NS
		Lac	4	25.44	< 0.01
		Retrait massif x lac	4	2.25	NS
<i>b</i>	BPUE	Retrait massif	1	1.35	NS
		Lac	4	10.55	< 0.01
		Retrait massif x lac	4	0.61	NS
<i>c</i>	CPUE I+	Retrait massif	1	105.55	< 0.01
		Lac	4	32.51	< 0.01
		Retrait massif x lac	4	20.61	< 0.01
<i>d</i>	BPUE I+	Retrait massif	1	55.89	< 0.01
		Lac	4	9.60	< 0.01
		Retrait massif x lac	4	4.37	< 0.01
<i>e</i>	Croissance	Retrait massif	1	8.71	< 0.01
		Lac	4	25.57	< 0.01
		Maturité	1	29.68	< 0.01
		Retrait massif x lac	4	51.23	< 0.01
		Retrait massif x maturité	1	2.19	NS
		Lac x maturité	4	2.21	NS
<i>f</i>	Fécondité	Retrait massif	1	2.70	NS
		Lac	4	2.79	< 0.05
		Longueur	1	310.02	< 0.01
		Retrait massif x lac	4	2.68	< 0.05
		Retrait massif x longueur	1	0.54	NS
		Lac x longueur	4	1.58	NS
<i>g</i>	Longueur à maturité des mâles	Retrait massif	1	7.76	< 0.01
		Lac	2	39.98	< 0.01
		Retrait massif x lac	2	6.94	< 0.01
<i>h</i>	Longueur à maturité des femelles	Retrait massif	1	11.42	< 0.01
		Lac	3	19.81	< 0.01
		Retrait massif x lac	3	4.86	< 0.01
<i>i</i>	Âge à maturité des mâles	Retrait massif	1	42.33	< 0.01
		Lac	2	20.56	< 0.01
		Retrait massif x lac	2	6.56	< 0.01
<i>j</i>	Âge à maturité des femelles	Retrait massif	1	41.54	< 0.01
		Lac	3	7.32	< 0.01
		Retrait massif x lac	3	3.34	< 0.05

Note : Les longueurs et âge à maturité n'ont été déterminé que sur trois (mâles) et quatre (femelles) des cinq plans d'eau à l'étude, d'où la variation des degrés de liberté.

Figure 3. Captures et biomasses moyennes par unité d'effort (CPUE et BPUE \pm écart-type) des populations d'omble de fontaine (toutes classes d'âge confondues ; a et b) et d'omble âgés de 1+ (c et d), avant, la première année, après trois ans et après cinq à sept ans de retrait massif. Les CPUE et les BPUE portant des lettres identiques ne sont pas significativement différentes tel que déterminé par une ANOVA à un facteur (années) suivie d'un test de comparaisons multiples *a posteriori* de Bonferroni ($p < 0.05$).



Les ANOVA par plan d'eau ont montré que le recrutement de l'omble de fontaine a augmenté significativement sur quatre des cinq lacs d'étude (Fig. 3c et 3d). Les CPUE et BPUE des ombles d'âge 1+ ont augmenté de manière significative sur les lacs Claudette ($F= 34.75$ et 30.14 , $p < 0.01$), Mastigou ($F= 8.62$ et 9.98 , $p < 0.01$) et Rimouski ($F= 7.06$ et 7.84 , $p < 0.01$). Seuls les CPUE ont augmenté au lac des Îles (CPUE : $F= 5.40$, $p < 0.05$; BPUE : $F= 3.40$, $p > 0.05$). Aucune différence significative n'a été observée au lac Cinq Doigts, tant pour les CPUE que les BPUE ($F= 0.62$ et 0.54 , $p > 0.05$; Fig. 3c et 3d).

Les ANOVA à deux facteurs ont révélé que les facteurs retrait massif et lac ont eu un effet significatif sur les CPUE et les BPUE du mulet à cornes, présent aux lacs Mastigou, Cinq Doigts et Rimouski (Tableaux 5a et 5b). Aux lacs Cinq Doigts et Rimouski, seul le facteur lac a eu un effet significatif sur les CPUE et les BPUE du mulet perlé (Tableaux 5c et 5d), tandis que les facteurs retrait massif, lac ainsi que leur interaction ont eu un effet significatif sur les CPUE et BPUE du méné de lac (Tableaux 5e et 5f). Cette analyse n'a pas été effectuée pour le meunier rouge, la ouitouche, le méné à nageoires rouges et le méné jaune puisque ces espèces n'étaient présentes que dans un des cinq lacs à l'étude.

Les ANOVA à un facteur (année) effectuées lac par lac ont révélé que les CPUE et BPUE du mulet à corne ont augmenté significativement depuis 1991 au lac Mastigou (Tableaux 6a et 6l). Au lac des Îles, aucune différence significative n'a été observée au niveau des CPUE et BPUE du méné jaune entre 1995 et 2001 (Tableaux 6b et 6m). Au lac Cinq Doigts, une diminution significative a été observée entre 1995 et 2001 pour la ouitouche (Tableaux 6c et 6n). Aucune fluctuation significative n'a été observée dans ce plan d'eau chez le meunier rouge (Tableaux 6d et 6o), le méné de lac (Tableaux 6e et 6p), le méné à nageoires rouges (Tableaux 6f et 6q), le mulet à cornes (Tableaux 6g et 6r) et le mulet perlé

Tableau 5. Résultats des ANOVA à plusieurs facteurs réalisées sur les captures par unité d'effort (CPUE) et sur les biomasses par unité d'effort (BPUE) du mulet à cornes, du mulet perlé et du méné de lac dans les cinq lacs à l'étude. Cette analyse n'a pas été réalisée pour le meunier rouge, la ouïtouche, le méné à nageoires rouges et le méné jaune parce que ces espèces n'étaient présentes que dans un des cinq lacs à l'étude.

Espèce	Variable	Facteurs	df	F	p
<i>a</i> Mulet à cornes	CPUE	Retrait massif	1	25.35	< 0.01
		Lac	2	3.58	< 0.05
		Retrait massif x lac	2	0.84	NS
<i>b</i>	BPUE	Retrait massif	1	37.00	< 0.01
		Lac	2	3.70	< 0.05
		Retrait massif x lac	2	0.78	NS
<i>c</i> Mulet perlé	CPUE	Retrait massif	1	0.32	NS
		Lac	1	10.33	< 0.01
		Retrait massif x lac	1	0.99	NS
<i>d</i>	BPUE	Retrait massif	1	1.34	NS
		Lac	1	8.39	< 0.01
		Retrait massif x lac	1	0.25	NS
<i>e</i> Méné de lac	CPUE	Retrait massif	1	105.62	< 0.01
		Lac	1	80.84	< 0.01
		Retrait massif x lac	1	79.83	< 0.01
<i>f</i>	BPUE	Retrait massif	1	149.67	< 0.01
		Lac	1	88.09	< 0.01
		Retrait massif x lac	1	87.05	< 0.01

Tableau 6. Captures et biomasses moyennes par unité d'effort (CPUE et BPUE \pm écart-type) des autres espèces présentes dans les cinq plans d'eau à l'étude avant, la première année, après trois ans et après six ans de retrait massif. Les CPUE et les BPUE portant des lettres identiques ne sont pas significativement différentes tel que déterminé par une ANOVA à un facteur (années) suivie d'un test de comparaisons multiples *a posteriori* de Bonferroni ($p < 0.05$). ND : aucune pêche expérimentale n'a été effectuée dans le plan d'eau cette année.

Variable	Lac	Espèce	Avant	1ere année	Après 3 ans	Après 6 ans	F	p
CPUE	<i>a</i>	Mastigou	SA	1.9 \pm 2.7ab	0.0 \pm 0.0 b	4.8 \pm 7.7 ac	14.5 \pm 18.3 c	7.58 < 0.01
	<i>b</i>	des îles	NC	ND	4.4 \pm 6.1 a	7.2 \pm 8.1 a	14.7 \pm 24.2 a	0.97 NS
	<i>c</i>	Cinq Doigts	SC	ND	72.3 \pm 48.4 a	56.9 \pm 43.2 a	9.3 \pm 8.5 b	7.55 < 0.01
	<i>d</i>		CC	ND	7.6 \pm 10.2 a	4.2 \pm 7.5 a	12.0 \pm 25.0 a	0.58 NS
	<i>e</i>		CP	ND	0.3 \pm 0.5 a	0.2 \pm 0.4 a	0.0 \pm 0.0 a	1.70 NS
	<i>f</i>		LC	ND	5.6 \pm 5.9 a	3.6 \pm 5.5 a	3.1 \pm 3.8 a	0.66 NS
	<i>g</i>		SA	ND	0.2 \pm 0.6 a	0.2 \pm 0.4 a	0.2 \pm 0.4 a	0.01 NS
	<i>h</i>		MM	ND	0.3 \pm 0.7 a	1.3 \pm 3.8 a	2.2 \pm 2.0 a	1.45 NS
	<i>i</i>	Rimouski	CP	ND	21.2 \pm 22.9 a	14.8 \pm 22.4 a	0.0 \pm 0.0 b	25.34 < 0.01
	<i>j</i>		MM	ND	0.1 \pm 0.3 a	0.0 \pm 0.0 a	6.3 \pm 5.1 b	18.29 < 0.01
	<i>k</i>		SA	ND	0.8 \pm 1.2 a	0.8 \pm 0.9 a	2.4 \pm 2.6 a	1.50 NS
BPUE	<i>l</i>	Mastigou	SA	0.03 \pm 0.04 ab	0.00 \pm 0.00 b	0.08 \pm 0.13 ac	0.24 \pm 0.24 c	11.48 < 0.01
	<i>m</i>	des îles	NC	ND	0.07 \pm 0.08 a	0.10 \pm 0.12 a	0.21 \pm 0.36 a	0.84 NS
	<i>n</i>	Cinq Doigts	SC	ND	1.65 \pm 1.08 ab	2.24 \pm 1.53 a	0.53 \pm 0.44 b	6.11 < 0.01
	<i>o</i>		CC	ND	0.35 \pm 0.41 a	0.21 \pm 0.34 a	0.52 \pm 1.06 a	0.49 NS
	<i>p</i>		CP	ND	0.00 \pm 0.01 a	0.00 \pm 0.01 a	0.00 \pm 0.00 a	1.63 NS
	<i>q</i>		LC	ND	0.15 \pm 0.16 a	0.10 \pm 0.17 a	0.08 \pm 0.08 a	0.56 NS
	<i>r</i>		SA	ND	0.00 \pm 0.01 a	0.01 \pm 0.01 a	0.01 \pm 0.02 a	0.39 NS
	<i>s</i>		MM	ND	0.00 \pm 0.01 a	0.02 \pm 0.06 a	0.03 \pm 0.03 a	1.38 NS
	<i>t</i>	Rimouski	CP	ND	0.38 \pm 0.41 a	0.29 \pm 0.39 a	0.00 \pm 0.00 b	34.16 < 0.01
	<i>u</i>		MM	ND	0.00 \pm 0.00 a	0.00 \pm 0.00 a	0.10 \pm 0.07 b	38.37 < 0.01
	<i>v</i>		SA	ND	0.02 \pm 0.03 a	0.04 \pm 0.04 a	0.10 \pm 0.12 a	0.88 NS

Note: Abréviations des espèces de poisson: CC: meunier rouge (*Catostomus catostomus*); MM: mulet perlé (*Margariscus margarita*); CP: méné de lac (*Couesius plumbeus*); SA: mulet à cornes (*Semotilus atromaculatus*); NC: méné jaune (*Notemigonus crysoleucas*); LC: méné à nageoires rouges (*Notropis cornutus*); SC: ouitouche (*Semotilus corporalis*).

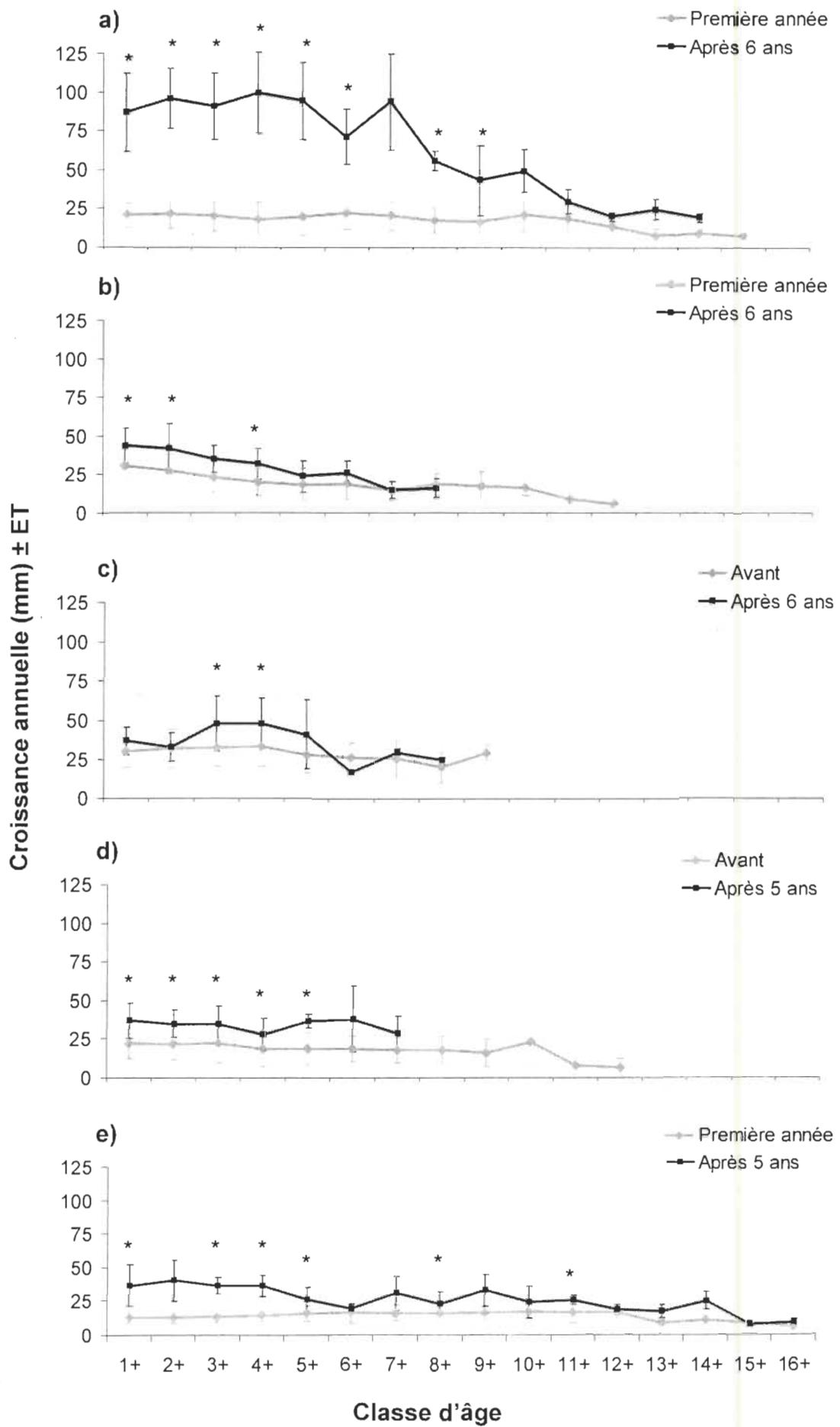
(Tableaux 6*h* et 6*s*). Au lac Rimouski, les CPUE et BPUE du méné de lac ont diminué de manière significative entre 1995 et 2000 (Tableaux 6*i* et 6*l*), tandis que les CPUE et BPUE du mulet perlé ont augmenté significativement durant la même période (Tableaux 6*j* et 6*u*). Aucune différence significative n'a été observée au niveau des CPUE et BPUE du mulet à cornes (Tableaux 6*k* et 6*v*).

Croissance, structure d'âge et de taille

La maturité sexuelle a expliqué une part importante de la variabilité associée à la croissance annuelle, ce qui a permis d'augmenter la résolution du modèle de régression (facteurs retrait massif, lac, maturité sexuelle ainsi que leurs interactions). Le coefficient de détermination (R^2) a augmenté de 0.39 à 0.99 pour le meunier noir et de 0.42 à 0.96 pour l'omble de fontaine en tenant compte du facteur maturité sexuelle.

L'ANOVA à trois facteurs a révélé que le retrait massif, le lac, la maturité et les interactions retrait massif x lac, retrait massif x maturité ainsi que lac x maturité ont eu un effet significatif sur la croissance des meuniers noirs (Tableau 3*e*). L'analyse par cohorte a montré que la croissance des plus jeunes cohortes de meunier noir a augmenté significativement suite au retrait massif. Les tests de *t* sur chaque lac révèlent que la croissance annuelle a augmenté significativement au lac Claudette pour les meuniers d'âge 1+, 2+, 3+, 4+, 5+, 6+, 8+ et 9+ ($t = 77.42, 1.96, 1.73, 1.10, 6.62, 6.53, 1.19$ et 3.20 ; $p < 0.01$; Fig. 4*a*), au lac Mastigou pour les individus âgés de 1+, 2+ et 4+ ($t = 4.92, 3.61, 2.30$ et 3.51 ; $p < 0.05$; Fig. 4*b*), au lac des Îles pour les meuniers d'âge 3+ et 4+ ($t = 3.71$ et 2.96 ; $p < 0.05$; Fig. 4*c*), au lac Cinq Doigts pour les individus âgés de 1+, 2+, 3+, 4+ et 5+ ($t = 5.91, 5.45, 3.65, 2.75$ et 5.54 ; $p < 0.01$; Fig. 4*d*) de même qu'au lac Rimouski pour les

Figure 4. Croissance annuelle moyenne (\pm écart-type) des différentes cohortes de meunier noir avant (ligne pointillée noire) et après (ligne pleine noire) cinq ou six ans de retrait massif sur les cinq plans d'eau à l'étude. Lac Claudette (a), lac Mastigou (b), des Îles (c), Cinq Doigts (d) et Rimouski (e). Les croissances moyennes accompagnées d'un astérisque (*) sont significativement différentes tel que déterminé par un test de t et une correction de Bonferroni ($p < 0.05 / n$ de comparaisons effectuées).



meuniers d'âge 1+, 3+, 4+, 5+, 8+ et 11+ ($t = 5.61, 1.33, 7.56, 4.39, 1.52$ et 3.16 ; $p < 0.01$; Fig. 4e).

Pour l'omble de fontaine, l'ANOVA à trois facteurs a montré que les trois facteurs ainsi que l'interaction retrait massif x lac ont eu un effet significatif sur la croissance des jeunes individus tandis que les deux autres interactions n'ont pas eu d'effet significatif (Tableau 4e). Les analyses par cohortes ont également révélé que la croissance annuelle des individus des plus jeunes cohortes a augmenté significativement suite au retrait massif.

La croissance annuelle des ombles de fontaine a augmenté significativement au lac Claudette pour les individus d'âge 1+ et 2+ ($t = 4.84$ et 3.78 ; $p < 0.01$; Fig. 5a), au lac Mastigou pour les ombles âgés de 1+ ($t = 4.29$; $p < 0.01$; Fig. 5b), au lac Cinq Doigts pour les ombles âgés de 1+ et 2+ ($t = 6.03$ et 3.59 ; $p < 0.01$; Fig. 5d) et au lac Rimouski pour les individus d'âge 1+ ($t = 3.15$; $p < 0.01$; Fig. 5e), tandis qu'elle a diminué significativement au lac des îles pour les individus d'âge 1+, 2+ et 3+ ($t = 7.09, 5.29$ et 2.86 ; $p < 0.05$; Fig. 5c),

La structure en âge des meuniers noirs a été significativement différente sur les cinq plans d'eau à l'étude après cinq ou six ans de retrait massif, se traduisant par une augmentation de la proportion d'individus âgés de 2+ à 5+ (Claudette : $K-S = 0.11$, $p < 0.05$; Mastigou : $K-S = 0.48$, $p < 0.01$; des îles : $K-S = 0.41$, $p < 0.01$; Cinq Doigts : $K-S = 0.50$, $p < 0.01$; Rimouski : $K-S = 0.60$, $p < 0.01$; Fig. 6). Les structures en taille des meuniers noirs ont été significativement déplacées vers les plus grandes classes de taille dans les lacs Claudette, Mastigou et Cinq Doigts, tandis qu'elles ont été à la fois déplacées vers les plus petites et les plus grandes classes de taille au lac Rimouski et qu'aucun changement significatif n'a

Figure 5. Croissance annuelle moyenne (\pm écart-type) des différentes cohortes d'omble de fontaine avant (ligne pointillée noire) et après (ligne pleine noire) cinq ou six ans de retrait massif sur les cinq plans d'eau expérimentaux. Lac Claudette (a), lac Mastigou (b), des îles (c), Cinq Doigts (d) et Rimouski (e). Les croissances moyennes accompagnées d'un astérisque (*) sont significativement différentes tel que déterminé par un test de t et une correction de Bonferroni ($p < 0.05 / n$ de comparaisons effectuées).

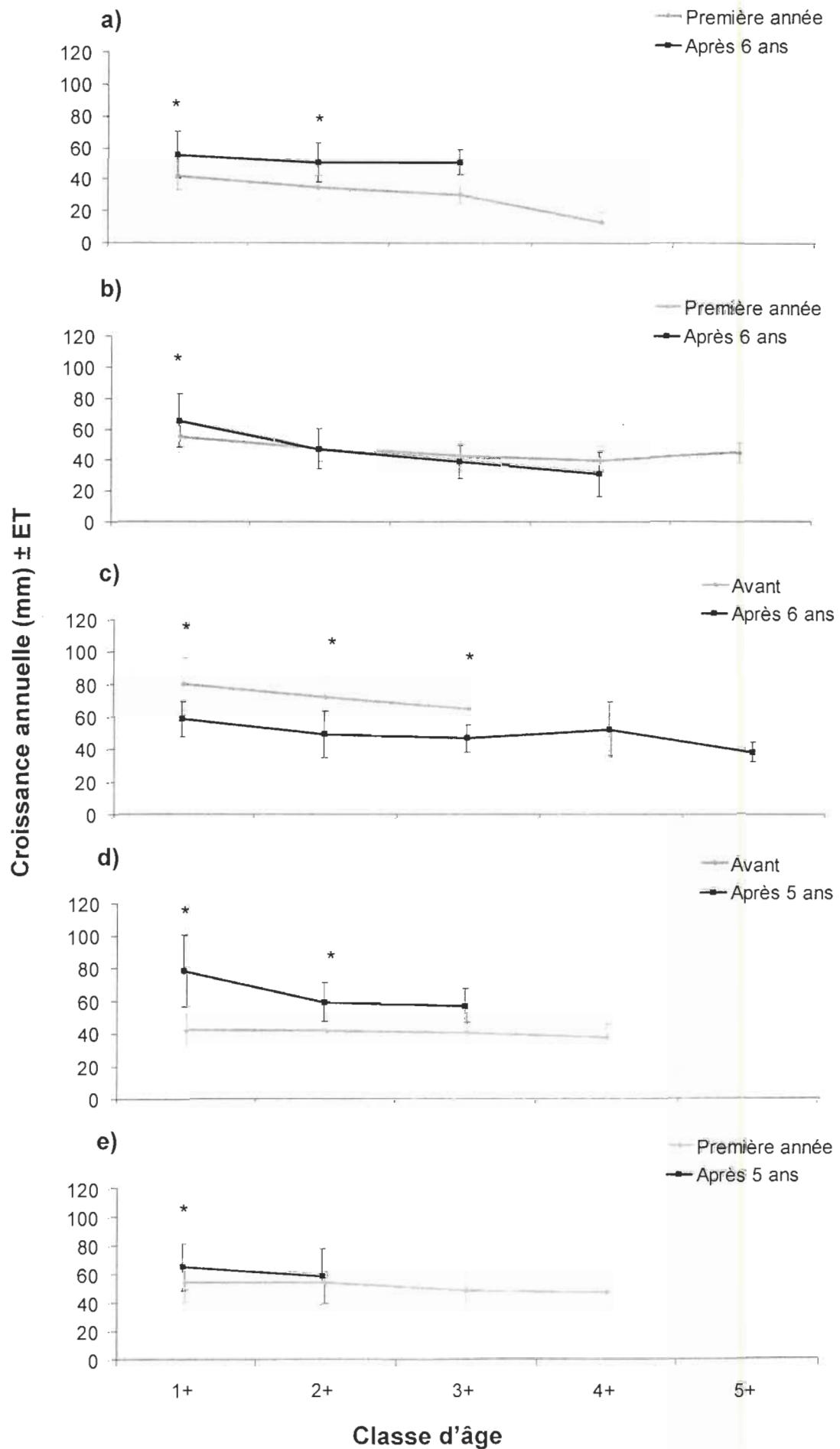
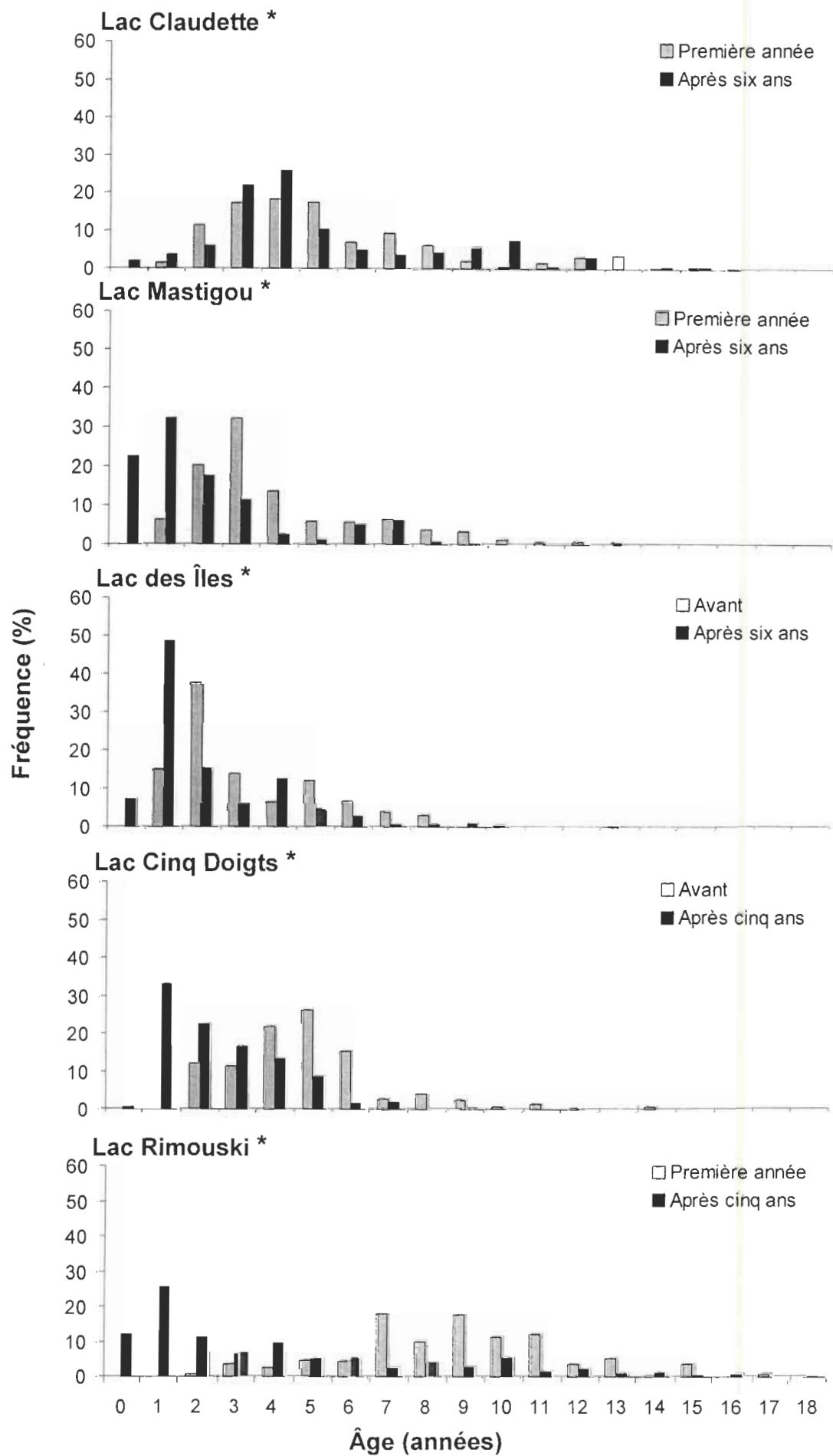


Figure 6. Distribution des fréquences d'âge des populations de meunier noir sur les cinq plans à l'étude. Bâtonnets gris : avant ou la première année du retrait massif dans les lacs Claudette (n= 563), Mastigou (n= 454), des Îles (n= 463), Cinq Doigts (n= 365) et Rimouski (n= 269); bâtonnets noirs : après cinq ou six ans de retrait massif dans les lacs Claudette (n= 240), Mastigou (n= 529), des Îles (n= 317), Cinq Doigts (n= 292) et Rimouski (n= 413). Les distributions des fréquences d'âge accompagnées d'un astérisque (*) sont significativement différentes tel que déterminé par un test de Kolmogorov-Smirnov ($p < 0.05$).



été noté au lac des Îles (Claudette : $K-S= 0.61$, $p < 0.01$; Mastigou : $K-S= 0.24$, $p < 0.01$; des Îles : $K-S= 0.10$, $p > 0.05$; Cinq Doigts : $K-S= 0.18$, $p < 0.01$; Rimouski : $K-S= 0.20$, $p < 0.01$; Annexe C).

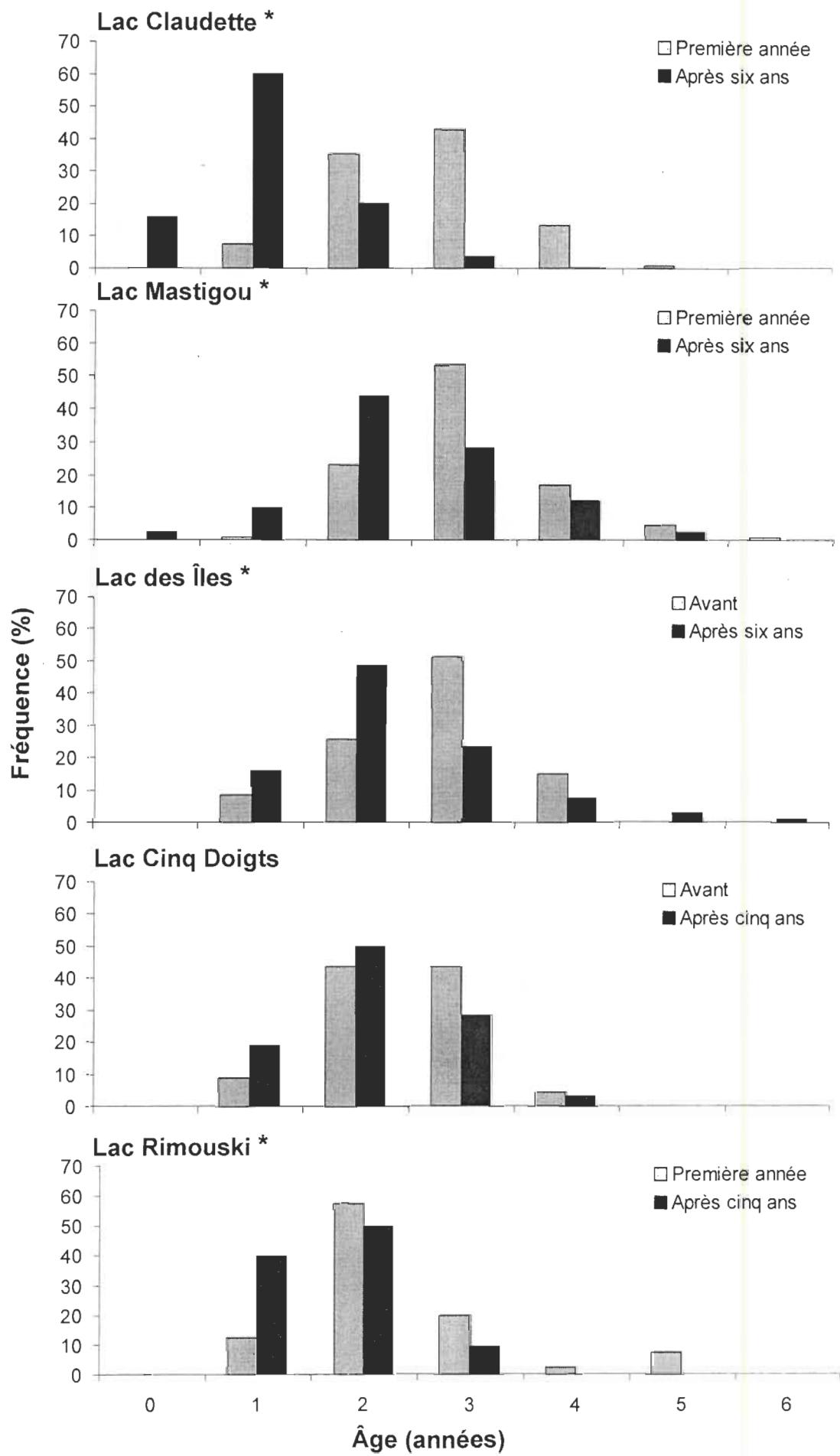
La structure en âge des ombles de fontaine a été significativement différente sur quatre des cinq plans d'eau à l'étude après cinq ou six ans de retrait massif, la proportion des cohortes les plus jeunes (1+ et 2+) augmentant significativement (Claudette : $K-S= 0.68$, $p < 0.01$; Mastigou : $K-S= 0.33$, $p < 0.01$; des Îles : $K-S= 0.31$, $p < 0.01$; Rimouski : $K-S= 0.41$, $p < 0.01$) suite à la biomanipulation. Des tendances similaires ont été observées au lac Cinq Doigts sans toutefois que le changement s'avère significatif ($K-S= 0.17$, $p > 0.05$; Fig. 7).

Les structures en taille des ombles de fontaine ont été significativement déplacées vers les plus grandes classes de taille suite au retrait massif dans les lacs Claudette, Mastigou et Rimouski, tandis qu'elles ont été déplacées vers les plus petites classes de taille au lac des Îles. Aucun changement significatif n'a été noté au lac Cinq Doigts (Claudette : $K-S= 0.11$, $p < 0.05$; Mastigou : $K-S= 0.51$, $p < 0.01$; des Îles : $K-S= 0.46$, $p < 0.01$; Cinq Doigts : $K-S= 0.19$, $p > 0.05$; Rimouski : $K-S= 0.40$, $p < 0.01$; Annexe D).

Paramètres relatifs à la reproduction

L'ANOVA à deux facteurs montre que les facteurs lac et longueur ont eu un effet significatif sur la fécondité ajustée des meuniers noirs (Tableau 3f). L'ANOVA à un facteur (année) révèle que la fécondité n'a pas varié de manière significative depuis le début du retrait massif sur le lac Claudette ($F= 0.99$, $p > 0.05$), tandis qu'une augmentation

Figure 7. Distribution des fréquences d'âge des populations d'omble de fontaine sur les cinq plans à l'étude. Bâtonnets gris : avant ou la première année du retrait massif dans les lacs Claudette (n= 105), Mastigou (n= 199), des Îles (n= 47), Cinq Doigts (n= 23) et Rimouski (n= 40); bâtonnets noirs : après cinq ou six ans de retrait massif dans les lacs Claudette (n= 461), Mastigou (n= 190), des Îles (n= 94), Cinq Doigts (n= 32) et Rimouski (n= 82). Les distributions des fréquences d'âge accompagnées d'un astérisque (*) sont significativement différentes tel que déterminé par un test de Kolmogorov-Smirnov ($p < 0.05$).



significative a été remarquée aux lacs Mastigou et Rimouski ($F= 8.04$ et 4.23 , $p < 0.01$; Fig. 8a).

Les facteurs lac et longueur ainsi que l'interaction retrait massif x lac ont eu un effet significatif sur la fécondité ajustée des ombrages de fontaine femelles tel que démontré par l'ANOVA à deux facteurs (Tableau 4f). L'analyse pour chacun des plans d'eau (ANOVA à un facteur : année) montre que la fécondité a augmenté significativement sur les lacs Claudette, Mastigou, des Îles et Cinq Doigts ($F= 41.57$, 26.84 , 5.00 et 7.81 , $p < 0.05$; Fig. 8b), bien qu'aucune différence n'ait été observée entre la première et la sixième année de retrait massif sur ces deux derniers plans d'eau. Aucune différence significative n'a été observée au lac Rimouski relativement à la fécondité des ombrages femelles ($F= 1.53$, $p > 0.05$; Fig. 8b).

Le facteur lac et l'interaction retrait massif x lac ont eu un effet significatif sur la longueur à maturité des meuniers noirs mâles, tandis que seul le facteur retrait massif a eu un effet significatif sur la longueur à maturité des meuniers femelles (Tableaux 3g et 3h). Le facteur retrait massif et l'interaction retrait x lac ont eu un effet significatif sur l'âge à maturité des meuniers mâles, tandis que les deux facteurs et leur interaction ont eu un effet significatif sur l'âge à maturité des femelles (Tableaux 3i et 3j).

Les ANOVA à un facteur réalisées sur chaque plan d'eau ont révélé que le facteur année n'a pas eu d'effet significatif sur la longueur à maturité des meuniers noirs mâles dans aucun des trois lacs où cette variable a été déterminée (Claudette : $F= 1.83$, $p > 0.05$; Mastigou : $F= 0.52$, $p > 0.05$; Rimouski : $F= 2.19$, $p > 0.05$; Fig. 9a). Chez les meuniers femelles, l'année a eu un effet significatif sur la longueur à maturité pour deux des trois

Figure 8. Fécondité moyenne ajustée (\pm écart-type) des populations de meunier noir (a) et d'omble de fontaine (b). Pour le meunier noir : première année, après trois, quatre, cinq, six et sept ans de retrait massif. Les données ont été ajustées (ANCOVA) pour des longueurs totales moyennes de 278.0 mm, 271.9 mm et 373.9 mm dans les lacs Claudette, Mastigou et Rimouski respectivement. Pour l'omble de fontaine : avant ou la première année de retrait, après trois ans et après six ans de retrait massif. Les données ont été ajustées (ANCOVA) pour des longueurs totales moyennes de 246.7 mm, 266.3 mm, 249.1 mm, 275.5 mm et 244.3 mm dans les lacs Claudette, Mastigou, des Îles, Cinq Doigts et Rimouski respectivement. Les fécondités moyennes portant des lettres identiques ne sont pas significativement différentes tel que déterminé par une ANCOVA à un facteur (années) suivie d'un test de comparaisons multiples *a posteriori* de Bonferroni ($p < 0.05$).

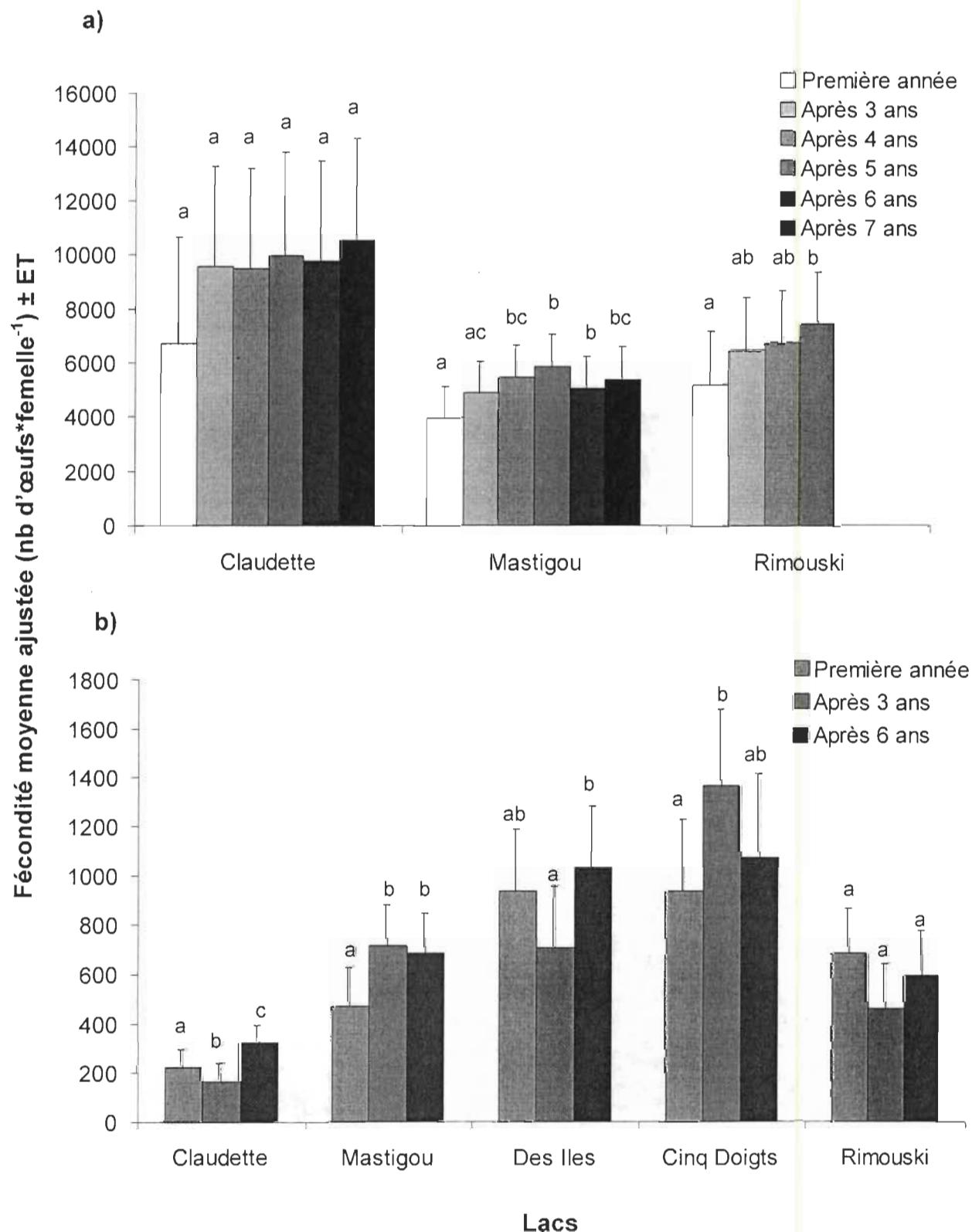
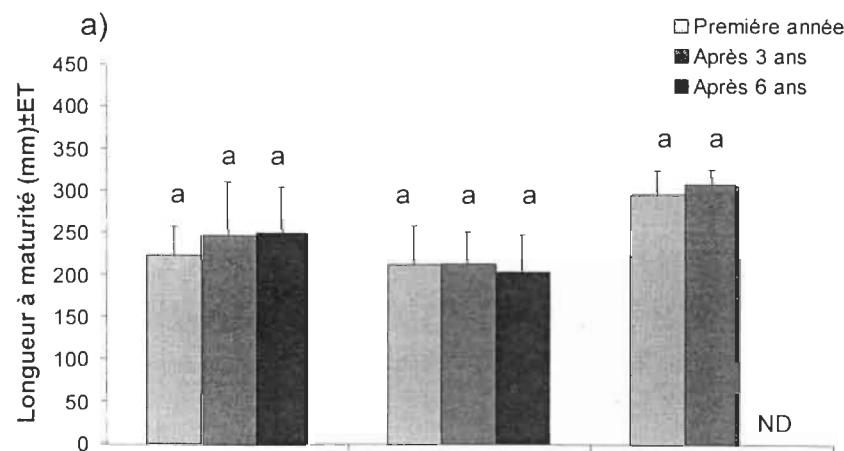
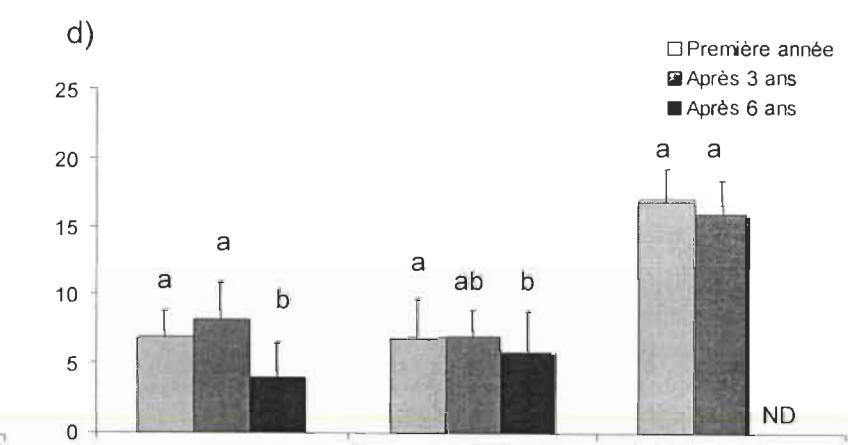
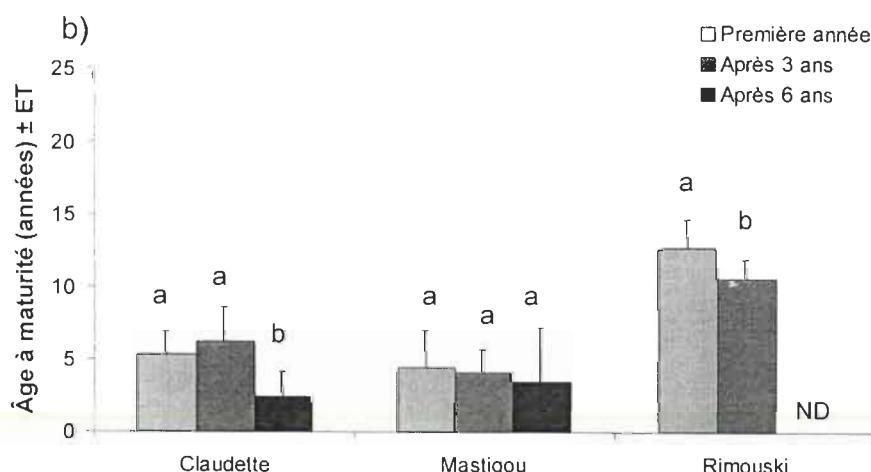
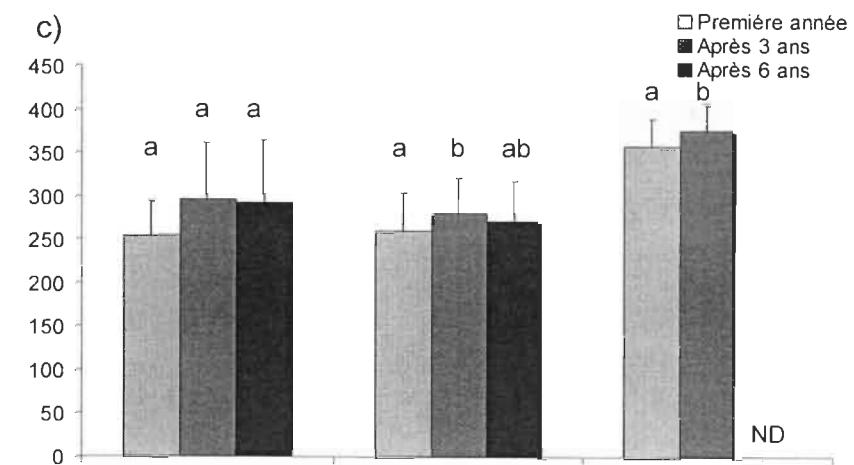


Figure 9. Longueur et âge moyens à maturité (\pm écart-type) des meuniers noirs mâles (a et b) et femelles (c et d) des lacs Claudette, Mastigou et Rimouski à la première année, après trois ans et après six ans de retrait massif. ND : Aucun échantillonnage de meuniers noirs matures n'a été fait en 2000 au lac Rimouski. Les longueurs et âges moyens portant des lettres identiques ne sont pas significativement différentes tel que déterminé par une ANOVA à un facteur (années) suivie d'un test de comparaison multiple *a posteriori* de Bonferroni ($p < 0.05$).

Mâles



Femelles



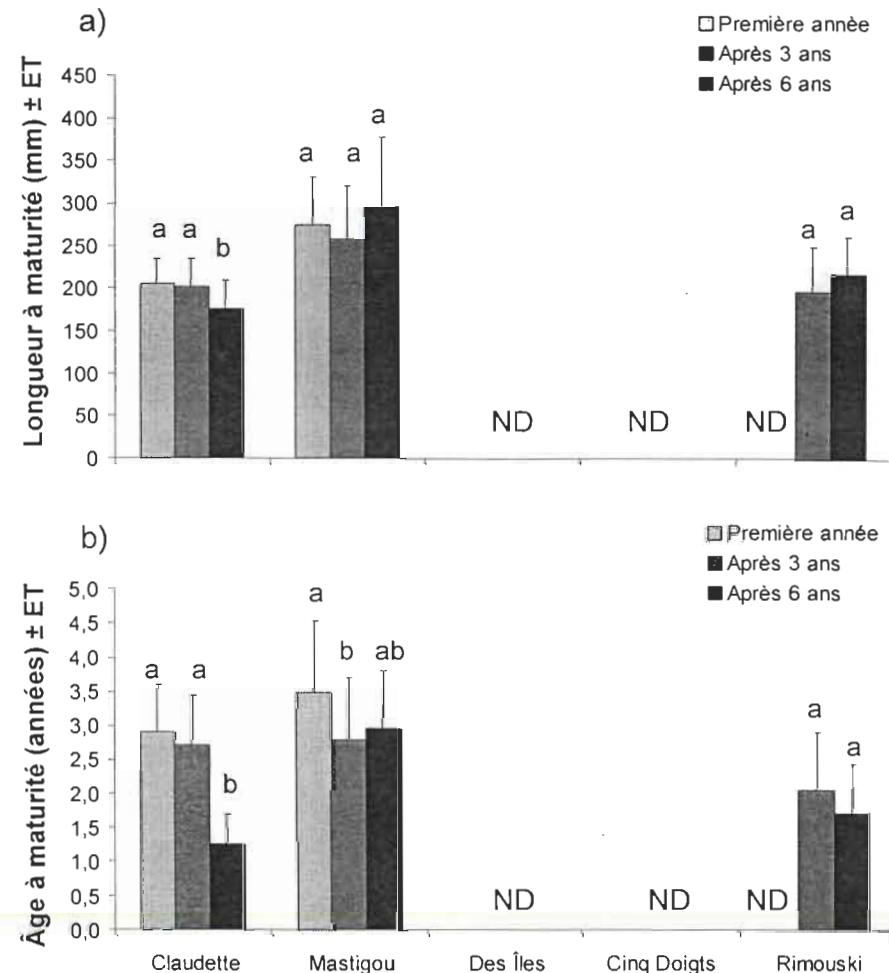
Lacs

plans d'eau (Claudette : $F= 1.99$, $p > 0.05$; Mastigou : $F= 3.57$ $p < 0.05$; Rimouski : $F= 5.74$, $p < 0.05$; Fig. 9b). Les mêmes analyses réalisées pour l'âge à maturité ont montré que le facteur année a eu un effet significatif dans deux des trois lacs pour les mâles (Claudette : $F= 47.07$, $p < 0.01$; Mastigou : $F= 0.91$, $p > 0.05$; Rimouski : $F= 12.09$, $p < 0.01$; Fig. 9c) ainsi que pour deux des trois lacs pour les femelles (Claudette : $F= 24.70$, $p < 0.05$; Mastigou : $F= 4.03$, $p < 0.05$; Rimouski : $F= 2.76$, $p > 0.05$; Fig. 9d).

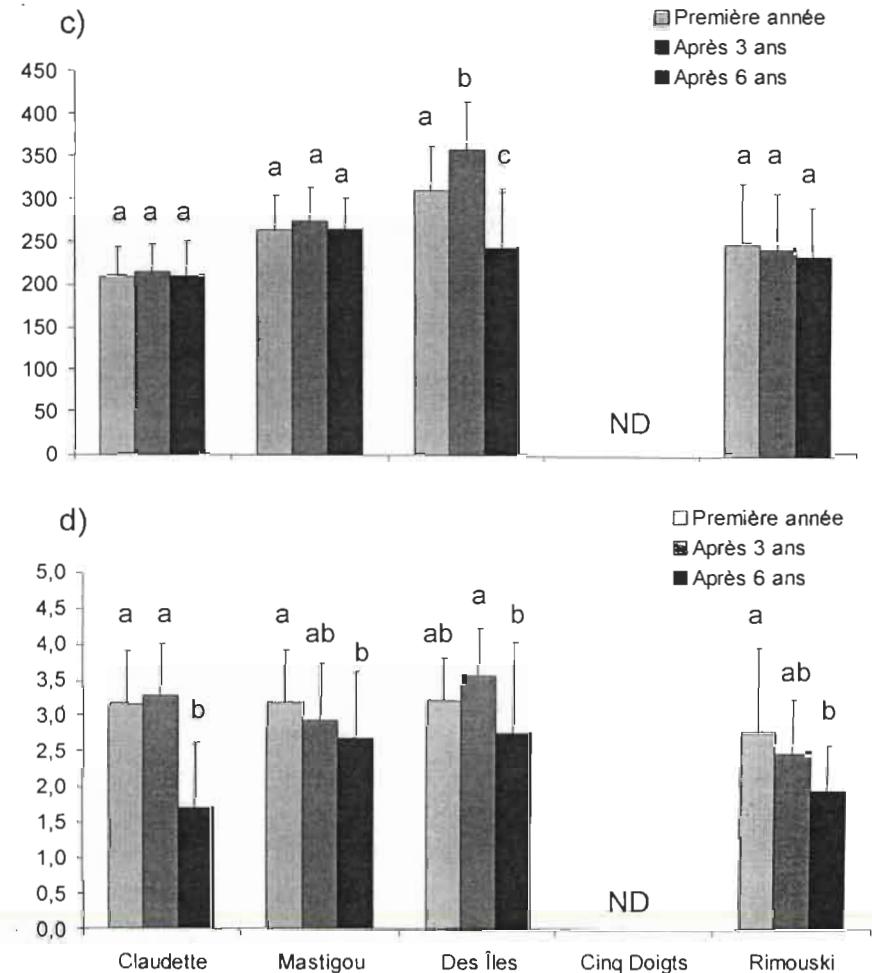
L'ANOVA à deux facteurs (retrait massif et lac) a montré que les deux facteurs et leur interaction ont eu une influence significative sur la longueur à maturité des ombles de fontaine mâles (Tableau 4g). Les mêmes facteurs et leur interaction ont eu un effet significatif sur la longueur à maturité des ombles femelles (Tableau 4h). Ces deux facteurs et leur interaction ont également eu un effet significatif sur l'âge à maturité des ombles de fontaine, tant mâles que femelles (Tableau 4i et 4j). Les ANOVA à un facteur effectuées pour chaque lac révèlent que l'année a eu un effet significatif sur la longueur à maturité des ombles de fontaine mâles sur un seul des trois plans d'eau où cette variable a pu être calculée; Claudette : $F= 5.62$, $p < 0.01$; Mastigou : $F= 1.12$, $p > 0.05$; Rimouski : $F= 2.46$, $p > 0.05$; Fig. 10a). Le facteur année a eu un effet significatif sur la longueur à maturité des ombles de fontaine femelles seulement au lac des îles (Claudette : $F= 1.08$, $p > 0.05$; Mastigou : $F= 1.04$, $p > 0.05$; des îles : $F= 30.75$, $p < 0.01$; Rimouski : $F= 0.33$, $p > 0.05$; Fig. 10c). Le facteur année a eu un effet significatif sur l'âge à maturité des ombles mâles sur deux des trois plans d'eau (Claudette : $F= 33.76$, $p < 0.01$; Mastigou : $F= 3.49$, $p < 0.05$; Rimouski : $F= 1.44$, $p > 0.05$; Fig. 10b), tandis que ce facteur a influencé de manière significative l'âge à maturité des femelles sur les quatre lacs où cette variable a été déterminée (Claudette : $F= 27.60$, $p < 0.01$; Mastigou : $F= 4.87$, $p < 0.01$; des îles : $F= 5.36$, $p < 0.01$; Rimouski : $F= 6.41$, $p < 0.01$; Fig. 10d).

Figure 10. Longueur et âge moyens à maturité (\pm écart-type) des ombles de fontaine mâles (a et b) et femelles (c et d) des lacs Claudette, Mastigou, des Îles, Cinq Doigts et Rimouski avant ou à la première année, après trois ans et après six ans de retrait massif. ND : la taille de l'échantillon a été trop faible pour effectuer la comparaison de moyennes. Les longueurs et âges moyens portant des lettres identiques ne sont pas significativement différentes tel que déterminé par une ANOVA à un facteur (années) suivie d'un test de comparaisons multiples *a posteriori* de Bonferroni ($p < 0.05$).

Mâles



Femelles



Lacs

Discussion

Retrait massif du meunier noir

L'intensité du retrait massif n'a pas été la même sur les cinq plans d'eau à l'étude, tant en durée (entre cinq et sept ans), en rendement (entre 20.5 et 57.5 kg·ha⁻¹) qu'en biomasse retirée (entre 46.3 et 95.9 %). Ces variations ont donc induit un gradient dans l'intensité de la compétition intra- et interspécifique de même que dans les réponses compensatoires des espèces en cause.

Le retrait massif du meunier noir a été le plus intense au lac Claudette et le plus faible aux lacs Cinq Doigts et Rimouski. Le faible nombre de tributaires, la présence d'obstacles infranchissables à l'émissaire ainsi que la position hydrographique du lac Claudette (en tête de bassin) expliquent probablement l'efficacité du retrait massif sur ce plan d'eau. En ce qui concerne le lac Rimouski, l'âge à maturité élevé (10 à 17 ans) pourrait avoir diminué l'efficacité du retrait dans les tributaires dans le cas où une faible proportion de la population aurait migré vers les aires de fraie au printemps. Brodeur et al. (2001) ont noté que l'efficacité du retrait massif pouvait être compromise lorsque l'âge à maturité des meuniers était élevé. L'étanchéité des engins de pêche s'y est également avérée déficiente durant les premières années d'opération. L'efficacité du retrait massif pourrait avoir été compromise au lac Cinq Doigts par la présence de nombreuses aires de fraie en lac, favorisée par la complexité du développement des berges. Les lacs Cinq Doigts et Rimouski ont de plus fait l'objet du plus court retrait (cinq ans). Les lacs Mastigou et des Îles ont présenté une intensité de retrait massif intermédiaire. Ces plans d'eau sont situés au milieu de bassins hydrographiques colonisés par le meunier noir, l'accès aux deux lacs

étant possible tant en amont qu'en aval. Des frayères en lacs ont été observées sur ces plans d'eau et le retrait massif y a été effectué pendant six ans.

La diminution de biomasse prélevée a été plus élevée au lac Claudette (95.9 %), ce qui représente un rendement de $27.9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. En comparaison, Johnson (1977) a retiré 34 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ de meunier noir après un an de retrait massif sur un lac de 245 ha, soit 85 % du stock adulte, tandis que Schneider et Crowe (1980) ont réduit de 90 % la densité initiale de meuniers noirs adultes sur un lac de 142 ha après un an de retrait massif. Hayes et al. (1992) ont retiré 45 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ de meunier en deux ans sur un lac de 38.1 ha, pour une diminution de 80 % des CPUE initiales. Après trois ans de retrait massif du meunier noir, Brodeur et al. (2001) ont noté une diminution significative de la biomasse de meunier noir retirée sur cinq lacs de superficie variable (110 à 615 ha) pour des rendements finaux variant entre 14.2 et 31.3 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Ces biomasses retirées représentent des intensités de retrait massif variant entre 54.5 et 83.6 % de la biomasse initiale. Entre l'étude de Brodeur et al. (2001) et celle-ci, l'intensité du retrait massif a augmenté sur certains lacs à l'étude (Claudette : passant de 77.3 à 95.9 %; Mastigou : passant de 55.9 à 65.5 %) tandis qu'elle a diminuée sur les trois autres (des Îles : passant de 70.4 à 63.5 %; Cinq Doigts : passant de 54.5 à 47.7 %; Rimouski : passant de 83.6 à 46.3 %). La durée du retrait massif, les réponses compensatoires en abondance et en biomasse des populations de meunier noir ainsi que l'étanchéité des engins de pêche pourraient expliquer ces fluctuations d'intensité. Les lacs des Îles, Cinq Doigts et Rimouski présentaient les tributaires les plus difficiles à contrôler et ont fait l'objet du retrait massif le plus court.

Réponses compensatoires des populations de poissons

Abondance et biomasse

Au niveau des CPUE et BPUE du meunier noir, les effets significatifs du facteur lac et de l'interaction retrait massif x lac révèlent l'importante variabilité entre les lacs de même que l'effet différent du retrait en fonction des plans d'eau. Au lac Claudette, la diminution des CPUE couplée au maintien des BPUE révèle la réponse compensatoire en croissance des meuniers; une part de la ressource alimentaire a pu être utilisée par le meunier et investie dans cette portion du budget énergétique. Hanson et Leggett (1986) de même que Colby et al. (1987) avaient remarqué que les BPUE sont susceptibles de revenir à leur niveau initial lorsqu'une partie de la ressource est utilisée par l'espèce retirée. Au lac Mastigou, les CPUE de même que les BPUE ont diminué significativement selon le même patron, ce qui laisse croire que le retrait n'a pu induire d'augmentation aussi importante en croissance. Depuis 1996, le maintien de la biomasse retirée, des CPUE et des BPUE suggère de l'émigration de meuniers en provenance des plans d'eau situés en amont et en aval du lac Mastigou, ce lac étant au centre du bassin hydrographique. Finalement, les trois plans d'eau où le retrait à été le moins intense n'ont pas démontré de diminutions des CPUE et des BPUE, ce qui suggère une relation entre l'intensité du retrait et l'amplitude des réponses compensatoires en abondance et/ou en biomasse. Brodeur et al. (2001) n'avaient pas noté de diminution significative des CPUE de meunier noir suite au retrait de 77.3 % de la biomasse initiale au lac Claudette, ce que nous avons observé suite au retrait de 95.9 % de la biomasse initiale. L'augmentation d'intensité de retrait massif au lac Mastigou de même que la diminution d'intensité sur les trois autres lacs à l'étude n'ont toutefois pas induit de fluctuations significatives des CPUE et des BPUE. Johnson (1976) a observé une augmentation de l'abondance chez le grand corégone dans les lacs où l'exploitation était la

plus soutenue. Dans une synthèse de 76 expériences de retrait massif, Meronek et al. (1996) ont noté que le principal facteur déterminant le succès du contrôle d'une espèce compétitrice était la réduction du stock d'individus matures.

Le recrutement du meunier noir (CPUE et BPUE des meuniers âgés de 2+) est demeuré stable sur les lacs Claudette et Mastigou. Au lac des Îles cependant, les CPUE ont diminué significativement tandis qu'aucune différence significative n'a été remarquée pour les BPUE, traduisant un effet compensatoire en croissance. Pour ces trois plans d'eau, des diminutions significatives ou des tendances à la baisse des CPUE relient l'intensité du retrait massif au contrôle du recrutement. Brodeur et al. (2001) n'avaient noté aucune différence significative sur les lacs Claudette, Mastigou et des Îles suite au retrait respectif de 77.3, 55.9 et 70.4 % de la biomasse initiale retirée. Scidmore et Woods (1961) avaient d'ailleurs suggéré qu'aucune réponse au niveau du recrutement n'était à prévoir lorsque que le retrait des géniteurs était efficace et important. Le recrutement du meunier noir a augmenté significativement au lac Rimouski, plan d'eau où le retrait a été le moins intense, et l'augmentation des BPUE dénote un investissement d'énergie dans la croissance. Cette augmentation peut être reliée à la diminution d'intensité du retrait massif entre 1997 et 2000 (de 83.6 à 46.3 % de la biomasse initiale retirée). Sans être significatives, les mêmes tendances ont été observées au lac Cinq-Doigts. Ceci concorde avec la synthèse de Hansson et al. (1998), où une explosion des juvéniles survient généralement lorsque du retrait peu intense est effectué sans contrôle du recrutement. Johnson (1977) a noté que le meunier noir avait été en mesure de réatteindre sa densité initiale après un arrêt de cinq à sept ans des opérations de retrait massif, par l'entremise des mécanismes compensatoires au niveau du recrutement. Malgré un retrait intense (80% des géniteurs), Schneider et

Crowe (1980) ont également remarqué que le meunier noir était revenu aux densités initiales suite à une période de trois à cinq ans suivant l'arrêt du retrait massif.

Le retrait massif du meunier noir n'a pas permis d'augmenter significativement l'abondance (CPUE) ni la biomasse (BPUE) de l'omble de fontaine adulte dans les cinq plans d'eau à l'étude. L'absence de fluctuations significatives peut être reliée à notre courte période de suivi des populations d'omble de fontaine, tel que noté par Brodeur et al. (2001) après trois ans de retrait massif. Sur l'ensemble des lacs à l'étude, l'augmentation en abondance et en biomasse de l'omble de fontaine a également pu être compromise par les réponses compensatoires du meunier noir de même que par le prélèvement annuel par la pêche sportive ainsi que par les pêches expérimentales. Suite au retrait massif de meunier noir, Colby et al. (1987) ont observé que le meunier était en mesure de s'accaparer les ressources alimentaires disponibles et d'exhiber des réponses compensatoires en abondance et en biomasse. Stephen (1986) a également noté une augmentation de l'abondance et de la biomasse d'*Ictiobus cyprinellus* (bigmouth buffalo), visé par le retrait massif, suite à un an de biomanipulation.

L'abondance des ombles de fontaine âgés de 1+ a augmenté significativement dans quatre des cinq lacs à l'étude (à l'exception du lac Cinq Doigts) tandis que la biomasse des ombles d'âge 1+ a augmenté significativement dans trois lacs seulement, aucune fluctuation significative n'ayant été observée aux lacs des Îles et Cinq Doigts. Ces observations concordent avec celles de Brodeur et al. (2001) pour les lacs Claudette, Mastigou, Cinq Doigts et Rimouski. L'amplitude des variations des CPUE et BPUE des ombles d'âge 1+ peut être reliée à l'intensité du retrait massif. Les CPUE des ombles d'âge 1+ ont augmenté davantage suite à cinq ou six ans de retrait massif du meunier noir

qu'après trois ans dans trois des plans d'eau (Brodeur et al. 2001 vs cette étude; Claudette : 1 016 vs 4 300 %; des Îles : 50 vs 469 %; Rimouski : 600 vs 660 %), tandis qu'elles sont demeurées stables dans un lac (Cinq Doigts : 300 vs 300 %) et ont diminué dans un autre plan d'eau (Mastigou : 1165 vs 790 %). Les BPUE ont augmenté davantage après cinq ou six ans de retrait qu'après trois ans dans tous les plans d'eau à l'étude, malgré la diminution d'intensité du retrait massif dans certains lacs (Claudette : 1 059 vs 11 200 %; Mastigou : 1 040 vs 1 345 %; des Îles : 58 vs 612 %; Cinq Doigts : 288 vs 431 %; Rimouski : 761 vs 1 737 %). Ces observations révèlent que la durée de la biomanipulation, par l'entremise du temps de réponse des espèces présentes, pourrait avoir un effet sur l'amplitude des réponses compensatoires en abondance et en biomasse. Ces augmentations révèlent également un investissement d'énergie en survie, en reproduction et en croissance suite au relâchement de la compétition interspécifique. L'augmentation des ombles d'âge 1+ pourrait entraîner des augmentations en abondance et en biomasse d'ombles adultes d'ici quelques années dans les lacs où le retrait a été le plus intense. Ceci appuie les hypothèses voulant que la période de suivi ait été courte et que le relâchement de la compétition ait été retardé dans les lacs à l'étude. Venne et Magnan (1995) ont démontré l'existence d'un goulot d'étranglement sur les juvéniles d'ombles en présence du meunier noir. Dans une expérience sur dix plans d'eau, ils ont observé que les CPUE des jeunes ombles de l'année (0+) étaient 93 % plus élevée en allopatrie qu'en sympatrie avec le meunier noir. Le temps de réponse à une biomanipulation correspond à la période de temps nécessaire à une espèce pour s'accaparer une part des ressources rendues disponibles suite au relâchement de la compétition intra- ou interspécifique et pour exprimer une réponse compensatoire quelconque. Le temps de réponse plus long des populations d'omble de fontaine pourrait expliquer l'augmentation tardive des CPUE et des BPUE d'ombles de fontaine adultes. La faible compétitivité de l'omble de fontaine face au

meunier noir pourrait se traduire par un temps de réponse plus long, les populations d'omble nécessitant un relâchement de la compétition plus important que les populations de meuniers avant de s'accaparer la ressource et d'exprimer une ou plusieurs réponses compensatoires. Selon Hayes et al. (1992), le temps de réponse peut également être influencé par le temps nécessaire aux communautés d'invertébrés pour augmenter en abondance suite au relâchement de la pression de prédation. Hayes et al. (1992) ont observé que l'abondance de perchaudes d'âge 0+ augmentait d'un facteur de 20 suite au retrait massif de 85 % de la population adulte de meunier noir. Suite au retrait massif d'aloise à gésier, Kirk et al. (1986) ont noté une augmentation significative de l'abondance d'individus d'âge 0+ chez l'achigan à grande bouche de même que chez le crapet arlequin, bien que ces variables soient revenues à leur niveau initial après trois ans seulement. Stephen (1986) a observé une augmentation de l'abondance des juvéniles chez l'aloise à gésier, la carpe, le malachigan, la carpe de rivière, le bar blanc et la marigane blanche après un an de retrait massif d'*Ictiobus cyprinellus* (bigmouth buffalo), sans toutefois que le recrutement de l'espèce retirée augmente. L'absence d'augmentations significatives des CPUE et des BPUE au lac Cinq Doigts pourrait être imputée à deux causes différentes : la faible intensité du retrait et la complexité de la communauté piscicole. Les ressources alimentaires disponibles suite au retrait massif peu intense pourraient avoir été partagées entre plusieurs espèces plus compétitives que l'omble de fontaine, entraînant une faible augmentation des ressources alimentaires *per capita* chez les omble, donc de faibles réponses compensatoires en survie, en croissance et en reproduction. Scidmore et Woods (1961) n'avaient remarqué aucune augmentation du recrutement de la marigane noire suite au retrait massif d'espèces compétitrices.

Les CPUE et les BPUE du mullet à corne ont augmenté significativement au lac Mastigou, deuxième plan d'eau où le retrait massif du meunier noir a été le plus intense. Le mullet à corne, une espèce compétitrice de l'omble de fontaine (Magnan et Fitzgerald 1982), pourrait s'être accaparé une part des ressources rendues disponibles suite au relâchement de la compétition interspécifique. Au lac des Îles, les CPUE et les BPUE du méné jaune n'ont pas augmenté significativement, malgré une intensité de retrait massif équivalente à celle du lac Mastigou (63.5 %). Cette observation pourrait s'expliquer par un faible potentiel de compétition entre le meunier noir et le méné jaune, d'où l'absence de réponses compensatoires en abondance et en biomasse du méné suite au retrait massif du meunier. Aucune espèce n'a profité du retrait massif du meunier noir au lac Cinq Doigts. Les CPUE et les BPUE du meunier rouge, du méné de lac, du méné à nageoires rouges, du mullet à cornes et du mullet perlé n'ont pas augmenté significativement. Les CPUE et BPUE de la ouitouche ont même diminué significativement suite au retrait massif. La faible intensité du retrait massif sur ce plan d'eau (47.7 %) peut expliquer en partie cette absence d'augmentation significative, puisque le faible relâchement de la compétition interspécifique avec le meunier pourrait n'avoir pas entraîné d'augmentation importante de la quantité de ressources *per capita* pour l'ensemble des autres espèces. Le lac Cinq Doigts supporte la plus grande richesse spécifique des cinq lacs à l'étude avec sept espèces autres que le meunier et l'omble. Suite au retrait massif, il se pourrait que la compétition interspécifique soit demeurée intense entre les espèces présentes autres que le meunier noir. Suite au retrait massif d'espèces compétitrices dans un lac où la richesse spécifique était élevée, Grinstead (1975) n'avait remarqué aucune réponse compensatoire chez l'achigan à petite bouche de même que chez les espèces de même niveau trophique que celles retirées. Stephen (1986) n'avait remarqué aucune augmentation d'abondance d'achigan à grande bouche, de barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*) et de crapet arlequin

suite au retrait massif de $168.4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de quatre catostomidés dans un réservoir de 1 177 ha. Au lac Rimouski, où le retrait a été le moins intense, les CPUE et les BPUE du méné de lac ont diminué significativement tandis que celles du mullet perlé ont augmenté. Aucune fluctuation significative des CPUE et BPUE du mullet à cornes ont été observées suite au retrait massif. Dans ce lac, le meunier noir se serait accaparé la ressource suite au retrait massif en revenant à des densités initiales après cinq ans de retrait massif. Après trois ans de retrait massif, Brodeur et al. (2001) n'avaient noté aucune fluctuation significative des CPUE et des BPUE des autres espèces présentes dans les cinq lacs à l'étude. Le temps de réponse des différentes espèces présentes pourrait donc avoir un effet significatif sur l'amplitude des réponses compensatoires en abondance et en biomasse en relation avec l'importance du relâchement de la compétition interspécifique.

Croissance, structure en âge et en taille

La croissance du meunier noir a augmenté significativement dans les cinq lacs pour les premières années de vie des individus suite au retrait massif et ce, approximativement jusqu'à l'atteinte de la maturité sexuelle. L'insertion du facteur « maturité » dans les ANOVA à trois facteurs nous a permis de mettre en relation la croissance annuelle (*i.e.* l'énergie investie en croissance) avec l'atteinte de la maturité sexuelle (*i.e.* l'énergie investie dans la reproduction). Suite à l'atteinte de la maturité sexuelle, une part plus importante d'énergie serait donc allouée au développement des gonades et à la reproduction, ce qui limiterait l'investissement en croissance (Backiel et LeCren 1967). Dans les cinq plans d'eau à l'étude, la croissance des individus a augmenté significativement chez les juvéniles comparativement aux individus matures. En ce sens, la croissance des cohortes plus âgées a augmenté au lac Rimouski (8+, 9+ et 11+), ce qui

peut être relié à l'atteinte tardive de la maturité sexuelle sur ce plan d'eau (Brodeur et al. 2001). L'amplitude de l'augmentation de croissance apparaît proportionnelle à l'intensité du retrait massif, le lac Claudette présentant les plus grandes augmentations de croissance. La croissance annuelle des meuniers a également augmenté sur les lacs Mastigou, des Îles, Cinq Doigts et Rimouski. Ces observations correspondent à celles de Chen et Harvey (1995) qui suggèrent que la croissance du meunier est dépendante de la densité de la population et de l'accès aux ressources alimentaires. Brodeur et al. (2001) avaient également noté une augmentation de la croissance dans les lacs où le retrait avait été le plus intense (Claudette, des Îles et Mastigou), bien que leur détermination de la croissance (relation longueur à l'âge) intégrait la croissance des individus avant le début du retrait massif. L'utilisation de la longueur à l'âge pourrait expliquer la diminution significative de la croissance observée par Brodeur et al. (2001) au lac Rimouski, tandis qu'une augmentation de la croissance a été notée dans les premières années de vie en utilisant le rétrocalcul. Johnson (1977), Schneider et Crowe (1980) de même que Hayes et al. (1992) ont remarqué des augmentations de croissance chez le meunier noir suite au retrait massif de cette espèce.

La croissance annuelle des ombles de fontaine a également augmenté significativement pour les plus jeunes cohortes dans quatre des cinq lacs étudiés suite au retrait massif du meunier, toujours en relation avec l'atteinte de la maturité sexuelle. Le relâchement de la compétition interspécifique a permis à l'omble de fontaine d'investir davantage d'énergie en croissance, tel qu'observé par Hayes et al. (1992) sur la perchaude suite au retrait massif du meunier noir. Brodeur et al. (2001) avaient noté une augmentation significative de la croissance des ombles de fontaine dans les trois lacs à l'étude où le retrait avait été le plus intense (Claudette, Mastigou et des Îles), bien que leur détermination de la croissance

(relation longueur à l'âge) intégrait la croissance des individus les plus âgés avant le début des opérations de retrait massif. Suite au retrait massif de plusieurs espèces compétitrices, Linlokken et Seeland (1996) ont remarqué une augmentation du taux de croissance de la perche en Norvège, tandis que Raitaniemi et al. (1999) ont fait les mêmes observations chez le grand corégone dans 16 plans d'eau de Finlande. Le lac des Îles a été le seul plan d'eau où la croissance annuelle n'a pas augmenté après six ans de retrait massif, ce lac présentant pourtant une intensité de retrait intermédiaire dans notre système (réduction de 63.5 % de la biomasse initiale). Il est possible que cette diminution soit reliée à l'accroissement du recrutement des ombles de même qu'à l'augmentation de fécondité des femelles, tel qu'observé pour la perchaude par Hayes et al. (1992) suite au retrait massif du meunier noir. Toutefois, Grice (1957) avait noté une diminution de la croissance de l'achigan à grande bouche et de l'achigan à petite bouche suite au retrait massif de plusieurs espèces compétitrices dont la croissance avait augmenté significativement.

Parallèlement à l'augmentation de croissance, une augmentation de la proportion de jeunes meuniers a été observée dans les cinq lacs à l'étude. Après six ans de retrait massif, les cohortes les plus jeunes (1+ à 5+) sont davantage représentées, d'autant plus que le retrait massif est sélectif sur les individus matures, donc plus âgés, et ce sur tous les plans d'eau étudiés. Langeland (1986) de même qu'Amundsen et al. (1993) avaient observé une augmentation de la proportion de jeunes ombles chevaliers suite à une exploitation intensive ayant pour but de stimuler la croissance des populations naines. Ces réponses sont également comparables à celles observées par Donald et Alger (1989) chez l'omble de fontaine et par Healey (1980) chez le grand corégone, qui ont observé une augmentation de la représentation des cohortes les plus jeunes suite à une exploitation intense. Brodeur et

al. (2001) ont également noté un déplacement de la structure d'âge des meuniers vers les cohortes les plus jeunes suite à trois ans de retrait massif.

Le même phénomène a été observé chez l'omble de fontaine sur les lacs Claudette, Mastigou, des Îles et Rimouski. Sur ces lacs, la composition en âge a été déplacée vers les juvéniles après cinq ou six ans de biomanipulation, ce qui appuie les observations faites par Hayes et al. (1992) sur la perchaude de même que Brodeur et al. (2001) chez l'omble de fontaine, suite au retrait massif du meunier noir. Le seul plan d'eau où la représentation des jeunes cohortes n'a pas augmenté significativement est le lac Cinq Doigts, ce qui pourrait s'expliquer par la faible intensité du retrait massif (47.7 %).

Paramètres relatifs à la reproduction

La fécondité des femelles de meunier noir a augmenté significativement sur les lacs Mastigou et Rimouski, traduisant un accroissement de l'énergie investie dans la reproduction dans ces deux plans d'eau. Brodeur et al. (2001) avaient noté une augmentation de la fécondité sur les lacs où le retrait avait été le plus intense après trois ans (Mastigou et Claudette), tandis qu'aucune augmentation significative n'avait été observée au lac Rimouski. Le temps de réponse de la fécondité des meuniers femelles suite au relâchement de la compétition intraspécifique pourrait expliquer l'augmentation significative de la fécondité après cinq ans de retrait massif, puisque l'intensité du retrait a diminué au lac Rimouski depuis 1997 (de 83.6 à 46.3 % de la biomasse initiale retirée). Cette observation appuie celles faites sur l'omble de fontaine par Donald et Alger (1989) suite à trois ans de pêche intensive afin d'améliorer la croissance d'une population naine. Amundsen et al. (1993) ont également noté une augmentation de la fécondité de l'omble

chevalier suite à six ans de retrait massif de cette espèce dans le lac Takvatn, en Norvège. Persson et Hansson (1999) avaient d'ailleurs mis en évidence la relation inverse entre la densité du gardon et la fécondité des femelles. Healey (1980) a noté une augmentation du nombre moyen d'œufs chez les femelles du grand corégone et du touladi suite à une exploitation intense. L'absence d'augmentation significative de la fécondité au lac Claudette, plan d'eau où le retrait a été le plus intense, pourrait s'expliquer par l'investissement important en croissance observé chez les meuniers de ce lac. En effet, comme le retrait massif est sélectif sur les individus matures qui migrent pour se reproduire et qu'il a été très intense dès les premières années au lac Claudette, il se peut que les individus restant dans le plan d'eau aient investi davantage en croissance. Cette hypothèse est appuyée par le maintien de la taille à maturité au lac Claudette en dépit d'une diminution significative de l'âge à maturité des femelles.

Chez les ombles de fontaine femelles, la fécondité moyenne a augmenté significativement sur les lacs Claudette et Mastigou tandis qu'elle n'a pas changé dans les lacs où le retrait a été le moins intense. Après trois ans de retrait massif, Brodeur et al. (2001) avaient noté une augmentation significative de la fécondité des ombles de fontaine au lac Mastigou seulement, suite au retrait de 55.9 % de la biomasse initiale de meunier noir. Ils avaient noté une diminution significative de la fécondité des femelles au lac Claudette après avoir retiré 77.3 % de la biomasse initiale de meunier. L'augmentation d'intensité de retrait dans ce plan d'eau ainsi que le temps de réponse plus long de l'omble de fontaine pour s'accaparer la ressource disponible et exprimer une réponse compensatoire en fécondité pourrait expliquer le délai observé avant l'augmentation de fécondité au lac Claudette. Cette réponse compensatoire en fécondité s'avèreraient fonction de la disponibilité de la ressource alimentaire, donc de l'intensité du retrait massif de même que du temps de

réponses des espèces présentes (Backiel et LeCren 1967). Schneider et Crowe (1980) avaient également remarqué que la fécondité de la perchaude avait augmenté significativement suite au retrait de 90 % du stock de meunier noir adulte.

Le retrait n'a pas eu d'effet significatif sur la longueur à maturité des meuniers noirs mâles sur les trois plans d'eau où cette variable a été déterminée. Chez les femelles cependant, l'augmentation de l'investissement en croissance a induit une augmentation significative de la longueur à maturité au lac Rimouski, par l'atteinte d'une plus grande taille au moment de la maturation des gonades. Brodeur et al. (2001) avaient remarqué une augmentation significative de la longueur à maturité des meuniers noirs femelles dans trois plans d'eau suite à seulement trois ans de retrait massif du meunier. L'intensité et la durée du retrait massif n'ont pas eu d'effet significatif sur l'amplitude des réponses compensatoires au niveau de la longueur à maturité des meuniers noirs puisque aucune différence n'a été observée chez le meunier après trois, cinq ou six ans de retrait. L'âge à maturité des meuniers mâles a diminué de manière significative aux lacs Claudette et Rimouski et celle des femelles aux lacs Claudette et Mastigou. Brodeur et al. (2001) avaient noté une diminution significative de l'âge à maturité seulement chez les femelles du lac Rimouski après trois ans de retrait massif, ce qui suggère que l'amplitude des réponses compensatoires au niveau de l'âge à maturité puisse être reliée à l'intensité du retrait massif de même qu'au temps de réponse du meunier noir. Ces diminutions sous-entendent l'atteinte de la maturité sexuelle à un âge plus précoce, suite à l'augmentation de croissance des individus. En effet, la maturité sexuelle apparaît être davantage reliée à l'atteinte d'une taille que d'un âge donné, une augmentation de la longueur à maturité étant souvent reliée à une diminution de l'âge à maturité chez plusieurs téléostéens (Roff 1984). Tallman et al. (1996) ont noté une variation de l'âge et de la taille à maturité en fonction de

la latitude et de la croissance de l'omble chevalier anadrome. Dans une synthèse des effets à court terme de l'exploitation par la pêche sur différentes variables du cycle vital de plusieurs espèces, Rochet (1998) a observé que chez les poissons exploités, la maturité sexuelle est davantage fonction de l'atteinte d'une taille définie que d'un âge donné.

Chez l'omble de fontaine, la longueur à maturité n'a diminué significativement que pour les mâles du lac Claudette et les femelles du lac des Îles. L'âge à maturité a cependant diminué significativement au lac Claudette pour les mâles et les femelles, de même qu'aux lacs Mastigou et Rimouski pour les ombles femelles. Aux lacs Claudette et Mastigou, les augmentations significatives de la croissance des jeunes individus pourraient expliquer l'atteinte de la maturité à une taille et un âge inférieur. Ces observations sont conséquentes avec celles faites par Brodeur et al. (2001) sur l'omble de fontaine suite à trois ans de retrait massif du meunier noir. Le temps de réponse (période nécessaire pour s'accaparer les ressources disponibles et exprimer des réponses compensatoires) serait plus long pour l'omble de fontaine que pour le meunier noir en raison de l'efficacité plus élevée du meunier à exploiter les ressources alimentaires. Ce temps de réponse, plus long chez les populations d'ombles, pourrait expliquer pourquoi aucune différence significative n'a été observée par Brodeur et al. (2001) après trois ans de retrait massif en ce qui concerne la longueur (au lac Claudette seulement) et l'âge à maturité des ombles dans les lacs Claudette et Mastigou. Le temps de réponse des populations d'omble de même que la grande proportion d'individus âgés dans notre échantillon pourraient expliquer la diminution significative de l'âge à maturité au lac Rimouski, plan d'eau où le retrait s'est avéré le plus faible.

En considérant le nombre de paramètres du cycle vital qui ont réagi au relâchement de la compétition intra- ou interspécifique, il est possible de relier l'amplitude des réponses compensatoires dans le cycle vital du meunier noir et de l'omble de fontaine à l'intensité du retrait massif de même qu'au temps de réponse différent des deux espèces, en relation avec leur efficacité de compétition interspécifique. Le lac Claudette est le plan d'eau où le plus grand nombre de variables ont réagi au retrait massif du meunier noir et ce, pour les deux espèces en cause, tandis que la situation s'inverse graduellement à mesure que l'on diminue l'intensité du retrait massif. Suite au retrait massif du grand corégone, Healey (1980) a observé que l'intensité des réponses compensatoires (en croissance et en fécondité) était proportionnelle à l'intensité de l'exploitation dont la population faisait l'objet. Dans une synthèse de 76 expériences de contrôle d'espèce compétitrices par retrait massif, Meronek et al. (1996) ont observé que l'intensité du retrait est reliée au nombre et à l'amplitude des réponses compensatoires. Comme l'ont observé Brodeur et al. (2001) après trois ans de retrait massif, l'omble de fontaine affiche des réponses compensatoires seulement dans les plans d'eau où le retrait s'est avéré le plus intense, contrairement au meunier noir, ce qui pourrait s'expliquer par une plus grande capacité du meunier à exploiter les ressources alimentaires disponible suite au relâchement de la compétition interspécifique. Cette meilleure compétitivité pourrait s'expliquer par la position de la bouche du meunier (sub-terminale versus terminale pour l'omble) de même que par l'étendue de sa niche alimentaire, qui recouvre complètement celle de l'omble de fontaine (Tremblay et Magnan 1991).

Certaines variables du cycle vital du meunier noir et de l'omble de fontaine ont présenté des fluctuations après trois ans de retrait massif, tel que noté par Brodeur et al. (2001), tandis que d'autres ont fluctué seulement après cinq, six ou sept ans de biomanipulation.

Ces observations dénotent l'importance de l'intensité du retrait massif et du temps de réponse de chaque espèce au retrait comme facteurs affectant l'expression des différentes réponses compensatoires. Nos résultats montrent également que la croissance annuelle serait reliée à l'atteinte de la maturité sexuelle et différerait entre les juvéniles et les adultes. L'investissement en énergie entre la croissance et la reproduction varierait donc à mesure que les individus vieillissent. L'ensemble de ces facteurs pourront être considérés lors de l'application des méthodes de biomanipulation afin d'en augmenter le succès.

Remerciements

Nous remercions H. Bertrand, J. Breton, P. East, C. Fournier, M. Gagnon, G. Lapierre, Y. Paradis et I. St-Onge du LRCA ainsi que M. Beaudoin, M. Cloutier, P. Côté, M. Fillion, C. Garceau, S. Gravel, R. Isabel, J.-M. Lafrance, J. Lafrance, M.-J. Laperrière, R. Laporte, É. Pilon, C. Simard et J. Tanguay de la FAPAQ pour leur assistance sur le terrain et en laboratoire. Nous sommes également reconnaissants à P. Brodeur, M. Lapointe, T. Protois et R. Proulx pour leur assistance et leurs conseils à différentes étapes de ce projet de recherche. Cette étude a été supportée financièrement par la FAPAQ et la Fondation de la faune du Québec, en plus d'une subvention de recherche du Conseil de recherche en sciences naturelles et en génie du Canada accordée à P. Magnan. M.-H. St-Laurent a été supporté par des bourses d'études graduées du Fond pour la formation de chercheurs et l'aide à la recherche (FCAR) et de la Fondation du centre d'étude universitaire de Trois-Rivières (CEU).

Références

- Amundsen, P.-A., Klemetsen, A., et Grotnes, P.E. 1993. Rehabilitation of a stunted population of arctic char by intensive fishing. *N. Am. J. Fish. Manag.* **13** : 483-491.
- Backiel, T., et Lecren, E.D. 1967. Some density relationships for fish population parameters. *Dans* Ecology of freshwater fish production. *Éditeur:* S.D. Gerking. John Wiley & Sons, Toronto, pp. 279-302.
- Beamish, R.J., et Harvey, H.H. 1969. Age determination in the white sucker. *J. Fish. Res. Board Can.* **26** : 633-638.
- Begon, M., Harper, J.L., et Townsend, C.R. 1990. Ecology, 2nd edition. Blackwell Scientific Publication, Cambridge.
- Brodeur, P., Magnan, P., et Legault, M. 2001. Response of fish communities to different levels of white sucker (*Catostomus commersoni*) biomanipulation in five temperate lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **58** : 1998-2010.
- Carpenter, S.R., Kitchell, J.F., et Hodgson, J.R. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience* **35** : 634-639.
- Chen, Y., et Harvey, H.H. 1995. Growth, abundance and food supply of white sucker. *Trans. Am. Fish. Soc.* **124** : 262-271.
- Colby, P.J., Ryan, P.A., Schupp, D.H., et Serns, S.L. 1987. Interactions in north-temperate lake fish communities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **44** (Suppl. 1): 104-128.
- Donald, D.B., et Alger, D.J. 1989. Evaluation of exploitation as a means of improving growth in a stunted population of brook trout. *N. Am. J. Fish. Manag.* **9** : 177-183.
- Francis, R.I.C.C. 1990. Back-calculation of fish lenght : a critical review. *J. Fish Biol.* **36** : 883-902.

- Grice, F. 1957. Effect of removal of panfish and trashfish by fyke nets upon fish populations of some Massachusetts ponds. *Trans. Am. Fish. Soc.* **87** :108-115.
- Grinstead, B.G. 1975. Response of bass to removal of competing species by commercial fishing. *Dans* Black bass biology and management. *Éditeurs:* R.H. Stroud et H. Clepper. Washington, D.C. pp. 475-479.
- Hamel, P., Magnan, P., Lapointe, M., et East, P. 1997. Timing of spawning and assessment of degree-day model to predict the *in situ* embryonic developmental rate of white sucker, *Catostomus commersoni*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **54** : 2040-2048.
- Hanson, J.M., et Leggett, W.C. 1986. Effects of competition between two freshwater fishes on prey consumption and abundance. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **43** : 1363-1372.
- Hansson, L.-A., Annadotter, H., Bergman, E., Hamrin, S.F., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Nilsson, P.-A., Søndergaard, M., et Strand, J. 1998. Biomanipulation as an application of food-chain theory : constraints, synthesis and recommendations for temperate lakes. *Ecosystems* **1** : 558-574.
- Hayes, D.B., Taylor, W.W., et Schneider, J.C. 1992. Response of yellow perch and benthic invertebrate community to a reduction in the abundance of white sucker. *Trans. Am. Fish. Soc.* **121** : 36-53.
- Healey, M.C. 1980. Growth and recruitment in experimentally exploited lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) populations *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **37** : 255-267.
- Johnson, L. 1976. Ecology of arctic populations of lake trout, *Salvelinus namaycush*, lake whitefish, *Coregonus clupeaformis*, Arctic charr, *S. alpinus*, and associated species in unexploited lakes in the Canadian Northwest Territories. *J. Fish. Res. Board Can.* **33** : 2459-2488.

- Johnson, F.H. 1977. Response of walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) and yellow perch (*Perca flavescens*) populations to removal of white sucker (*Catostomus commersoni*) from Minnesota Lake, 1966. *J. Fish. Res. Board Can.* **34** : 1633-1642.
- Kirk, J.P., Davies, W.D., et Park, K. 1986. Response of some members of the fish community to gizzard shad removal from Chambers County Public Fishing Lake, Alabama. *N. Am. J. Fish. Manag.* **6** : 252-255.
- Lacasse, S., et Magnan, P. 1994. Distribution post-glacielle des poissons dans le bassin hydrographique du fleuve Saint-Laurent ; impact des interventions humaines. Université du Québec à Trois-Rivières, pour le Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec. Rapport Technique. 69 p.
- Lachance, S., et Magnan, P. 1990. Performance of domestic, hybrid and wild strains of brook trout, *Salvelinus fontinalis*, after stocking : the impact of intra- and interspecific competition. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **47** : 2278-2284.
- Langeland, A. 1986. Heavy exploitation of a dense resident population of arctic char in a mountain lake in the central Norway *N. Am. J. Fish. Manag.* **6** : 519-525.
- Linlokken, A., et Seeland, P.A.H. 1996. Growth and production of perch (*Perca fluviatilis* L.) responding to biomass removal. *Annal. Zool. Fenn.* **33** (3-4) : 427-435.
- Magnan, P. 1988. Interactions between brook charr, *Salvelinus fontinalis*, and nonsalmonid species : ecological shift, morphological shift, and their impact on zooplankton communities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **45** : 999-1009.
- Magnan, P., et Fitzgerald, G.J. 1982. Resource partitioning between brook trout (*Salvelinus fontinalis* Mitchell) and creek chub (*Semotilus atromaculatus* Mitchell) in selected oligotrophic lakes of southern Québec. *Can. J. Zool.* **60** : 1612-1617.

- Magnan, P., Lapointe, M., et East, P. 1998. Guide de contrôle du meunier noir dans les lacs à omble de fontaine. Document préparé par l'Université du Québec à Trois-Rivières pour le Ministère de l'Environnement et de la Faune et la Fondation de la Faune du Québec. 97 p.
- McQueen, D.J., Johannes, M.R.S., Post, J.R., Stewart, T.J., et Lean, D.R.S. 1989. Bottom-up and top-down impacts on freshwater pelagic community structure. *Ecol. Monog.* **59** : 289-309.
- Meronek, T.G., Bouchard, P.M., Buckner, E.R., Burri, T.M., Demmerly, K.K., Hatleli, D.C., Klumb, R.A., Schmidt, S.H., et Coble, D.W. 1996. A review of fish control projects. *N. Am. J. Fish. Manag.* **16** : 63-74.
- Packard, G.C., et Broadman, T.J. 1987. The misuse of ratios to scale physiological data that vary allometrically with body size. *Dans* New directions in ecological physiology. *Éditeurs:* M.E. Feder, A.F. Bennett, W.W. Burggren et R.B. Huey. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 216-239.
- Persson, A., et Hansson, L.A. 1999. Diet shift in fish following competition release. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **56** : 70-78.
- Quinn, S.P., et Ross, M.R. 1982. Annulus formation by white sucker and the reliability of pectoral fin rays for ageing them. *N. Am. J. Fish. Manag.* **2** : 204-208.
- Proulx, R., et Magnan, P. 2002. Physiological performance of two forms of lacustrine brook charr, *Salvelinus fontinalis*, in the open-water habitat. *Env. Biol. Fish. In press.*
- Raitaniemi, J., Malinen, T., Nyberg, R., et Rask, M. 1999. The growth of whitefish in relation to water quality and fish species composition. *J. Fish Biol.* **54** (4) : 741-756.

- Ricker, W.E. 1980. Calcul et interprétation des statistiques biologiques des populations de poissons. *Bulletin de l'office des recherches sur les pêcheries du Canada*, V.191.f, 409 p.
- Robinson, B.W., et Wilson, D.S. 1996. Genetic variation and phenotypic plasticity in a trophically polymorphic population of pumkinseed sunfish (*Lepomis gibbosus*). *Evol. Ecol.* **10**: 631-652.
- Rochet, M.J. 1998. Short-term effects of fishing on life history traits of fishes. *ICES J. Mar. Sci.*, **55** :371-391.
- Roff, D.A. 1984. The evolution of life history parameters in teleosts *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **41** : 989-1000.
- Schneider, J.C., et Crowe, W.R. 1980. Effects of removal on fish and fishing at Big Bear Lake. Michigan Department of Natural Ressources Fisheries Division, Fisheries Research Report no. 1887. 19 p.
- Scidmore, W.J., et Woods, D.E. 1961. Changes in the fish populations of four southern Minnesota lakes subjected to rough fish removal. Minnesota Department of Conservation, Fish and Game Investigation Report, no. 238. 19 p.
- Shapiro, J., Lamarra, V., et Lynch, M. 1975. Biomanipulation : an ecosystem approach to lake restoration. Limnology Research Center, University of Minnesota, **143** : 1-32.
- Snyder, D. 1983. Fish eggs and larvae. *Dans* Fisheries techniques. *Éditeurs*: L.A. Nielsen, et D.L. Johnson. American Fisheries Society, Bethesda, 468 p.
- Stephen, J.L. 1986. Effects of commercial harvest on the fish community of Lovewell reservoir, Kansas. *Dans* Reservoir fisheries management : strategies for the 80's. *Editeurs*: G.E. Hall et M.J. Van Den Avyle. Reservoir Committee, Southern Division, American Fisheries Society, Bethesda, pp. 211-217.

- Tallman, R.F., Saurette, F., et Thera, T. 1996. Migration and life history variation in Arctic charr, *Salvelinus alpinus*. *Écoscience*, 3 (1) : 33-41.
- Tremblay, S., et Magnan, P. 1991. Interactions between two distantly related species, brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and white sucker (*Catostomus commersoni*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48 : 857-867.
- Venne, H., et Magnan, P. 1995. The impact of intra- and interspecific interactions of young-of-the-year brook charr, in temperate lakes. *J. Fish Biol.* 46 : 669-686.
- Wilkinson, L. 1998. SYSTAT 8.0 : Statistics. SPSS Science Marketing Department, SPSS Inc. Chicago.
- Zar, J.H. 1999. Biostatistical analysis, 4th edition. Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey.

Annexes

Annexe A : Conclusions et recommandations

Conclusions et recommandations

Du point de vue de l'aménagement de l'omble de fontaine, cette expérience a permis d'évaluer les limites d'applicabilité du retrait massif à l'intérieur d'un programme de gestion des espèces compétitrices indésirables. Les résultats obtenus par Brodeur et al. (2001) lors du suivi à court terme (après trois ans de retrait massif) de même que ceux obtenus lors du suivi sur cinq, six ou sept ans de retrait massif du meunier noir (chapitre I) appuient les conditions d'application établies lors de l'élaboration du protocole de contrôle de Magnan et al. (1998). L'application de ce protocole de contrôle était limitée à des lacs présentant les caractéristiques suivantes :

- Absence d'ensemencements d'omble de fontaine.
- Accès à des statistiques de pêche.
- Rendement soutenu depuis au moins 5 à 10 ans.
- Rendement naturel à la pêche sportive inférieur à $2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$.
- Présence d'une stratification thermique, saturation d'oxygène dissous supérieure à 75 % et pH supérieur à 5,4.
- Présence de reproduction de meunier noir en tributaire et/ou en émissaire.
- Biomasse de meunier noir d'au moins $0.5 \text{ kg} \cdot \text{filet}^{-1}$ lors d'une pêche expérimentale standardisée.
- Recrutement adéquat de l'omble de fontaine (au moins 10 % des captures devraient être de taille inférieure à 160 mm).
- Absence de compétiteurs autres que le meunier noir (perchaude, crapet, barbotte, ouitouche ou meunier rouge) ou de prédateurs de l'omble de fontaine (achigan, doré, lotte, touladi et brochet).
- Superficie du plan d'eau supérieure à 75 ha, selon un objectif de rentabilité.

- Possibilité de contrôler le repeuplement du meunier de l'amont et de l'aval du bassin hydrographique.

L'acquisition de connaissances au niveau des relations entre l'intensité et la durée du retrait massif et l'amplitude des réponses compensatoires de l'omble de fontaine et du meunier noir de même que le temps de réponse nécessaire pour observer des changements au niveau d'une ou plusieurs variables du cycle vital des espèces étudiées ont permis de confirmer l'importance de certains facteurs soulevés par Magnan et al. (1998). Ainsi, nos résultats suggèrent que la durée et l'intensité des opérations de retrait massif expliquent l'amplitude des réponses compensatoires observées chez l'omble de fontaine et le meunier noir dans les lacs à l'étude. Le maintien des CPUE et BPUE de meunier noir au lac Mastigou pourrait être relié à la position du lac dans le bassin hydrographique, ce qui a pu favoriser l'émigration de meuniers en provenance des autres plans d'eau, ainsi que par la présence de frayères en lac. Les mêmes facteurs pourraient expliquer l'intensité intermédiaire du retrait massif au lac des Îles. Au lac Cinq Doigts, la composition de la communauté piscicole pourrait expliquer les faibles réponses compensatoires de l'omble de fontaine. Plusieurs espèces compétitrices de l'omble de fontaine y étaient présentes en forte biomasse (meunier rouge et ouitouche) et pourraient s'être accaparées une bonne part des ressources disponibles suite au relâchement de la compétition intra- et interspécifique. Le manque d'étanchéité des engins de capture pourrait également expliquer les faibles intensités de retrait massif observées aux lacs Cinq Doigts et Rimouski. Au lac Rimouski, l'émissaire s'est avéré difficile à contrôler efficacement en raison de sa largeur et de son débit.

D'un point de vue conceptuel, les relations entre l'intensité et la durée du retrait massif et l'expression des réponses compensatoires des espèces étudiées constituent une contribution aux études sur la compétition intra- et interspécifique de même qu'aux processus de densité-dépendance. Les relations qui existent entre l'atteinte de la maturité sexuelle, la croissance annuelle et l'âge des individus supportent les principes de variations de l'investissement en énergie entre la croissance et la reproduction selon la période du cycle de vie du meunier noir et de l'omble de fontaine.

Annexe B : Tableau synthèse des réponses compensatoires du meunier noir et de l'omble de fontaine.

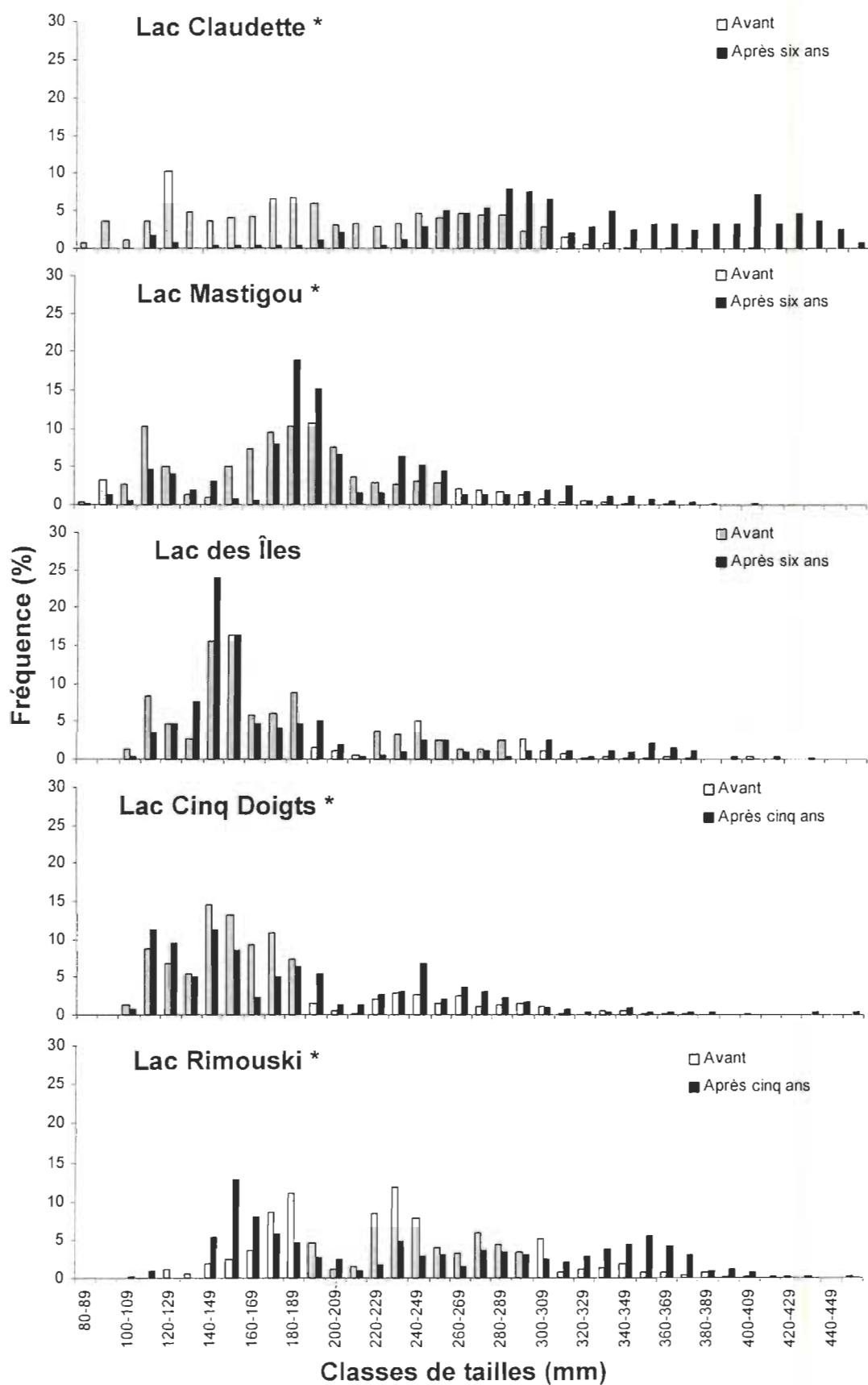
Espèces	Variable	Lacs				Rimouski
		Claudette	Mastigou	Des Îles	Cinq Doigts	
CACO	CPUE	↓	↓	S	S	S
	BPUE	S	↓	S	S	S
	CPUE 2+	S	S	↓	S	↑
	BPUE 2+	S	S	S	S	↑
	Fécondité	S	↑	↑		
	Croissance	↑	↑	↑	↑	↑
	Long. mat. ♂	S	S			S
	Long. mat. ♀	S	↑			↑
	Âge mat. ♂	↓	S			↓
	Âge mat. ♀	↓	↓			S
SAFO	CPUE	↑	S	S	S	S
	BPUE	↑	S	S	S	S
	CPUE 2+	↑	↑	↑	S	↑
	BPUE 2+	↑	↑	↑	S	↑
	Fécondité	↑	↑	↑	S	S
	Croissance	↑	↑	↓	↑	↑
	Long. mat. ♂	↓	S			S
	Long. mat. ♀	S	S	↓		S
	Âge mat. ♂	↓	↓			S
	Âge mat. ♀	↓	↓	↓		↓

↑ : augmentation significative

↓ : diminution significative

S : aucune fluctuation significative

Annexe C : Distribution des fréquences de taille des populations de meunier noir sur les cinq plans d'eau à l'étude. Bâtonnets gris : avant ou la première année du retrait massif dans les lacs Claudette (n= 563), Mastigou (n= 454), des Îles (n= 463), Cinq Doigts (n= 365) et Rimouski (n= 269); bâtonnets noirs : après cinq ou six ans de retrait massif dans les lacs Claudette (n= 240), Mastigou (n= 529), des Îles (n= 317), Cinq Doigts (n= 292) et Rimouski (n= 413). Les distributions de fréquence accompagnées d'un astérisque (*) sont significativement différentes tel que déterminé par un test de Kolmogorov-Smirnov ($p < 0.05$).



Annexe D : Distribution des fréquences de taille des populations d'omble de fontaine sur les cinq plans d'eau à l'étude. Bâtonnets gris : avant ou la première année du retrait massif dans les lacs Claudette (n= 105), Mastigou (n= 199), des îles (n= 47), Cinq Doigts (n= 23) et Rimouski (n= 40); bâtonnets noirs : après cinq ou six ans de retrait massif dans les lacs Claudette (n= 461), Mastigou (n= 190), des îles (n= 94), Cinq Doigts (n= 32) et Rimouski (n= 82). Les distributions de fréquence accompagnées d'un astérisque (*) sont significativement différentes tel que déterminé par un test de Kolmogorov-Smirnov ($p < 0.05$).

