

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

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

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

PAR

VIRGINIE LAURIN

ÉVALUATION DE LA TOXICITÉ DE LA ROTÉNONE SUR LES JEUNES STADES DE
DÉVELOPPEMENT DU MEUNIER NOIR, *CATOSTOMUS COMMERSONI*, EN EAU
COURANTE

DÉCEMBRE 1996

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'introduction du meunier noir, *Catostomus commersoni*, dans les plans d'eau du bouclier laurentien a entraîné une importante diminution des rendements en omble de fontaine, *Salvelinus fontinalis*. Dans le but de remédier à la situation, plusieurs techniques sont utilisées tels le retrait massif de géniteurs, l'empoisonnement d'un plan d'eau à la roténone et l'ensemencement de l'espèce sportive. Toutes ces méthodes se sont avérées plus ou moins efficaces pour le contrôle du meunier noir. L'objectif du présent projet est de proposer un mode de contrôle du meunier noir par un empoisonnement des larves à la roténone sur les sites de fraie. Dans un premier temps, des tests de toxicité de la roténone ont été effectués en milieu semi-naturel sur des oeufs verts, des oeufs oeillés et des larves benthiques de meunier noir. Des concentrations de 150, 320, 510, 820, 1300 et 2000 ppm et des temps de contact de 5, 10 et 15 minutes ont été utilisés pour les oeufs verts et oeillés alors que des concentrations de 2.9, 5.2, 9.0, 16.9, 30.4, 54.8 et 98.6 ppm et des temps de contact de 1, 2, 4, 5, 10 et 15 minutes ont été utilisés pour les larves benthiques. Chacune des concentrations a été testée en cinq réplicats. Le stade le plus sensible s'est avéré être la larve benthique pour laquelle nous avons observé une mortalité de 100% à une concentration de 98.6 ppm et un temps de contact d'une minute.

Dans un deuxième temps, nous avons déterminé le profil d'écoulement ainsi que l'efficacité de la roténone en milieu naturel en appliquant un traitement sur le stade de larve benthique dans trois frayères, à la concentration déterminée dans le premier volet. Trois autres frayères ont servi de témoin. Le profil d'écoulement a été déterminé par spectrophotométrie. Les analyses révèlent que la concentration de roténone déversée est demeurée inférieure à 100 ppm et a décru en fonction de la distance du point de déversement. Le temps de contact a toutefois été supérieur à une minute à chacune des stations et a augmenté en fonction de la distance du point de déversement. Des filets de dérive ont été installés afin d'évaluer les taux de mortalité avant et après les traitements. Les larves mortes et vivantes ont été prélevées et comptées séparément. Nous avons obtenu des pourcentages de mortalité beaucoup plus élevés dans les frayères traitées (88.8%, 80.7%, 96.2%) que dans les frayères témoins (1.8%, 31.4%, 34.0%). L'empoisonnement d'une frayère à la roténone s'avère donc efficace pour le contrôle des jeunes stades du meunier noir. Les modalités du traitement demeurent cependant à optimiser.

AVANT-PROPOS

Ce mémoire de maîtrise s'appuie sur la mise à jour d'une revue de littérature qui a été effectuée dans le cadre du cours Présentation du projet de recherche (ECL-6005). Cette dernière a été incluse au mémoire pour faciliter l'accès à la documentation de ceux qui s'intéresseront au sujet dans le futur.

REMERCIEMENTS

Je voudrais remercier tout d'abord le docteur Pierre Magnan ainsi que Pierre East et Michèle Lapointe pour leur disponibilité, leur assistance et leurs judicieux conseils. Également je tiens à remercier toutes les personnes qui ont contribué à ce projet autant sur le terrain qu'au laboratoire : Marc Bergeron, Valérie Boisvert, Sébastien Bolté, Philippe Bourque, Dominique Brown, Dany Dumont, Jessy Dynes, Guy Grenier, Patrice Hamel, Danielle Héroux, Nancy Laroque, Patrick Lemay, Yannick Paquet, Stéphane Veilleux et spécialement Serge Verville pour son aide technique. Mes remerciements vont également à l'équipe du ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) dont Jacques Archambault pour le support logistique et Jean-Paul Blais pour sa grande collaboration. Je tiens aussi à remercier Jacques Boisvert et Jean Lacoursière de l'Université du Québec à Trois-Rivières pour leurs conseils techniques au niveau de l'épandage de la roténone. Je tiens également à remercier Marc Godin pour son soutien moral tout au long de ce projet. Ce travail de recherche a été effectué dans le cadre d'un projet subventionné par le MEF et par la Fondation de la Faune du Québec.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	i
AVANT-PROPOS	ii
REMERCIEMENTS	iii
TABLE DES MATIÈRES	iv
LISTE DES TABLEAUX	vii
LISTE DES FIGURES	viii
LISTE DES ANNEXES	ix
1. INTRODUCTION	1
1.1 Problématique	1
1.2 Revue de littérature	3
1.2.1 Développement ontogénique du meunier noir	3
1.2.1.1 Montaison et reproduction	3
1.2.1.2 Phases de développement	4
1.2.2 Facteurs influençant la sensibilité des jeunes stades	5
1.2.2.1 Échange entre l'oeuf et son milieu	5
1.2.2.2 Effets des conditions physico-chimiques sur les stades embryonnaires	6
1.2.3 Roténone	8
1.2.3.1 Origine et caractéristiques	8
1.2.3.2 Formulation	8
1.2.3.3 Mode d'action	9

1.2.3.4 Facteurs influençant la toxicité	9
1.2.3.5 Effets sur les jeunes stades	9
1.2.3.6 Effets sur les poissons	11
1.2.3.7 Effets par gavage	12
1.2.3.8 Effets à long terme	12
1.2.3.9 Effets sur la faune et la flore connexe	13
 2. MATÉRIEL ET MÉTHODE	 14
2.1 Tests de toxicité en milieu semi-naturel	14
2.1.1 Dispositif expérimental	14
2.1.2 Incubation des oeufs	15
2.1.3 Traitements et prise de données	15
2.1.4 Analyses statistiques	17
2.2 Tests de toxicité en milieu naturel	17
2.2.1 Détermination du profil d'écoulement de la roténone en milieu naturel . . .	17
2.2.2 Incubation	18
2.2.3 Pourcentage de développement	20
2.2.4 Application du traitement	21
2.2.4.1 Mesure du débit	21
2.2.4.2 Mesure de la quantité de roténone	22
2.2.4.3 Technique de déversement	23
2.2.4.4 Prise de données	23
 3. RÉSULTATS	 24
3.1 Réponse des différents stades en milieu semi-naturel	24
3.1.1 Oeuf vert	24
3.1.2 Oeuf oeilé	24
3.1.3 Larves benthiques	27
3.2 Tests de toxicité en milieu naturel	27
3.2.1 Vérification du profil d'écoulement en milieu naturel	27

3.2.2 Validation de la dose létale en milieu naturel	33
4. DISCUSSION	38
4.1 Détermination de la dose létale en milieu semi-naturel	38
4.2 Tests de toxicité en milieu naturel	39
4.2.1 Profil d'écoulement	39
4.2.2 Validation de la toxicité de la roténone en milieu naturel	39
4.2.2.1 Premier traitement	39
4.2.2.2 Deuxième traitement	40
4.2.2.3 Troisième traitement	40
4.2.2.4 Frayères non traitées	41
5. CONCLUSION	42
6. RÉFÉRENCES	43

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Équation du logarithme de la transmittance (x) en fonction du logarithme de la concentration de roténone en ppm (y).	19
Tableau 2. Pourcentage de mortalité des larves pélagiques au 20 ^{ème} jour de l'expérimentation, suite au traitement de l'oeuf vert	25
Tableau 3. Pourcentage de mortalité des larves pélagiques au 20 ^{ème} jour de l'expérimentation, suite au traitement de l'oeuf oeillé	26
Tableau 4. Pourcentage de mortalité des larves pélagiques au 20 ^{ème} jour de l'expérimentation suite au traitement de la larve benthique.	28
Tableau 5. Nombre de larves mortes (M) et vivantes (V) récoltées dans les filets de dérive une heure avant le traitement	34

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Profil d'écoulement de la roténone pour la frayère du tributaire du lac Pimbina à différents temps après l'épandage	29
Figure 2. Profil d'écoulement de la roténone pour la frayère de l'émissaire du lac Bourgeois à différents temps après l'épandage	30
Figure 3. Profil d'écoulement de la roténone pour la frayère de l'émissaire du lac Orignac à différents temps après l'épandage	31
Figure 4. Dérive des larves pélagiques dans les frayères traitées à la roténone	35
Figure 5. Dérive des larves pélagiques dans les frayères témoins	36

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1. Données physico-chimiques (pH et température de l'eau) pendant les essais en milieu semi-aquatique.	49
Annexe 2. Températures moyennes et pourcentage d'atteinte du stade de larve pélagique à partir de l'incubation des oeufs en milieu naturel.	51
Annexe 3. Températures moyennes et pourcentage d'atteinte du stade de larve pélagique à partir de la date estimée de la ponte en milieu naturel.	56

1. INTRODUCTION

1.1 Problématique

L'introduction du meunier noir dans les plans d'eau du bouclier laurentien (Québec) a entraîné une diminution des rendements en omble de fontaine de 30 à 70% (Magnan *et al.*, 1990). Ces introductions sont dommageables du point de vue écologique mais aussi du point de vue économique en raison de la baisse significative des jours de pêche qu'elles entraînent (Blais, 1988). De tous les piscicides connus, la roténone est le produit le plus utilisé en Amérique du Nord pour éliminer les espèces de poissons indésirables (Marking *et al.*, 1983). Dans le but de contrôler les populations d'espèces introduites, le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF) utilise la roténone pour la restauration des lacs. Cette technique s'avère efficace pour éliminer les espèces compétitrices mais elle détruit également la faune benthique, le plancton et les autres espèces de poissons sportifs du lac (Bradbury, 1986). De plus, le traitement d'un lac à la roténone s'avère coûteux étant donné les volumes d'eau à traiter et les concentrations à utiliser pour obtenir un rendement approprié sur une espèce de poisson au stade adulte.

Le stade le plus sensible à la roténone ne serait pas l'adulte (Gillet et Roubeau, 1983). Plusieurs auteurs affirment que le stade le plus fragile serait la larve benthique (Leonard, 1939 ; Hester, 1959b; Garrisson, 1968 ; Marking et Bills, 1976 ; Blais et Beaulieu, 1992). Cette grande sensibilité s'explique d'une part par le fait que la roténone possède une grande solubilité dans les lipides (Ôberg, 1965). Cette caractéristique la rend particulièrement toxique pour le stade benthique étant donné sa respiration vitelline (Balon, 1990). D'autre part, la larve benthique est dans l'impossibilité de fuir en cas de changements brusques du milieu, la vessie natatoire n'étant pas développée à ce stade (Balon, 1990).

Comparativement à la restauration complète d'un plan d'eau, un traitement en frayère sur les jeunes stades de développement comporterait donc plusieurs avantages, tant au niveau économique (diminution de la quantité de roténone à utiliser, diminution des coûts associés à la logistique et au réensemencement de zooplancton et de l'espèce à réhabiliter soit l'omble de fontaine) qu'au niveau

environnemental (réduction des impacts sur la faune et la flore, protection du patrimoine génétique de l'omble de fontaine). Au Québec, la période de reproduction du meunier noir s'étend du début mai à la fin juin mais le début de la ponte aurait lieu lorsque la température de l'eau atteint 13 °C (Hamel *et al.*, 1996a). Les larves benthiques de meunier noir se retrouvent généralement dans les tributaires ou les émissaires des lacs au printemps, là où l'eau est courante et oxygénée (McElman et Balon, 1980). La ponte ayant lieu dans des cours d'eau peu profonds, les oeufs adhèrent à un substrat granuleux (Hamel *et al.*, 1996a) et les jeunes stades demeurent à cet endroit jusqu'à l'atteinte du stade de larve pélagique. La période de développement de la larve benthique est variable ; elle varie de 21 jours à une température moyenne de 15 °C et diminue à 12 jours pour une température moyenne journalière de 21 °C (Hamel *et al.*, 1996a). C'est pendant cette période qu'un traitement à la roténone s'avérerait particulièrement intéressant.

Très peu d'études ont été effectuées sur la toxicité de la roténone sur les jeunes stades du meunier noir en eau courante. Le but du présent projet vise à proposer un mode de contrôle des jeunes stades du meunier noir sur les frayères, lieu de rassemblement massif des individus pendant la période de reproduction, où il y a absence d'espèces sportives et un minimum d'eau à traiter. Dans un premier temps, la toxicité de la roténone a été déterminée expérimentalement en milieu semi-naturel, pour trois stades de développement soit l'oeuf vert, l'oeuf oeilé et la larve benthique, à différents temps de contact. Dans un deuxième temps, le stade le plus sensible a été exposé à la concentration et au temps de contact minimum occasionnant 100% de mortalité en milieu naturel.

1.2 Revue de littérature

Cette revue de littérature tentera de présenter les connaissances actuelles sur le sujet en trois sections distinctes : le développement ontogénique du meunier noir, les facteurs influençant la sensibilité des jeunes stades et les caractéristiques de la roténone.

1.2.1 Développement ontogénique du meunier noir

Afin de mieux contrôler les populations de meunier noir, il est important de connaître son mode de reproduction ainsi que les phases de développement et le comportement des jeunes stades en fonction des différents paramètres environnementaux.

1.2.1.1 Montaison et reproduction

Le meunier noir remonte les tributaires des lacs au printemps pour la période de fraie. Au Québec, la période de reproduction s'étend du début mai à la fin juin. La température de l'eau est le facteur le plus important relié au déclenchement de la migration des géniteurs vers le site de fraie (Scott et Crossman, 1974 ; Herzig et Winkler, 1986 ; Bogek *et al.*, 1990). Lorsque les températures sont inférieures à 10°C, la montaison est interrompue et quand les températures sont supérieures ou égales à 10°C, la migration reprend (Tremblay, 1962 ; Bond, 1972). L'atteinte d'une température seuil égale à 10°C déclencherait la montaison chez cette espèce (Scott et Crossman, 1974).

Sur le site de fraie, deux à quatre mâles se rassemblent autour d'une femelle et la pressent autour de leurs nageoires tuberculées au cours d'actes reproducteurs sporadiques qui ne durent que de 3 à 4 secondes, à une fréquence de 6 à 40 fois par heure (Scott et Crossman, 1974). Selon Scott et Crossman (1974), le nombre d'oeufs est habituellement de 20 000 à 50 000, mais il peut varier de 36 000 à 139 000 chez les femelles de 178 à 500 mm de longueur.

1.2.1.2 Phases de développement

Aussitôt que la laitance entre en contact avec l'ovule, il y a formation de l'oeuf vert et début de la phase de clivage (McElman et Balon, 1980). Les oeufs verts contiennent un noyau de pigmentation jaune entouré d'un anneau translucide de vitellin. Une partie des oeufs fraîchement fertilisés s'enfoncent dans les interstices du gravier et y adhèrent, ce qui assure un environnement externe riche en oxygène dissous tout au long de la phase de clivage et de la phase embryonnaire (Scott et Crossman, 1974 ; McCormick *et al.*, 1977 ; Corbett et Powles, 1983). La phase de clivage se résume en une série de division de blastomères et la phase embryonnaire comporte plusieurs stades de développement : Long et Ballard (1976) ont identifié 15 stades alors que McElman et Balon (1980) en ont regroupé cinq comme suit : (1) présence de la plaque neurale, (2) formation de la région cervicale et des yeux, (3) apparition de la rétine de l'oeil, (4) allongement du corps et formation de la nageoire caudale et (5) apparition du cerveau et de la pigmentation de l'oeil (oeuf oeillé). Suite à cette phase survient l'éclosion qui mène à la phase benthique.

Les recherches de McCormick *et al.* (1977) ont démontré que l'éclosion pouvait se produire entre 9°C et 21°C, qu'elle est absente à 24°C et très faible à 6.2°C (0.5%). Selon McElman et Balon (1980), la température d'éclosion idéale se situerait entre 9.5°C et 15°C, et il n'y en aurait pas à 8°C. À cette phase, on dénote un développement accru du système respiratoire ainsi qu'un déclin de la fréquence cardiaque (Long et Ballard, 1976 ; McElman et Balon, 1980). Les larves benthiques restent dans les interstices du gravier et sont orientées vers le substrat par une photophobie (McElman et Balon, 1980). C'est à ce stade que l'individu est le plus vulnérable aux perturbations extérieures (McElman et Balon, 1980).

Le stade pélagique correspond au moment où la larve sort du gravier pour se diriger vers la surface. À ce stade, les individus peuvent contrôler leur flottaison grâce à l'apparition de la vessie natatoire (McElman et Balon, 1980). Les larves sont alors libres de se déplacer en cas de brusques

changements du milieu. La croissance des larves est diminuée quand la température descend sous le seuil de 10°C alors qu'elle est maximale à 26.9°C (Corbett et Powles, 1983). La demande en oxygène augmente rapidement en même temps que la respiration vitelline diminue (Balon, 1990). Ce stade présente une transition graduelle de la respiration vitelline à la respiration branchiale (Balon, 1990).

1.2.2 Facteurs influençant la sensibilité des jeunes stades

Les jeunes stades sont plus sensibles aux variations extérieures que les stades adultes. Ce phénomène serait lié à la plus faible protection qu'offre le chorion et le liquide périvitellin (Rombough, 1982). De plus, ils n'ont pas la possibilité de se déplacer ou de fuir lorsqu'une substance toxique envahit le milieu. Ainsi, les jeunes stades sont très influencés par le milieu extérieur dans lequel ils vivent. Il sera d'abord question de savoir de quelle façon et en combien de temps l'oeuf échange avec le milieu extérieur et dans un deuxième temps, de vérifier si les conditions physico-chimiques de l'eau ont un effet sur les jeunes stades.

1.2.2.1 Échange entre l'oeuf et son milieu

L'échange entre le liquide vitellin de l'oeuf et son milieu est un sujet des plus important dans la présente étude. Il y aurait plusieurs échanges de constituants véhiculés par l'eau entre l'oeuf et le milieu extérieur, mais ces échanges seraient de plus en plus difficiles à mesure que le développement progresse (Loeffler, 1971). Zitzow (1960) précise qu'une heure après la fécondation, le durcissement du chorion de l'oeuf commence et la perméabilité décroît jusqu'à l'éclosion. Les expériences de Loeffler (1971) suggèrent que toute l'eau contenue dans l'oeuf serait échangée en quelques heures et que le coefficient d'échange diminuerait avec l'avancement des stades. Ces auteurs ont déterminé un coefficient d'échange entre le liquide vitellin de l'oeuf et le milieu extérieur qui se situe à $5,8 \times 10^{-6} \text{ cm}^3 \text{ sec}^{-1}$; ce coefficient correspond à 77% d'échange en 24 heures, à 9°C, au stade de l'oeuf vert chez la carpe (*Cyprinus carpio*). Le processus d'activation de l'échange serait lié à deux phénomènes pouvant modifier la pénétration des substances se trouvant dans le milieu (Gillet et Roubaud, 1983). D'abord, l'échange se fait par osmose et celle-ci est dépendante des matières colloïdales du périvitellus et des propriétés mécaniques du chorion. En second lieu, la réaction de durcissement fait intervenir

des réactions chimiques de réticulation, phénomène où les couches épithéliales de l'oeuf s'épaississent ce qui peut réduire la perméabilité jusqu'à empêcher le passage des substances toxiques. Cette brusque augmentation de résistance survient au stade de l'oeuf vert et se définirait, selon les mêmes auteurs, par l'épaississement d'une couche épithéliale qui jouerait un rôle protecteur en établissant une barrière face à la pénétration des produits toxiques.

La température demeure un facteur de premier ordre dans l'échange du milieu vitellin de l'oeuf avec son environnement. En effet, Humpesch (1985) a constaté que l'échange entre le vitellus et son milieu varie proportionnellement avec la température de l'environnement ; plus la température est basse, plus l'échange est difficile.

1.2.2.2 Effets des conditions physico-chimiques sur les stades embryonnaires

Les auteurs s'entendent pour dire que les conditions physico-chimiques de l'eau ont un effet sur la tolérance des espèces à certains produits toxiques. Par exemple, Olson et Marking (1973), ont démontré que les facteurs physico-chimiques tel que la dureté et la température peuvent agir sur la toxicité de la roténone. Le pH affecte grandement la survie des espèces et les matières en suspension agissent comme une barrière entre l'oeuf et l'oxygène d'une part et l'oeuf et son milieu d'autre part.

Température

Plusieurs auteurs ont mis en évidence que la température est un facteur important de régulation du métabolisme et du taux de développement des oeufs chez les poissons. Entre autre, les résultats de Bozek *et al.* (1990) spécifient que le développement embryonnaire est plus rapide à haute température. Toutefois, cette dernière ne doit pas dépasser un certain maximum à l'intérieur de la gamme des températures optimales d'une espèce. L'éclosion est aussi grandement influencée par la température durant la saison de fraie et peut, si elle n'est pas dans l'étendue des valeurs requises pour l'espèce, affecter la survie des individus ayant éclos pendant cette période (McCormick *et al.*, 1990 ; Balon, 1990).

Dureté

Olson et Marking (1973) stipulent qu'en augmentant la dureté de l'eau, on diminue l'effet de l'acidité et donc de la toxicité de la roténone à tous les stades de développement. Les poissons auraient une meilleure résistance à l'antimycine (piscicide non sélectif) dans une eau dure que dans une eau douce (Berger *et al.*, 1969).

pH

Baker et Schofield (1982) suggèrent que la survie des oeufs d'omble de fontaine fraîchement fertilisés ne serait pas affectée à un pH supérieur à 4,6. Cependant, l'oeuf oeuillé serait plus résistant. Il peut donc tolérer un pH plus bas et un temps de contact plus long que l'oeuf vert. Ainsi, Cleveland *et al.* (1986) obtiennent un taux de mortalité significatif sur des oeufs oeuillés à un pH de 4,5 et un temps d'incubation de 30 jours. Les meuniers noirs à un pH acide perdent des ions de calcium et de chlore (Fraser et Harvey, 1984). Par exemple, à un pH de 5 on constate une perte ionique de 17% et à un pH de 4, une perte de 42% et ce pour un temps d'exposition de 6 à 19 jours. Il en résulte une augmentation de perte ionique avec une baisse de pH.

Matières en suspension

Les solides en suspension, lorsqu'ils sont en quantité inférieure à 1000 ppm, n'affectent pas l'éclosion des oeufs de perchaude, *Perca flavescens*, d'alse d'été, *Alosa aestivalis* et de gaspareau, *Alosa pseudoharengus* (Auld et Schulbel, 1976). Ces mêmes auteurs ont toutefois observé que des concentrations de 1000 ppm réduisaient significativement le succès de l'éclosion et que la survie des larves se trouvait significativement réduite lorsqu'exposées pendant 48 heures à des concentrations de 500 ppm. Chez le stade adulte, le produit de la concentration des sédiments en suspension par le temps d'exposition était corrélé avec le taux de mortalité (Newcombe et McDonald, 1991).

1.2.3 Roténone

1.2.3.1 Origine et caractéristiques

La roténone est homologuée comme un piscicide à forte toxicité aiguë pour les poissons, modérément toxique pour les invertébrés aquatiques et peu toxique pour les oiseaux et les mammifères (Ministère de l'environnement, 1989). Elle provient d'un extrait de la racine d'une fève du genre *Derris* (Hayes, 1982). La roténone est liposoluble et pratiquement insoluble dans l'eau (État de Californie, 1985). Aussitôt qu'elle entre en contact avec l'oxygène de l'air, la lumière, l'eau, les lipides et la chaleur, elle se dégrade rapidement (Haley, 1978 dans Blais et Beaulieu, 1992) et n'offre qu'une faible rémanence dans le milieu (Claffey et Ruck, 1967 dans Blais et Beaulieu, 1992). En effet, sa demi-vie n'est que de 1.4 heure lorsqu'exposée à la lumière en milieu aqueux (État de la Californie, 1985).

1.2.3.2 Formulation

La roténone pure est une cétone de formulation $C_{23}H_{22}O_6$ (Millis, 1985). C'est un composé organique de couleur blanche à l'état solide mais il est habituellement vendu en solution ou encore sous forme de poudre. Les liquides émulsifiables sont aujourd'hui préférés à la poudre (Beaudoin et Blais, 1983).

Les principaux produits utilisés au Québec sont le Nusyn Noxfish et le Noxfish. Le Nusyn Noxfish est vendu sous forme de concentré émulsifiable. La solution contient 2,5% par volume de roténone en combinaison avec un agent synergique, le butoxide de pipéronyle à 2,0% par volume (Ministère de l'environnement, 1989). Selon la fiche signalétique de la roténone, 80% du produit est un solvant aromatique dérivé du pétrole. Le Noxfish se compose de 5% de roténone et ne contient aucun agent synergique. Il renferme 80% de solvant.

1.2.3.3 Mode d'action

La roténone est reconnue depuis longtemps pour sa grande efficacité en tant que piscicide. La grande sensibilité des poissons à la roténone s'explique par sa facilité d'entrée au niveau des branchies (Ôberg, 1965). Selon ce même auteur, les branchies offrent une grande surface de cellules à haute teneur en lipides ce qui favorise le passage de la roténone à l'intérieur des filaments branchiaux. Une fois entrée dans l'organisme, la roténone se solubilise dans le système sanguin où elle inhibe la phosphorylation oxydative (réactions respiratoires) dans les mitochondries (National Academy of Sciences, 1985). La roténone agit rapidement mais un temps de contact minimum est toutefois nécessaire afin d'obtenir les mortalités désirées. Si ce temps de contact n'est pas atteint pour une concentration et une espèce données, il y a possibilité de récupération par le poisson. En effet, si le poisson est retourné en eau fraîche et que les cellules des organes vitaux ne sont pas totalement asphyxiées, l'individu récupérera (Ôberg, 1965).

1.2.3.4 Facteurs influençant la toxicité

Hester, 1959a a démontré de façon expérimentale que la lumière solaire, le plancton et les colloïdes réduisent la toxicité de la roténone (Hester 1959a). Également, un taux de lipides élevé influencera l'absorption du toxique dans l'organisme, la molécule de roténone étant apolaire et liposoluble (Ôberg, 1965).

Par ailleurs, Marking et Bills (1976) ont déterminé les conditions physico-chimiques idéales pour optimiser un traitement à la roténone : des températures élevées de 16°C à 21°C, un pH inférieur à 8 et une eau douce d'alcalinité variant de 150 à 200 mg/L.

1.2.3.5 Effets sur les jeunes stades

Les recherches ont tendance à prouver que les oeufs de salmonidés sont plus résistants que les larves ou les alevins. Ainsi, Marking et Bills (1976) ont effectué des tests de toxicité à la roténone (Noxfish)

sur la Truite arc-en-ciel, *Oncorhynchus mykiss* et sur la Carpe. Ces chercheurs ont déterminé que les oeufs sont de 47 à 106 fois plus résistants que les larves. Les oeufs oeillés de ces deux espèces de poissons sont de 15 à 50 fois plus résistants que les larves vésiculées lors d'un traitement à la roténone de 96 heures (Marking et Bills, 1976). Garrison (1968) mentionne que les oeufs oeillés de salmonidés succombent en totalité à 70 ppm après 3 heures. Pour un temps de 6, 20 et 24 heures, des concentrations de 50, 30 et 25 ppm respectivement sont nécessaires à l'atteinte de 100% de mortalité. Leonard (1939) a constaté que les oeufs oeillés de salmonidés survivent à des concentrations de 0.5 ppm mais que la larve périt à l'éclosion.

Hester (1959b) a fait des comparaisons entre le Noxfish et le pro-Noxfish pour la carpe et a constaté que des oeufs âgés de 24 à 48 heures succombaient à des concentrations létales 50 (CL50) de 0.091 ppm et 0.178 ppm respectivement. Ces oeufs étaient plus résistants que des poissons de 25.6 à 71.8 mm de longueur (CL50 de 0.081 ppm et 0.163 ppm) pour le Noxfish et le pro-Noxfish respectivement. Le Noxfish est estimé être environ deux fois plus toxique que le pro-Noxfish. Hester (1959) a obtenu des CL50 de 0.091 et de 0.142 ppm sur des oeufs de Carpe et de Tête-de-boule, *Pimephales promelas*, fraîchement fertilisés pour des temps de contact de 192 et 216 heures à 21 °C et à 24 °C avec le Noxfish. L'auteur a refait des tests avec le pro-Noxfish sur les mêmes espèces à des températures de 24 °C et des temps de contact de 216 et 247 heures et a obtenu des concentrations létales (50%) de 0.178 et 0.233 ppm pour les oeufs de Carpe et de Tête-de-boule respectivement.

Garrison (1968) a testé des concentrations létales de roténone sur des oeufs oeillés et sur des larves de salmonidés âgées de 100 jours. Il a démontré que les oeufs de salmonidés sont 10 fois plus résistants au pro-Noxfish que les larves de cette même espèce. Pour un temps de contact de 24 heures à 3 ppm, le taux de survie des oeufs oeillés est de 0% alors qu'à 1 ppm le taux de survie est de 100%. À ce même temps de contact, mais à 0.1 ppm, on observe 90% de survie chez la larve benthique alors qu'à 0.15 et 0.05 ppm, les taux de survie de la larve benthique sont de 0% et 100% respectivement.

Bradbury (1986) a comparé les études de plusieurs auteurs concernant les concentrations létales sur

différentes espèces avec le Noxfish, appliquées à des oeufs à 12°C pendant 96 heures. Parmi les auteurs étudiés, Marking et Bills (1976) ont obtenu des concentrations létales, pour des oeufs fraîchement fertilisés de Truite arc-en-ciel, de 5.60, 4.42, 3.20 et 2.50 ppm dans des eaux ayant des duretés de 10-12 mg/L, 40-44 mg/L, 160-180 mg/L et de 290-310 mg/L respectivement. Par ailleurs, les expériences d'Olson et Marking (1973) démontrent que des concentrations inférieures à 3 ppm éliminent 50% des oeufs verts d'omble de fontaine et que des concentrations inférieures à 1 ppm atteignent mortellement 50% des oeufs verts de saumon chinook, *Oncorhynchus tshawytscha* et de truite fardée, *Salmo clarki*. Les expérimentations de Marking *et al.* (1983) sur des oeufs oeillés de carpe et de truite arc-en-ciel ont démontré que des concentrations de 0.025 et 0.015 ppm sont nécessaires pour obtenir 50% de mortalité chez les populations testées.

En somme, Bradbury (1986) retient que les oeufs oeillés ont tendance à être plus sensibles à la roténone que les oeufs verts.

1.2.3.6 Effets sur les poissons

La roténone agit rapidement sur le métabolisme des poissons. Son action se fait sentir quelques secondes après avoir mis le poisson en contact avec le produit. Toutefois, si l'individu est retourné en eau fraîche avant que le temps de contact avec la roténone ne soit fatal, il y a possibilité de récupération et alors de réversibilité de l'effet. Le temps de contact, la concentration et l'espèce semblent donc être des facteurs susceptibles d'influencer le taux de survie de la population visée. Ainsi, Bayley et Austen (1990) mentionnent qu'il existe une corrélation entre l'efficacité de la roténone, l'espèce et la taille du poisson d'une part, la température de l'eau et la superficie à traiter d'autre part. Toutefois, certaines espèces peuvent être moins exposées car elles se tiennent à des profondeurs où la roténone est en moins grande concentration. Rach et Gingerich (1986) notent des différences d'efficacité pour les différentes espèces ; la carpe demande un temps de contact de 11.25 heures avant de succomber à une concentration de 2 ppm de roténone, le crapet arlequin, *Lepomis macrochirus*, 3 heures et la perchaude également 3 heures dans les mêmes conditions. Au stade adulte, la carpe et la truite arc-en-ciel succombent à des CL50 de 0.05 mg/L et de 0.06 mg/L respectivement (Bradbury, 1986). Dans une eau courante, Gilderhus (1972) mentionne que le

meunier noir et la carpe sont les deux espèces les plus touchées en comparaison avec le tête-de-boule, le crapet arlequin, la barbue de rivière, *Ictalurus punctatus* et l'achigan à grande bouche, *Micropterus salmoides*. Reinertsen *et al.* (1990) ont constaté que tous les poissons (majoritairement du poisson blanc, *Coregonus lavaretus*, de la truite brune, *Salmo trutta* et de la perchaude) sont morts lors d'un empoisonnement d'un lac à la roténone à 0.5 ppm. Bayley et Austen (1990) suggèrent que les carpes de plus grande taille soient plus atteintes à cause de leur plus grande flottabilité, la concentration de la roténone diminuant en fonction de la profondeur de l'eau.

1.2.3.7 Effets par gavage

Fajt et Grizzle (1993) ont testé les effets de la roténone par gavage (ingestion forcée par les voies digestives) sur la carpe. Les effets obtenus par gavage sont similaires à ceux observés lorsque la roténone est appliquée directement dans l'eau. On note des mortalités de poissons dans les 16 heures suivant l'ingestion du produit mais des effets secondaires comme une désorientation, une asphyxie et une position verticale immobile ont été retrouvés dans les 30 minutes suivant l'expérimentation (DL50= 8,1 mg/ Kg). L'ingestion de la roténone n'a toutefois eu aucun effet sur la modification de la composition sanguine des mammifères (Ambrose et Hagg, 1937 dans Blais et Beaulieu, 1992).

1.2.3.8 Effets à long terme

Étant donné la faible rémanence de l'effet toxique et la demi-vie très courte de la roténone, peu d'études ont été faites sur l'effet à long terme de l'empoisonnement d'un lac à la roténone (Bradbury, 1986). Toutefois, Zilliox et Pfeiffer (1960) ont rapporté que 12 lacs ont été traités à la roténone dans le but d'éliminer la perchaude. Bien que l'espèce ait été considérée comme complètement exterminée, la moitié de la population de perchaude est réapparue dans ces lacs. Zilliox et Pfeiffer (1960) supposent que cette espèce aurait survécu plutôt que d'avoir été réintroduite. Ils affirment également que toute espèce survivant à un empoisonnement tire profit de la réduction de la compétition et comble rapidement l'espace laissé par les poissons disparus. La courbe démographique de cette espèce augmente alors rapidement dans les années qui suivent (Zilliox et Pfeiffer, 1960). Les survivants peuvent soit être des individus ayant une tolérance naturelle à la roténone (Marking et Bill,

1976), soit avoir acquis une tolérance (Orciari, 1979) ou tout simplement avoir trouvé refuge dans une végétation aquatique plus dense (Prévost, 1960).

1.2.3.9 Effets sur la faune et la flore connexe

La roténone a aussi des effets sur d'autres composants de l'environnement. En effet, la roténone fait chuter la biomasse des algues par un facteur de quatre (Reinertsen *et al.*, 1989). Les espèces de grande taille sont remplacées par des algues plus petites à croissance rapide et par des algues vertes gélatineuses, mais la biomasse totale ne subit pas de diminution ou d'augmentation. Bradbury (1986) rapporte que les rotifères ont pratiquement été exterminés après un traitement à la roténone de 0,5 ppm. Toutefois, la proportion des daphnies a augmenté, passant de 49-63% en 1979-1980 à 74-90% en 1980-1984. La taille moyenne des daphnies adultes a également augmenté de 1.3 à 1.8 mm pour cette même période. À 0.5 ppm, tous les poissons sont tués. La faune benthique et le plancton recolonisent dans l'année qui suit l'intervention (Bradbury, 1986). Serns (1979) a constaté une baisse significative de trichoptères mais aucun changement dans le nombre de gastéropodes à 2.5 ppm (Pro-Noxfish). Aucune trace de zooplancton n'est détectable jusqu'à 5 mois après le traitement à 2.5 ppm (Pro-Noxfish) (Serns, 1979). Chandler et Marking (1982) ont classé quelques invertébrés par ordre de sensibilité à la roténone : les crevettes d'eau douce et les écrevisses sont en moyenne le groupe d'organismes benthiques le plus résistant avec une CL50 de 12.5 mg/L. Ils sont suivis par les trichoptères, les larves de libellules, les larves de diptères, les chironomides et les éphémères.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODE

Le présent projet a été divisé en deux volets. Le premier volet a consisté à évaluer la toxicité de la roténone sur les jeunes stades de développement du meunier noir en milieu semi-naturel. Le deuxième volet a consisté en la vérification *in situ* de la dose létale optimale obtenue dans le premier volet. À cet effet, des tests de toxicité ont été effectués sur le stade le plus sensible, dans six frayères naturelles situées dans la réserve Mastigouche.

2.1 Tests de toxicité en milieu semi-naturel

Les tests de toxicité en milieu semi-naturel ont débuté le 16 mai 1994 dans la réserve Mastigouche aux abords de la rivière du Loup (46°37'N, 73°11'O) et se sont échelonnés sur un mois et demi. Le terme semi-naturel signifie que les tests n'ont pas été effectués directement dans le milieu, mais dans des incubateurs qui ont été soumis aux mêmes conditions environnementales (physico-chimie de l'eau, température de l'eau et de l'air, pression atmosphérique, vent, etc.) que celles du milieu naturel.

2.1.1 Dispositif expérimental

Le système expérimental était constitué d'incubateurs rectangulaires de 30 cm de longueur par 8 cm de largeur et 5 cm de profondeur, munis d'un bouchon de vidange. Le fond des incubateurs était recouvert de tapis gazon commercial servant de substrat pour l'incubation des oeufs. Un ensemble de 420 incubateurs séquentiellement numérotés de 1 à 420, a été reparté en deux sections (A et B) de 210 incubateurs chacune. Ces sections A et B étaient alimentées par deux pompes submersibles branchées en parallèle et reliées à un groupe électrogène en cas de panne électrique. Les deux sections reposaient sur des supports, suffisamment séparés les uns des autres pour permettre une libre circulation autour de ceux-ci. Les incubateurs ont été alimentés de façon continue avec l'eau de la rivière du Loup, dont les conditions physico-chimiques sont comparables à l'eau des frayères du milieu naturel. Le débit reçu par chacun des incubateurs était de 150 ml/min. Le pH et la température de l'eau de la rivière ont été mesurés à chaque jour (Annexe 1).

Une attention particulière a été portée aux systèmes d'incubation pour qu'ils soient toujours au niveau et pour que le volume d'eau que contient chaque incubateur soit uniforme. Les tuyaux servant à l'alimentation ou au retour de l'eau du système ont été enterrés pour prévenir le réchauffement de l'eau. Le système a fonctionné 24 heures avant l'introduction des oeufs pour s'assurer de l'élimination de tout produit toxique relié au montage des incubateurs.

2.1.2 Incubation des oeufs

Les géniteurs ont été capturés dans le tributaire du lac Sans-Nom (46°35'N, 73°35'O) dans la réserve Mastigouche. Le prélèvement et la fertilisation des gamètes ont été effectués sur place selon la méthode de fertilisation à sec en usage au Ministère de l'Environnement et de la Faune (Piper *et al.*, 1982). Le transport au site d'expérimentation a eu lieu après la phase de durcissage, soit environ deux heures après la fertilisation. La journée même, les oeufs ont été distribués à raison de 120 par incubateur, soit un total d'environ 51 000 oeufs à récolter pour les deux expériences. Les oeufs ont été déposés 24 à la fois (20% du nombre total) dans chaque incubateur, jusqu'à concurrence de 120, à l'aide d'une pipette Pasteur. La séquence de dépôt dans les incubateurs a été effectuée de façon aléatoire afin de réduire les biais reliés à la qualité des oeufs.

2.1.3 Traitements et prise de données

Les tests sur la toxicité de la roténone en milieu semi-naturel ont été séparés en quatre expériences. Dans la première expérience, nous avons évalué la toxicité de la roténone sur le stade de l'oeuf vert et dans la seconde, sur le stade d'oeuf oeuillé (formation du pigment du cristallin des yeux de la larve dans l'oeuf). Les deux dernières expériences ont visé le stade de larve benthique. Chacune de ces expériences a donc soumis un stade de développement précis à différentes concentrations de roténone et à trois temps de contact.

La première et la deuxième expériences ont été effectuées à 12 jours d'intervalle et ont monopolisé 210 incubateurs. Elles comprenaient sept niveaux de traitement (six concentrations plus un témoin)

soumis à trois temps de contact différents en cinq réplicats pour chacune des situations. Les stades visés étaient l'oeuf vert (expérience 1) et l'oeuf oeillé (expérience 2). Les concentrations utilisées pour les deux premières expériences ont été de 150, 320, 510, 820, 1300 et 2000 ppm et les temps de contact appliqués de 5, 10 et 15 minutes. La troisième et la quatrième expériences ont été effectuées sur le stade de larve benthique et ont eu lieu sur deux journées consécutives, en utilisant les 210 autres incubateurs. Les larves ont été soumises à des concentrations de 5.2, 9, 16.9, 30.4, 54.8, 98.6 ppm et à six temps d'exposition (1, 2, 4, 5, 10 et 15 minutes) à raison de cinq réplicats pour chacune des situations. Les traitements ont été attribués aux différents incubateurs de façon aléatoire afin d'éviter les biais systématiques causés par les facteurs externes.

Préalablement au traitement, les six concentrations à tester ont été préparées dans des bacs de 60 l (i.e. un bac / concentration). Le traitement sur les oeufs verts a été appliqué le plus tôt possible après la fertilisation, soit la journée même. Pour les stades de l'oeuf oeillé et de la larve benthique, l'application de la roténone a débuté lorsqu'au moins 80% des individus à traiter avaient atteint le stade désiré. L'atteinte du stade d'oeuf oeillé et de larve benthique a été déterminé par observation et comptage des individus. Les temps de contact plus courts pour le stade de larve benthique ont été basés sur le constat général d'une plus grande sensibilité de ce stade à la roténone (voir section 1.2.3.5, revue de littérature).

La première étape du traitement consistait à couper l'arrivée d'eau de la rivière et à enlever les bouchons de vidange des incubateurs choisis. Une fois l'incubateur vide, le bouchon était remis en place sur l'incubateur et rempli ensuite avec la solution de roténone de concentration voulue (ou avec de l'eau dans le cas des témoins). Une fois le temps prescrit écoulé, le bouchon était enlevé de nouveau pour vidanger l'incubateur. Le bouchon était ensuite remplacé et l'eau de la rivière réintroduite dans les incubateurs. Étant donné que la roténone est non hydrosoluble, chaque incubateur a été rincé cinq fois. Tous les incubateurs sélectionnés pour une expérience donnée ont reçu les mêmes manipulations, y compris les incubateurs témoins.

Le décompte des individus morts a débuté 24 heures après l'application du traitement. Ce moment a été considéré comme le jour 1 de l'expérimentation. Chaque séquence additionnelle de 24 heures a été considérée comme un jour de plus jusqu'à concurrence de l'atteinte du stade pélagique, ce qui correspond à un total de 20 jours. Le stade de développement a été noté selon les critères suivants: début du stade oeillé, % d'individus au stade oeillé, début d'éclosion, % de larves écloses, début du stade de nage vers le haut (larves pélagiques).

2.1.4 Analyses statistiques

Les données obtenues dans le cadre du premier volet n'étaient pas distribuées normalement. Nous avons donc dû utiliser des analyses non paramétriques. Pour vérifier s'il y avait une différence dans la mortalité entre les différents temps de contact et les différentes concentrations, nous avons utilisé le test de Friedman (Sherrer, 1984).

2.2 Tests de toxicité en milieu naturel

2.2.1 Détermination du profil d'écoulement de la roténone

L'établissement du profil d'écoulement de la roténone a eu lieu en même temps que l'application d'un traitement soit les 12, 13 et 14 juin respectivement dans les frayères des lacs Pimbina, Bourgeois et Orignac de la réserve Mastigouche. La concentration de roténone appliquée a été de 100 ppm au point de déversement pendant 1 minute. Les concentrations dans les ruisseaux ont été mesurées à huit distances du point de déversement soit à 1, 10, 25, 50, 100, 200, 400 et 800 mètres. Pour les distances de 1, 10 et 25 mètres, des échantillons de 100 ml d'eau ont été prélevés à 0.25, 0.5, 1, 2, 3, 4 et 5 minutes après le début du déversement. Pour les distances de 50, 100, 200, 400 et 800 mètres, les échantillons ont été prélevés à toutes les minutes à partir du moment où l'observateur détectait une augmentation de la turbidité de l'eau et l'odeur caractéristique de la roténone, jusqu'à cinq minutes après l'observation du retour à une eau limpide. Les échantillons ont été déposés dans des glacières pour le transport jusqu'au site d'analyse afin que la chaleur et la lumière ne dégrade pas la roténone prématurément (Blais et Beaulieu, 1992). Les concentrations ont été mesurées par

spectrophotométrie en mode de transmittance à une longueur d'onde de 420 nm. Une courbe d'étalonnage a été faite pour chacune des frayères au même moment que l'analyse des échantillons.

La courbe de la concentration de roténone en fonction de la transmittance est de type exponentiel. Afin de linéariser cette relation et utiliser une régression linéaire simple, les données ont été transformées en logarithme (base 10), ce qui a permis d'établir une équation simplifiée pour chacune des frayères lors de l'analyse des données (Tableau 1).

2.2.2 Incubation

Les tests de toxicité en milieu naturel ont eu lieu dans six frayères de la réserve Mastigouche. Le choix des frayères a été basé sur la présence de meunier noir dans le cours d'eau, la récolte d'oeufs de meunier au filet Surber et la nature du substrat qui devait consister en un mélange de gravier et de cailloux d'un diamètre moyen de 6 cm (Bond, 1972). Les tributaires et émissaires de six lacs ont été identifiés : émissaire du lac Orignac (46°37'N, 76°26'O), émissaire du lac Bourgeois (46°39'N, 74°10'O), tributaire du lac Pimbina (46°45'N, 72°51'O), tributaire du lac Henri (46°43'N, 73°32'O), émissaire du lac Serpent (46°41'N, 73°35'O) et émissaire du lac Plume (46°42'N, 73°32'O). Les trois premières frayères sont celles qui ont été soumises à un traitement à la roténone et les trois suivantes ont servi de frayères témoins. Les six frayères ont étéensemencées d'environ 150 000 oeufs fraîchement fertilisés, aussitôt que les géniteurs ont remonté dans le tributaire du lac Henri. Les géniteurs ont été capturés à l'aide de verveux. Le prélèvement et la fertilisation des gamètes ont été effectués sur place, selon la méthode décrite précédemment. Le transport des oeufs aux cours d'eau expérimentaux a eu lieu après la phase de durcissage, soit environ deux heures après la fertilisation. Les oeufs ont ensuite été introduits en quantité égale (750 ml) au début de la zone d'ensemencement de chacune des frayères. Ces zones ont été déterminées à l'endroit le plus en amont possédant un substrat représentatif de l'habitat des jeunes stades de meunier noir. Ces ensemencements d'oeufs avaient pour but de s'assurer de la présence d'un minimum de larves de meunier noir lors de l'épandage de la roténone dans l'ensemble des frayères sélectionnées.

Tableau 1 : Équation du logarithme de la transmittance (x) en fonction du logarithme de la concentration de roténone en ppm (y).

Nom du tributaire	Équation	R ²	n
Pimbina	$\log (y) = -1.4882 \log (x) + 2.2679$	0.96	10
Bourgeois	$\log (y) = -1.5444 \log (x) + 2.3743$	0.96	10
Orignac	$\log (y) = -1.5138 \log (x) + 2.3787$	0.96	10

2.2.3 Pourcentage de développement

Dans le but de traiter après l'éclosion mais avant l'atteinte du stade de larve pélagique, un thermographe (modèle StowAway, ONSET Computer Corporation) a été installé dans chaque frayère. De plus, deux autres thermographes de modèle XL-100 (Richard Brancker Research LTD) ont été installés dans les frayères de l'Orignac et du Plume afin de s'assurer de la validité des mesures. Les thermographes ont mesuré les températures de l'eau à toutes les 30 minutes du 10 mai au 29 juin. Les températures moyennes journalières de l'eau de chaque frayère ont ensuite été compilées. Hamel *et al.*, (1996b) ont élaboré un modèle de développement des oeufs du meunier noir jusqu'au stade de l'émergence (ou atteinte du stade de larve pélagique), qui est basé sur la température moyenne journalière de l'eau. La formule suivante donne le pourcentage de développement quotidien de la larve pélagique en fonction de la température moyenne journalière de l'eau.

$$\%dev = 100 \left[\frac{0.137 * K / 298 * \exp(5164.066 * (1/298 - 1/K))}{1 + \exp(-17460.49 * (0.0035015 - 1/K))} \right]$$

où K est la température moyenne de l'eau journalière en Kelvin.

Le premier traitement visait principalement les oeufs ayant étéensemencés artificiellement puisqu'il était facile de suivre leur développement exact en fonction de la température moyenne journalière. Il avait été déterminé que ce traitement serait appliqué lorsque le développement aurait atteint 80% du stade pélagique, selon le modèle précédent. La date du premier traitement a été déterminée à partir des températures moyennes journalières et d'une extrapolation de la température moyenne de l'eau pour la journée précédant le traitement (cette extrapolation était basée à la fois sur les températures moyennes de l'eau des journées précédentes et des prévisions météorologiques). Le premier traitement a donc été effectué le 3 juin 1995 pour le tributaire du Pimbina, le 5 juin 1995 pour l'émissaire du Bourgeois et le 6 juin 1995 pour l'émissaire de l'Orignac. Après le calcul du pourcentage de développement à partir des températures réelles, celui-ci se chiffrait à 74% pour le tributaire du lac Pimbina, à 80% pour l'émissaire du lac Bourgeois et à 80% pour l'émissaire du lac Orignac. Les données détaillées du pourcentage de développement jusqu'à l'émergence des larves

ensemencées artificiellement se retrouvent à l'annexe 2.

Le deuxième traitement visait les oeufs pondus de façon naturelle. Selon des observations faites en milieu naturel, la ponte du meunier noir débute lorsque la température moyenne journalière de l'eau atteint 13°C (Hamel. *et al.*, 1996a). Parce que le premier traitement n'a pas fonctionné au tributaire du lac Pimbina (voir section 3.2.2), un second traitement a été appliqué aux trois sites quand 100% du stade pélagique devait théoriquement être atteint selon le modèle de développement (Hamel *et al.*, 1996b). Ces traitements ont eu lieu les 12, 13 et 14 juin 1995 au tributaire du lac Pimbina et aux émissaires des lacs Bourgeois et Orignac respectivement. Les pourcentages de développement réels étaient de 98%, de 103% et de 103% respectivement pour ces mêmes sites. L'annexe 3 montre le pourcentage de développement jusqu'à l'émergence des larves pour les oeufs pondus naturellement. Afin de s'assurer d'atteindre les jeunes stades originant d'une ponte plus tardive, un troisième traitement a été appliqué cinq jours plus tard dans ces mêmes frayères soit les 17, 18 et 19 juin 1995.

2.2.4 Application du traitement

La roténone a été déversée en amont de la frayère à partir d'un obstacle infranchissable par les géniteurs. Par conséquent, la probabilité de retrouver des stades embryonnaires au-delà de cet obstacle était très faible. La concentration de roténone à administrer dans chacun des cours d'eau a été de 100 ppm et le temps de contact d'une minute, concentration et temps de contact ayant été déterminés selon les résultats des essais en milieu semi-naturel de l'été 1994.

2.2.4.1 Mesure du débit

La vitesse d'écoulement a été mesurée à trois stations en parallèle sur le cours d'eau à l'aide d'un courantomètre (mini current meter, modèle 1205, Scientifics Instruments Inc). Basé sur une observation visuelle, les points de mesure ont été choisis de façon à obtenir un débit représentatif du cours d'eau. À chaque station, la largeur du ruisseau a été divisée en trois sections égales. La profondeur a été mesurée au centre de chacune des sections et au même point, la vitesse de courant a été mesurée à la mi-profondeur. Un débit partiel a donc été calculé pour chacune des trois sections.

La somme des trois débits partiels représentait le débit total. En faisant la moyenne des débits totaux des trois stations, nous avons obtenu le débit moyen sur la frayère à traiter. La quantité de roténone à déverser a été calculée comme suit :

$$Q = \sum v_i \times l_i \times p_i$$

où

v_i : vitesse d'écoulement

l_i : largeur partielle du ruisseau entre deux endroits de prélèvement

p_i : profondeur

Le volume de roténone à 100% a été dilué dans des chaudières de 60 l pour permettre le maximum de dispersion dans le cours d'eau étant donné que la roténone est non hydrosoluble.

2.2.4.2 Mesure de la quantité de roténone

La quantité de roténone appliquée a été calculée comme suit :

$$volume = [conc] \times t \times Q$$

où

[conc]: concentration de 100 ppm

t : durée de l'expérimentation (s)

Q : débit (l/s)

2.2.4.3 Technique de déversement

Le déversement de la solution de roténone dans la frayère s'est fait par gravité à partir d'un réservoir de 60 l. Ce réservoir a été mis au niveau et positionné de façon à ce que la roténone soit déversée dans une zone d'écoulement turbulent. Le brassage et la dispersion du produit étaient ainsi maximisés. Une valve préalablement calibrée a servi à contrôler le débit à 60 litres de solution déversée dans un délai d'une minute.

$$\text{Quantité déversée} = V_2/t$$

où $t = 1 \text{ min}$

$$V_2 = 60 \text{ l}$$

2.2.4.4 Prise de données

La journée du premier traitement, deux filets de dérive ont été installés dans chacune des frayères en aval de la zone d'incubation des oeufs. Les filets étaient fabriqués de nytex avec des mailles de 500 microns et de dimension de 27,5 cm de largeur par 42,5 cm de hauteur et 1 m de longueur. Ces derniers ont été positionnés à une profondeur qui se rapprochait le plus de la hauteur du cadre du filet, afin de maximiser l'efficacité de capture de ce dernier dans le cours d'eau. Ces profondeurs ont été retrouvées à 200 mètres en aval du point de déversement dans le tributaire du lac Pimbina, à 400 mètres dans l'émissaire du lac Bourgeois et à 250 mètres dans l'émissaire du lac Orignac. Dans les frayères témoins, les filets de dérive ont été placés en aval de la zone d'incubation des oeufs où la profondeur et la largeur du cours d'eau permettaient de maximiser l'efficacité du filet. Les filets de dérive des frayères traitées ont été relevés une première fois quelques minutes avant le traitement et 1, 3, 5, 24 et 48 heures suivant le traitement. Pour les frayères témoins, les filets ont été relevés et nettoyés à toutes les 48 heures à partir du premier traitement au tributaire du lac du Pimbina, soit du 3 juin au 10 juillet de la même année. Le nombre de larves mortes et vivantes dans les filets ont été dénombrées et préservées dans une solution de formol 5%. Les larves en dérive ont été comparées sur les frayères traitées et témoins afin de vérifier leur réaction face au traitement à la roténone.

3. RÉSULTATS

3.1 Réponse des différents stades en milieu semi-naturel

3.1.1 Oeuf vert

De tous les stades testés, l'oeuf vert est celui qui est le plus résistant aux sept concentrations et aux trois temps de contact expérimentés. Le Tableau 2 compare les pourcentages de mortalité obtenus 20 jours après l'application des différents traitements (concentrations et temps de contact). Ce 20^{ème} jour de l'expérimentation correspond à l'atteinte du stade de larve pélagique par les individus ayant survécu. Les différents niveaux de traitements sur les oeufs verts n'ont pas eu d'impacts significatifs sur la survie ultérieure des larves pélagiques (i.e. après 20 jours ; $p > 0.05$, $X_1^2 = 11.64$ et $X_2^2 = 3.71$).

3.1.2 Oeuf oeillé

Le stade oeillé est beaucoup plus sensible aux différents traitements que le stade de l'oeuf vert (Tableau 3). Les taux de mortalité ont été comparés lors de l'atteinte du stade de larve pélagique soit au 20^{ème} jour de l'expérimentation ou neuf jours après le traitement. La concentration a eu un effet significatif sur la survie des individus alors que le temps de contact n'a pas influencé le pourcentage de mortalité ($p_1 < 0.05$, $X_1^2 = 14.54$ et $p_2 > 0.05$, $X_2^2 = 2.00$). Nous avons obtenu des mortalités de 100% à tous les temps de contact pour des concentrations supérieures ou égales à 820 ppm. Les trois derniers niveaux de concentrations 820, 1300 et 2000 ppm ont provoqué des pourcentages de mortalité de 100%. Le seul niveau de concentration où l'on observe une augmentation du taux de mortalité en fonction du temps de contact est 150 ppm.

Tableau 2 : Pourcentage de mortalité des larves pélagiques au 20^{ème} jour de l'expérimentation, suite au traitement de l'oeuf vert

Conc. (ppm)	temps de contact (min)		
	5	10	15
0	63.58	50.45	41.19
150	56.67	50.19	69.17
320	57.64	59.00	46.10
510	56.75	58.5	52.90
820	75.76	66.47	47.52
1300	71.91	51.18	58.87
2000	83.96	86.87	68.98

Tableau 3 : Pourcentage de mortalité des larves pélagiques au 20^{ème} jour de l'expérimentation, suite au traitement de l'oeuf oeillé

conc. (ppm)	temps de contact (min)		
	5	10	15
0	16.69	9.25	6.49
150	72.03	80.46	89.00
320	58.91	100.00	100.00
510	85.05	100.00	100.00
820	100.00	100.00	100.00
1300	100.00	100.00	100.00
2000	100.00	100.00	100.00

3.1.3 Larves benthiques

Les larves benthiques ont été soumises à des concentrations plus basses que les oeufs verts et oeillés étant donné le taux élevé de mortalité obtenu au stade oeillé. Le Tableau 4 présente les pourcentages de mortalité au 20^{ème} jour de l'expérimentation soit lors de l'atteinte du stade de larve pélagique. La concentration et le temps de contact ont eu un effet significatif sur la mortalité des larves ($p_1 < 0.001$, $X^2_1 = 36.67$ et $p_2 < 0.05$ $X^2_2 = 12.79$). Nous avons obtenu une augmentation graduelle en fonction des concentrations et des temps de contact à partir de 9 ppm. Le seul niveau de concentration à fournir un taux de mortalité de 100% à un temps de contact d'une minute est 98.6 ppm. On observe toutefois des taux de mortalité de 100% pour les concentrations aussi basses que 5.2 ppm à des temps de contact de 10 et 15 minutes.

3.2 Tests de toxicité en milieu naturel

3.2.1 Vérification du profil d'écoulement en milieu naturel

Le déversement de roténone en milieu naturel s'est fait avec la concentration et le temps de contact minimal obtenu en milieu semi-naturel pour l'obtention de 100% de mortalité de larves benthiques. Le temps de contact prescrit était au départ d'une minute et la concentration de 98.6 ppm, arrondie à 100 ppm. Selon les résultats obtenus, la concentration diminue en fonction de la distance du point de déversement et le temps de contact augmente en fonction de cette même distance (figures 1 à 3).

Le comportement de l'écoulement de la roténone des trois frayères traitées est semblable. Le seul endroit, où la concentration était d'un ordre de grandeur de 100 ppm (concentration visée), a été à un mètre, du point de déversement. Aux stations d'échantillonnage suivantes la concentration de roténone détectée a décliné en fonction de la distance du point de déversement. À partir d'une distance supérieure ou égale à 200 mètres du point de déversement, la détection de roténone par le spectrophotomètre était nulle pour les trois frayères traitées. Toutefois, par observation visuelle et olfactive de l'eau lors du traitement, des paramètres tels la diminution de la transparence, l'apparition d'écume blanche à la surface de l'eau ou l'odeur caractéristique de roténone, permettaient de confirmer

Tableau 4 : Pourcentage de mortalité des larves pélagiques au 20^{ème} jour de l'expérimentation suite au traitement de la larve benthique.

conc.(ppm)	temps de contact (min)					
	1	2	4	5	10	15
0	4.11	3.99	0.29	12.31	5.07	4.86
2.9	5.23	0.41	7.23	69.49	79.19	87.29
5.2	5.67	2.48	8.72	57.45	100.00	100.00
9	1.60	14.29	25.20	76.64	100.00	100.00
16.9	5.69	24.07	70.67	100.00	100.00	100.00
30.4	39.10	76.87	84.47	100.00	100.00	100.00
54.8	89.41	83.24	100.00	100.00	100.00	100.00
98.6	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00

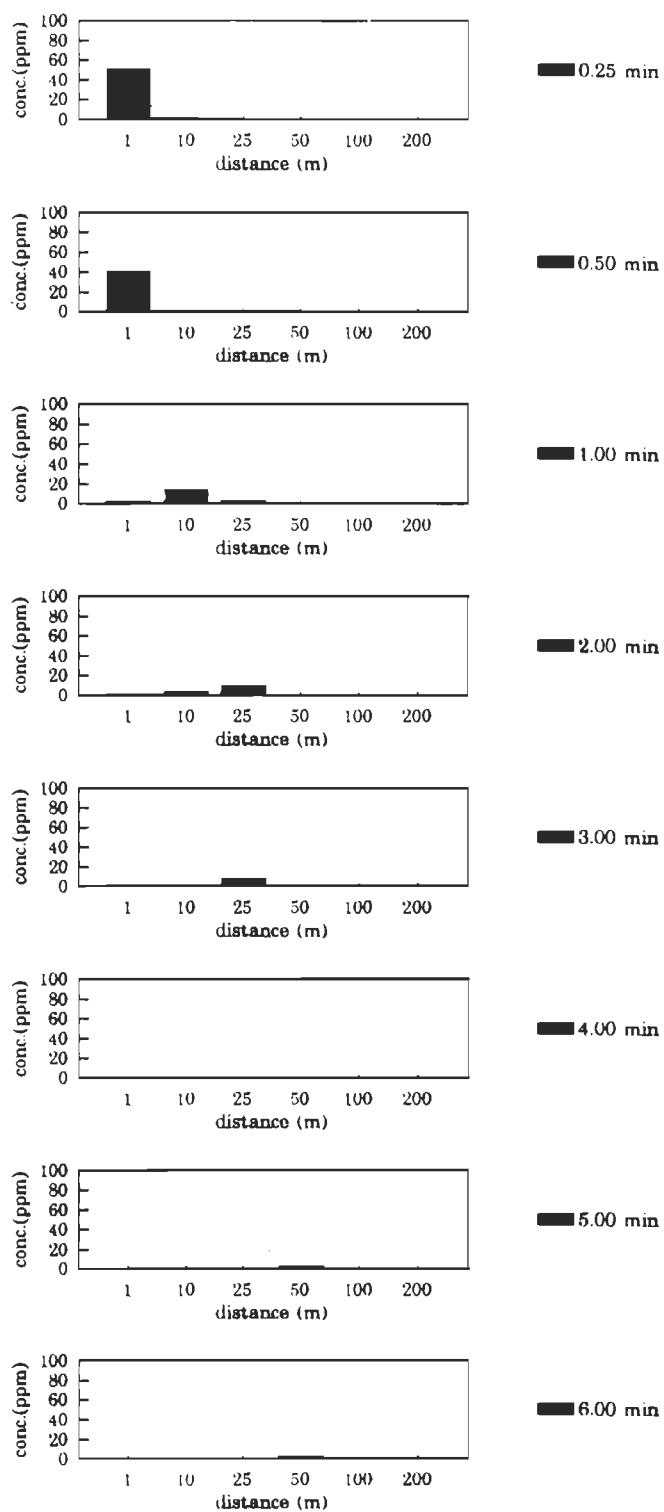


Figure 1. Profil d'écoulement de la roténone pour la frayère du tributaire du lac Pimbina à différents temps après l'épandage.

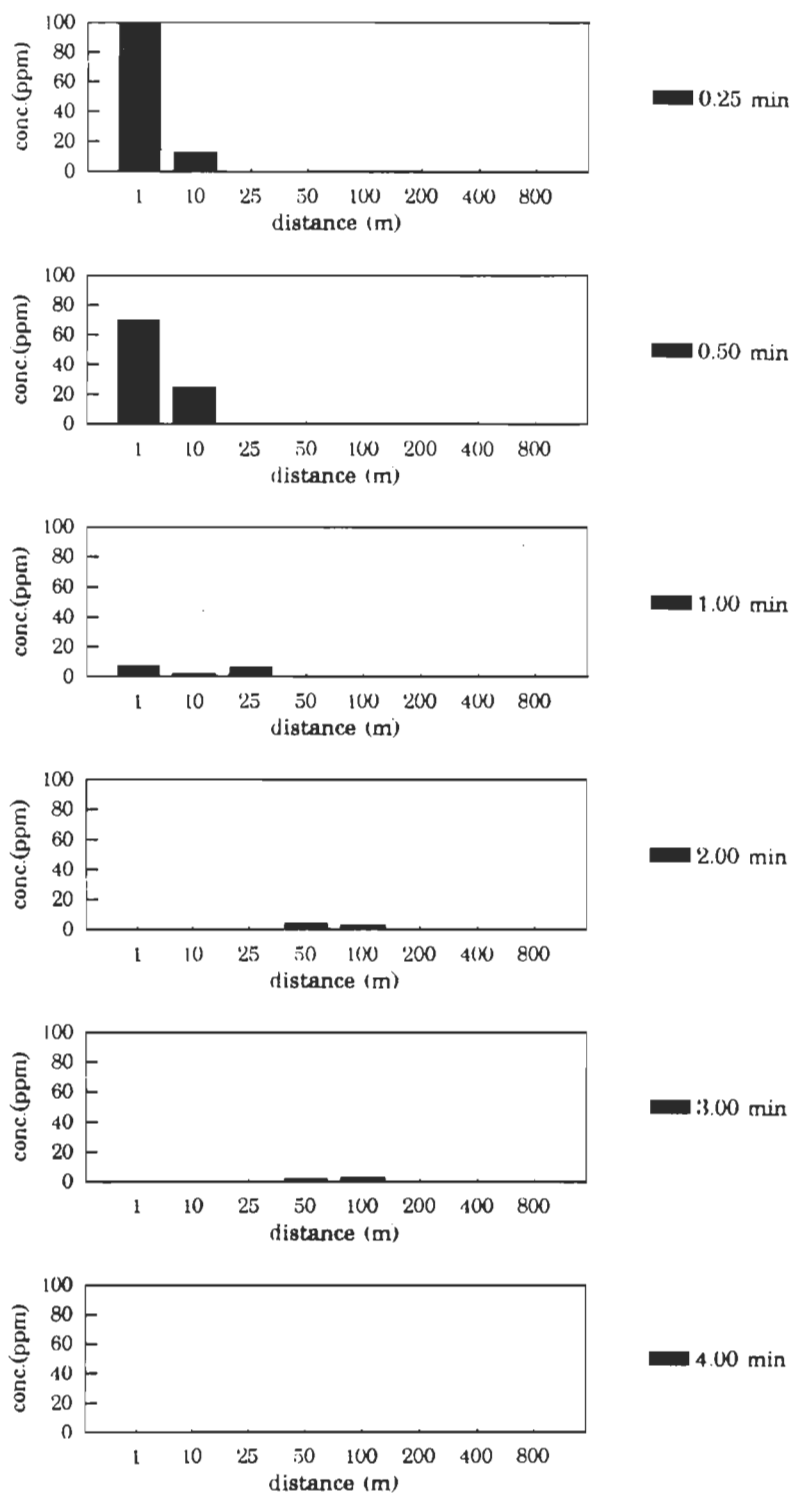


Figure 2. Profil d'écoulement de la rotenone pour la frayère de l'émissaire du lac Bourgeois à différents temps après l'épandage.

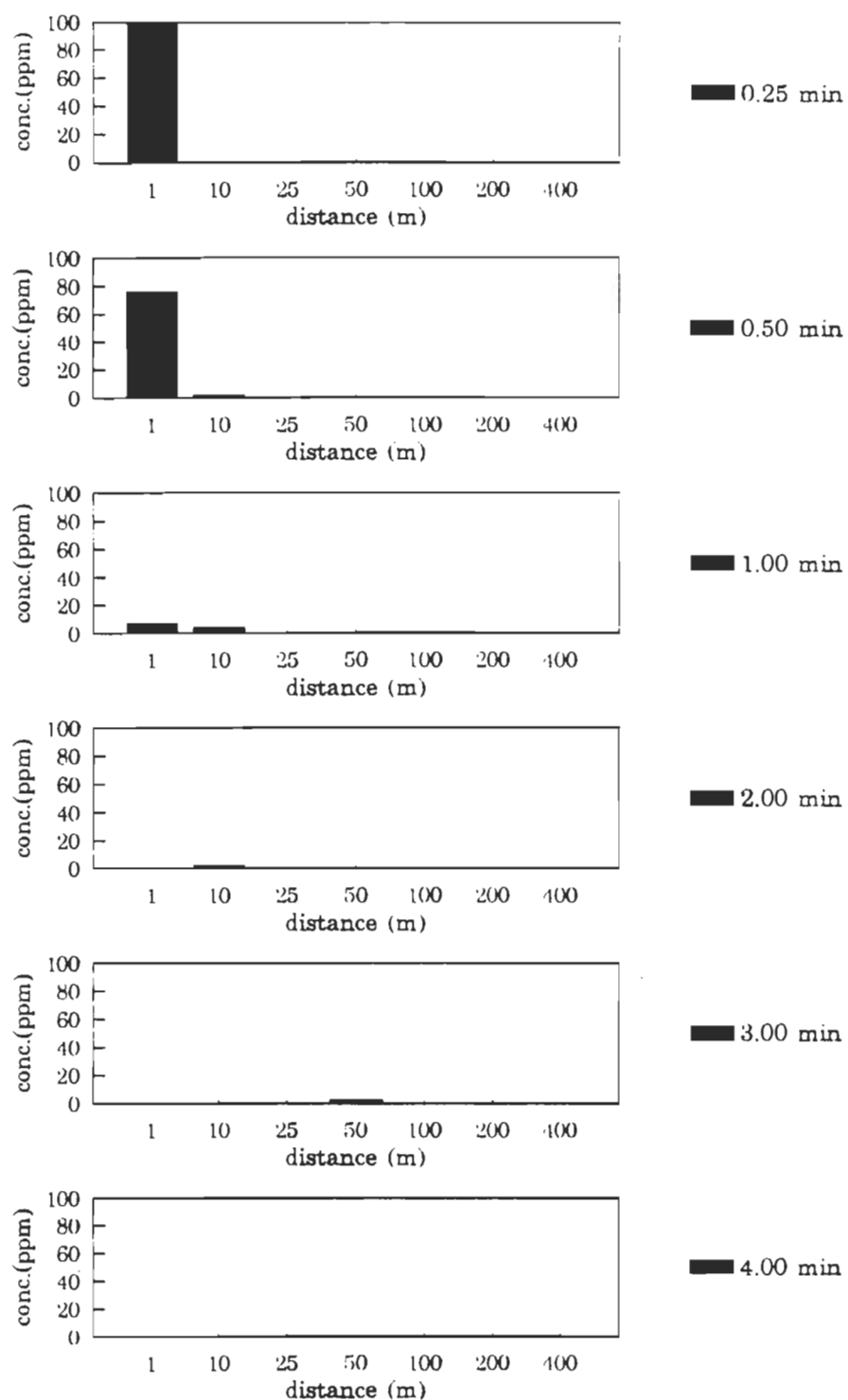


Figure 3. Profil d'écoulement de la rotenone pour la frayère de l'émissaire du lac Orignac à différents temps après l'épandage.

que la concentration de roténone dans l'eau n'était pas nulle bien qu'elle ait été inférieure à 1 ppm.

En contre partie, le temps de contact d'une concentration de roténone détectable augmente avec l'éloignement du point de déversement (le seuil de détection du spectrophotomètre est de 1 ppm). Par exemple, au tributaire du lac Pimbina, la présence de roténone a été détectée pendant 5 minutes à une distance de 50 mètres du point de déversement, alors qu'à une distance de 1 mètre du point de déversement la période pendant laquelle la roténone a été détectée n'a été que de 1 minute.

Des concentrations inférieures à 1 ppm ont été retrouvées, 4 minutes après le déversement à l'émissaire du lac Bourgeois et Orignac et 6 minutes pour le tributaire du lac Pimbina. Bien que des échantillons aient été prélevés jusqu'à 30 minutes après le déversement, aucune donnée n'est disponible en raison d'une non-détection par le spectrophotomètre. Les graphiques du profil d'écoulement sont présentés selon la quantité d'informations recueillies. À des distances de 200 mètres et plus, la détection de la roténone par le spectrophotomètre était inférieure à 1 ppm. Toutefois, par observation visuelle et olfactive, le temps de contact a été plus long qu'une minute.

3.2.2 Validation de la dose létale en milieu naturel

La dérive des larves pélagiques dans les cours d'eau traités a eu lieu principalement lors des traitements alors qu'elle a eu lieu aux dates prédites par le modèle de développement (Hamel *et al.*, 1996b) dans les cours d'eau témoins. Très peu de larves ont été dénombrées dans les filets de dérive avant les traitements (Tableau 5). Les larves récoltées dans les filets après le traitement étaient majoritairement mortes alors que les larves récoltées dans les frayères témoins étaient majoritairement vivantes (Figure 4 et 5). Nous avons récolté 0%, 87% et 99% de larves mortes 24 heures après le premier traitement dans les frayères du tributaire du lac Pimbina et des émissaires des lacs Bourgeois et Orignac respectivement (Figure 5). En effet, au tributaire du lac Pimbina, aucune larve n'a été récoltée lors du premier traitement. Cependant, 80% et 99% des larves récoltées lors des deuxième et troisième traitements étaient mortes. Pour les émissaires des lacs Bourgeois et Orignac, les taux de mortalité retrouvés au deuxième traitement ont été de 57% et 80% respectivement. Le nombre de larves est toutefois très bas, soit 7 et 30 larves respectivement, comparativement à 705 larves au tributaire du lac Pimbina lors du deuxième traitement. Lors du troisième traitement, les taux de mortalité ont été de 50% et de 100% pour les émissaires des lacs Bourgeois et Orignac respectivement mais avec un nombre total de larves de 2 et de 35 respectivement comparativement à 706 larves au tributaire du lac Pimbina. Quelques larves mortes et vivantes ont été comptées après les dates de traitement (Figure 4).

Le pourcentage de mortalité a été calculé pour l'ensemble des larves récoltées (mortes et vivantes) au cours de l'expérimentation. Pour les frayères du tributaire du lac Pimbina et des émissaires des lacs Bourgeois et Orignac, les résultats obtenus sont respectivement 88.8%, 80.7% et 96.2% de mortalité (Figure 4). Pour les frayères témoins au tributaire du lac Henri et aux émissaires des lacs Serpent et Plume, un pourcentage beaucoup plus bas est obtenu soit respectivement 1.8%, 31.1% et 34.0% de mortalité (Figure 5). Les dates de dérive pour les frayères non traitées correspondent aux dates prédites par le modèle de Hamel *et al.* (1996b) soit entre le 17 et le 23 juin au tributaire du lac Henri,

Tableau 5 : Nombre de larves mortes (M) et vivantes (V) récoltées dans les filets de dérive une heure avant le traitement

	Pimbina		Bourgeois		Orignac	
	M	V	M	V	M	V
1	0	0	0	0	42	0
2	4	2	0	0	14	0
3	0	0	0	0	4	0

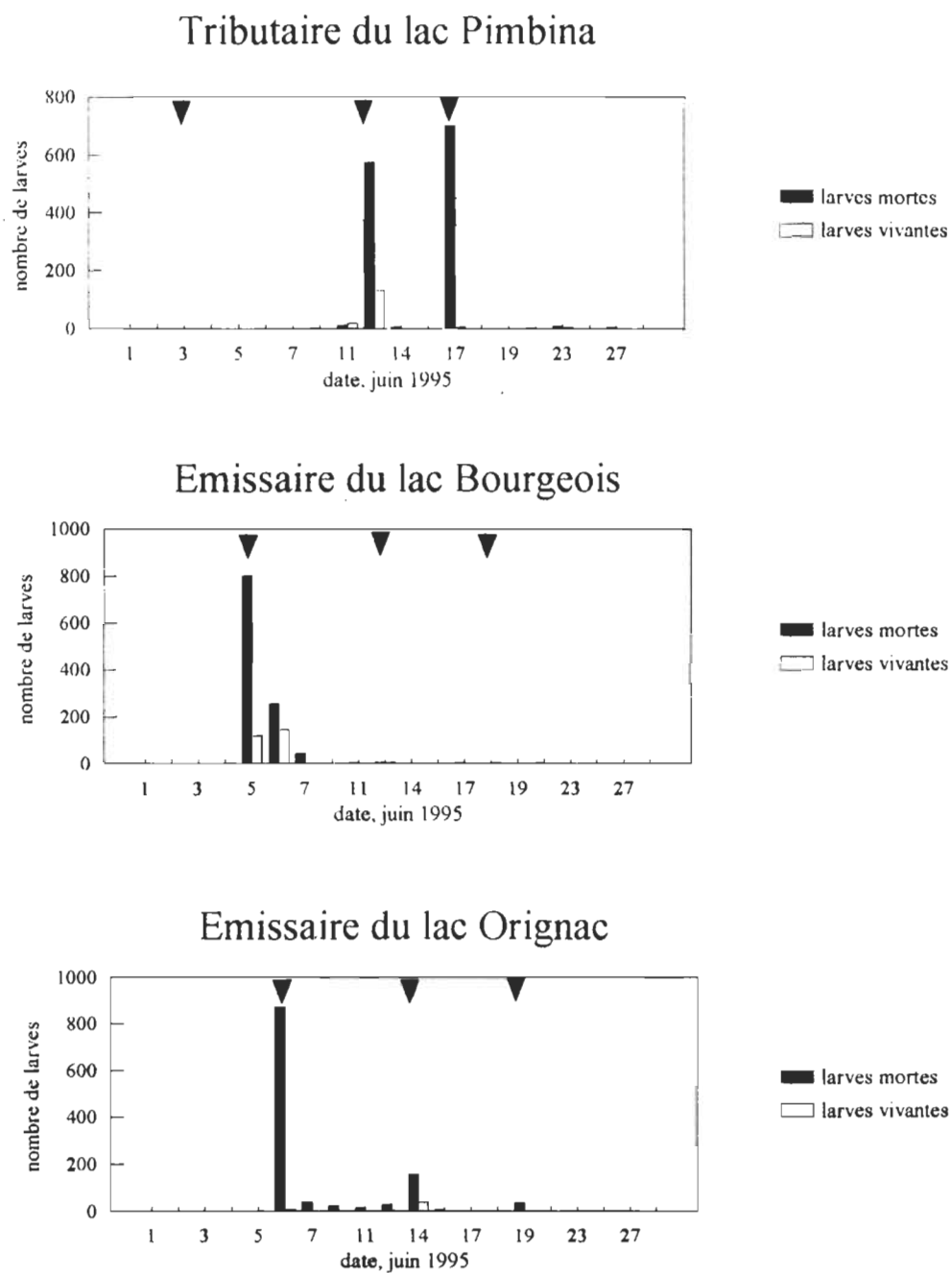


Figure 4. Dérive des larves pélagiques dans les frayères traitées à la roténone

▼ application d'un traitement à la roténone

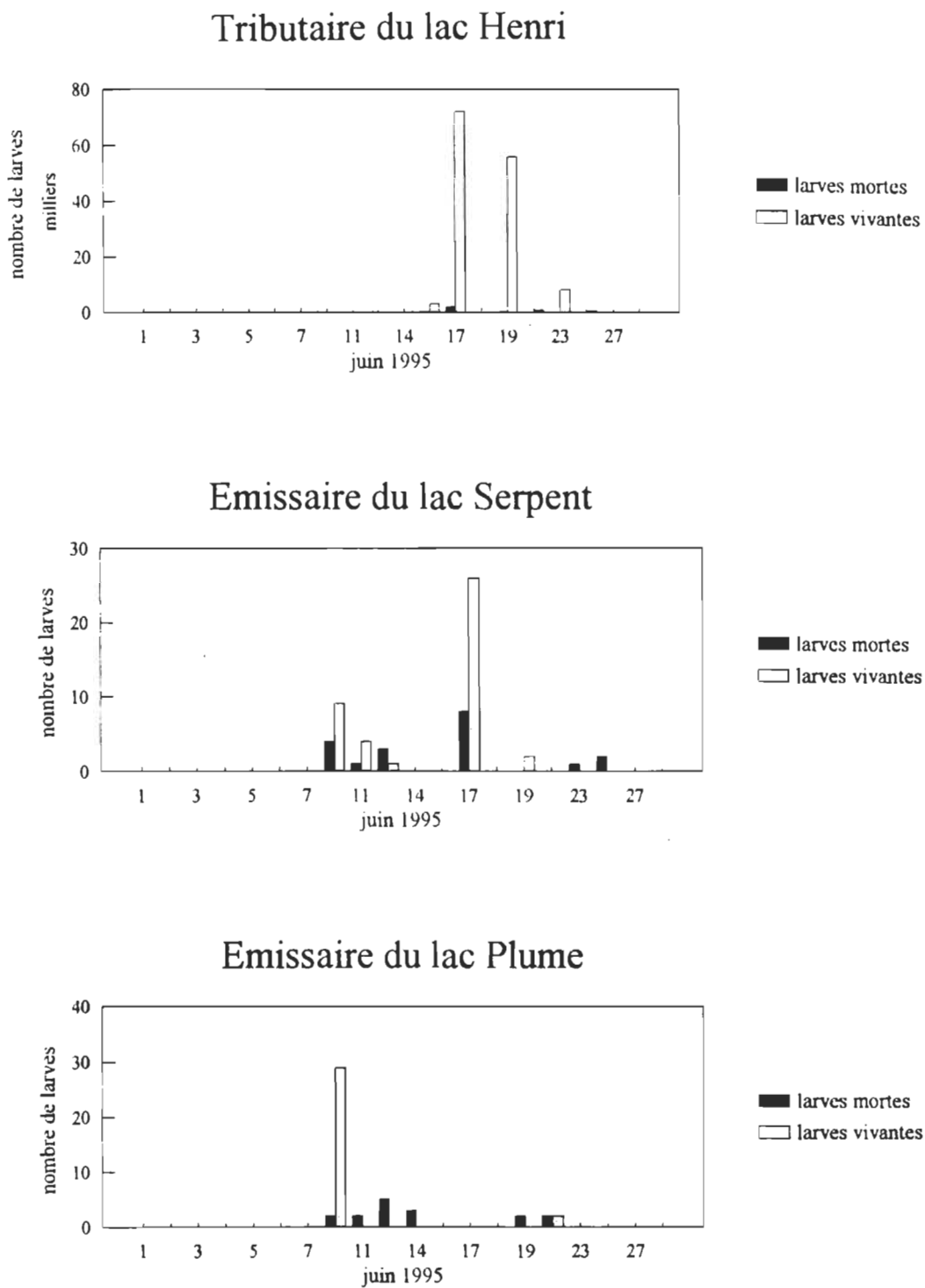


Figure 5. Dérive des larves pélagiques dans les frayères témoins.

entre le 8 et le 12 juin à l'émissaire du lac Serpent et le 8 juin à l'émissaire du lac Plume en se référant à l'atteinte de 100% du stade de larve pélagique.

4. DISCUSSION

4.1 Détermination de la dose létale en milieu semi-naturel

La sensibilité des oeufs et des larves du meunier noir à la roténone varie selon le stade de développement, la concentration du piscicide et du temps de contact. Comme des effets très variables ont été observés d'un stade de développement à l'autre, ces derniers seront considérés séparément.

L'oeuf vert est le moins sensible aux expositions à la roténone. En effet, les concentrations et temps de contact testés se sont avérés sans effet sur les oeufs verts. Une comparaison entre les témoins et les incubateurs soumis au traitement ne démontre pas de différences significatives. Marking et Bills (1976) ont obtenu des résultats similaires avec des oeufs de salmonidés et ont déterminé que les oeufs verts étaient de 47 à 106 fois plus résistants à la roténone que les oeufs oeillés et les larves. Bradbury (1986) a également conclu, après avoir comparé différentes espèces, que les oeufs oeillés sont plus sensibles à la roténone que les oeufs verts. Enfin, il semble que pour obtenir des résultats significatifs sur les taux de mortalité des oeufs verts, la dose testée (concentration et temps de contact) devrait être augmentée.

Les taux de mortalité obtenus sur les oeufs oeillés de meunier noir ont été élevés. Nous avons eu un effet significatif pour les concentrations mais aucun au niveau des temps de contact. Ces derniers semblent avoir été trop longs pour permettre l'estimation de concentrations létales progressives puisque nous avons obtenu des taux de mortalité de 100% à partir de 820 ppm et plus. Il aurait été intéressant de déterminer un taux de mortalité de 100% pour des temps de contact plus courts. Garrison (1968) et Marking et Bill (1976) ont démontré, lors d'expérimentations, que les oeufs oeillés de salmonidés sont plus résistants que les larves. Le taux de mortalité élevé que nous avons observé lors des premiers essais nous a amené à déterminer des concentrations et des temps de contact plus faibles pour les tests de toxicité sur les larves benthiques. Le plus faible traitement s'est avéré être une concentration de 98.6 ppm et un temps de contact de une minute. Pour des raisons pratiques,

nous avons arrondi la concentration à 100 ppm et avons utilisé cette dose pour la vérification en milieu naturel.

4.2 Tests de toxicité en milieu naturel

4.2.1 Profil d'écoulement

Le traitement des cours d'eau visait à déverser une concentration de 100 ppm pendant un temps de contact de une minute sur toute la longueur du cours d'eau à traiter. Toutefois, le temps de contact a été plus long et la concentration plus faible sur toute la longueur du cours d'eau traité. La concentration de roténone diminue et le temps de contact augmente en fonction de la distance du point de déversement. Cet effet de perte de produit peut s'expliquer par la propriété hydrophobe de la roténone (Blais et Beaulieu, 1992) et par le fait qu'elle adhère facilement à toute substance solide se trouvant sur son passage tels les rives, les roches, les branches, etc. Par observation, on retrouvait de la roténone le long des rives du cours d'eau et dans les baies où elle était emprisonnée en eau stagnante. Les bouillons et les remous ont pu provoquer un temps de contact plus long et une diminution de la concentration. Un effet de dilution par la nappe souterraine pourrait également être une hypothèse. Comme la concentration de roténone était inférieure à 1 ppm après 200 mètres, un traitement simultané d'une même dose à cette distance serait à expérimenter.

4.2.2 Validation de la toxicité de la roténone en milieu naturel

La concentration réelle de roténone déversée en milieu naturel a été inférieure à 100 ppm. Malgré cela toutefois, un faible pourcentage de larves vivantes a été récolté après les traitements.

4.2.2.1 Premier traitement

Aux émissaires des lacs Bourgeois et Orignac, nous avons récolté un fort pourcentage de larves mortes (80% et 99% respectivement). La roténone a semblé agir rapidement. À des concentrations optimales, les larves en contact avec la roténone tentent probablement de fuir en quittant les

interstices du gravier, sont entraînées par le courant et ainsi prélevées dans les filets de dérive. Au tributaire du lac Pimbina, aucune larve de meunier noir n'a été récoltée lors du premier traitement. Ce résultat pourrait s'expliquer par un pourcentage de développement plus faible lors du premier traitement à cet endroit (74%) comparativement aux deux autres frayères (80% dans les deux cas).

L'éclosion des oeufs n'aurait pas été complétée à cette date et la présence de larves dans le cours d'eau aurait été négligeable. Le développement au tributaire du lac Pimbina en était probablement encore au stade de l'oeuf. Celui-ci n'aurait pas été atteint par la concentration de roténone déversée, laquelle ciblait le stade larvaire. Les oeufs alors présents auraient continué leur développement vers l'émergence. Une seconde hypothèse pourrait supposer que les larves se trouvaient dans une zone où la concentration de roténone aurait été très diluée par l'effet de la distance du point de déversement. Cela aurait permis aux individus, n'ayant pas été en contact avec une concentration suffisamment élevée et pendant assez longtemps avec la roténone, de récupérer, leurs cellules n'étant pas totalement asphyxiées (Öberg, 1965 ; National Academy of Sciences, 1985).

4.2.2.2 Deuxième traitement

Peu de larves ont été capturées aux émissaires des lacs Bourgeois (7 au total soit 4 mortes et 3 vivantes) et Orignac (30 au total soit 29 mortes et 1 vivante) alors qu'un nombre élevé de larves mortes a été retrouvé au tributaire du lac Pimbina (705 au total soit 573 mortes et 132 vivantes). Nous pouvons poser comme hypothèse que la majorité des larves ont été atteintes lors du premier traitement au Bourgeois et à l'Orignac étant donné la faible quantité d'individus récoltés en comparaison avec la quantité recueillie lors du premier traitement (921 et 879) respectivement.

4.2.2.3 Troisième traitement

Nous avons retrouvé 700 larves mortes dans les 24 heures suivant le troisième traitement au tributaire du lac Pimbina alors que très peu de larves ont été récoltées à l'émissaire du lac Bourgeois (2 au total soit 1 morte et 1 vivante) et à l'émissaire du lac Orignac (35 mortes). Les deuxième et troisième traitements effectués au tributaire du lac Pimbina ont occasionné une mortalité importante de larves de meuniers noirs. Cette situation pourrait s'expliquer par la possibilité d'un étalement de ponte pour

cette frayère car des meuniers noirs matures ont été retrouvés dans les filets du tributaire du lac Pimbina avant et après le troisième traitement. Une ponte aurait donc pu avoir lieu après le troisième traitement. Des larves vivantes ont d'ailleurs été retrouvées sept jours après le troisième traitement. Des oeufs auraient ainsi été présents dans la frayère lors du troisième traitement. Ceux-ci n'auraient pas été atteints par la roténone et auraient continué leur développement vers l'émergence.

4.2.2.4 Frayères non traitées

Les larves récoltées dans les frayères témoins étaient en majorité vivantes. Le pourcentage de larves mortes récoltées est toutefois surprenant même si celui-ci était beaucoup moins élevé que dans les frayères traitées. La mortalité des larves retrouvées dans les frayères témoins a pu être causée par la mortalité naturelle ou par l'entassement (72000 larves au tributaire du lac Henri) et la pression exercée sur les larves par le courant. En effet, compte tenu de la période d'échantillonnage plus longue des filets de dérive dans les frayères témoins (48 heures au lieu de 1, 3, 5, 24 et 48 dans les frayères traitées), il est tout à fait probable que la méthode même de capture des larves ait été une cause importante de mortalité, dont l'intensité augmente avec le temps et la vitesse du courant dans ces conditions (P. Dumont, MEF, communication personnelle).

Nous avons capturé un nombre beaucoup plus élevé de larves au tributaire du lac Henri comparativement aux deux autres frayères. Il est possible que la dévalaison des larves pélagiques se fasse à l'intérieur de couloirs très étroits. Dans ce contexte, nos filets de dérive n'auraient probablement pas été situés aux endroits appropriés. Une étude plus spécifique portant sur les couloirs de dévalaison des larves permettraient de soutenir cette hypothèse.

Les données de capture des larves pélagiques à l'aide de filets de dérive doivent donc être interprétées de façon relative plutôt qu'absolue. La plus grande mortalité des larves observée sur les sites traités par rapport aux sites témoins est réelle, mais ne peut cependant être totalement attribuée au traitement lui-même.

5. CONCLUSION

Lors du premier volet de l'expérimentation, le stade le plus sensible à la roténone s'est avéré être la larve benthique à une concentration de 98.6 ppm et un temps de contact d'une minute. Lors du deuxième volet, le premier traitement appliqué aux émissaires des lacs Bourgeois et Orignac semble avoir été efficace et l'application de traitements ultérieurs a été inutile pour le contrôle des larves de meunier noir. Toutefois, les deux derniers traitements au tributaire du lac Pimbina ont été nécessaires en terme de contrôle des larves. Compte tenu des résultats obtenus en milieu naturel sur le taux de mortalité des larves benthiques, nous pouvons conclure qu'un traitement appliqué au moment de l'atteinte du stade de larve benthique est efficace. Une étude plus détaillée sur l'étalement de la ponte permettrait probablement de diminuer le nombre de traitements à appliquer. La détermination du profil d'écoulement de la roténone a mis en évidence que la concentration était inférieure à 100 ppm en tout point et qu'elle diminue en fonction de la distance du point de déversement. Le temps de contact augmente cependant avec la distance du point de déversement. Si le cours d'eau à contrôler a une longueur supérieure à 200 mètres, un second traitement simultanément au premier serait à préconiser. Les modalités du traitement demeurerait cependant à être optimisées.

6. RÉFÉRENCES

- ADELMAN, I.R., L.L. SMITH et G.D. SIESENNOP. 1976. Acute toxicity of sodium chloride, pentachlorophenol, Gution, and hexavalent chromium to fathead minnow (*Pimephales promelas*) and goldfish (*Carassius auratus*). J.Fish.Res. Board Can. 33: 203-208.
- AULD, H.A. et J.R. SCHUBEL. 1976. Effects of suspended sediment on fish eggs and larvae : a laboratory assessment. Mar.Res.Cen., University of New York, New York, USA.
- BAKER, J.P. et C.L. SCHOFIELD. 1982. Aluminium toxicity to fish in acidic waters . Water Air Pollut. 18: 289-309.
- BAYLEY, B. et D.J. AUSTEN. 1990. Modeling the sampling efficiency of rotenone in impoundments and pounds, Illinois natural history survey, Illinois, USA.
- BALON, E.K. 1990. Epigenesis of an epigeneticist : the developpement of some alternative concept on the early ontogeny and evolution of fishes. Institute of Ichthyology, University of Guelph, Guelph, Ontario, Canada, 42 p.
- BANDOW, F. 1980. Effects of winterkill and chemical eradication of fish on lake ecosystem . Minn.Dep.Nat.Resour., Div. Fish. Wildl., Completion Rep., Study 303, D.J. Project F-26-R, Invest. Rep. 369: 1-40.
- BEAUDOIN, M. et J.-P. BLAIS. 1983. Empoisonnement du lac Froid, zec Lavigne. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction régionale de Montréal, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Saint-Faustin. 68 p.
- BERGER, B.L., R.E. LENNON et W. HOGAN. 1969. Laboratory studies of antimycin as a fish toxicant. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife Fish Control Laboratories, La Crosse, Wis. USA.
- BERGERON, J.-F, F. GUILERT et B. VINCENT. 1972. Étude biogéographique et contrôle de la perchaude dans le district d'aménagement des Laurentides. Ministère du tourisme, de la chasse et de la pêche, Service de la faune. Rap. no 6: 169-180.
- BLAIS, J.-P. 1988. Restauration d'une population naturelle d'omble de fontaine au lac Clabo, zec de la Maison-de-Pierre. Ministère du Loisir de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction régionale de Montréal, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Saint-Faustin. 71 p.
- BLAIS, J.-P et G. BEAULIEU. 1992 . La roténone comme outil pour la restauration des populations d'omble de fontaine : Revue de littérature et exemple d'application pour le Québec. Direction générale de Montréal, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Saint-Faustin. 261 pages.

- BOND, W.A . 1972 . Spawning migration, age and growth, and summer feeding of the White sucker, (*catostomus commersoni*) in the Bigoray River, Alberta . Master's thesis, University of Alberta, Edmonton, Canada.
- BOZEK, M.A., L.J . PAULSON et G.R. WILDE . 1990 . Effects of ambient Lake Mohave temperatures on development, oxygen consumption, and hatching success of the razorback sucker. *Env. Biol. Fish.* 27 : 255-263.
- BRADBURY, A. 1986. Rotenone and trout stocking, a litterature review with special reference to Washington. Departement of game's lake Rehabilitation program. Washington Dept. Game., Fish. Manage. Rep. 86-2, 181 p.
- BURRESS, R.M. et W.C. LUHNING. 1969. Field trials of antimycin as a selective toxicant in channel catfish ponds. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife Fish Control Laboratories, La Crosse, Wis. USA.
- BURRESS, R.M. 1982. Effects of sinergized rotenone on nontarget organisms in ponds. U.S. Fish Wildl. Serv. Invest. Fish Control 91, 7 p.
- CHANDLER, J.H. et L.L. MARKING 1982. Toxicity of rotenone to select aquatic invertebrates and frog larvae. *Prog. Fish-Cult.* 44(2): 78-80.
- CLEVELAND, L., E.E. LITTLE, S.J. HAMILTON, D.R. BUCKLER et J.B. HUNN. 1986. Interactive toxicity of aluminium and acidity to early life stages of brook trout. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 115: 610-620.
- CORBETT, B. et P.M. POWLES. 1983. Spawning and early life ecological of the White sucker in Jack Lake, Ontario. *Transaction of the American Fisheries Society* 112: 308-313.
- DENIS, S. et T.M. DEVLIN. 1968. The effect of oligomycin on the developpement of amphibian eggs. *Exp. Cell Res.* 52: 308-318.
- DUDGEON, D. 1990. Benthic community structure and the effects of the rotenone piscicide on invertebrate drift and standing stocks in two Papua New Guinea streams, Hong Kong.
- ÉTAT DE CALIFORNIE. 1985. Draft programatic environmental impact report : rotenone use for fisheries management. Resour. Agency, Dep. Fish Game. 186 p.
- FAJT, J.R. et J.M. GRIZZLE. 1993. Oral toxicity of rotenone for common carp. Southeastern Cooperative Fish Disease Project, Departement of Fish. and Aquacult., alabama Agr. Exp. Sta., Auburn University, Alabama 36849, USA.
- FRASER, G.A. et H.H. HARVEY. 1984. Effects of environmental pH on the ionic composition of white sucker and pumpkinseed. *Can. J. Zool.* 62: 249-259.

- GARRISON, R.L. 1968. The toxicity of pro-noxfish to salmonid eggs and fry. *Progressive fish-culturist*. 30(1): 35-38.
- GILDERHUS, P.A. 1972. Exposure times necessary for antimycin and rotenone to eliminate certain freshwater fish. *Jour. Fish. Res. Board Can.* 29(2): 199-202.
- GILLET C. et P. ROUBAUD. 1983. Influence de la survie jusqu'à éclosion des embryons de Carpe commune (*Cyprinus caprio* L.) après traitement, pendant la fécondation et le développement précoce, par la carbendazime, un fongicide antimitotique de synthèse. I.N.R.A., Laboratoire de Physiologie des Poissons, Jouy, France.
- HAMEL, P., P. MAGNAN, P. EAST, M. LAPOINTE et P. LAURENDEAU. 1996a. Evaluation of different models to predict the *in situ* embryonic developmental rate of white sucker, *catostomus commersoni*. U.Q.T.R., Trois-Rivières. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* (Sous presse).
- HAMEL, P., P. MAGNAN, P. EAST et M. LAPOINTE. 1996b. Timing of spawning and validation of a degree day model on six spawning grounds of the white sucker, *Catostomus commersoni*. U.Q.T.R., Trois-Rivières. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* (Sous presse).
- HAYES, W.J. Jr. 1982. *Pesticides studied in man*. Williams and Wilkins, Baltimore.
- HERZIG, A. et H. WINKLER. 1986. The influence of temperature on the embryonic development of three cyprinids fishes, *Abramis brama*, *Chalcalburnus chalcoides mento* and *Vimba vimba*. *J. Fish. Biol.* 28: 171-181.
- HESTER, E. 1959a. The tolerance of eight species of warm-water fishes to certain rotenone formulations. Agricultural experiment Station, Alabama Polytechnique institute, Auburn, Alabama. 13(1959): 121-133.
- HESTER, E. 1959b. The toxicity of Noxfish and pro-Noxfish to eggs of common carp and fathead minnows. *Proc. Annu. Conf. Southeast. Assoc. Game Fish Comm.* 13: 325-331.
- HOLDWAY, D.A., E.J. KEMPE et D.G. DIXON. 1987. Acute toxicity of methoxychlor to larval white sucker (*Catostomus commersoni*) as modified by age, food availability, and egg preexposure. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 227-232.
- HUMPESCH, H.U. 1985. Inter-and intra-specific variation in hatching success and embryonic development of five species of salmonids and *Thymallus thymallus*. *Arch. Hydrobiol.*, 104: 129-144.
- LEONARD, J. 1939. Notes on the use of derris as a fish poison. *Trans. Am. Fish. Soc.* 68 : 269-279.
- LOEFFLER, A.C. 1971. Water exchange in the pike egg. *Dept. of Zoophys., Umea, Sweden.* 55: 797-811.

- LONG, W.L. et W.W. BALLARD. 1976. Normal embryonic stages of the White sucker, (*Catostomus commersoni*). Copeia 2: 342-351.
- MAGNAN, P., P. EAST et M. LAPOINTE. 1990. Modes de contrôle des poissons indésirables: revue et analyse critique de la littérature. Université du Québec à Trois-Rivières, pour le Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec et la Fondation de la faune du Québec. Rapp. tech. 198 p.
- MAGNAN, P., P. EAST et M. LAPOINTE. 1993. Modes de contrôle des espèces compétitrices introduites dans les lacs à Omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), Rapport d'étape 1993. Ministère de la Chasse et de la Pêche, Québec. 64 p.
- MILLIS, R.L. 1985. Determination of rotenone concentrations in fish toxicants from various commercial suppliers. Wyoming Game Fish Dep. Project 7085-17-8301, Adm. Rep. 7 p.
- MARKING, L.L. et BILLS, D.T. 1976. Toxicity of rotenone to fish in standardized laboratory tests. Fish Control Laboratory, La Crosse, Wisconsin 72: 1-11.
- MARKING, L.L., D.T. BILLS et J.J. RACH. 1983. Chemical control of fish eggs in the garrison diversion unit. North Dakota, North American Journal of Fisheries Management. 3: 410-418.
- McELMAN, J.F. et E.K. BALON. 1980. Early ontogeny of white sucker, *Catostomus commersoni*, with steps of saltatory development. Env. Biol. Fish. 5: 191- 224.
- McCORMICK, J.H., B.R. JONES et K.E.F. HOKANSON. 1977. White sucker (*Catostomus commersoni*) embryo development, and early growth and survival at different temperatures. J. Fish. Res. Board Can. 34: 1019-1025.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT. 1989. Code de gestion des pesticides : version provisoire. Document de consultation. Publ. Gouvernementale. 365 p.
- MUNKITTRICK, K.R. et D.G. DIXON. 1988. Evidence for a maternal yolk factor associated with increased tolerance and resistance of feral White Sucker to waterborne copper. Dept. of biology, University of Waterloo, Waterloo, Ontario, Canada. 20 p.
- NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES. 1985. Toxicity of selected contaminants : rotenone, p. 63-70. In Drinking Water and Health, vol.5. Safe Drinking Water Committee, Board on Toxicology and Environmental Health Hazards, Comm. Life Sci., National Res. Council, at. Acad. Press, Washington, D.C.
- NEWCOMBE, C.P. et D.D. MCDONALD. 1991. Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems, N. Amer. J. Fish. Manag., 11: 72-82.
- ÔBERG, K.E. 1965. On the principal way of attack of rotenone in fish. Ark. Zool. 18 : 217- 220.

- OLSON, L.E. et L.L. MARKING. 1973. Toxicity of TMF (Lampricide) to six early life stages of Rainbow trout (*Salmo gairdneri*). J. Fish. Res. Board Can. 30: 1047-1052.
- ORCIARI, R.D. 1979. Rotenone resistance of golden shiners from a periodically reclaimed pond. Trans. Am. Fish. Soc. 108: 641-645.
- PIPER, R.G., I.B. MC ELWAIN, L.E. ORME, J.P. MC CAREN, L.G. FOWLER et J.R. LEONARD. 1982. Fish hatchery management. U.S. Department of the Interior Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.
- PRÉVOST, G. 1960. The use of fish toxicants in the province of Québec. Can. Fish. Cult. 28: 13-35.
- RACH, J.J. et W.H. GINGERICH. 1986. Distribution and accumulation of rotenone in tissues of warm-water fishes. Transaction of the American Fisheries Society 115: 214-219.
- RACH, J.J., T.D. BILLS et L.L. MARKING. 1987. Acute and chronique toxicity of rotenone to *Daphnia magna*. National Fish. Rech. center. U.S. Fish and Wildlife Service, La Crosse, Wisconsin 92: 1-5.
- RAND, M.G. et R.S. PETROCELLI. 1985. Fundamentals of aquatic toxicology methods and application. Hemisphere publishing corporation, Washington, 8: 110-123.
- REINERTSEN, H., A. JENSEN, J.L. KOKSVICK, A. LANGELAND et Y. OLSEN. 1990. Effects of fish removal on the limnetic ecosystem of a eutrophic lake. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 166-173.
- SCOTT, W.B. et E.J. CROSSMAN. 1974. Poisson d'eau douce du Canada. Ministère de l'Environnement, Service des pêches et des sciences de la mer, Canada. 1026 p.
- SERNS, S.L. 1979. Effects of pro-Noxfish on the benthos and zooplankton of buglake, Forest Country, Wisconsin. Water Resour. Bull. 155: 1385-1393.
- SHERRER, B. 1984. Biostatistique, Gaëtan Morin éditeur, 831 pages.
- THATCHER, T.O., M.J. SCHNEIDER et E.G. WOLF. 1976. Bioassays on the combined effects of chlorine, heavy metals and temperature on fishes and fish food organisms. Part I. Effects of chlorine and temperature on juvenile brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Ecosystems department, Batelle Pacific Northwest Labs. Washington, USA.
- TREMBLAY, L. 1962. Température de l'eau et la migration de frai du catostome, *catostomus commersoni*. Nat. Can. (Québec) 89: 119-128.

- WHITE, J.W., P.T. FOYLE et V.G. HURLEY. 1989. Differences in acid tolerance during the early life stages of three strains of brook trout, *salvelinus fontinalis*. Hurley Fisheries Consulting Limited, Nova Scotia and Biological Sciences Branch, Dep. of fish. and oceans, Nova Scotia, Canada. p.387-398.
- ZILLIOX, R.G. et M.PFEIFFER 1960. The use of rotenone for management of New York trout waters. Can. Fish Cult. 28: 3-12.
- ZITZOW, R. 1960. Extended incubation of Walleye eggs with low-flow incubators. U.S. Fish and Wildlife Service, Valley City National Fish Hatchery. Valley City, North Dakota 58072- 9619, USA.

Annexe 1.

Données physico-chimiques (pH et température de l'eau) pendant les essais en milieu semi-naturel.

date	pH	Température (°C)
26/05/94	6.8	13.0
27/05/94	6.5	10.5
28/05/94	6.5	11.0
29/05/94	6.5	13.0
30/05/94	6.4	13.0
31/05/94	6.4	14.5
01/06/94	6.8	14.5
02/06/94	6.9	12.0
03/06/94	6.9	12.0
04/06/94	6.9	13.0
05/06/94	6.9	13.0
06/06/94	6.4	15.5
07/06/94	6.2	15.5
08/06/94	6.2	14.0
09/06/94	6.3	14.5
10/06/94	6.3	14.0
11/06/94	6.3	14.5
12/06/94	6.3	16.5
13/06/94	6.3	16.0

Annexe 2.

Températures moyennes (première ligne) et pourcentage d'atteinte du stade de larve pélagique (deuxième ligne) à partir de l'incubation des oeufs en milieu naturel.

<u>Date</u>	<u>Pimbina</u>	<u>Bourgeois</u>	<u>Orignac</u>	<u>Henri</u>	<u>Serpent</u>	<u>Plume</u>
13/05	19.13 0	10.1 0	9.4 0	- -	9.4 0	15.5 0
14/05	11.2 2.4	10.1 1.9	9.8 1.8	8.11 1.25	9.7 1.8	10.6 2.1
15/05	10.3 4.4	9.7 3.7	9.2 3.4	8.1 2.5	9.9 3.6	9.7 3.9
16/05	10.0 6.3	9.7 5.5	9.2 5.0	7.2 3.5	9.0 5.2	9.1 5.4
17/05	10.1 8.2	9.6 7.2	9.6 6.7	7.4 4.6	9.2 6.7	9.7 7.2
18/05	9.5 9.9	8.4 8.6	9.2 8.3	7.1 5.5	8.5 8.1	9.2 8.7
19/05	10.2 11.9	8.8 10.0	7.8 6.7	10.1 10.7	9.2 9.7	10.1 10.7
20/05	11.2 14.3	9.5 11.7	10.1 12.0	8.5 8.0	10.0 11.6	10.7 12.9
21-05	12.2 17.1	10.5 13.8	10.7 14.2	9.1 9.6	10.9 13.9	11.6 15.4
22-05	12.8 20.3	11.4 16.3	10.9 16.4	9.9 11.5	11.9 16.6	12.5 18.5

<u>Date</u>	<u>Pimbina</u>	<u>Bourgeois</u>	<u>Orignac</u>	<u>Henri</u>	<u>Serpent</u>	<u>Plume</u>
23-05	11.8 23.0	11.8 19.0	11.0 18.7	8.9 12.9	11.7 19.2	11.5 21.1
24-05	12.0 25.8	11.8 21.7	11.4 21.2	9.2 14.5	11.8 21.9	11.7 23.7
25-05	13.3 29.3	13.3 25.1	12.5 24.3	10.2 16.5	13.3 25.4	13.0 27.0
26-05	14.0 33.2	14.7 29.5	13.6 27.9	10.9 18.8	14.8 29.8	13.8 30.8
27-05	14.4 37.3	15.6 34.4	14.3 32.0	11.2 21.2	15.7 34.8	14.2 34.8
28-05	14.5 41.5	15.3 39.1	14.1 36.0	11.3 23.6	15.4 39.5	14.3 38.9
29-05	13.1 44.9	13.2 42.5	12.5 39.0	10.1 25.6	13.3 43.0	12.8 42.1
30-05	14.2 48.9	14.1 46.5	13.2 42.4	11.1 27.9	14.2 47.0	14.0 46.0
31-05	16.3 54.3	14.7 50.8	13.6 46.1	12.9 31.2	14.7 51.4	16.2 51.3
01-06	18.1 61.0	15.4 55.6	14.1 50.1	14.4 35.3	15.5 56.3	18.1 58.0

<u>Date</u>	<u>Pimbina</u>	<u>Bourgeois</u>	<u>Orignac</u>	<u>Henri</u>	<u>Serpent</u>	<u>Plume</u>
02-06	18.2 67.9	18.5 62.7	16.5 55.6	15.6 40.2	18.6 63.4	18.2 65.8
03-06	16.9 73.7	17.9 69.3	17.1 61.6	13.9 44.1	17.6 69.8	17.2 71.9
04-06	14.1 77.7	16.4 74.8	17.0 67.5	12.7 47.2	15.9 74.9	14.1 77.0
05-06	16.5 83.3	16.0 80.0	16.9 73.4	12.6 50.3	15.4 79.7	16.5 80.0
06-06	16.1 88.6	16.6 85.6	17.3 79.6	14.5 54.5	16.6 85.4	16.1 88.6
07-06	18.3 95.5	19.1 93.2	18.6 86.7	17.3 60.7	21.2 94.7	19.2 96.2
08-06	16.0 102.1	16.2 98.5	16.9 92.5	14.8 65.1	17.1 100.0	16.7 102.0
09-06	- -	16.7 104.2	17.7 99.0	14.0 69.0	- -	- -
10-06	- -	- -	18.7 106.0	14.5 73.3	- -	- -
11-06			- -	12.8 76.5	- -	- -

<u>Date</u>	<u>Pimbina</u>	<u>Bourgeois</u>	<u>Orignac</u>	<u>Henri</u>	<u>Serpent</u>	<u>Plume</u>
12-06	-	-	-	12.4	-	-
	-	-	-	82.5	-	-
13-06	-	-	-	13.4	-	-
	-	-	-	83.0	-	-
14-06	-	-	-	14.3	-	-
	-	-	-	87.1	-	-
15-06	-	-	-	14.4	-	-
	-	-	-	91.2	-	-
16-06	-	-	-	15.2	-	-
	-	-	-	95.9	-	-
17-06	-	-	-	16.0	-	-
	-	-	-	101.1	-	-

Annexe 3.

Températures moyennes (première ligne) et pourcentage d'atteinte du stade de larve pélagique (deuxième ligne) à partir de la date estimée de la ponte en milieu naturel.

<u>Date</u>	<u>Pimbina</u>	<u>Bourgeois</u>	<u>Orignac</u>	<u>Henri</u>	<u>Serpent</u>	<u>Plume</u>
25-05	13.3	13.3	12.5	10.2	13.3	13.0
	0	0	0	0	0.0	3.3
26-05	14.0	14.7	13.6	10.9	14.8	13.8
	3.9	4.4	0	0	4.4	7.1
27-05	14.4	15.6	14.3	11.2	15.7	14.2
	8.1	9.3	4.1	0.0	9.4	11.1
28-05	14.5	15.3	14.1	11.3	15.4	14.3
	12.3	14.0	8.0	0.0	14.2	1.2
29-05	13.1	13.2	12.5	10.1	13.3	12.8
	15.6	17.4	11.1	0.0	17.6	18.4
30-05	14.2	14.1	13.2	11.1	14.2	14.0
	19.7	21.4	14.5	0.0	21.7	22.3
31-05	16.3	14.7	13.6	12.9	14.7	16.2
	25.1	25.7	18.1	0.0	26.0	27.7
01-06	18.1	15.4	14.1	14.4	15.5	18.1
	31.8	30.5	22.1	0.0	30.9	34.4
02-06	18.2	18.5	16.5	15.6	18.6	18.2
	38.7	37.6	27.7	4.9	38.0	42.1

<u>Date</u>	<u>Pimbina</u>	<u>Bourgeois</u>	<u>Orignac</u>	<u>Henri</u>	<u>Serpent</u>	<u>Plume</u>
03-06	16.9 44.5	17.9 44.2	17.1 33.7	13.9 7.8	17.6 44.4	17.2 48.2
04-06	14.1 48.5	16.4 49.7	17.0 39.6	12.7 11.9	15.9 49.5	14.1 53.3
05-06	16.5 59.3	16.0 54.9	16.9 45.5	12.6 15.0	15.4 54.3	16.5 58.3
06-06	16.1 66.2	16.6 60.5	17.3 51.6	14.5 19.2	16.6 60.0	16.1 64.9
07-06	18.3 72.8	19.1 68.1	18.6 58.8	17.3 22.9	21.2 69.3	19.2 96.2
08-06	16.0 78.8	16.2 73.4	16.9 64.6	14.8 29.1	17.1 75.3	16.7 102
09-06	15.9 84.0	16.7 79.1	17.7 71.0	14.0 33.5	17.6 81.7	- -
10-06	15.2 88.6	17.9 85.72	18.7 78.3	14.5 37.4	18.3 88.6	- -
11-06	15.2 93.3	17.5 92.03	17.8 84.8	12.8 41.7	17.0 94.5	- -
12-06	15.0 97.8	16.3 97.4	17.1 90.8	12.4 44.9	16.0 99.7	- -

<u>Date</u>	<u>Pimbina</u>	<u>Bourgeois</u>	<u>Orignac</u>	<u>Henri</u>	<u>Serpent</u>	<u>Plume</u>
13-06	15.5 101.5	16.5 103.1	17.7 98.1	13.4 47.3	16.3 105.4	
14-06	- -	- -	17.9 103.4	14.3 51.4	- -	- -
15-06	- -	- -	- -	14.4 55.5	- -	- -
16-06	- -	- -	- -	15.2 59.6	- -	- -
17-06	- -	- -	- -	16.0 64.3	- -	- -
18-06	- -	- -	- -	17.3 69.2	- -	- -
19-06	- -	- -	- -	17.3 75.6	- -	- -
20-06	- -	- -	- -	19.6 83.6	- -	- -
21-06	- -	- -	- -	18.4 90.5	- -	- -
22-06	- -	- -	- -	16.9 96.4	- -	- -

<u>Date</u>	<u>Pimbina</u>	<u>Bourgeois</u>	<u>Orignac</u>	<u>Henri</u>	<u>Serpent</u>	<u>Plume</u>
23/06	-	-	-	17.3	-	-
	-	-	-	102.5	-	-