

Université du Québec à Trois-Rivières

Mémoire présenté à
Université du Québec à Trois-Rivières

Comme exigence partielle de la
Maîtrise en Sciences de l'Environnement

Par
Éric Dufour

Utilisation de toxines produites par le mycète B-89 comme moyen
de contrôle d'espèces de poissons non-désirés

Septembre 2000

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.

À Amélie

RÉSUMÉ

L'introduction volontaire ou involontaire de poissons dans les plans d'eau de l'Amérique du Nord est aujourd'hui responsable d'une des plus sérieuses menaces pour le maintien des populations ichthyologiques indigènes. Ces poissons introduits deviennent souvent localement non-désirés car ils entraînent, soit par prédation ou compétition alimentaire, la réduction ou tout simplement la disparition des populations de poissons indigènes. La disparition de ces derniers s'avère souvent catastrophique, compte tenu de leur importance écologique et économique. Par exemple, l'Omble de fontaine est l'espèce sportive la plus recherchée au Québec et sa disparition des plan d'eau entraîne des pertes de plusieurs millions de dollars en pertes récréo-touristiques et engendre des dépenses tout aussi importantes en aménagement piscicole, ensemencement et contrôle des espèces indésirables. De plus, la disparition de l'Omble de fontaine engendrerait la perte d'une richesse naturelle incomparable, reconnue à travers le monde.

Les techniques actuelles de contrôle des espèces non-désirées, dont l'utilisation de la roténone, ne répondent pas adéquatement aux besoins encourues par l'emploi de tels techniques de contrôle. En effet, les procédés aujourd'hui utilisés sont généralement peu sélectifs envers les organismes cibles et affectent tout une série d'autres organismes non-visés par les traitements qui ne devraient pas disparaître ou qu'il seraient tout simplement nécessaire de conserver en vue d'ensemencements subséquents. Le moyen de contrôle idéal serait très sélectif et n'affecterait que l'espèce ou le groupe d'espèces visé par le

traitement. De plus, il devrait être peu rémanent dans l'environnement afin de limiter son effet au seul moment du traitement.

Le filtrat brut du B-89, résultant de la fermentation du mycète en milieu liquide et de sa filtration, afin d'en retirer le mycélium et de conserver principalement les toxines produites lors de la croissance, a originalement été envisagé comme moyen de contrôle des insectes piqueurs. Il s'est toutefois vite imposé comme produit prometteur pouvant être utilisé pour le contrôle des populations piscicoles non-désirées. En effet, plusieurs études ont déjà démontré sa grande sélectivité envers les poissons et sa faible rémanence environnementale.

Les objectifs visés par la présente étude étaient de vérifier l'effet toxique de(s) toxine(s) produite(s) par le mycète B-89 sur différentes espèces de poissons et de caractériser cette toxicité selon la température, l'espèce, la nature de l'eau de dilution et le temps d'action. On voulait également évaluer la sensibilité des Ombles de fontaine par rapport à trois de ses principales espèces compétitrices, soit le Meunier noir, le Mulet à cornes et le Mené à nageoires rouges. L'effet du filtrat brut a été étudié en laboratoire en système d'aquariums, et sur le terrain en systèmes d'aquariums et de gouttières.

Les résultats ont démontré que le filtrat brut avait un effet toxique très prononcé et particulièrement rapide chez les espèces évaluées. En effet, peu importe la taille des individus ou l'espèce impliquée, on note l'apparition des premiers signes d'intoxication après seulement 20 minutes d'exposition tandis que la mortalité est observée entre 2 et 5

minutes suivant l'apparition de ces premiers signes d'intoxication. Malheureusement, l'étude a démontré que le filtrat brut était plus toxique pour l'Omble de fontaine que pour les espèces compétitrices étudiées. En effet, des doses plus importantes sont requises pour éliminer les espèces compétitrices, le Mulet à cornes étant le poisson le plus résistant.

Malgré ce fait, il est maintenant clair que le B-89 a le potentiel pour devenir un outil de gestion important pour l'aménagement piscicole. Plusieurs études restent encore à être entreprises afin d'identifier et de purifier les toxines en causes en vue de l'élaboration et la production à grande échelle de ce produit qui pourrait s'avérer le moyen de contrôle piscicole de l'avenir.

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier le Docteur Jacques Boisvert qui m'a aidé et supporter, autant matériellement, physiquement que moralement tout au long de ce projet de recherche. Sans son soutien, sa disponibilité ou ses conseils judicieux, cet ouvrage n'aurait pu être réalisé sous sa forme actuelle. J'adresse également des remerciements au Docteur Jean O. Lacoursière pour son aide et ses conseils lors de la planification d'une partie des expérimentations effectuées lors de cette étude.

Je remercie sincèrement Marie-Laure Escudéro et Lise Lachance pour les conseils techniques qu'elles ont su me prodiguer au niveau de toute une panoplie de manipulations ou d'expérimentations qu'elles avaient mis au point lors de leurs travaux de recherches antérieurs. Leur disponibilité et tout particulièrement la patience soutenue de Marie-Laure Escudéro à répondre à mes questions, m'ont évité beaucoup de tracas et ont servi à orienter une partie des analyses qui ont été effectuées. Un merci tout spécial est aussi adressé à Marie-Laure Escudéro pour avoir eu la grande gentillesse de lire et apporter certaines corrections à ce document. Je remercie également le Docteur Antoine Aubin pour ses conseils apportés à l'interprétation des courbes inhabituelles obtenues au cours de cette étude et pour m'avoir aidé à interpréter les différents résultats obtenus à partir de SPSS.

Des remerciements sont aussi adressés à Monsieur Pierre East pour ses conseils judicieux apportés pour la maintien en captivité des différentes espèces étudiées. Les travaux de

terrain n'aurait pu être réalisé sans la participation technique de Marc-André Boisvert et les infrastructures aimablement fournies par Monsieur Charles Côté de la Réserve Faunique du Saint-Maurice.

Je remercie également toute ma famille et particulièrement Judith Cossette qui m'ont appuyé et encouragé dans les moments difficiles survenus au cours de mon projet de recherche. Elles m'ont aidé à ne pas abandonner et une grande partie de cet ouvrage leur revient.

Finalement, un merci tout spécial est adressé à titre posthume à Lise Lachance, dont le courage, la détermination et la joie de vivre ont été une inspiration lors de la rédaction de cet ouvrage.

1.3.6.1. Description et historique	21
1.3.6.2. Voies de pénétration.....	23
1.3.6.3. Mode d'action	23
1.3.6.4. Traitement d'un plan d'eau à la roténone	24
1.3.6.5. Inconvénients de l'utilisation de la roténone	26
1.3.7. Les mycètes ichtyopathogènes et leur potentiel comme agent de contrôle.....	27
1.3.7.1. <i>Saprolegnia</i> sp.....	27
1.3.7.2. <i>Fusarium moniliforme</i>	29
1.3.7.3. Autres espèces	30
1.3.7.4. Potentiel pour le contrôle des espèces ichthyennes.....	31
1.4. Le B-89	31
1.4.1. Historique	31
1.4.2. Effets toxiques et spécificité.....	32
1.4.3. Caractérisation des mycotoxines excrétées	34
1.4.4. Potentiel comme agent de contrôle des espèces ichthyennes nuisibles	35
1.5. Objectifs du projet.....	36
2. MATÉRIEL ET MÉTHODE	37
2.1. Préparation du filtrat brut	37
2.1.1. Culture sur milieu gélosé.....	37
2.1.2. Préparation des suspensions de spores	38
2.1.3. Production du filtrat brut	38
2.1.4. Récupération du filtrat	39

2.2. Expérimentations	39
2.2.1. Espèces impliquées.....	39
2.2.2. Expériences en laboratoire.....	40
2.2.3. Expériences sur le terrain	45
2.3. Analyses statistiques	50
3. RÉSULTATS	51
3.1. Expériences en laboratoire	52
3.1.1. Effet de la température	52
3.1.2. Effet toxique selon l'espèce.....	54
3.1.3. Toxicité en fonction du temps d'exposition	58
3.1.4. Intoxication au filtrat brut de B-89	60
3.1.5. Effet toxique du filtrat brut en fonction de la taille des individus	63
3.1.6. Influence des facteurs physico-chimiques sur la toxicité du filtrat brut	65
3.2. Expériences sur le terrain.....	66
3.2.1. Effet de la nature de l'eau sur la toxicité du filtrat brut.....	67
3.2.2. Effet de la nature du système d'essai sur la toxicité du filtrat brut	68
3.2.3. Effet de la température sur la toxicité du filtrat brut	71
3.2.4. Effet toxique du filtrat brut en fonction de l'espèce	73
3.2.5. Effet toxique du filtrat brut en fonction de la taille des individus.....	75
4. DISCUSSION ET CONCLUSION.....	76
4.1. Caractéristiques toxiques du filtrat brut	76

4.2. Virulence du filtrat brut.....	79
4.3. Le B-89 comme outil de gestion.....	81
4.4. Perspectives d'avenir	83
5. RÉFÉRENCES.....	86

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Mesures morphométriques des poissons soumis aux différentes doses de filtrat brut de B-89 utilisées au cours des essais biologiques effectués en laboratoire, en système d'aquariums 64

Tableau 2. Mesures morphométriques des poissons soumis à toutes les doses de filtrat brut de B-89 utilisées au cours des essais biologiques effectués sur le terrain, en système de gouttières et en système d'aquariums 75

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Système expérimental utilisé en laboratoire, constitué d'une série d'aquariums immergés dans un bassin où circulait de l'eau tempérée	43
Figure 2. Bac expérimental, constitué d'un aquarium séparé en deux compartiments par un panneau de plastique. Des sacs de polyéthylène étaient disposés de chaque côté de ce panneau pour constituer ces compartiments	43
Figure 3. Représentation schématique du système d'aquariums utilisé lors de l'étude. Les flèches représentent le sens de circulation de l'eau	44
Figure 4. Système d'aquariums utilisé sur le terrain. On note la présence du bassin d'acclimatation des poissons en premier plan.....	46
Figure 5. Système d'aquariums utilisé sur le terrain lors d'un essai biologique. À noter en arrière plan, la bonbonne d'air comprimé qui alimentait les bacs d'intoxication et de récupération	46
Figure 6. Représentation schématique d'une unité composant le système de gouttières utilisé sur le terrain	47
Figure 7. Système de gouttières utilisé sur le terrain	48
Figure 8. Système de gouttières utilisé lors d'un essai biologique. À noter la présence de bouteilles de type Mariotte.....	48
Figure 9. Effet de la température sur la toxicité du filtrat brut du B-89, évalué par essais biologiques avec un temps de contact de 30 minutes sur des Ombles de fontaine (<i>Salvelinus fontinalis</i>) à 6, 11 et 17°C. A) Courbes probit. <i>Les zones ombragées représentent des points répétés ultérieurement.</i> B) DL ₅₀ obtenues	53
Figure 10. Effet du filtrat brut de B-89 sur quatre espèces de poissons à 17°C. A) Courbes probit. <i>Les zones ombragées représentent des points répétés ultérieurement.</i> B) DL ₅₀ obtenues.....	56
Figure 11. Effet du temps d'exposition sur la mortalité provoquée chez l'Omble de fontaine, par différentes dilutions de filtrat brut de B-89 à 11 °C.....	59

Figure 12. Premiers signes d'intoxication en minutes chez les quatre espèces de poissons après une exposition de 30 minutes à différentes doses de filtrat brut de B-89 à 17 °C	61
Figure 13. Taux de récupération des quatre espèces de poissons après une exposition de 30 minutes à différentes doses de filtrat brut de B-89 à 17 °C.....	62
Figure 14. Deux individus ayant survécu à un essai biologique. Ces deux meuniers noirs sont le plus gros et le plus petit poisson, des 15 utilisés pour l'essai.....	64
Figure 15. Comparaison entre deux essais biologiques effectués sur le terrain et en laboratoire avec l'Ombre de fontaine à 11 °C et un temps de contact de 30 minutes. A) Courbes probit. <i>Les zones ombragées représentent des points répétés ultérieurement.</i> B) DL ₅₀ obtenues	69
Figure 16. Comparaison entre deux essais biologiques effectués sur le terrain en eau stagnante et en eau courante sur le Meunier noir à 20 °C et un temps de contact de 30 minutes. A) Courbes probit. <i>La zone ombragée représente des points répétés ultérieurement.</i> B) DL ₅₀ obtenues.....	70
Figure 17. Effet de la température sur la toxicité du B-89, évaluée par essais biologiques avec temps de contact de 30 minutes sur des meuniers noirs (<i>Catastomus commersonni</i>) en système de gouttières à 12, 17 et 20°C. A) Courbes probit. <i>Les zones ombragées représentent des points répétés ultérieurement.</i> B) DL ₅₀ obtenues	72
Figure 18. Effet du filtrat brut de B-89 sur deux espèces de poissons à 20°C évalué en système de gouttières. A) Courbes probit. <i>Les zones ombragées représentent des points répétés ultérieurement.</i> B) DL ₅₀ obtenues.....	74
Figure 19. Représentation schématique de l'effet théorique des différentes toxines pouvant être rencontrées dans le filtrat brut du B-89.....	78

1. INTRODUCTION

1.1. Apparition de poissons indésirables

Les pratiques anciennes d'introduction de poissons dans les plans d'eau de l'Amérique du Nord sont aujourd'hui responsables d'une des plus sérieuses menaces pour le maintien des populations ichthyologiques indigènes. Cette menace est directement liée à la présence de diverses espèces de poissons pouvant entrer en compétition avec ces dernières. Plusieurs facteurs ont amené l'apparition d'espèces pouvant devenir localement indésirables, et ce pour diverses raisons économiques ou écologiques. On peut distinguer trois de ces facteurs parmi les plus importants.

1.1.1. Diminution de la prédation

Un déséquilibre important de l'écosystème, tel une réduction massive de la prédation, peut engendrer une surabondance des espèces proies. Ces dernières peuvent alors prospérer en nombre suffisant pour constituer une véritable menace pour les autres organismes évoluant dans le même milieu. Le cas du Gaspareau (*Alosa pseudoharengus*) dans les Grands Lacs constitue un bon exemple de ce phénomène.

La décimation des grands prédateurs tels que le Touladi (*Salvelinus namaycush*) et la Lotte (*Lota lota*) par la Lamproie marine (*Petromyzon marinus*) a probablement favorisé l'expansion rapide des populations de Gaspareaux, petits et prolifiques (Palm *et al.* 1970 ;

Scott et Crossman 1974). En 1965, on estimait que le Gaspereau constituait 90% de la biomasse de tous les poissons présents dans les lacs Huron et Michigan. Plusieurs problèmes sont survenus suite à cette surpopulation. Par exemple, la ville de Chicago a connu des pénuries d'eau potable pendant plusieurs années car des alevins de gaspareaux bloquaient les conduites d'alimentation situées dans le lac Michigan. De plus, les mortalités de masse survenant au printemps et en été, entraînaient des problèmes de pollution considérables (Palm *et al.* 1970 ; Scott et Crossman 1974). Enfin, la consommation importante de zooplancton par le Gaspereau a engendré une surabondance du phytoplancton, ce qui a provoqué une augmentation marquée de la turbidité de l'eau du lac Michigan (Flint 1985, dans Magnan *et al.* 1990).

1.1.2. Introduction volontaire

L'introduction volontaire a pour objectif principal de favoriser consciemment le développement d'une espèce dans un ou plusieurs plans d'eau. Cependant, l'ensemencement de quelques-unes de ces espèces a eu des conséquences désastreuses dans plusieurs régions de l'Amérique du Nord. Ces catastrophes sont essentiellement dues à une mauvaise évaluation des habitudes de ces espèces lors de leur introduction. On compte plusieurs exemples de tels cas de nuisance.

L'implantation de la Carpe allemande (*Cyprinus carpio*) aux États-Unis, vers la fin du XIX^{ième} siècle, avait pour but de procurer nourriture et activités sportives aux américains. Cependant, cette introduction est aujourd'hui considérée comme le plus important cas de

nuisance due à la présence de poissons indésirables aux États-Unis (Palm *et al.* 1970). La Carpe est considérée comme nuisible aux espèces indigènes à cause de ses habitudes alimentaires. Elle augmente la turbidité de l'eau en déracinant les plantes aquatiques submergées dont elle se nourrit. Cette importante turbidité est responsable de la détérioration de pratiquement toute la végétation aquatique rencontrée sur les territoires où la Carpe évolue. Ce phénomène a des conséquences désastreuses car cette végétation est essentielle à la survie des espèces de poissons indigènes en leur procurant abris, nourriture et parfois frayères (Palm *et al.* 1970). La Carpe est également dommageable aux populations de canards en raison de la destruction des plantes aquatiques à rhizomes, source principale de l'alimentation de la sauvagine. Ce problème est surtout observé dans l'ouest canadien (Scott et Crossman 1974).

De la même façon, l'introduction de l'Achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*), très populaire chez les amateurs de pêche sportive, a causé quelques problèmes sérieux. Ce prédateur visuel a réduit considérablement les populations de poissons indigènes de l'Amérique du Sud. À Cuba, les populations indigènes de cyprinodontidés, utilisés pour le contrôle de la malaria (Rivero 1936, dans Palm *et al.* 1970), ont été particulièrement affectées. L'introduction de l'Achigan à grande bouche a également affecté l'industrie de la pêche commerciale des crabes d'eau douce dans le lac Atitlan au Guatemala et a même étendu sa prédation aux jeunes du rare Grèbe géant (*Podilymbus gigas*) (Powers et Bowes 1967, dans Palm *et al.* 1970).

1.1.3. Introduction involontaire

L'introduction involontaire de poissons est souvent due à l'ignorance de la population humaine qui, sans mauvaise foi, déverse des poissons dans un plan d'eau sans penser que ceux-ci peuvent se déplacer et contaminer tout le réseau hydrographique. Ce phénomène, connu depuis de nombreuses années, est responsable de l'introduction de la majorité des espèces nuisibles.

Par exemple, les problèmes reliés aux populations sauvages de Poissons dorés (*Carassius auratus*) sont importants aux États-Unis. Bien que plus petit que la Carpe allemande, le Poisson doré (ou Carassin) cause des problèmes similaires dus à l'augmentation de la turbidité de l'eau. Sa présence est majoritairement causée par les rejets en nature de poissons d'aquarium et au marketing promouvant les couleurs vives des poissons dans les étangs artificiels (Palm *et al.* 1970). Par ailleurs, les anciennes techniques de pêches sportives, avec l'utilisation de poissons-appâts vivants, sont aujourd'hui responsables d'une des plus sérieuses menaces au maintien des populations de l'Omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*). En rejetant à l'eau les appâts vivants non utilisés, les pêcheurs ont contribué à la plupart des introductions de poissons indésirables dans les lacs du bouclier canadien (Blais et Beaulieu 1992 ; Lacasse et Magnan 1994). Ce n'est pas la prédation mais bien la compétition pour la nourriture qui constitue le facteur limitant dans le partage des ressources entre les espèces introduites et l'Omble de fontaine (Tremblay 1988 ; Magnan *et al.* 1990 ; Blais et Beaulieu 1992 ; Lacasse et Magnan 1994). Avant que la pêche sportive n'ait atteint l'essor qu'on lui connaît aujourd'hui, l'Omble de

fontaine constituait la seule espèce présente dans les plans d'eau du bouclier canadien (Magnan *et al.* 1990 ; Blais et Beaulieu 1992). De nos jours, l'Omble de fontaine se retrouve souvent en sympatrie avec une ou plusieurs espèces d'eau fraîche. Ses principaux compétiteurs sont le Meunier noir (*Catostomus commersoni*), la Ouitouche (*Semotilus corporalis*), le Mulet à cornes (*Semotilus atromaculatus*), le Ventre rouge du Nord (*Phoxinus eos*), la Perchaude (*Parca flavescens*) et le Mené jaune (*Notemigonus crysoleucas*) (Blais et Beaulieu 1992).

L'infestation et l'invasion des lacs à Omble de fontaine par les espèces compétitrices entraînent une diminution de la productivité en Ombles. Ainsi, des inventaires ont démontré que l'abondance de l'Omble de fontaine diminuait avec l'augmentation de ces espèces (Blais et Beaulieu 1992). On estime que les rendements des pêches de l'Omble de fontaine ont diminué de 30 à 70% depuis l'introduction des espèces indésirables (Magnan *et al.* 1990), constituant un impact des plus dommageables au niveau de la gestion des pêches sportives. En effet, ces diminutions de rendement se traduisent par une perte annuelle de plus de 30 000 jours-pêcheur, évaluée à 1,2 millions de dollars dans la seule réserve faunique Mastigouche en 1995 (Québec, Canada) (J. Benoît, communication personnelle*).

* Jacques Benoît, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Direction régionale de Trois-Rivières.

1.2. Problématique

Pour des raisons économiques et écologiques, le contrôle des populations des poissons indésirables est devenu nécessaire. On utilise couramment toute une série de méthodes et de produits qui sont plus ou moins efficaces, compte tenu de leur rémanence dans l'environnement ou de leur non-spécificité au niveau des espèces cibles et non-cibles. La roténone est actuellement un des piscicides les plus largement utilisés en aménagement. Cependant, comme le stipulent Tremblay (1988) ainsi que Blais et Beaulieu (1992), son utilisation entraîne l'éradication de toutes les espèces de poissons (recherchées ou non), du zooplancton et d'une multitude d'invertébrés aquatiques. L'emploi de la roténone doit être impérativement suivi d'un ensemencement de poissons recherchés, demandant des délais de plusieurs mois car il est nécessaire d'attendre que les populations de zooplancton et des autres invertébrés aquatiques soient rétablies (Blais et Beaulieu 1992), ces organismes étant à la base de l'alimentation des espèces recherchées (Scott et Crossman 1974). Le recours à un produit hautement spécifique et non rémanent dans l'environnement constituerait la réponse aux nombreux problèmes que soulèvent les pratiques d'aménagement piscicoles actuelles.

Un tel produit n'étant pas encore disponible, on a utilisé et on utilise toujours toute une série de méthodes de contrôle qui répondent plus ou moins aux attentes des aménagistes.

1.3. Méthodes de contrôle passées et contemporaines

1.3.1. Contrôle biologique

1.3.1.1. Introduction de prédateurs

Parmi les premiers moyens de contrôle envers les poissons indésirables, on retrouve l'introduction de prédateurs (Palm *et al.* 1970). Cependant, cette technique est relativement risquée car elle implique que l'espèce introduite ait un fort degré de sélectivité envers l'espèce indésirable. Plusieurs études démontrent l'inefficacité de cette méthode de contrôle. Par exemple, l'introduction de l'Achigan à grande bouche, du Doré jaune (*Stizostedion vitreum*), du Maskinongé (*Esox masquinongy*) ou encore du Grand brochet (*Esox lucius*), n'a pas permis de contrôler convenablement les populations de Crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) (Magnan *et al.* 1990). De plus, Palm *et al.* (1970) mentionnent que le Grand brochet et la Perchaude étaient considérés comme un problème de prédation car ils s'attaquaient aux espèces recherchées dans certains plans d'eau de la Pologne. Il a fallu utiliser la pêche sélective comme méthode de contrôle de ces espèces qui avaient initialement été introduites comme moyens de contrôle sur d'autres espèces ichthyennes. On note cependant quelques exemples où l'implantation de prédateurs a donné des résultats intéressants. Ainsi, l'introduction de salmonidés dans le lac Michigan vers la fin des années 1970 a permis de réduire considérablement les effectifs du Gaspereau (Shapiro 1982 ; Scavia 1984 ; Spencer et King 1984 ; Vanni 1984 dans Magnan *et al.* 1990). L'introduction dans les canaux urbains du sud-est de la Floride de

Cichla ocellaris (angl.: peacock bass), un prédateur de l' Oscar (*Astronotus ocellatus*), a été qualifiée de réussite. Le but de cet ensemencement était de contrôler la grande quantité d'espèces introduites tout en offrant une espèce sportive de classe dont la chair est excellente. Les résultats montrent même l'établissement d'un certain équilibre entre prédateurs et proies (Shafland 1984, 1986 ; Shafland et Hilton 1985, 1986, 1987 dans Magnan *et al.* 1990).

Afin d'éviter tout risque de dégénérescence de l'espèce prédatrice introduite, il serait préférable de préconiser l'introduction de prédateurs stériles (Tremblay 1988). Scott et Crossman (1974) relatent une expérience intéressante, réalisée au New Hampshire, ayant pour but de contrôler les poissons de peu de valeur récréo-trouristique ou commerciale. L'introduction du Saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) dans les eaux douces de cette région, où il est incapable de se reproduire, a permis d'exterminer l'Éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) d'un lac en trois ans. La disparition de cette espèce compétitrice combinée à la mort des saumons chinook, voraces ichthyophages, a permis la réintroduction de la truite indigène. Cependant, comme l'indiquent Dunst *et al.* (1974, dans Magnan *et al.* 1990), l'établissement d'un programme de gestion complet devrait toujours être réalisé avant l'introduction de prédateurs. Les paramètres suivants doivent être pris en compte : 1) la nourriture préférentielle du prédateur, 2) la taille de la proie à maturité, 3) la taille de la population de l'espèce proie et 4) la disponibilité des proies.

1.3.1.2. Introduction de pathogènes

L'introduction de pathogènes comporte plusieurs avantages sur l'utilisation de prédateurs comme moyen de contrôle. En effet, comme le stipulent Huffaker et Messenger (1976), leur incroyable capacité de reproduction ainsi que leur très haute sélectivité font des pathogènes un outil d'aménagement de choix. Les principaux organismes utilisés pour ce genre de contrôle sont les virus, les bactéries, les mycètes, les protozoaires et les nématodes. Bien que ce type de contrôle biologique soit largement utilisé en milieu terrestre (principalement pour le contrôle des insectes), il existe très peu d'études traitant de cette méthode pour contrôler l'ichtyofaune.

On connaît depuis quelques années deux bactéries du genre *Edwardsiella* qui s'attaquent spécifiquement à la Barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*) (Meyer et Bulluck 1973 ; Plumb et Sanchez 1983). Ces bactéries, *E. ictaluri* et *E. tarda*, causent respectivement une septicémie entérique ou bien des abcès purulents au niveau de la base de la tête. Une étude effectuée par Plumb et Sanchez (1973) sur cinq espèces de poissons a montré que *E. ictaluri* était beaucoup plus virulente auprès de la Barbue de rivière. Les espèces testées étaient la Barbue de rivière, le Tilapia (*Sarotheredon aureus*), le Mené jaune, l'Achigan à grande bouche et *Aristichthys nobilis* (angl.: bighead carp). Seuls la Barbue de rivière et le Tilapia (à un degré moindre) ont été affectés par la bactérie. Cependant, les auteurs indiquent que les barbues infectées étaient principalement issues d'élevages en piscicultures et soumises à un stress de surpopulation. De plus, Tortora *et al.* (1992) indiquent que *E. ictaluri* infecte seulement les animaux dont le système immunitaire est

affaibli. Il est donc peu probable de voir ces bactéries utilisées pour le contrôle de la Barbue de rivière car, comme le mentionnent Huffaker et Messenger (1976), rien n'indique qu'une bactérie active sur un organisme en état d'immunodéficience serait aussi active sur un organisme sain, dans des conditions naturelles.

L'infestation de l'Achigan à grande bouche par différentes bactéries a également été observée chez des individus soumis à des conditions similaires de stress (Steege *et al.* 1994). On a ainsi constaté plusieurs infections bactériennes pouvant provoquer la mort sur des achigans ayant été capturés lors de tournois de pêche sportive, puis conservés en cages pendant les 4 jours suivants. Les auteurs ont observé, pour chacun des 8 tournois retenus, une mortalité moyenne plus élevée de 22%, comparativement aux individus capturés à la pêche électrique. Les bactéries pathogènes isolées des poissons captifs comportant des lésions externes étaient *Aeromonas hydrophila* (complexe), *Pseudomonas* spp. et *Edwardsiella tarda*. De plus, *Flexibacter columnaris* (une bactérie cytophage) a été identifiée dans les branchies et les lésions de la peau. Cet exemple montre bien que seuls les individus déjà affaiblis sont susceptibles d'être infectés par ce type de bactéries. L'utilisation d'infections bactériennes dans le contrôle biologique des espèces ichthyennes est donc limitée.

1.3.1.3. Utilisation de substances produites par des organismes vivants

Depuis quelques années, l'utilisation de produits naturels, synthétisés par des plantes, des bactéries ou des mycètes est pratiquée comme moyen de contrôle. Cette méthode de

répression est employée surtout pour le contrôle des insectes, mais peu de ces substances ont eu des applications pour le contrôle de l'ichtyofaune.

Parmi ces substances, la roténone est certainement le piscicide qui a eu le plus de succès. Cette cétone, extraite des racines de légumineuses, est effectivement le produit le plus utilisé pour la restauration des populations de l'Omble de fontaine (Blais et Beaulieu 1992). Sa description et son mode d'utilisation seront présentés dans une section subséquente.

L'antimicine A est un antibiotique produit par la bactérie *Streptomyces* sp.. Son utilisation est considérée comme importante en aménagement aquatique (Tremblay 1988). L'antimicine A est enregistré aux États-Unis comme piscicide (Schnick *et al.* 1971, dans Magnan *et al.* 1990) mais son utilisation est interdite au Québec car il aurait un potentiel cancérigène (Tremblay 1988).

La nicotine, principalement produite par les plants de Tabac (*Nicotina tabacum* et *Nicotina rustica*), fut l'un des premiers insecticides de contact utilisé à grande échelle en 1763 (Matsumura, 1975). Cependant, la nicotine est peu sélective, s'attaquant aux poissons, escargots, vers et insectes aquatiques (Magnan *et al.* 1990).

La pyréthrine, extraite des chrysanthèmes (*Chrysanthemum cinerariaefolium* et *Chrysanthemum coccineum*), est utilisée depuis le début du XIX^{ième} siècle (Matsumura

1975). Gilderhus (1982, dans Magnan *et al.* 1990) mentionne cependant que l'efficacité des pyréthroïdes synthétiques est grandement réduite par la présence d'algues.

Le juglone (5-hydroxy-1,4-napthtoquinone), un produit originalement extrait du péricarpe du noyer, *Juglans* sp. est aujourd'hui synthétisé artificiellement et s'avère toxique pour toutes les espèces de poissons étudiées (Magnan *et al.* 1990). Plusieurs études restent encore à faire pour évaluer son effet sur la faune non-cible et la possibilité d'un approvisionnement adéquat en vue de traitements à grande échelle.

1.3.2. Contrôle physique

L'érection de seuils, de digues, de barrages, de grillages ou d'éléments de diversions physiologiques est souvent employée pour empêcher l'accès aux poissons indésirables à un site où leur présence n'est pas souhaitée. Ces obstacles sont construits ou aménagés, soit pour protéger un territoire contre une invasion possible ou, la plupart du temps, pour empêcher la ré-infestation d'un plan d'eau déjà traité (Tremblay 1988).

Les obstacles de type seuils, digues ou barrages donnent de bons résultats en ce qui concerne les déplacements vers l'amont, mais ne peuvent empêcher la dévalaison (Palm *et al.* 1970 ; Tremblay 1988 ; Magnan *et al.* 1990). De plus, leur construction ne se prête pas à tous les sites et Tremblay (1988) suggère même de choisir des plans d'eau qui présentent déjà de bonnes possibilités d'aménagement tel que la présence d'un émissaire avec une bonne pente. Les variations saisonnières du niveau de l'eau peuvent également

affecter l'efficacité des seuils. Ainsi, la possibilité d'une ré-infestation d'un secteur amont devient plus importante en période de fortes crues (Tremblay 1988).

L'utilisation de grillages est limitée car on assiste souvent à leur obturation causée par la présence de débris transportés par le courant (Magnan *et al.* 1990). Plusieurs systèmes de grilles mobiles à nettoyage automatique sont disponibles pour réduire le colmatage. Cependant, de telles installations demandent de l'énergie qui n'est pas nécessairement disponible pour tous les plans d'eau.

Les éléments de diversion physiologiques se présentent sous plusieurs formes. On peut ainsi utiliser des écrans électriques, des rideaux de bulles, des barrières lumineuses, des barrières acoustiques, des barrières hydrodynamiques ou l'énergie thermique (Magnan *et al.* 1990). Leur usage est cependant limité car toutes les espèces ne répondent pas de la même façon. En effet, un dispositif qui fait fuir une espèce est susceptible d'en attirer une autre (Magnan *et al.* 1990). De plus, les demandes énergétiques requises pour le fonctionnement de la plupart de ces systèmes se prêtent mal à leur utilisation en régions éloignées.

Palm *et al.* (1970) considèrent la variation du niveau de l'eau comme un moyen de contrôle qui peut s'avérer intéressant dans certaines conditions bien particulières. Ainsi, la manipulation du niveau de l'eau est un moyen d'influencer les déplacements des populations de poissons dans les endroits où les biologistes peuvent prévoir les variations critiques de niveau ou manipuler ces variations. De cette façon, l'eau peut être abaissée

aussitôt après la frai des poissons indésirables, afin de provoquer la dessiccation des nids et des œufs. L'abaissement du niveau à certaines saisons facilite la prédation par les piscivores sur les espèces fourragères rencontrées en surabondance. Finalement, le niveau d'eau peut être stabilisé ou élevé pour aider les espèces recherchées pendant leurs périodes de migration ou de reproduction, favorisant ainsi leur prédominance sur les espèces indésirables.

Le retrait massif consiste essentiellement à prélever directement les espèces indésirables par la pêche scientifique, commerciale ou sportive. Cette méthode vise la réduction des effectifs et non l'éradication totale (Magnan *et al.* 1990). Selon Hanson *et al.* (1983, dans Tremblay 1988), les prélèvements massifs comportent certains avantages par rapport à l'empoisonnement. Par exemple, la méthode est généralement moins coûteuse; on peut assurer un meilleur contrôle sur les tailles et le nombre des espèces enlevées; la mortalité connue des espèces non-visées que l'on désire protéger est faible; une pêche intéressante s'avère disponible dans un laps de temps plus court que celui habituellement requis suite à des traitements chimiques; le prélèvement massif peut se faire sans assistance technique s'il est réalisé à l'aide de pièges divers et, finalement, les bénéfices découlant d'une réduction mécanique peuvent être importants à long terme, dans la mesure où celle-ci est appliquée de façon rigoureuse. La technique la plus couramment utilisée consiste au prélèvement des adultes des espèces indésirables dont on vise à réduire les effectifs, au cours de la période de reproduction (Tremblay 1988 ; Magnan *et al.* 1990). Cette technique comporte cependant plusieurs inconvénients. Tremblay (1988) relate que les retraits massifs produisent un vide biologique dans le plan d'eau et malheureusement, ce

vacuum est habituellement comblé par l'espèce la plus prolifique, souvent celle que l'on désire éliminer. On doit donc procéder à desensemencements d'individus de l'espèce recherchée afin que le vide créé ne soit pas comblé par l'espèce nuisible. De cette façon, l'ensemencement devrait limiter la prolifération et l'action néfaste des espèces indésirables à moyen terme.

Le succès d'une opération de réduction de populations de poissons indésirables semble lié en partie à la superficie du plan d'eau. Selon Thomassin (1981, dans Magnan *et al.* 1990), les opérations de retrait de Cyprins et de Meuniers sont inutiles dans des lacs de plus de 50 ha. En fait, la majorité des biologistes considèrent que ce type de contrôle ne donne que de pauvres résultats, même si peu de données sont disponibles à ce sujet (Tremblay 1988).

1.3.3. Contrôle chimique

Plusieurs insecticides organiques de synthèse ont été utilisés à quelques reprises comme piscicides. En général, leur utilisation s'est avérée catastrophique à cause de leur extrême toxicité pour tous les organismes présents ainsi que leur très grande persistance dans le milieu. Conséquemment, aucun de ces produits n'est enregistré aux États-Unis comme piscicide (Schnick *et al.* 1986, dans Magnan *et al.* 1990)

Le Clonitralide est un représentant de la famille des salicylanilides, reconnus pour leurs propriétés antifongiques et antibiotiques (Ware 1983). Cependant, le fait qu'il se soit

avéré toxique pour 18 espèces de poissons et son large spectre d'action en font un produit nettement non sélectif (Marking et Hogan 1967, dans Magnan *et al.* 1990).

Les nitrosalicylanilides sont considérés parmi les produits chimiques les plus actifs au niveau biologique. Leurs utilisations initiales en faisaient des molluscicides et des bactéricides efficaces. Le salicylanilide I peut être considéré comme un piscicide prometteur, mais on ne dispose pas de suffisamment de données sur son impact environnemental et la faune annexe pour permettre son enregistrement (Magnan *et al.* 1990).

L'ammoniaque a été utilisée dans les étangs afin d'effectuer simultanément une destruction des poissons et de la végétation, en plus de fertiliser le plan d'eau (Ramachandran 1960 et Champ *et al.* 1973, dans Magnan *et al.* 1990 ; Subramanian 1983). Son utilisation comporte cependant des effets assez drastiques sur l'environnement. Ce produit n'a évidemment pas été enregistré comme piscicide (Schnick *et al.* 1986, dans Magnan *et al.* 1990).

L'Aqualine (également connue sous l'appellation d'acroléine) a été employée avec succès contre le Carassin et d'autres espèces nuisibles dans de petits étangs de la Californie (Lennon *et al.* 1971, dans Magnan *et al.* 1990), mais son utilisation présente plusieurs inconvénients. Elle a donc été écartée du processus d'homologation aux États-Unis (Schnick *et al.* 1986, dans Magnan *et al.* 1990).

Le sulfate de cuivre a probablement été le premier outil de contrôle des poissons indésirables aux États-Unis (Titcomb 1914, dans Tremblay 1988). Ces effets ne sont cependant pas limités qu'aux poissons. Selon Tremblay (1988), le sulfate de cuivre ne devrait être utilisé que sur les sites de frai et en période de reproduction dans une perspective de contrôle partiel.

Le chlore est un désinfectant utilisé depuis plusieurs années en pisciculture. Il est utilisé comme piscicide dans les étangs de petite dimension où l'on prévoit un contrôle et une remise en situation rapide (Magnan *et al.* 1990). Le seul avantage dans l'utilisation du chlore semble être la facilité avec laquelle on peut le neutraliser par l'ajout de thiosulfate de sodium, ce qui permet un repeuplement rapide du plan d'eau (Lennon *et al.* 1971, dans Magnan *et al.* 1990).

Le cyanure de sodium a été utilisé pour la première fois en 1958 pour des fins d'aménagement aquatique (Magnan *et al.* 1990). Son utilisation comme piscicide au Québec remonte au début des années 1970 (Leduc *et al.* 1973). Le cyanure de sodium s'est avéré toxique pour toute une variété de poissons à de faibles concentrations. Malgré le fait que Leduc *et al.* (1973) considèrent le cyanure comme un produit relativement sécuritaire s'il est employé de façon adéquate, le cyanure de sodium a été jugé dangereux et est donc écarté de toute possibilité d'enregistrement (Schnick *et al.* 1986, dans Magnan *et al.* 1990).

La Squoxine a été découverte vers la fin des années 1960 et son utilisation principale consistait au contrôle sélectif de la Sauvagesse du Nord (*Ptychocheilus oregonensis*) (Magnan *et al.* 1990). Cette substance est de 3 à 100 fois plus toxique pour la Sauvagesse du Nord que pour les salmonidés. En fait, selon Magnan *et al.* (1990), la Squoxine reste le seul vrai piscicide (mis à part le TFM) qui ait été découvert jusqu'à présent. Ses effets sur la faune annexe (invertébrés aquatiques, oiseaux, mammifères ou humains) sont négligeables (Lennon *et al.* 1971, dans Magnan *et al.* 1990). Par contre, ce produit n'est pas encore enregistré comme piscicide aux États-Unis (Schnick *et al.* 1986, dans Magnan *et al.* 1990).

Le TFM (3-trifluorométhyl-4-nitrophénol) a été développé à la fin des années 1950 comme lampricide sélectif en vue de lutter contre l'invasion grandissante de la Lamproie marine dans les Grands lacs (Tremblay 1988 ; Magnan *et al.* 1990). Cependant, on a noté que ce lampricide agit également sur d'autres espèces de poissons (Cumming 1975). Pour cette raison, on envisage que le TFM pourrait seconder la roténone lors des opérations d'empoisonnement en vue de la restauration des populations de l'Omble de fontaine.

1.3.4. Approche combinée

L'approche combinée est un concept intéressant qui consiste à regrouper deux ou plusieurs techniques de contrôle compatibles afin d'en augmenter l'efficacité (Magnan *et al.* 1990). Par exemple, Blais et Beaulieu (1992) mentionnent que l'efficacité d'un

traitement à la roténone doit être accompagné d'un abaissement du niveau de l'eau et de la construction de seuils limitant le repeuplement des espèces indésirables.

Trois méthodes combinées sont citées en exemple par Magnan *et al.* (1990). Il s'agit tout d'abord de l'abaissement du niveau de l'eau dans un réservoir (ou autre plan d'eau qui peut se prêter à ce genre de manipulation). Cette technique permet d'augmenter la concentration des poissons et ainsi faciliter le retrait massif ou la réduction des coûts associés à un traitement piscicide (comme la roténone).

Deuxièmement, la manipulation environnementale effectuée sur un petit plan d'eau permet de changer les conditions du milieu afin de le rendre moins accueillant pour les espèces présentes. On utilise souvent le brassage pour modifier le milieu. Par exemple, en été, un brassage vigoureux effectué dans les régions tempérées, entraîne un bris de la stratification thermique. Ce phénomène remet en circulation une grande quantité de nutriments et favorise une surpopulation de zooplancton, entraînant ainsi une situation de « summerkill ». D'autres manipulations, hivernales cette fois, ont d'autres effets. Par exemple, un brassage vigoureux lorsque le taux d'oxygène est très bas (février) permet de redistribuer les sédiments toxiques. Le traitement à la glace sèche donne les mêmes résultats, la glace sèche étant l'agent de brassage qui remplace le compresseur. Finalement, l'introduction de produits carbonés (méthanol) ou de réducteurs (sulfite de cuivre) permet de réduire considérablement et rapidement les concentrations en oxygène dissous, provoquant ainsi la suffocation des poissons.

Troisièmement, on peut limiter ou orienter les déplacements de différentes espèces par l'introduction de substances attractives ou répulsives (phéromones, hormones, antimétabolites). On compte toutefois peu d'études portant sur ce sujet. L'utilisation de phéromones sexuelles a été envisagée lors du programme de contrôle de la Lamproie marine au début des années 1980 (Meyer et Schnick 1983, dans Magnan *et al.* 1990). D'autres études (Dence 1948 et Werner 1979, dans Magnan *et al.* 1990) montrent que l'olfaction est importante pour plusieurs espèces ichthyennes (notamment pour le Meunier noir) et pourrait être utilisée à des fins de contrôle (attraction vers un site de pêche). Des substances répulsives, comme le Thanite ou le sulfate de cuivre, sont actuellement employées sous certaines conditions pour repousser les poissons vers les zones de pêche (Magnan *et al.* 1990).

1.3.5. Gestion intégrée

Contrairement à toutes les méthodes de contrôle citées précédemment, la gestion intégrée (ou lutte intégrée) ne se limite pas simplement aux populations d'espèces nuisibles. Il s'agit plutôt d'un concept complexe qui prend en considération l'ensemble de l'écosystème (Magnan *et al.* 1990). En fait, la gestion intégrée des espèces nuisibles est une stratégie de contrôle fondée sur l'écologie, utilisant une approche systématique pour maintenir les populations indésirables à des niveaux ne causant pas de dommages écologiques ou économiques. Comme le précisent Magnan *et al.* (1990), cette stratégie se fonde principalement sur les facteurs de mortalité naturelle et recherche des tactiques de contrôle qui perturberont le moins possible ces facteurs. On considère toutes les

actions possibles telles que l'introduction de prédateurs et de parasites naturels, d'hôtes qui ont des résistances génétiques aux pestes, des modifications environnementales et, en dernier recours, des pesticides chimiques. Les pesticides chimiques sont employés seulement en dernier ressort, de façon aussi sélective que possible, et seulement après qu'une surveillance systématique des populations d'espèces indésirables et des facteurs naturels de contrôle en ait indiqué le besoin.

1.3.6. La roténone comme outil de gestion

1.3.6.1. Description et historique

La roténone est naturellement synthétisée dans les racines (ou quelquefois dans les feuilles, les graines ou l'écorce) de plusieurs genres de légumineuses rencontrées dans les régions tropicales et subtropicales (Blais et Beaulieu 1992). La plupart des préparations commerciales à base de roténone proviennent de *Derris elliptica*, *Derris mallaccensis*, *Lonchocarpus utilis*, *Lonchocarpus urucu* et *Lonchocarpus nicou*.

D'après Matsumura (1975), la roténone se présente sous la forme d'une cétone cristalline, soluble dans les solvants polaires et insoluble dans l'eau. Ses effets toxiques sont rapidement neutralisés par l'action de l'air, de la lumière et de la chaleur. En fait, la toxicité est souvent disparue après deux à trois jours d'exposition estivale.

Blais et Beaulieu (1992) estiment que la consommation mondiale se situe entre 9 et 18,2 millions de kilogrammes par année. Les pays industrialisés tels que les États-Unis, le Danemark, la Finlande, la Suède, Israël, le Canada et la Norvège en sont les principaux utilisateurs. Son utilité principale est cependant axée sur le contrôle des insectes de jardin et comme antiparasitaire pour les chiens, les chats, le bétail et la volaille (Blais et Beaulieu 1992). Son rôle en tant que piscicide arrive au second rang, mais selon Cumming (1975), la roténone s'avère le piscicide le plus employé à ce jour dans l'aménagement piscicole. Celle-ci a été utilisée à des fins de réhabilitation de populations de poissons pour la première fois en 1934 aux États-Unis et en 1942 au Québec (Cumming 1975 ; Prévost 1960, dans Tremblay 1988). La roténone est aujourd'hui le seul piscicide enregistré au Canada (Blais et Beaulieu 1992).

La roténone vendue commercialement se présente sous plusieurs formes. On retrouve ainsi des poudres mouillables et des concentrés liquides émulsifiables. Au Québec, les liquides émulsifiables sont aujourd'hui préférés aux poudres, les marques de commerce les plus vendues étant Noxfish® (5% de roténone) et le Nusyn-Noxfish® (2,5% de roténone et 2,0% de butoxide de pipéronyl) (Blais et Beaulieu 1992). Généralement, une solution de 0,5 à 1,0 mg/L d'une préparation commerciale de roténone (5%) est jugée suffisante pour éliminer plusieurs espèces de poissons (Tremblay 1988).

1.3.6.2. Voies de pénétration

Les organismes les plus sensibles à la roténone sont les insectes et les poissons, mais on considère que la roténone est un poison potentiel pour les mammifères (DL₅₀ orale de l'ordre de 10-30 mg/kg) (Matsumura 1975). La grande susceptibilité des insectes à la roténone est essentiellement due à sa facilité de pénétration par les trachées et la cuticule, quoi qu'elle puisse également entrer facilement par l'intestin moyen (Fukami *et al.* 1970). Quant à la grande sensibilité des poissons, elle est liée à l'importante voie d'entrée que constituent les branchies (Matsumura 1975). En fait, comme l'expliquent Blais et Beaulieu (1992), les filaments branchiaux sont formés de nombreux petits canaux offrant une grande surface respiratoire, ce qui constitue une voie d'entrée facile pour la roténone. De plus, la liposolubilité de la roténone favorise son passage de l'eau aux cellules branchiales. De là, la roténone emprunte la circulation sanguine pour se rendre aux organes vitaux. Les mammifères ne sont pas tellement affectés au moment de l'ingestion de roténone car ils sont protégés par des systèmes enzymatiques efficaces et par une absorption gastro-intestinale lente et déficiente (Blais et Beaulieu 1992).

1.3.6.3. Mode d'action

Le mode d'action de la roténone et les symptômes résultants permettent de la classer parmi les inhibiteurs métaboliques, aussi bien que les poisons neurologiques (Matsumura 1975). En fait, peu importe l'organisme considéré, la principale action de la roténone se situe au niveau cellulaire où elle bloque la phosphorylation oxydative (Blais et Beaulieu

1992). Il a été démontré que les phénomènes qui accompagnent l'empoisonnement à la roténone dérivent essentiellement de l'habilité qu'elle a d'inhiber le métabolisme respiratoire. La tolérance à la roténone chez les poissons et les insectes aquatiques est inversement proportionnelle aux besoins en oxygène (Engstrom-Heg *et al.* 1978, dans Blais et Beaulieu 1992). Chez les poissons, les espèces moins tolérantes ont un taux de respiration plus élevé, ce qui entraîne une plus grande absorption de la roténone puisqu'un plus grand volume d'eau passe dans les branchies (Blais et Beaulieu 1992).

1.3.6.4. Traitement d'un plan d'eau à la roténone

L'utilisation de la roténone implique l'exécution de certains travaux préliminaires. Tremblay (1988) ainsi que Blais et Beaulieu (1992) indiquent que l'abaissement du niveau d'eau du lac est une étape importante et essentielle à franchir avant un traitement à la roténone. Au Québec, le traitement à la roténone de la majorité des plans d'eau a eu lieu de la mi-août à la mi-septembre (Blais et Beaulieu 1992). Un empoisonnement à l'automne permet de repeupler le lac avec des alevins au printemps suivant. Toutefois, si le traitement est effectué tard à l'automne, les températures froides peuvent faire en sorte que l'eau demeure toxique jusqu'au printemps, ce qui peut retarder l'ensemencement.

En fait, plusieurs facteurs rendent impossibles ou très risqués les traitements à la roténone à d'autres périodes de l'année. Ainsi, Burress (1982, dans Blais et Beaulieu 1992) considère que l'application de la roténone au printemps et tard en été, soit durant les pics d'abondance des populations de zooplancton, a plus d'effets négatifs sur ces populations

qu'une application automnale. Il en résulte une diminution de nourriture disponible, ce qui peut nuire aux poissons que l'on désire réensemencer. De plus, les traitements complets ne sont pas possibles en période de stratification thermique car la thermocline sert de barrière physique et limite grandement la dispersion verticale de la roténone (State of Illinois 1983, dans Blais et Beaulieu 1992). Cependant, Blais et Beaulieu (1992) mentionnent que les préparations généralement utilisées au Québec (Noxfish[®], Pro-Noxfish[®] et Nusyn-Noxfish[®]) sont spécialement conçues pour traverser la thermocline.

Comme le précisent Tremblay (1988) ainsi que Blais et Beaulieu (1992), le traitement d'un lac à la roténone a comme effet direct et immédiat une réduction marquée des populations de zooplancton mais un impact moindre sur la faune benthique.

L'Omble de fontaine est carnivore et se nourrit d'une grande variété d'animaux. Comme le mentionnent Scott et Crossman (1974), les jeunes et les adultes de taille moyenne avalent de grandes quantités d'invertébrés terrestres et de larves d'insectes aquatiques. Le zooplancton représente une source importante de l'alimentation des juvéniles (Lemieux 1989). Comme le repeuplement est effectué à partir d'alevins (Blais et Beaulieu 1992) et que leur régime alimentaire se compose de proies dont la taille est inférieure à trois millimètres (Power 1980, dans Blais et Beaulieu 1992), il est impératif que le plan d'eau contienne une quantité suffisante de zooplancton et de larves d'insectes aquatiques pour répondre aux besoins des individus introduits et ainsi assurer le succès de l'ensemencement.

Sous nos latitudes, la période de récupération du zooplancton est vraisemblablement plus longue étant donnée la rigueur du climat. Pour cette raison Blais et Beaulieu (1992) préconisent d'ensemencer le lac seulement le printemps suivant le traitement automnal. De plus, on suggère de rétablir les premiers maillons de la chaîne alimentaire avant de repeupler le lac avec des alevins pour ne pas retarder l'ensemencement des ombles et ne pas nuire à son succès (Blais et Beaulieu 1992). Le rétablissement des populations de zooplancton s'effectue simplement par une cueillette d'organismes planctonique dans un lac productif et l'introduction de ces organismes dans le plan d'eau traité.

1.3.6.5. Inconvénients de l'utilisation de la roténone

En plus de la non-sélectivité de la roténone et des délais importants qui doivent suivre le traitement avant le repeuplement et la restauration complète d'un plan d'eau empoisonné, Magnan *et al.* (1990) notent que l'emploi de la roténone comporte certains inconvénients non négligeables. Ainsi, la technologie actuelle de restauration des populations de l'Ombre de fontaine consiste à empoisonner toutes les espèces rencontrées dans le lac et au repeuplement subséquent avec des ombles produits en pisciculture. Sauf dans le cas de plans d'eau de petite superficie, cette technologie n'élimine que très rarement tous les poissons nuisibles, et son utilisation à grande échelle en fait une solution coûteuse.

En fait, comme le soulignent Magnan *et al.* (1990), aucune technologie alternative n'a été développée jusqu'à présent afin de réduire la compétition des espèces nuisibles sur l'Ombre de fontaine. Les auteurs estiment que des méthodes comme l'emploi du

lampricide TFM ou encore de micro-organismes seraient autant d'avenues à évaluer afin de développer une façon efficace et peu coûteuse de rehausser le rendement des populations de l'Omble de fontaine.

1.3.7. Les mycètes ichthyopathogènes et leur potentiel comme agents de contrôle

Les études sur le développement d'un programme de contrôle des espèces ichthyennes à l'aide de mycètes sont pratiquement inexistantes. On en connaît cependant quelques-uns susceptibles d'infecter les poissons. La plupart des mycoses ont été observées sur des individus élevés en pisciculture.

1.3.7.1. *Saprolegnia* sp.

Les saprolégnioses sont parmi les infections mycosiques les plus citées dans la littérature. Ainsi, les moisissures aquatiques du genre *Saprolegnia*, fréquentes sur les cadavres d'animaux morts (Arms et Camp 1989), sont souvent associées aux infections d'œufs ou d'alevins (Carballo et Munoz 1991 ; Edgell *et al.* 1993 ; Rand et Munden 1993a ; Rand et Munden 1993b ; Wada *et al.* 1993). Rand et Munden (1993a) ont effectivement observé que des œufs d'ombles de fontaine, volontairement mis en contact avec des zoospores de *Saprolegnia diclina*, présentaient des signes d'infection quelques minutes à peine après l'introduction du pathogène dans l'eau. Les chercheurs ont observé des zoospores fixées et des spores enkystées à la surface de quelques œufs seulement 10 minutes après de contact. Après 15 minutes, les spores enkystées avaient germé pour former un thalle qui

se propageait plus loin ou pénétrait le chorion, ou les deux. Après 128 heures, les œufs étaient couverts d'un mélange de zoospores, de spores ainsi que d'un épais tapis de mycélium de *S. diclina*. De plus, Rand et Munden (1993b) ont déterminé que les zoospores de *S. diclina* comportaient un chémotactisme positif vers de fortes concentrations d'extraits de chorion d'œufs d'ombles de fontaine et vers les acides aminés arginine et alanine. Ces résultats montrent que le chémotactisme doit avoir un rôle important dans l'attraction des zoospores de *S. diclina* vers les œufs vivants de salmonidés.

Bly *et al.* (1993) ont démontré que les cas de mortalités importantes chez la Barbue de rivière, causés par des saprolégnioses hivernales, sont dus aux conditions environnementales qui sévissent dans les étangs d'élevage. Ils ont effectivement noté que la chute rapide de la température induisait une immunodépression chez les barbues qui les rendaient plus sensibles aux infections et que le maintien des faibles températures (environ 10 °C) favorise la prolifération des mycètes du genre *Saprolegnia* par la production élevée de zoospores. Une autre étude suggère que la réduction, dans le sérum sanguin et de la concentration en protéines de type phosphorylcholine réactive (angl.: phosphorylcholine-reactive protein ou PRP), induite par les basses températures hivernales, peut jouer un rôle majeur au niveau de l'augmentation de la sensibilité de la Barbue de rivière aux infections de *Saprolegnia* sp. (Szalai *et al.* 1994).

1.3.7.2. *Fusarium moniliforme*

Fusarium moniliforme est un mycète phytopathogène qui s'attaque principalement au maïs (Betina 1989). Lumlertdacha et Lovell (1995) ont observé que des barbues de rivière, alimentées avec de la nourriture à base de maïs infecté avec différentes concentrations de *F. moniliforme*, étaient gravement affectées. Lors de leur étude, les chercheurs ont distribué aux poissons de la nourriture contenant différentes concentrations de fumonisine B-1 (FB-1), une mycotoxine produite par *F. moniliforme* (Betina 1989). Les concentrations administrées étaient de 0,3 (contrôle), 20, 80, 320, et 720 mg de FB-1/kg de diète. Les troubles observés au niveau des deux concentrations les plus élevées étaient une perte de poids prononcée pendant les 14 semaines de l'étude et une mortalité élevée causée par des infections de *Flexibacter columnaris*. Les poissons alimentés avec 80 mg de FB-1/kg ont montré une réduction significative de gain de poids. Lorsque les barbues, nourries avec cette même concentration de FB-1, étaient immergées dans une suspension aqueuse d'une souche virulente de *Edwardsiella ictaluri*, on assistait à une réduction significative du pourcentage de survie comparativement aux poissons alimentés avec la nourriture contenant 0,3 mg de FB-1/kg (Contrôle). Ces résultats indiquent que les barbues de rivière, nourries avec des préparations de maïs infectées avec *F. moniliforme* et contenant de la fumonisine peuvent réduire la croissance et la résistance aux infections dues à la bactérie ichthyopathogène *E. ictaluri*.

Lumlertdacha *et al.* (1995) ont démontré que des concentrations supérieures ou égales à 20 mg de fumonisine B-1 par kilogramme de diète sont toxiques pour les Barbues de

rivière. L'étude a permis de constater que plus de la moitié des individus ayant ingéré une concentration supérieure ou égale à 320 mg de FB-1/kg de diète étaient décédés des suites d'une infection de *Cytophaga columnaris*, une bactérie commune dans les cours d'eau tempérés (Tortora *et al.* 1992).

1.3.7.3. Autres espèces

Le champignon ichtyopathogène *Ichthyophonus hoferi* est reconnu pour ses cas d'infections sur les œufs de Truites arc-en-ciel (Rach *et al.* 1995) et au niveau du cœur et de la peau des Harengs (*Clupea harengus*) (Holst 1994). Spanggaard *et al.* (1994) précisent que la croissance de ce pathogène requiert essentiellement des conditions de faible pH (3-4).

Les cultures de Gourami nain (*Colisa lalia*), au Japon, sont affligées depuis quelque temps d'infections mycosiques dues à *Aphanomyces* spp. (Hatai *et al.* 1994). La caractéristique externe de l'infection est un gonflement prononcé de l'abdomen. Cette déformation est due au gonflement des organes internes sans accumulation de fluides ascitiques. L'examen histopathologique a permis de constater la présence d'hyphes et de plusieurs granules à l'intérieur des organes internes et des muscles. Hatai *et al.* (1994) ont également noté que les mycètes du genre *Aphanomyces* sont très pathogènes pour les Carassins.

1.3.7.4. Potentiel pour le contrôle des espèces ichthyennes

L'utilisation à court et moyen terme, dans un programme de lutte contre les espèces ichthyennes, des mycètes cités précédemment, est peu probable. En effet, les infections provoquées par ces pathogènes n'ont été observées qu'en pisciculture. Les espèces affectées sont donc, pour la plupart, des poissons recherchés. On n'est alors pas en présence de produits spécifiques qui ne touchent que les espèces indésirables. L'utilisation de telles substances n'apporterait donc pas de solution aux problèmes des méthodes de gestion actuelles. De plus, la majorité des mycètes cités doivent être vivants pour que l'infection ait lieu. Comme le stipulent Magnan *et al.* (1990), l'introduction de maladies infectieuses dans le milieu naturel comporte des risques importants car les réactions des pathogènes sont souvent imprévisibles et peuvent s'avérer désastreuses pour l'écosystème.

1.4. Le B-89*

1.4.1. Historique

Le mycète B-89 a été isolé il y a quelques années, lors de travaux de terrain effectués par le Groupe de Recherche sur les Insectes Piqueurs (GRIP) de l'Université du Québec à Trois-Rivières. Ces travaux avaient pour objectif l'isolation de mycètes potentiellement

* Le nom scientifique du mycète doit demeurer confidentiel car une demande de brevet est présentement en cours.

efficaces pour le contrôle biologique des moustiques et des mouches noires (Nadeau 1990). L'isolement de la souche mycélienne B-89 a été effectué à partir d'œufs de mouches noires infectés, provenant de la Réserve faunique du Saint-Maurice (Québec, Canada). Des essais biologiques ont alors démontré que cet hyphomycète présentait un potentiel intéressant pour le contrôle des insectes piqueurs (Nadeau 1990).

Les travaux de recherche sur le B-89 sont effectués dans le cadre d'un projet conjoint de coopération Franco-Québécoise en biotechnologie entre le Laboratoire de Recherche sur les Arthropodes Hématophages de l'Université du Québec à Trois-Rivières et la Station de Recherche de Pathologie Comparée à Saint-Cristol-lez-Alès. L'entente est basée sur l'utilisation de filtrat brut* afin de démontrer que l'effet toxique est attribuable aux toxines et non à l'appareil germinal.

1.4.2. Effets toxiques et spécificité

Les essais biologiques effectués à partir du filtrat brut ont d'abord mis en évidence le potentiel entomopathogène du B-89. En effet, le produit n'a montré aucun effet nocif sur les mammifères (souris) que se soit par ingestion ou injection. Les oiseaux testés (poussins) n'ont également pas été affectés par l'ingestion de filtrat de B-89 (Nielly 1994). Nielly (1994) mentionne également que les seuls effets toxiques observés par l'injection du filtrat chez les insectes ont été observés chez le Lépidoptère *Galleria*

* Milieu liquide débarrassé du mycélium par filtration et contenant tous les métabolites produits lors de la croissance du mycète.

mellonella et l'Ensifère *Gryllulus domesticus*. De plus, les tests effectués par ingestion n'ont révélé aucune toxicité auprès du Coléoptère *Leptinotarsa decemlineata*, du Lépidoptère *Spodoptera litura*, de l'Acridien *Locusta migratoria* et du Dictyoptère *Gromphadorbina laevigata*. Par contre, le filtrat brut s'est avéré particulièrement toxique pour les larves de Moustiques (Diptères) *Aedes aegypti* (Brousseau 1992), *A. triseriatus* (Escudéro 1996), *A. dianteus*, *A. dorsalis* et *A. communis* (Escudéro 1996). Les larves de Mouches noires (Diptères) se sont également avérées sensibles au traitement, mais à un degré moindre (Escudéro 1996 ; Lachance 1997).

Une étude effectuée sur la faune annexe démontre que le filtrat brut comporte un large spectre d'activité sur la faune dulcicole en milieu lentique (Escudéro 1996). Ainsi, en plus de l'effet toxique puissant observé chez les larves de moustiques, Escudéro (1996) note un certain effet nocif chez les Anoures et les Cladocères.

Des essais biologiques effectués sur la faune non-cible en milieu lotique ont montré que certaines espèces de poissons (Cypriniformes) étaient beaucoup plus sensibles aux toxines du B-89 que les larves d'insectes benthiques (Escudéro 1996; Lachance 1997). En fait, Lachance (1997) a démontré que les insectes étudiés (Trichoptères, Plécoptères, Odonates, Diptères, Éphéméroptères, Chironomides et Coléoptères) étaient de 5 à 20 fois plus résistants aux toxines que les Cypriniformes. Chez ces poissons, la toxicité se manifeste rapidement (entre 20 et 30 minutes) et à des doses très faibles. Ces résultats permettent d'envisager sérieusement le potentiel piscicide du B-89 en raison de sa spécificité importante auprès des Cypriniformes.

1.4.3. Caractérisation des mycotoxines excrétées

La purification partielle des métabolites produits par le B-89 a démontré la présence d'au moins trois mycotoxines comportant des activités biologiques distinctes (Escudéro 1996). La première toxine est en fait un mélange de molécules ayant un poids d'environ 750 Da. Ces molécules sont responsables des effets toxiques observés chez les Diptères et les Cypriniformes. La deuxième molécule isolée semble être une protéine basique de 60 kDa, possédant un groupement glycosilé. Cette substance est toxique pour le Lépidoptère *Galleria mellonella*. Finalement, le troisième métabolite, également toxique pour *G. mellonella*, est une molécule dont la taille se situe entre 10 et 15 kDa.

La purification a permis de constater que les composés toxiques du B-89 sont solubles dans l'eau et ont peu d'affinité avec les solvants organiques tels que le méthanol ou le chloroforme (Black 1994). Lachance (1996) a noté que la température pouvait affecter la toxicité du filtrat brut sur les poissons. Les toxines seraient ainsi moins efficaces à des températures froides. Les métabolites sont cependant stables et résistent fort bien à des périodes d'alternance de gel et de dégel, ainsi qu'à la photolyse (M.-L. Escudéro, communication personnelle)*. Escudéro (1996) a noté, à l'aide d'essais biologiques sur moustiques, que la rémanence du B-89 dans l'environnement pouvait se limiter à environ 2 à 4 semaines.

* Marie-Laure Escudéro, Université du Québec à Trois-Rivières.

Certains aspects des effets toxiques du B-89 au niveau tissulaire ont pu être caractérisés par des études histopathologiques et ultrastructurales (Escudéro 1996). Des examens *in vivo* effectués sur des larves d'*Aedes triseriatus* et de *Galleria mellonella* ont démontré la présence d'altérations du mésentéron chez *A. triseriatus* alors que chez *G. mellonella* on note une détérioration marquée des tubes de Malpighi. Chez les deux insectes, la toxicité cellulaire se traduit par des lésions nucléaires banales, non-spécifiques telle que l'agréation chromatinienne, mais aussi par des modifications plus caractéristiques comme celles observées au niveau du réticulum endoplasmique (chez *G. mellonella*) ou des mitochondries (Escudéro 1996). Certains indices permettent de croire que la toxicité du B-89 chez les Cypriniformes serait due à des effets neurologiques (G. Massicotte, communication personnelle* ; Escudéro 1996).

1.4.4. Potentiel comme agent de contrôle des espèces ichthyennes nuisibles

Le B-89 s'est avéré être particulièrement sélectif quant à ses effets toxiques. Ainsi, les doses employées pour provoquer la mortalité totale les Cypriniformes n'affectent que légèrement les populations de l'entomofaune benthique (Lachance 1997). On peut également penser qu'une purification plus exhaustive du filtrat brut permettrait d'accroître cette spécificité.

* Guy Massicotte, Université du Québec à Trois-Rivières.

La présente étude est principalement axée sur la détermination d'une sélectivité interspécifique au niveau de l'ichtyofaune. Si les résultats s'avéraient concluants, on serait en présence d'un outil d'aménagement nettement plus avantageux que les méthodes de contrôle actuelles (en particulier la roténone). La présence sur le marché d'un produit comportant une faible rémanence environnementale et de puissants effets toxiques, sélectifs au niveau des poissons (affectant très légèrement l'entomofaune) et même au niveau interspécifique (ayant peu d'effets néfastes sur les espèces ichtyennes recherchées), représenterait une technologie très intéressante pour le contrôle des poissons indésirables effectué à l'aide de la roténone. Le B-89 pourrait devenir une méthode biologique alternative pour le contrôle des poissons indésirables en raison de sa forte sélectivité.

1.5. Objectifs du projet

Dans le but de préciser la sélectivité et l'activité du B-89 sur différentes espèces de poissons, les objectifs de la présente étude étaient :

- 1) d'évaluer l'effet toxique du B-89 sur l'Omble de fontaine (espèce recherchée) et sur trois espèces compétitrices (espèces non désirées);
- 2) d'évaluer l'effet de la température sur la toxicité du B-89 envers les espèces étudiées;
- 3) de comparer les résultats obtenus en laboratoire avec ceux obtenus sur le terrain, en conditions semi naturelles.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

La présente étude a été effectuée en deux parties. La première consistait à produire en laboratoire le filtrat brut nécessaire aux expérimentations. La seconde visait essentiellement à tester la toxicité du filtrat brut sur les espèces piscicoles étudiées, à l'aide d'essais biologiques réalisés sous différentes conditions. Ces tests ont eu lieu, d'une part, en laboratoire (Université du Québec à Trois-Rivières) et, d'autre part, en milieu naturel (Réserve faunique du Saint-Maurice).

2.1. Préparation du filtrat brut

2.1.1. Culture sur milieu gélosé

Afin de conserver la souche originelle du champignon, on a eu recours à une culture du thalle en laboratoire. La souche B-89 était maintenue par repiquage sur milieu gélosé dans des boîtes de Pétri. La croissance du mycète était favorisée par le milieu Avoine (flocons d'avoine réduits en farine 40 g ; Agar Agar 15 g ; eau distillée non-déminéralisée 1 L). Les cultures étaient incubées dans une étuve à 25 °C jusqu'à l'obtention d'une sporulation suffisante (3-4 semaines). Un entreposage à 4 °C était ensuite effectué afin d'assurer l'arrêt de croissance des thalles ainsi que leur conservation. La culture était repiquée aux quatre à six mois

2.1.2. Préparation des suspensions de spores

À partir des thalles obtenus sur les milieux gélosés, on a utilisé les spores produites pour la préparation des toxines en milieu liquide. Ainsi, le dépôt de 8 à 10 mL d'eau distillée stérile directement sur les thalles mycéliens était utilisé pour favoriser la mise en suspension des spores. Un grattage de la surface gélosée à l'aide d'une pipette Pasteur recourbée, permettait de récupérer la quasi-totalité des spores. Les éléments ainsi prélevés étaient ensuite déposés dans un tube stérile. Le décompte des spores était effectué sur un hématimètre après dilution 1:10.

2.1.3. Production du filtrat brut

Les toxines utilisées au cours de l'étude étaient produites par culture des spores dans un milieu nutritif liquide. Cette culture achevée, comportant les différents éléments mycéliens du B-89 en plus des toxines étudiées, porte le nom de filtrat brut. La culture d'éléments mycéliens était réalisée dans le milieu liquide M1 (glucose 20 g ; extrait de levure 40 g ; eau distillée non-déminéralisée 1L ; autoclavé 20 minutes à 115 °C). L'inoculation avait lieu dans des erlenmeyers, contenant 350 mL de milieu de culture. Les fioles étaientensemencées à l'aide d'une quantité définie de la suspension de spores afin d'obtenir une concentration finale de $7,5 \times 10^5$ spores/mL. Les fioles étaient ensuite installées sur des agitateurs rotatifs à supports angulaires (30°), fonctionnant à une vitesse constante de 200 rpm, dans une pièce climatisée à 23 °C pendant 14 jours.

2.1.4. Récupération du filtrat

Le filtrat brut était obtenu par l'élimination du mycélium, des spores et des débris cellulaires par centrifugation (4 500 x g pendant une heure) de la culture brute, suivi par une stérilisation par filtration du surnageant sur des membranes de porosité de 0,45 µm.

Il est difficile de reproduire exactement les mêmes conditions de croissance (p. ex. température) d'une culture à l'autre. Ces variations entraînent des différences au niveau de la toxicité des différentes productions de filtrat. Afin d'éliminer cette variation de toxicité, les filtrats récupérés étaient combinés en un seul filtrat homogène qui fut utilisé pour tous les tests effectués au cours de l'étude. Le niveau de toxicité du mélange a été évalué à l'aide d'essais biologiques sur larves néonates du moustique *Aedes triseriatus*, le standard de laboratoire utilisé lors de toutes les études précédentes sur le B-89. Ceci a permis d'établir une comparaison entre le filtrat utilisé lors de cette étude et les autres filtrats employés lors des études précédentes.

2.2. Expérimentations

2.2.1. Espèces impliquées

La toxicité du filtrat brut a été évaluée sur quatre espèces de poissons : l'Omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), le Meunier noir (*Catostomus commersoni*), le Mulet à cornes (*Semotilus atromaculatus*) et le Mené à nageoires rouges (*Notropis cornutus*). Le

choix de ces espèces est basé sur l'importance économique et écologique qui leur est associée. Ainsi, l'Ombre de fontaine constitue l'espèce la plus recherchée par les pêcheurs québécois et entraîne le plus de retombées économiques dans le domaine de la pêche récréative. Le Meunier noir est le principal compétiteur de l'Ombre de fontaine et représente la menace la plus importante au maintien des populations indigènes de cette dernière espèce. Il s'agit actuellement du poisson le plus visé par les traitements piscicoles. Quant aux autres espèces, bien qu'à un degré moindre, elles sont également considérées comme d'importants compétiteurs de l'Ombre de fontaine.

Les ombles de fontaine utilisés au cours de cette étude étaient fournis par la pisciculture « La truite de la Mauricie » de St-Tite, Québec. Par contre, les meuniers noirs, les mulets à cornes et les menés à nageoires rouges ont été capturés en nature à l'aide de nasses (mailles de $\frac{3}{4}$ ") dans la ruisseau Aubin, tributaire du lac Boitel, situé dans la Réserve faunique du St-Maurice, Québec. Les captures ont été effectuées lors de la période de frai des 3 espèces impliquées, soit entre le début mai et la fin juin.

2.2.2. Expériences en laboratoire

Ce volet de l'étude a été réalisé dans un laboratoire humide d'écotoxicologie à l'Université du Québec à Trois-Rivières. Ce laboratoire était spécialement équipé pour élaborer des expériences en milieu aquatique. Il était ainsi possible de contrôler la photopériode et la température de l'eau. Plusieurs bassins de rétention (500 L) étaient disponibles et ont permis d'entreposer les poissons après leur capture ou leur arrivée du

producteur, pendant la période d'acclimatation d'une durée minimale de deux jours avant un traitement.

Les analyses de toxicité étaient effectuées dans des aquariums (40 L) déposés dans un bassin de rétention où circulait de l'eau à une température donnée (Figure 1). Ce système permettait de contrôler la température lors des tests. Les aquariums étaient divisés en deux, à l'aide d'un séparateur de plastique. Des sacs en polyéthylène étaient installés de chaque côté de cette séparation (Figure 2). Les analyses étaient réalisées dans ces sacs, éliminant ainsi tout risque de contamination.

Le système expérimental était constitué de sept aquariums plongés dans l'eau, l'immersion permettant de contrôler la température durant les essais biologiques. Des sept aquariums, trois étaient utilisés comme bacs d'intoxication, un servait de bac de rinçage des poissons intoxiqués et les trois autres utilisés comme bacs de récupération des poissons. Les bacs d'intoxication et de rétention étaient divisés en deux sections distinctes par deux sacs de polyéthylène, contenant chacun 15 litres d'eau reconstituée. L'eau des sacs dans les bacs d'intoxication était oxygéné à l'aide d'un diffuseur commercial tandis que les sacs des bacs de récupération étaient munis d'un filtre au charbon activé (Figure 3). L'oxygène était fourni par le système d'air comprimé interne de l'université.

Lors des essais, 15 poissons étaient introduits dans chaque sac des bacs d'intoxication. On disposait au total de 6 sacs (1 témoin et 5 concentrations de B-89 par essai biologique). Les poissons demeuraient immergés dans les dilutions du filtrat brut

pendant une période de temps pouvant varier de 30 minutes à 24 heures. Après ce laps de temps, les poissons étaient retirés des bacs d'intoxication à l'aide d'une épuisette et trempés plusieurs secondes dans le bac de rinçage contenant 30 litres d'eau reconstituée. Cette procédure permettait d'éliminer les toxines du filtrat brut de B-89 pouvant subsister à la surface des individus.

Une fois rincés, les poissons étaient introduits dans les sacs des bacs de récupération, contenant 15 litres d'eau. Ils y demeuraient pendant une période de 24 heures. A ce moment, une lecture du pourcentage de mortalité était effectuée. Après chaque essai, les poissons morts et vivants étaient pesés, mesurés et conservés dans une solution de formaldéhyde à 10 %.

L'eau utilisée pour le maintien des poissons et les tests de toxicité était de l'eau reconstituée contenant des concentrations connues de différents sels (NaHCO_3 24 g ; $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 18,75 g ; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 30,7 g ; KCl 1 g ; H_2O déminéralisée 500 L). Des mesures de température, de concentrations en oxygène dissous, de pH et de conductivité étaient effectuées lors des tests.

Les quantités de B-89 administrées lors des essais biologiques étaient exprimées en terme de dose. La dose est définie comme étant le résultat de la dilution appliquée de filtrat brut, multipliée par le temps de contact. Ne connaissant pas la concentration de la ou des toxines, des dilutions sérielles du filtrat ont été faites. Par exemple, si on immerge des



Figure 1. Système expérimental utilisé en laboratoire, constitué d'une série d'aquariums immergés dans un bassin où circulait de l'eau tempérée.

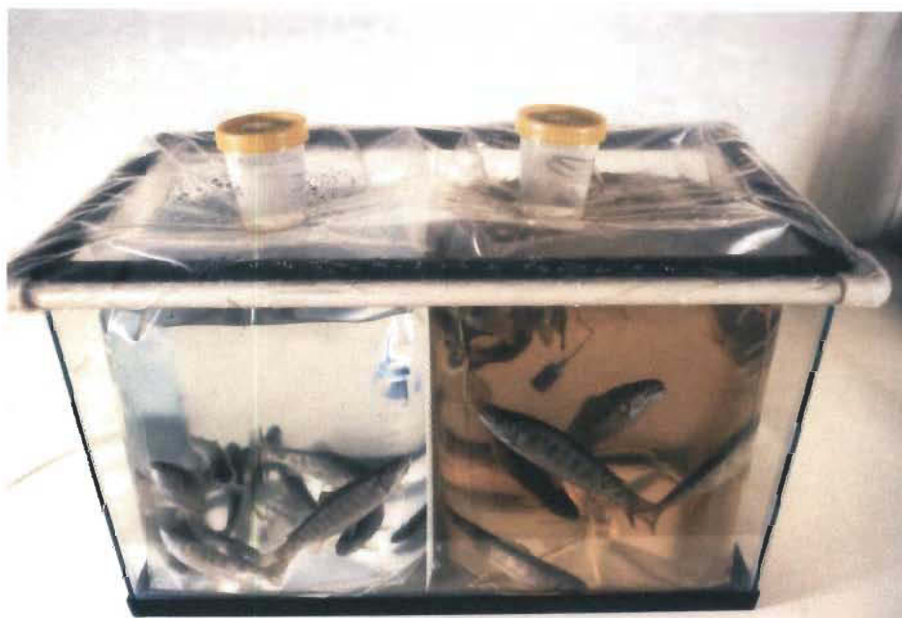


Figure 2. Bac expérimental, constitué d'un aquarium séparé en deux compartiments par un panneau de plastique. Des sacs de polyéthylène étaient disposés de chaque côté de ce panneau pour constituer ces compartiments.

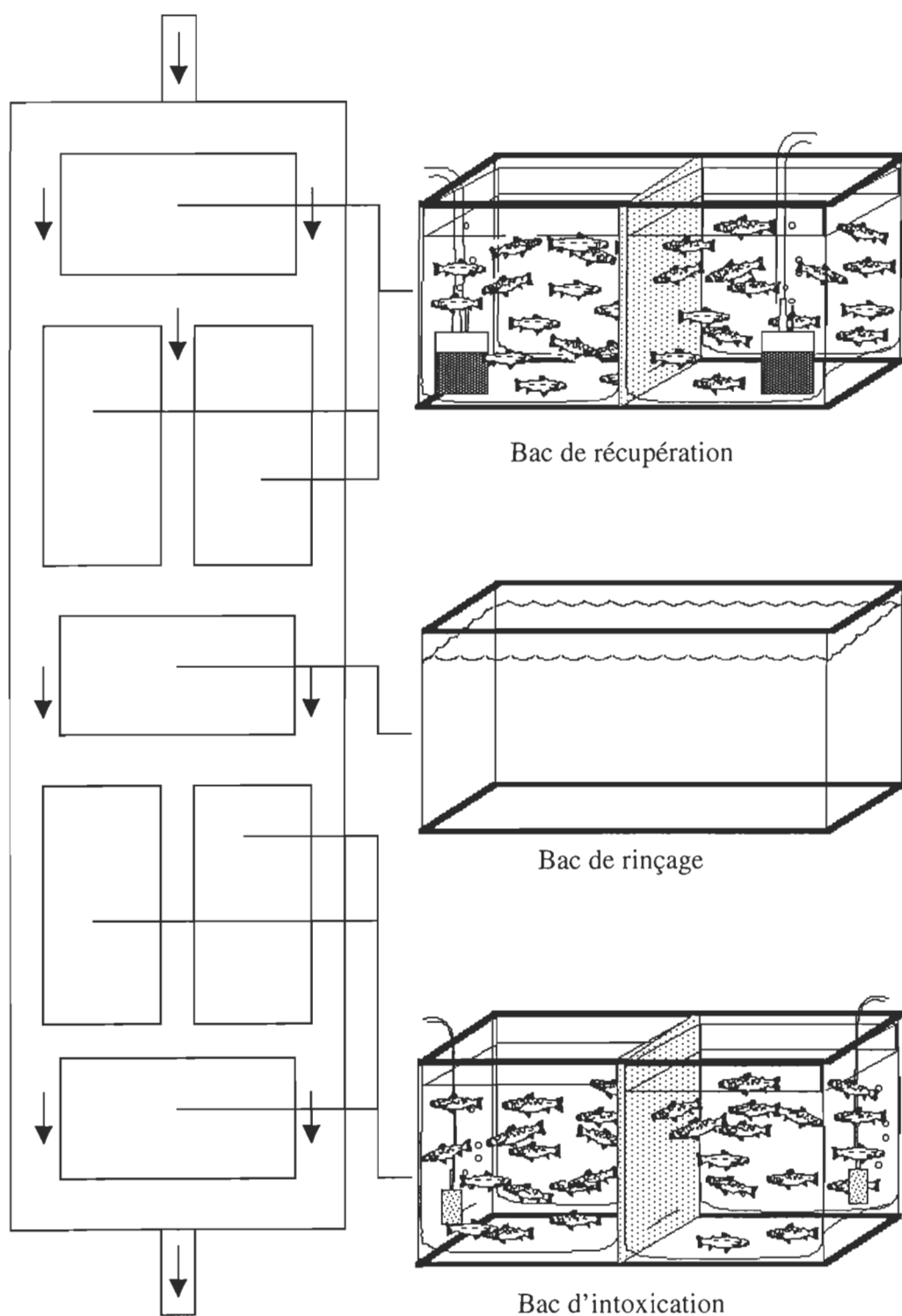


Figure 3. Représentation schématique du système d'aquariums utilisé lors de l'étude. Les flèches représentent le sens de circulation de l'eau.

poissons dans une dilution 1/10 de filtrat pendant 30 minutes, on pourra dire qu'ils ont subi une dose de 3, équivalente à celle supportée par des poissons placés dans une dilution de 1/20 de filtrat pendant 60 minutes. Un tel système de calcul a permis de comparer les résultats obtenus en laboratoire avec ceux obtenus sur le terrain.

2.2.3. Expériences sur le terrain

Ce deuxième volet de l'étude a été réalisé aux abords du Ruisseau Aubin dans la Réserve faunique du Saint-Maurice. Les tests de toxicité ont été effectués dans un système d'aquariums similaire à celui utilisé en laboratoire ainsi que dans un système de gouttières basé sur celui de Troubat (1981), mais adapté pour une expérimentation avec des poissons. Les deux systèmes ont été installés aux abords du Ruisseau Aubin, qui alimentait ceux-ci en eau pour les analyses de toxicité. Le système d'aquariums était disposé de la même façon que celle décrite précédemment (Figures 4 et 5).

Quant à lui, le système de gouttières se composait de deux unités telles que représentées dans les figures 6, 7 et 8, totalisant 8 gouttières. La dimension des gouttières est de 180 cm de longueur, 15 cm de largeur et 15 cm de hauteur (volume effectif de 15 L, équivalent au volume utilisé en laboratoire). Les gouttières étaient recouvertes par un cadre de moustiquaire qui permettait de retenir les poissons en plus de réduire le stress provoqué par la vue des analystes. Un tel cadre était également disposé à la sortie des gouttières, empêchant ainsi les poissons d'être emportés par le courant.



Figure 4. Système d'aquariums utilisé sur le terrain. On note la présence du bassin d'acclimatation des poissons en premier plan.



Figure 5. Système d'aquariums utilisé sur le terrain lors d'un essai biologique. À noter en arrière plan, la bonbonne d'air comprimé qui alimentait les bacs d'intoxication et de récupération.

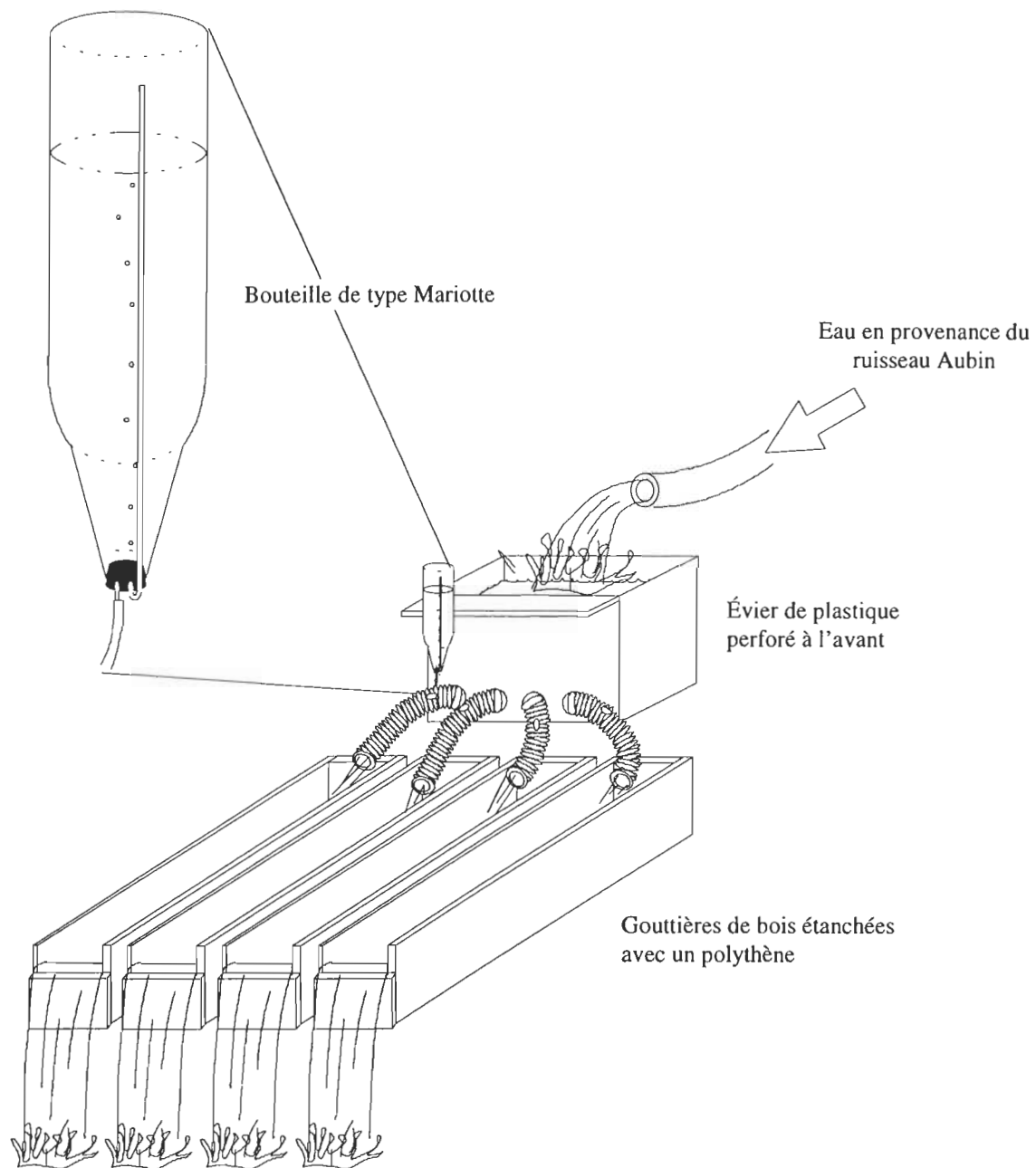


Figure 6. Représentation schématique d'une unité composant le système de gouttières utilisé sur le terrain.



Figure 7. Système de gouttières utilisé sur le terrain.



Figure 8. Système de gouttières utilisé lors d'un essai biologique. À noter la présence de bouteilles de type Mariotte.

Les gouttières de bois étaient étanchées à l'aide d'un polythène. L'eau était acheminée au système par un tuyau d'alimentation, à partir du ruisseau Aubin. Le débit de chaque gouttière pouvait être réglé indépendamment par l'utilisation de bouchons de liège entaillés (environ 10 L/min).

Lors des analyses, le filtrat brut était injecté dans les gouttières à l'aide de bouteilles de type Mariotte (Figures 6 et 8). Celles-ci étaient calibrées de façon à déverser 1,5 L de produit en 15 minutes. Le temps de contact étant de 30 minutes, le contenu de deux bouteilles était injecté successivement dans chaque gouttière lors des traitements.

Les essais biologiques étaient effectués avec des densités de poissons équivalentes à celles établies en laboratoire, soit 15 poissons par gouttière. Comme pour les expériences en laboratoire, les poissons vivants et morts étaient pesés individuellement pour ensuite être conservés dans une solution de formaldéhyde 10 %. Des mesures d'oxygène dissous, de pH et de température étaient effectuées avant chaque traitement (écart d'au plus trois degrés celcius).

Afin de limiter la quantité de filtrat nécessaire, les débits étaient réduits à 0,6 L/min pendant l'injection de filtrat et augmentés par la suite à leur débit habituel (≈ 10 L/min). Cette mesure permettait de réduire considérablement le volume d'eau circulant dans les gouttières lors des traitements. Le volume étant réduit, moins de filtrat était nécessaire pour obtenir les dilutions souhaitées.

Malheureusement, les conditions de terrain empêchent le contrôle précis de la température. Dans la mesure du possible, les expériences étaient effectuées à des températures très rapprochées de celles utilisées en laboratoire. Malgré les variations normales pendant 24 heures, les températures lors du temps de contact de 30 minutes avec le filtrat brut, respectaient assez bien la température utilisée en laboratoire.

2.3. Analyses statistiques

L'analyse des résultats des tests toxicologiques (aussi bien les tests sur néonates que sur les poissons) a été effectuée par la méthode probit afin de déterminer la DL_{50} (doses létales pour 50 pourcent de la population étudiée) des individus traités. Chaque réplicat d'un essai biologique était analysé individuellement puis groupé comme le recommande Finney (1971). Ces analyses ont été effectuées à l'aide du programme informatique SPSS. Les proportions de réponses dans les essais biologiques pour les témoins aurait été corrigées par la formule d'Abbott (1925). Cependant, on a pas eu recours à cette formule car aucun des témoins réalisés n'a présenté de mortalité.

3. RÉSULTATS

Le but principal de l'étude était de déterminer l'effet toxique du filtrat brut sur l'Omble de fontaine en comparaison avec celui observé sur certaines de ses espèces compétitrices. Comme la présente étude a été effectuée dans le cadre d'un projet de recherche non subventionné et réalisé à l'aide de fonds limités, notre recherche s'est limitée aux espèces compétitrices rencontrées dans le lac Boitel, situé à proximité du site expérimental utilisé sur le terrain. Des travaux antérieurs (J. Boisvert, communication personnelle*) avaient indiqué la présence d'au moins trois espèces compétitrices de l'Omble de fontaine dans le Lac Boitel. De plus, les systèmes expérimentaux disponibles pour l'étude ne permettaient pas d'effectuer des essais biologiques sur un grand nombre d'individus, ce qui rendait l'interprétation mathématique des résultats de toxicité plus difficile. Comme le nombre de poissons utilisé par essai biologique était de 15 individus, chaque mortalité représentait une augmentation de près de 6,7 %, ce qui, après une transformation probit, faisait que le premier mort donnait une valeur de 3,5. Cette situation a produit des courbes probit d'allure saccadée et les nuages de points obtenus étaient relativement élargis. Cependant, les résultats ont bien démontré les sensibilités différentes envers le filtrat brut des espèces étudiées tout en montrant l'effet de la température sur la toxicité observée. On estime donc que les objectifs de la présente étude ont été rencontrés de façon tout à fait satisfaisante.

* Jacques Boisvert, Université du Québec à Trois-Rivières.

3.1. Expériences en laboratoire

3.1.1. Effet de la température

L'effet de la température sur la toxicité du filtrat brut a été étudié sur l'Ombre de fontaine en laboratoire. Les températures ont été choisies en fonction des préférences physiologiques inhérentes à l'espèce. En effet, on a utilisé la température médiane de 11 °C, car elle est la température optimale de développement de l'Ombre de fontaine et on a utilisé une température plus faible et une plus chaude pour représenter les extrêmes de bien-être de l'Ombre de fontaine, soit 6 et 17 °C.

Pour faire suite aux différentes études réalisées antérieurement par Escudéro (1996) et Lachance (1997), le temps de contact utilisé pour tous les essais biologiques effectués au cours de la présente étude était de 30 minutes. Ainsi, des essais biologiques ont été effectués sur des ombles de fontaine à trois températures différentes. Comme le démontre la figure 9, l'effet toxique du B-89 augmente avec la température. Cependant, le test de parallélisme de χ^2 montre que les droites probit obtenues sont parallèles ($\chi^2 = 1,000 \times 10^{-8}$, DL = 2 et $p = 1,000$) (Figure 9A). De plus, même si l'écart est régulier entre les températures étudiées (5 et 6 °C d'écart), on note que la différence d'effet toxique est nettement plus marquée entre la température la plus froide (6 °C) et la température médiane (11 °C). En effet, on note à la figure 9B que la DL_{50} calculée à 17 °C est de 0,35 (I.C. 95 % : 0,32 – 0,37), celle obtenue à 11 °C est de 0,53 (I.C. 95 % : 0,50 – 0,57), tandis que la DL_{50} observée à 6 °C est de 2,1 (I.C. 95 % : 1,9 – 2,3). L'écart entre les

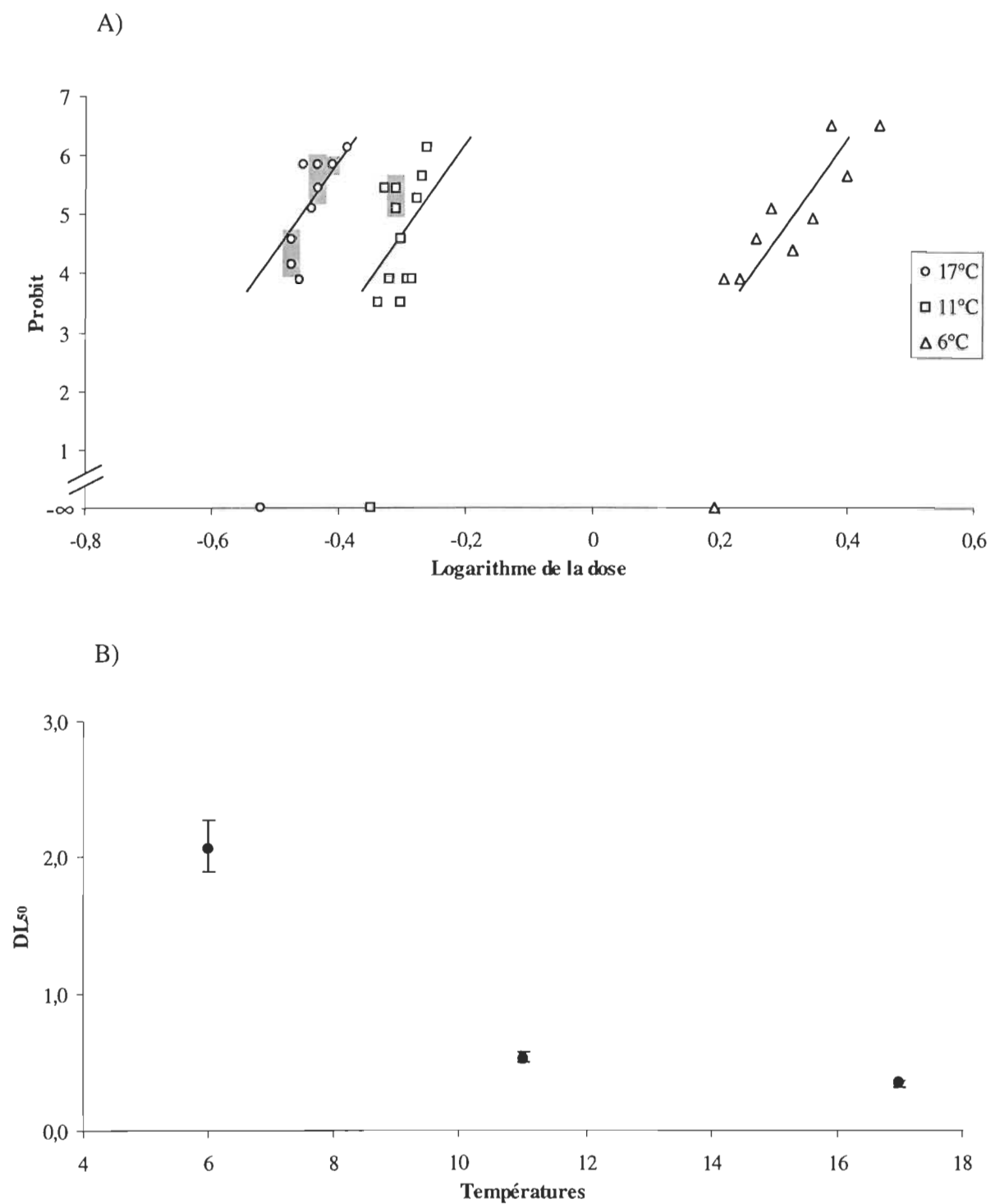


Figure 9. Effet de la température sur la toxicité du filtrat brut du B-89, évalué par essais biologiques avec un temps de contact de 30 minutes sur des Ombles de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) à 6, 11 et 17°C. A) Courbes probit. Les zones ombragées représentent des points répétés ultérieurement. B) DL₅₀ obtenues.

DL₅₀ obtenues à 17 et 11 °C est donc de 0,18 tandis qu'il est de 1,57 entre les DL₅₀ obtenues à 11 et 6 °C, soit près de 9 fois plus élevé. L'estimation du potentiel médian relatif montre que toutes les DL₅₀ calculées sont différentes (6 °C vs 11 °C : estimation = 3,9 (I.C. 95 % = 1,8 – 24,0), 6 °C vs 17 °C : estimation = 6,0 (I.C. 95 % = 2,2 – 58,1) et 11 °C vs 17 °C : estimation = 1,5 (I.C. 95 % = 1,2 – 2,4)).

On observe également une augmentation rapide de la mortalité au niveau des premières doses qui provoquent un effet léthal (Figure 9A). L'allure du nuage de points est ensuite modifiée et on note une réduction graduelle de la pente d'une droite hypothétique qui traverserait ce nuage. Cette constatation est légèrement plus marquée au niveau de la température froide de 6 °C.

3.1.2. Effet toxique selon l'espèce

Afin de comparer la différence de sensibilité entre les espèces étudiées, des essais biologiques, toujours avec un temps de contact de 30 minutes, ont été effectués sur les quatre espèces. Trois des espèces compétitrices étant des espèces d'eau chaude dont la température physiologique optimale oscille autour de 18 à 20 °C, on a choisi d'effectuer les essais biologiques à 17 °C, soit la température la plus élevée à laquelle l'Omble de fontaine avait été soumise.

La figure 10 montre que les espèces répondent de façon très différente au filtrat brut du B-89. Le test de parallélisme de χ^2 montre que les droites probit obtenues ne sont pas

parallèles ($\chi^2 = 14,3$, $DL = 3$ et $p = 0,003$) (Figure 10A). La courbe de mortalité de l'Ombre de fontaine tel qu'apparaissant sur la figure 10A, provient de la figure 9 (17 °C). Malgré tout, la figure 10B démontre que l'Ombre de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) est l'espèce la plus sensible ($DL_{50} = 0,35$; I.C. 95 % : 0,29 – 0,37), suivie du Mené à nageoires rouges (*Notropis cornutus*) ($DL_{50} = 0,47$), du Meunier noir (*Catostomus commersoni*) ($DL_{50} = 0,66$; I.C. 95 % : 0,63 – 0,75) et du Mulet à cornes (*Semotilus atromaculatus*) ($DL_{50} = 0,92$; I.C. 95 % : 0,77 – 26,49) qui constitue l'espèce la plus résistante. L'estimation du potentiel médian relatif montre que toutes les DL_{50} calculées sont différentes (Ombre de fontaine vs Mené à nageoires rouges : estimation = 0,68 (I.C. 95 % = 0,39 – 0,88), Ombre de fontaine vs Meunier noir : estimation = 0,47 (I.C. 95 % = 0,17 – 0,72), Ombre de fontaine vs Mulet à cornes : estimation = 0,37 (I.C. 95 % : 0,09 – 0,64), Mené à nageoires rouges vs Meunier noir : estimation = 0,69 (I.C. 95 % : 0,41 – 0,88), Mené à nageoires rouges vs Mulet à cornes : estimation = 0,53 (I.C. 95 % : 0,22 – 0,77), Meunier noir vs Mulet à cornes : estimation = 0,77 (I.C. 95 % : 0,48 – 0,96)).

Pour toutes les droites présentées, on note une augmentation rapide de la mortalité suivie d'une réduction graduelle de la pente d'une droite hypothétique traversant les nuages de points. À notre avis, ce phénomène peut être une représentation du mode d'action de la ou des toxines contenues dans le filtrat brut, ainsi que de la physiologie des espèces étudiées. Cependant, il est possible de dégager des observations intéressantes du fait que, dès les premiers résultats obtenus, il fut évident que la répétition de certaines doses était devenue nécessaire. Au total, 11 doses (zones ombragées) ont été répétées. Considérant le nombre de poissons par essai biologique, les répétitions ont démontré une faible

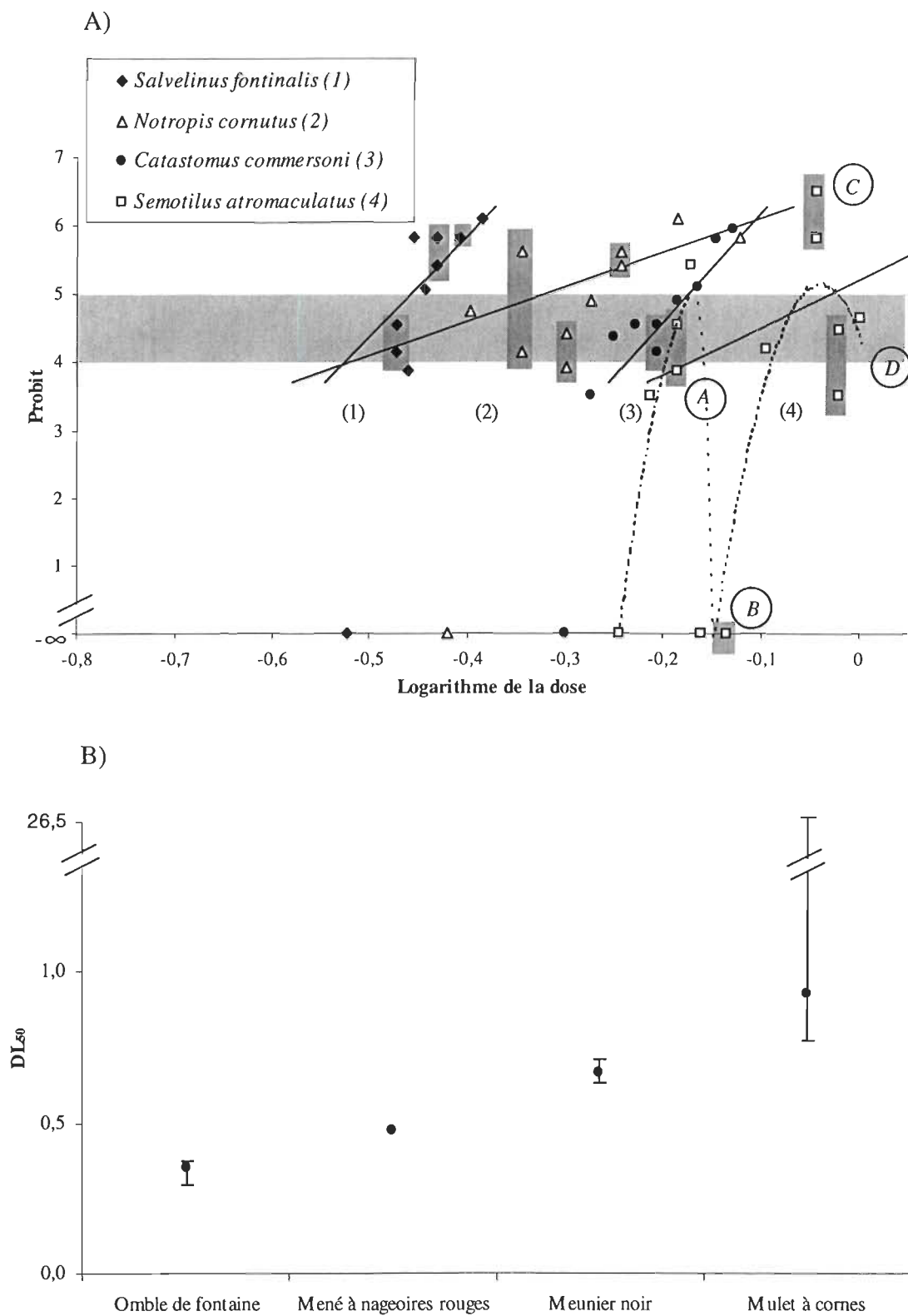


Figure 10. Effet du filtrat brut de B-89 sur quatre espèces de poissons à 17°C. A) Courbes probit. Les zones ombragées représentent des points répétés ultérieurement. B) DL₅₀ obtenues.

variation dans la mortalité, indiquant une bonne probabilité que les résultats obtenus soient valables. Par exemple, pour les répétitions effectuées au niveau du Mulet à cornes (*S. atromaculatus*) (Courbe 4, figure 10A), on note des écarts entre les points répétés qui varient entre 0 et 23,3 % de mortalité (A = 20,0 %, B = 0 %, C = 13,3 % et D = 23,3 %)

On peut remarquer sur la figure 10A que :

- A) Comme à la figure 9, la mortalité augmente de façon très rapide et ce, pour les trois espèces compétitrices ;
- B) La réponse des trois premières espèces suit la même allure, mais la sensibilité à l'action toxique du filtrat brut est différente selon l'espèce, compte tenu de sa position sur le graphique;
- C) Pour toutes ces espèces (courbes 1 à 3), on note une modification de la pente d'une droite hypothétique se produisant dans une zone située entre 16 et 50 % de mortalité (probit de 4 à 5). Avant cette cassure, on note une augmentation rapide de la mortalité en fonction d'une faible augmentation de la dose administrée. Par la suite, une augmentation importante de la dose ne provoque que de faibles augmentations de mortalité. En fait, la pente estimée après la cassure est de 3 à 10 fois moins prononcée que celle observée avant ce point critique (pente 3,2 fois moins élevée chez l'Omble de fontaine (Courbe 1, figure 10A), pente 10 fois moins élevée chez le Mené

à nageoires rouges (Courbe 2, figure 10A) et pente 7 fois moins élevée chez le Meunier noir (Courbe 3, figure 10A) ;

D) La réponse du Mulet à cornes est intéressante et intrigante (Figure 10A). Comme dans le cas des autres espèces, les premières mortalités sont obtenues après une légère augmentation de la dose. Après avoir atteint un seuil à 66,7 % de mortalité (probit = 5,4) (A), les deux doses suivantes (dont une a été répétée (B)) n'ont causé aucune mortalité. Une légère augmentation de la dose répétée de 0,73 (logarithme = -0,14) a résulté en un accroissement rapide de la mortalité atteignant près de 80 % (probit = 5,8) (C). Cependant, une fois ce plafond atteint, les mortalités ont à nouveau chuté en bas de 50 % (doses répétées (D)).

3.1.3. Toxicité en fonction du temps d'exposition

Les expériences menées en laboratoire avec 30 minutes de temps d'exposition nous indiquaient que les doses devant être utilisées pour obtenir une forte activité toxique, étaient relativement élevées. La dose étant définie comme la dilution du filtrat brut (correspondant à une concentration de toxines) multipliée par le temps de contact, on a voulu vérifier si, en utilisant des dilutions plus faibles avec un temps de contact continu, on pouvait obtenir des taux de mortalité intéressants. À ce propos, le choix de 30 minutes de temps de contact se voulait une imitation d'un traitement dans une rivière (d'où la dilution et le temps de contact). Par contre, une exposition en continu au filtrat brut pouvait représenter un traitement dans un plan d'eau (lac).

Ainsi, afin de vérifier l'effet du temps d'exposition sur la toxicité du filtrat brut du B-89, on a soumis des ombles de fontaine à différentes dilutions de filtrat sur une durée de 24 heures à la température de 11 °C, température optimale de l'espèce. Les résultats obtenus sont représentés dans la figure 11.

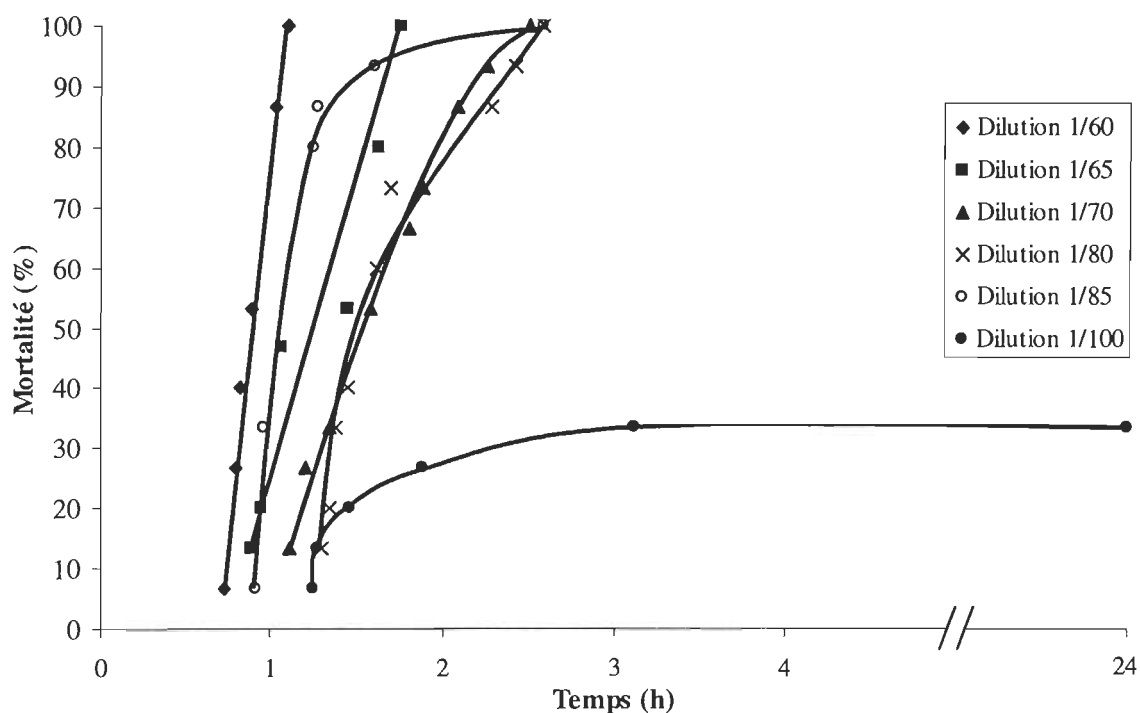


Figure 11. Effet du temps d'exposition sur la mortalité provoquée chez l'Ombre de fontaine, par différentes dilutions de filtrat brut de B-89 à 11 °C.

À partir des résultats présentés à la figure 11, on peut tirer les observations suivantes :

- A) Quelle que soit la dilution utilisée, les premières mortalités sont toutes survenues entre 45 et 75 minutes de temps de contact;

B) Dans tous les cas, sauf pour la plus faible dilution, 100 % de mortalité a été atteint après $2,1 \pm 0,7$ heures d'exposition et l'accroissement de la mortalité se fait de façon fulgurante ;

C) Quant à la dilution 1/100, même si la mortalité a débuté de façon rapide et similaire à celle observée au niveau des autres dilutions, l'effet toxique a plafonné à 33,3 % après 3 heures d'exposition sans jamais atteindre 100 %, même après 24 heures d'exposition continue.

Ce phénomène semble indiquer que le B-89 répond à la règle du tout ou rien, démontrant qu'après l'atteinte d'un certain seuil de dilution (liée à une concentration de toxines), le taux de mortalité plafonne, peu importe le temps d'exposition auquel sont soumis les poissons.

3.1.4. Intoxication au filtrat brut de B-89

Pour toutes les espèces étudiées, on peut observer les mêmes symptômes d'intoxication. Ainsi, aucun signe d'évitement ou de fuite n'est observé lors de l'introduction du B-89 dans l'eau. On a même noté que les poissons sont particulièrement calmes et amorphes avant que les symptômes n'apparaissent. Les premiers signes d'intoxication surviennent environ 20 minutes après l'exposition, peu importe l'espèce étudiée, soit 19 ± 5 minutes pour l'Ombre de fontaine, 24 ± 4 minutes pour le Mené à nageoires rouges, 18 ± 4 minutes pour le Meunier noir et 20 ± 6 minutes pour le Mulet à cornes (Figure 12). Cette

intoxication se traduit par l'apparition de violentes convulsions, de pertes d'équilibre et la mort est précédée par de puissants spasmes oscillant sur toute la longueur du poisson. Pour toutes les espèces, la mortalité est survenue 2 à 5 minutes après l'apparition des premiers signes d'intoxication. Les résultats présentés à la figure 12 proviennent des observations faites pendant les essais biologiques effectués en laboratoire à 17 °C (Figure 10).

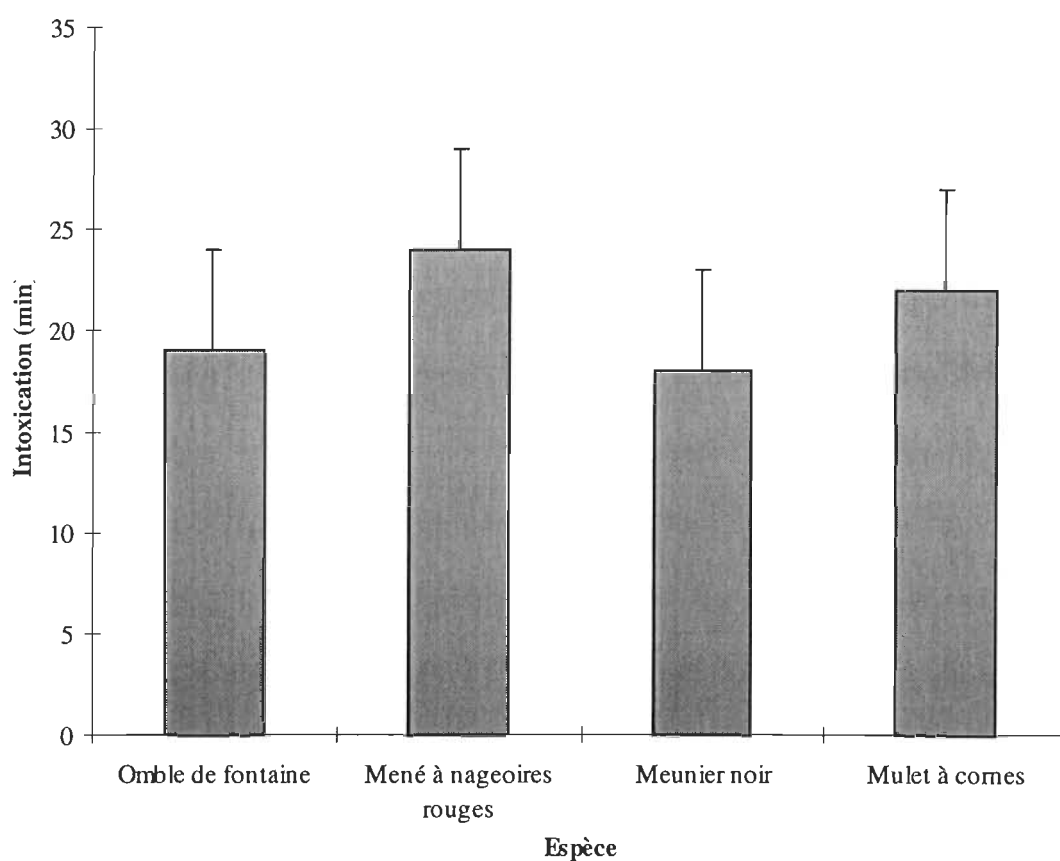


Figure 12. Premiers signes d'intoxication en minutes chez les quatre espèces de poissons après une exposition de 30 minutes à différentes doses de filtrat brut de B-89 à 17 °C.

Il est important de préciser que l'effet toxique du filtrat brut est réversible à des degrés plus ou moins important selon l'espèce. On a ainsi observé qu'en plaçant les individus dans de l'eau fraîche après le temps de contact administré (30 minutes), une certaine

quantité des poissons moribonds reprenaient leur mobilité et leur comportement observés avant l'intoxication. Cette observation a été quantifiée en calculant le pourcentage de rétablissement des poissons moribonds après leur immersion dans l'eau fraîche, 24 heures suivant l'intoxication. Cette quantification est représentée à la figure 13.

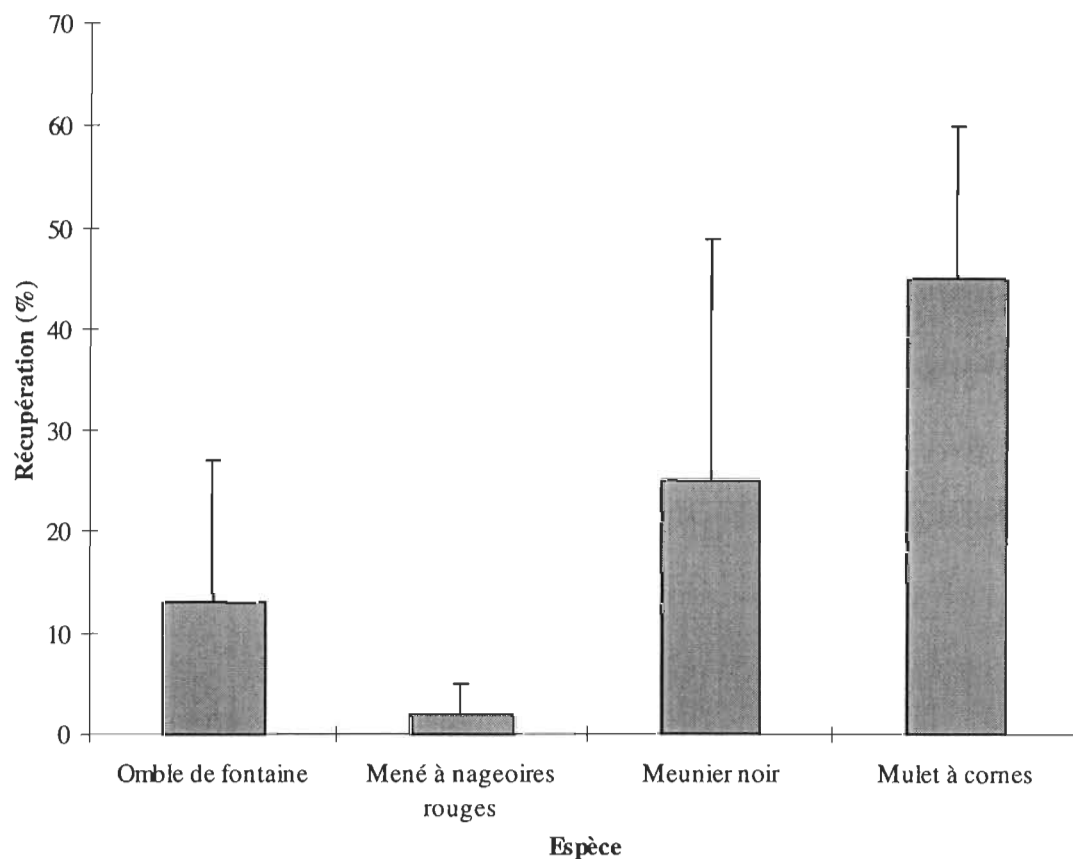


Figure 13. Taux de récupération des quatre espèces de poissons après une exposition de 30 minutes à différentes doses de filtrat brut de B-89 à 17 °C.

Les résultats présentés à la figure 13 proviennent également des observations faites après les essais biologiques effectués en laboratoire à 17 °C (Figure 10). On y remarque que les espèces les plus sensibles au filtrat brut du B-89, soit l'Ombre de fontaine et le Mené à nageoires rouges sont les espèces qui présentent les plus faibles taux de récupération.

Ainsi, l'Ombre de fontaine (1) présente un taux de récupération de 13 % et celui du Mené à nageoires rouges (2) est de 2 %. Au contraire, les espèces les plus résistantes au filtrat brut présente les taux de récupération les plus élevés, soit de 25 % pour le Meunier noir (3) et de 45 % pour le Mulet à cornes (4) qui récupère très bien des suites de l'intoxication par le filtrat brut.

3.1.5. Effet toxique du filtrat brut en fonction de la taille des individus

Après chaque expérimentation effectuée en laboratoire avec des temps de contact de 30 minutes ou en exposition continue, les poissons morts et vivants étaient pesés et mesurés. Les individus étaient récoltés pour les mesures après avoir été placés 24 heures en eau fraîche suivant leur intoxication. On a ensuite vérifié si la taille des poissons morts était différente de celle des poissons qui avaient survécu. On n'a constaté aucune différence entre ces deux classes d'individus pour les quatre espèces à l'étude, (test de T avec $p < 0,05$). Le tableau 1 présente les résultats obtenus.

On aurait pu s'attendre à ce résultat avec les ombles de fontaine qui provenaient d'un élevage et dont les individus provenaient de bassins avec des spécimens de taille similaire. Au contraire, les individus des trois espèces compétitrices ont été prélevés en nature, dans le lac Boitel. Leur taille était limitée par l'ouverture des nasses utilisées comme engin de pêche. En fait, seule la taille maximale était limitée par cette ouverture. Nous étions donc en présence d'individus de taille relativement variée où certains spécimens étaient de 2 à 3 fois plus longs que d'autres. En fait, nous avons souvent

fois plus longs que d'autres. En fait, nous avons souvent observé que les poissons survivants ou morts étaient constitués des plus gros et des plus petits individus (figure 14).

Tableau 1. Mesures morphométriques des poissons soumis aux différentes doses de filtrat brut de B-89 utilisées au cours des essais biologiques effectués en laboratoire, en système d'aquariums.

Espèce	Individus vivants		Individus morts	
	Poids (g)	Longueur (cm)	Poids (g)	Longueur (cm)
Ombre de fontaine	30 ± 6	19 ± 3	28 ± 5	17 ± 4
Mené à nageoires rouges	24 ± 5	12 ± 4	24 ± 6	11 ± 4
Meunier noir	40 ± 6	25 ± 10	41 ± 8	24 ± 11
Mulet à cornes	45 ± 5	25 ± 12	44 ± 6	27 ± 9



Figure 14. Deux individus ayant survécu à un essai biologique. Ces deux meuniers noirs sont le plus gros et le plus petit poisson, des 15 utilisés pour l'essai.

3.1.6. Influence des facteurs physico-chimiques sur la toxicité du filtrat brut

Pour toutes les doses utilisées, on a observé une forte augmentation du pH suite à l'ajout du filtrat brut (de 6,5 à 8 environ), ainsi qu'une réduction importante du taux d'oxygène dissous due à la consommation importante des individus lors de l'intoxication. Cette dernière affirmation est vérifiable par le fait que les taux d'oxygène dissous reprenaient leur valeur initiale dès le retrait des individus des bacs d'intoxication. En fait, la consommation est si importante que les taux d'oxygène dissous pouvaient passer de 10 à 4 mg/L à 11 °C en 30 minutes.

Afin de vérifier si ces deux facteurs pouvaient influencer la mortalité obtenue, on a effectué trois essais témoins avec l'Ombre de fontaine, l'espèce la plus sensible. Ces essais ont eu lieu à 11 °C, température optimale de cette espèce.

Dans un premier temps, on a augmenté le pH à l'aide de NaOH jusqu'à 8,5 dans trois bacs d'intoxication ne contenant que de l'eau reconstituée. Pour les trois essais effectués, on n'a noté aucune mortalité pour chaque groupe de 15 poissons soumis à ce haut niveau de pH. Dans un second temps, on a introduit 15 ombles dans trois bacs d'intoxication dans lesquels l'alimentation en oxygène était supprimée. Après 48 heures, les taux d'oxygène avaient diminué jusqu'à moins de 2 mg/L et aucune mortalité n'a été noté pour chacun des trois bacs d'intoxication.

Ces essais démontrent bien que l'effet toxique observé, est réellement dû au contenu du filtrat brut et non à son influence sur la physico-chimie du milieu récepteur.

3.2. Expériences sur le terrain

Les expériences sur le terrain (lac Boitel) ont été réalisées dans le but de savoir si les résultats en conditions dites « semi naturelles » pouvaient se comparer de façon adéquate avec ceux obtenus en conditions de laboratoire. Plusieurs facteurs pouvaient provoquer des variations au niveau des résultats obtenus sur le terrain. Ainsi, les systèmes présentés dans la section « matériel et méthodes » ne permettaient pas de contrôler adéquatement des paramètres tels que la température, le pH ou la matière en suspension. De plus, on a noté des augmentations rapides de la température au levé du soleil, un seuil élevé entre midi et 14h00, et une réduction importante de la température au couché du soleil. De cette façon, la température pouvait varier de près de 1 °C pendant le temps de contact de 30 minutes lors des traitements. La température déterminée comme la température de traitement, était la température médiane mesurée au cours du traitement (par exemple, si la température avait varié entre 19,5 et 20,5 °C, la température retenue comme température de traitement était 20,0 °C).

De plus, le débit étant réglé à l'aide d'un bouchon de liège dans les systèmes de gouttières, il était possible de contrôler le débit avec une variation relativement réduite de 10 à 12 %. Malgré le contrôle plus qu'acceptable que procurait cette technique pour contrôler le débit, cette variation de débit pouvait entraîner une variation du volume d'eau

total circulant pendant le traitement, ce qui entraînait par le fait même une variation de la dilution, donc de la dose administrée. Même si les doses étaient constamment recalculée en fonction du débit et du temps de contact réels administrés lors des traitements, il est difficile d'estimer avec une précision aussi grande qu'en laboratoire les doses reçues par les individus. Ce fait, combiné au nombre réduit d'organismes impliqués dans les traitements, provoque le même type de courbes probit saccadées et avec des nuages de points élargis, rencontré lors des analyses en laboratoire.

Cependant, comme dans le cas des expériences faites en laboratoire, les objectifs de l'étude ont été atteints par la démonstration de l'effet de la température sur la toxicité du filtrat brut ainsi que la sensibilité spécifique de deux des espèces impliquées dans l'étude. On a même pu évaluer l'incidence de la nature de l'eau de dilution sur l'efficacité toxique du filtrat brut.

3.2.1. Effet de la nature de l'eau sur la toxicité du filtrat brut

Afin de vérifier si la nature de l'eau (pH, matière en suspension, etc.) pouvait avoir une incidence sur la toxicité du filtrat brut, on a utilisé des doses équivalentes sur le terrain et en laboratoire avec le système d'aquariums. Ayant pris soin de faire les deux séries d'essais biologiques à la même température, soit 11 °C, le seul facteur différenciant les deux essais était la nature de l'eau. En effet, en laboratoire l'expérience a été effectuée avec de l'eau reconstituée tandis que sur le terrain on a eu recours à de l'eau naturelle, en

provenance du ruisseau Aubin. Comme l'Ombre de fontaine était l'espèce la plus sensible, les essais biologiques ont été faits avec cette espèce.

Il n'existe pas de différence significative entre la DL_{50} obtenus avec de l'eau reconstituée (laboratoire) ($DL_{50} = 0,52$) par rapport à celle obtenue avec l'eau du ruisseau Aubin (terrain) ($DL_{50} = 0,51$; I.C. 95 % : 0,47 – 2,13) (Figure 15B). En effet, l'estimation médiane du potentiel relatif est de 1,01 (I.C. 95% : 0,91 – 1,13). De plus, les calculs statistique n'ont pas permis de conclure que les droites obtenues n'étaient pas parallèles. Comme le démontre la figure 15A, dans les deux cas, on observe une augmentation rapide de la mortalité avec une faible augmentation de la dose, suivie d'un plafonnement des mortalités tel que constaté à la figure 9A.

3.2.2. Effet de la nature du système d'essai sur la toxicité du filtrat brut

Afin de vérifier si le fait d'effectuer le traitement en eau courante pouvait influencer la toxicité du filtrat brut, on a utilisé des doses équivalentes dans le système de gouttières et dans le système d'aquariums mais en utilisant des meuniers noirs. Les résultats de la figure 16 démontrent que la nature du système (aquariums = eau stagnante, gouttières = eau courante) n'influait pas la toxicité du B-89 car les deux courbes obtenues sont équivalentes. De plus, ces résultats démontrent que les doses administrées ont donné des résultats de mortalité relativement rapprochés de ceux obtenus en laboratoire avec des doses administrées de façon plus précise.

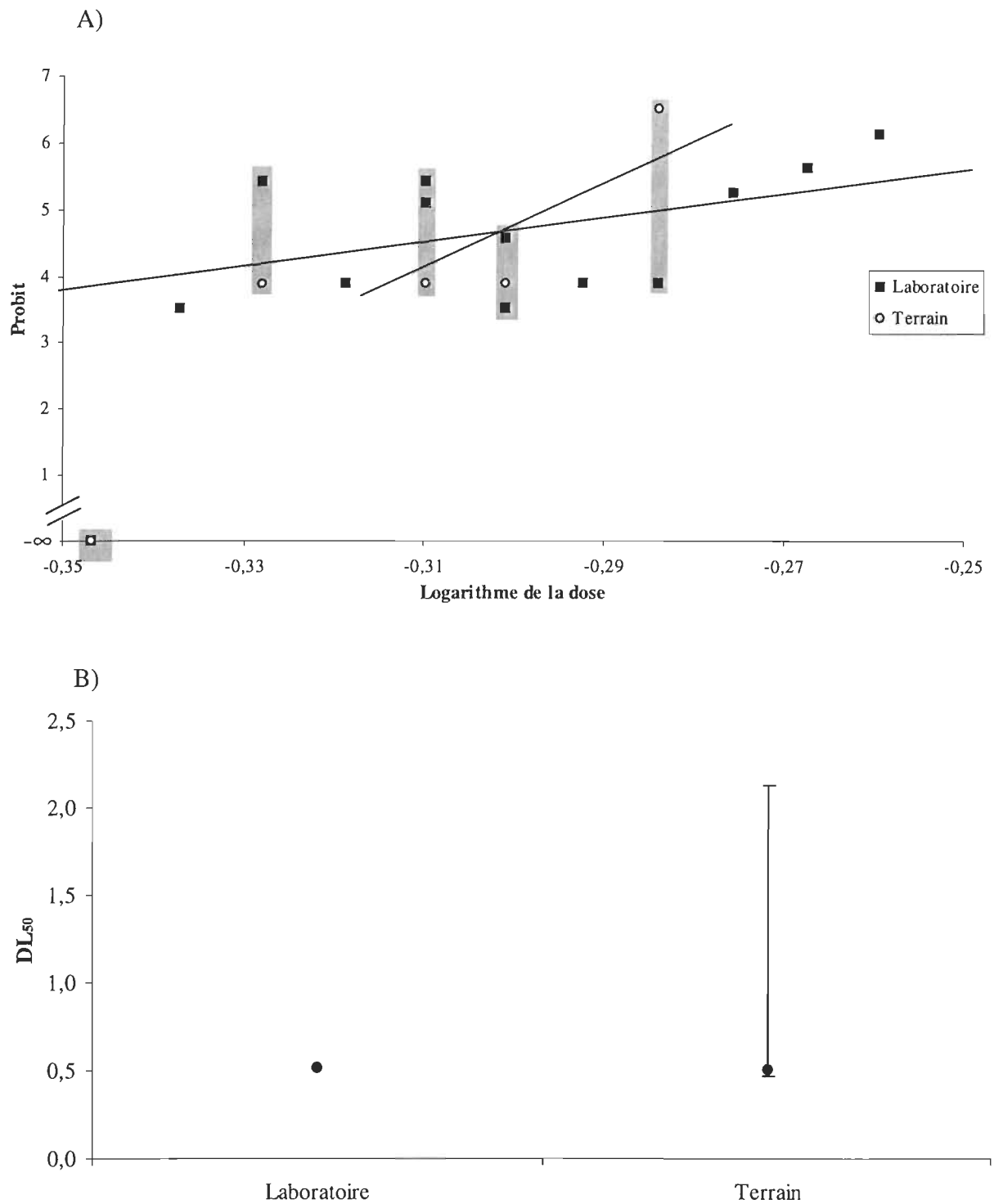


Figure 15. Comparaison entre deux essais biologiques effectués sur le terrain et en laboratoire avec l'Ombre de fontaine à 11 °C et un temps de contact de 30 minutes. A) Courbes probit. *Les zones ombragées représentent des points répétés ultérieurement.* B) DL₅₀ obtenues.

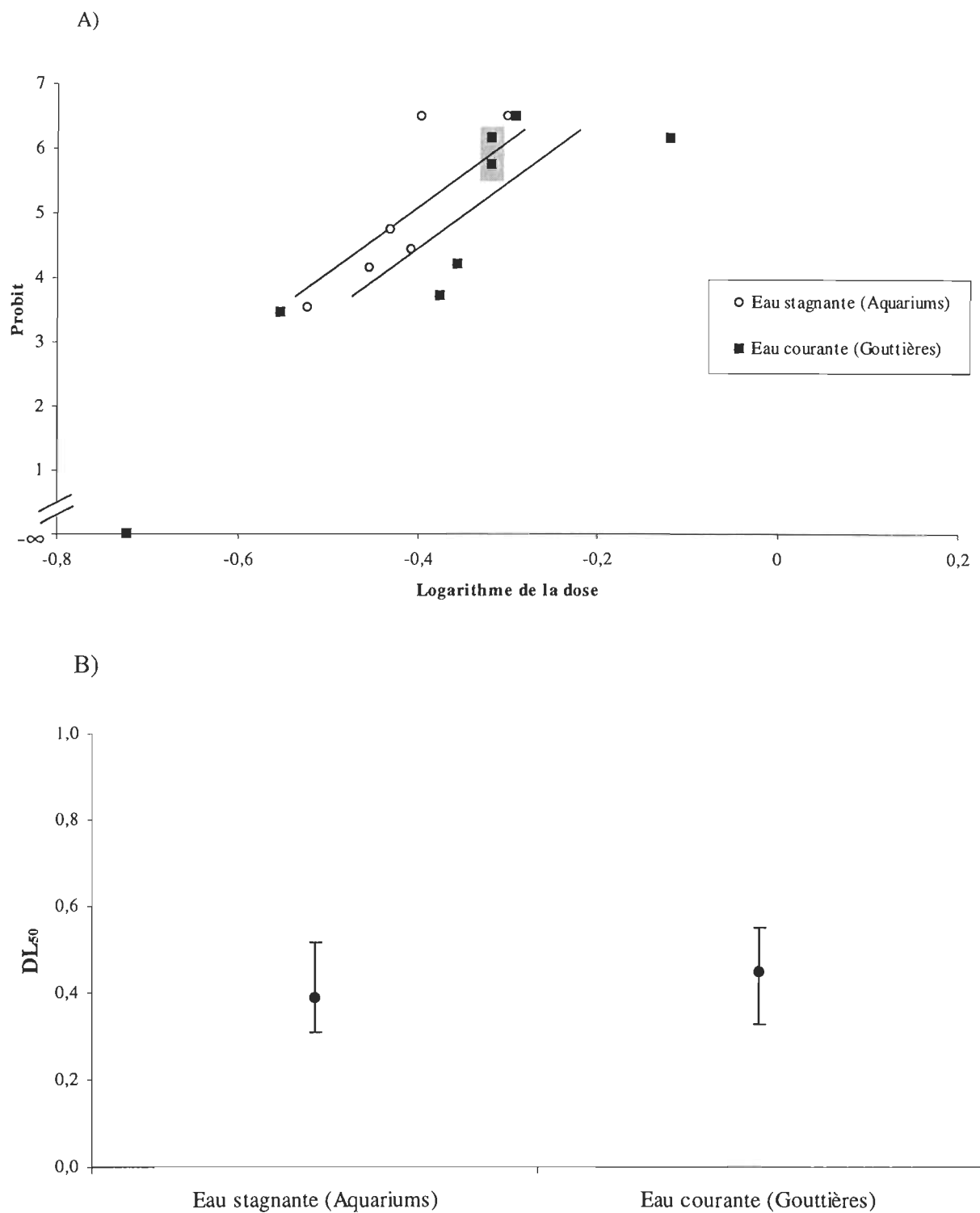


Figure 16. Comparaison entre deux essais biologiques effectués sur le terrain en eau stagnante et en eau courante sur le Meunier noir à 20 °C et un temps de contact de 30 minutes. A) Courbes probit. *La zone ombragée représente des points répétés ultérieurement.* B) DL₅₀ obtenues.

3.2.3. Effet de la température sur la toxicité du filtrat brut

Comme dans le cas des analyses effectuées en laboratoire, on a réalisé des essais biologiques à des températures différentes afin de vérifier l'impact de la température sur la toxicité du filtrat brut. Ces essais biologiques ont été faits avec le Meunier noir, en système de gouttières. Cette espèce a été choisie en raison de sa disponibilité sur le site expérimental mais aussi parce qu'elle est la principale compétitrice de l'Ombre de fontaine et, par le fait même, la principale menace pour le maintien des populations indigènes (Magnan *et al.* 1990). Les températures ont été choisies de la même façon qu'en laboratoire. En effet, comme le Meunier noir est une espèce d'eau chaude, avec une température oscillant autour de 20 °C, on a utilisé cette température ainsi que deux autres, équivalentes à celles utilisées en laboratoire, soit 17 et 12 °C.

Les résultats présentés à la figure 17A, montrent que les droites probit ne sont pas parallèles (test de parallélisme $\chi^2 = 21,8$; DL = 2 et $p < 0,001$). Cependant, on note à la figure 17B que la toxicité augmente avec la température. En effet, la DL_{50} estimée à 12 °C est de 1,26, de 0,71 (I.C. 95 % : 0,59 – 0,82) à 17 °C et de 0,45 (I.C. 95 % : 0,37 – 0,54). Malgré le fait que seulement trois points ont pu être obtenus à 20 °C en raison des conditions de terrain, on observe que, comme dans le cas de l'Ombre de fontaine en laboratoire, l'effet toxique du filtrat brut du B-89 est de moins en moins prononcé au fur et à mesure que la température diminue.

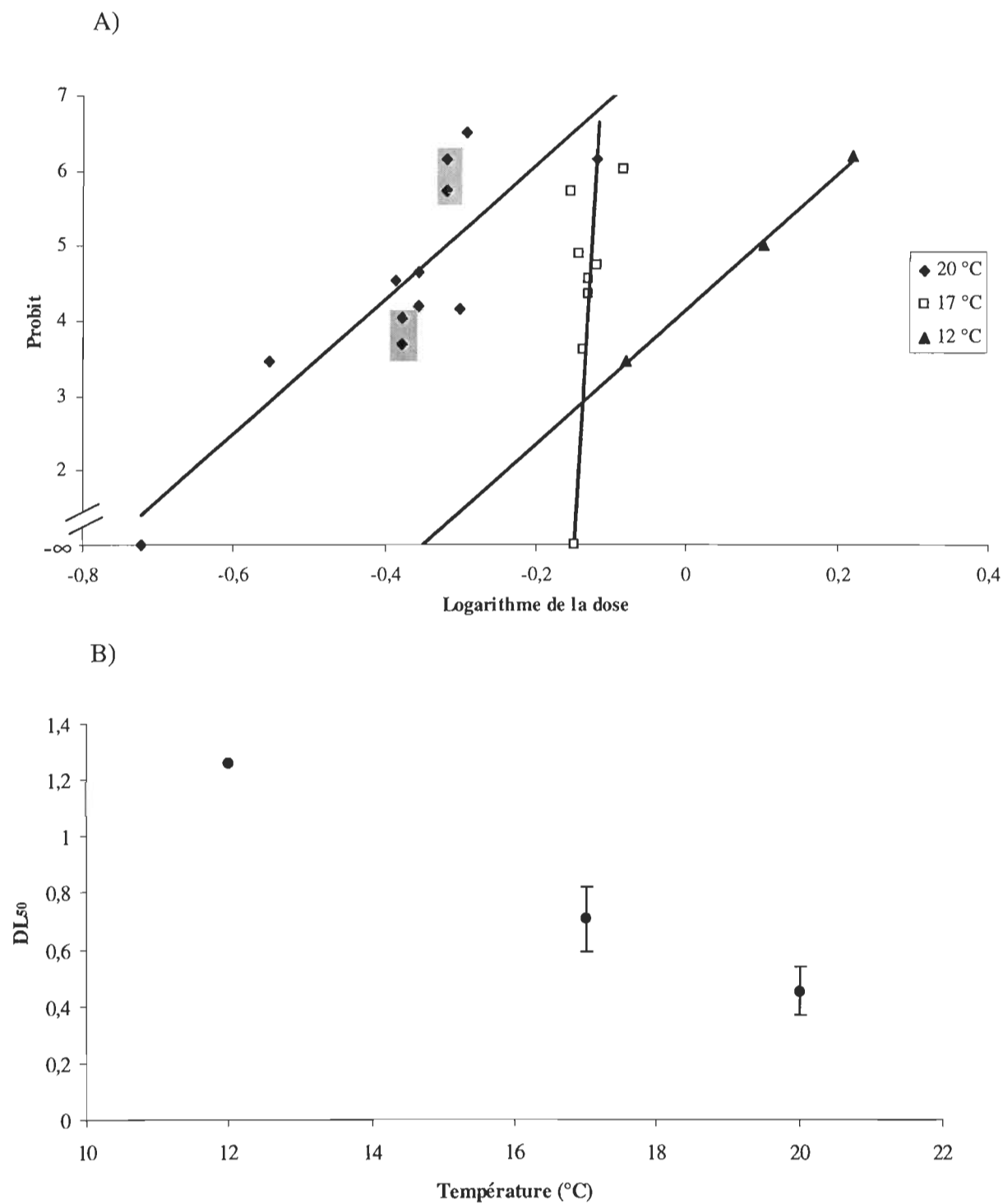


Figure 17. Effet de la température sur la toxicité du B-89, évaluée par essais biologiques avec temps de contact de 30 minutes sur des meuniers noirs (*Catostomus commersonni*) en système de gouttières à 12, 17 et 20°C. A) Courbes probit. Les zones ombragées représentent des points répétés ultérieurement. B) DL₅₀ obtenues.

On remarque que les pentes sont très abruptes, particulièrement à la température de 17 °C. Ces résultats semblent indiquer que la température optimale de l'effet toxique du filtrat brut se situerait autour de 17 °C.

3.2.4. Effet toxique du filtrat brut en fonction de l'espèce

Comme l'Ombre de fontaine et le Meunier noir sont des espèces qui sont fréquemment en compétition dans les lacs du Québec, nous avons décidé d'évaluer la sensibilité de ces deux espèces au filtrat brut sous des conditions de terrain. Ainsi, des essais biologiques, avec un temps de contact de 30 minutes, ont été effectués en système de gouttières sur l'Ombre de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) et le Meunier noir (*Catostomus commersoni*) à 20 °C (figure 18).

Les calculs statistiques ne permettent pas d'établir que les droites obtenues à la figure 18A ne sont pas parallèles. Comme en laboratoire, on peut observer à la figure 18B que l'Ombre de fontaine ($DL_{50} = 0,32$; I.C. 95 % : 0,29 – 0,34) est beaucoup plus sensible que le Meunier noir ($DL_{50} = 0,48$; I.C. 95 % : 0,47 – 0,50). Cependant, en gouttières, l'écart de l'effet toxique est moindre qu'en laboratoire à 17 °C (figure 10). À 17 °C en laboratoire, les Ombles de fontaine étaient beaucoup plus sensibles que les Meuniers noirs, alors que l'écart entre les deux espèces est moindre à 20 °C en système de gouttières.

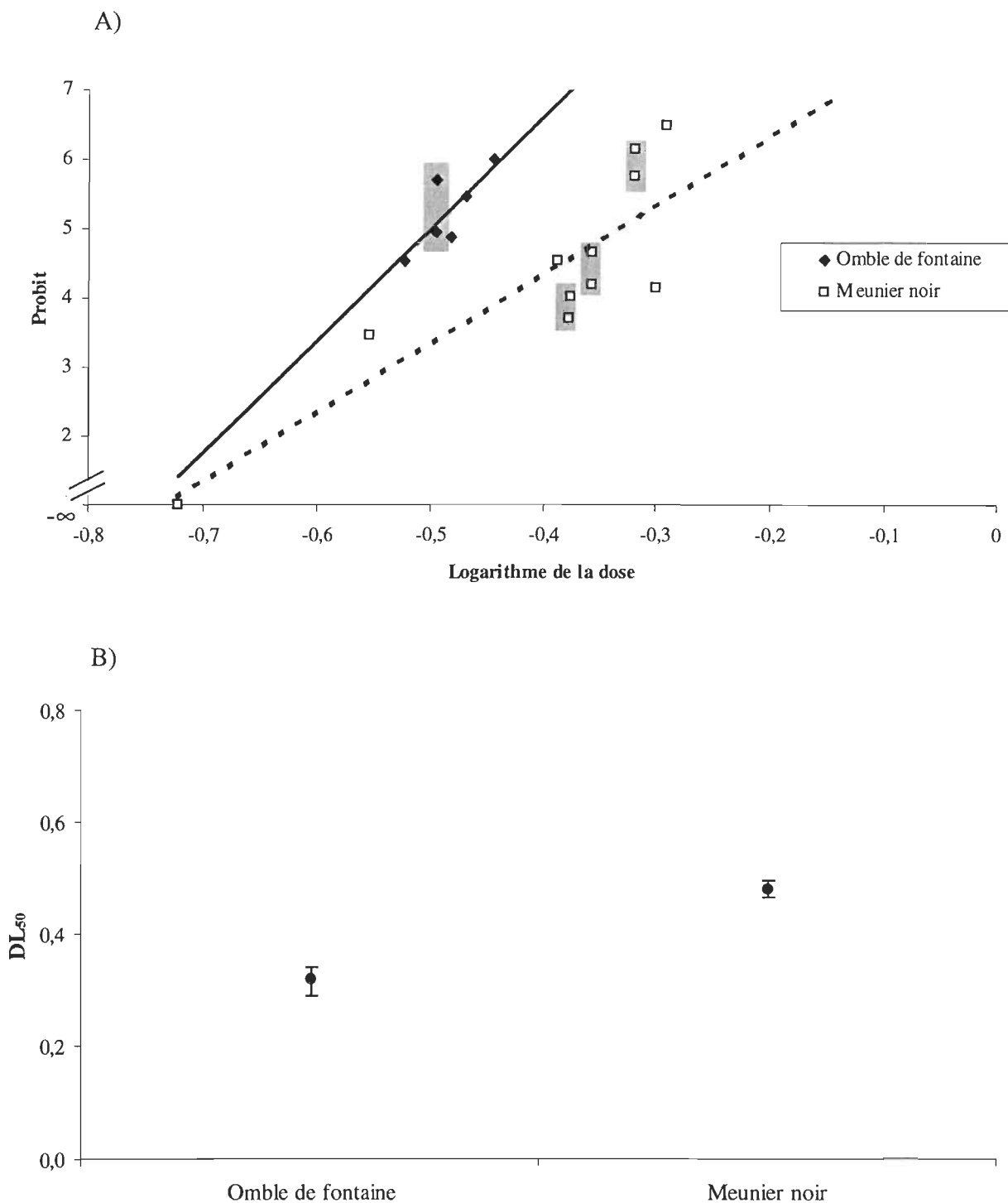


Figure 18. Effet du filtrat brut de B-89 sur deux espèces de poissons à 20°C évalué en système de gouttières. A) Courbes probit. *Les zones ombragées représentent des points répétés ultérieurement.* B) DL₅₀ obtenues.

3.2.5. Effet toxique du filtrat brut en fonction de la taille des individus

Comme en laboratoire, les poissons morts et vivants étaient pesés et mesurés après chaque expérimentation. On a par la suite vérifié si la taille des poissons morts était différente de celle des poissons qui avaient survécu. Comme en laboratoire, on n'a relevé aucune différence entre ces deux classes d'individus pour les deux espèces à l'étude (test de T avec $p < 0,05$), que les essais biologiques aient été effectués en système d'aquariums ou en gouttières. Le tableau 2 présente les résultats obtenus.

Tableau 2. Mesures morphométriques des poissons soumis à toutes les doses de filtrat brut de B-89 utilisées au cours des essais biologiques effectués sur le terrain, en système de gouttières et en système d'aquariums.

Espèce	Individus vivants		Individus morts	
	Poids (g)	Longueur (cm)	Poids (g)	Longueur (cm)
Omble de fontaine	28 ± 8	20 ± 7	31 ± 5	19 ± 6
Meunier noir	45 ± 8	29 ± 8	41 ± 6	28 ± 10

4. DISCUSSION ET CONCLUSION

4.1. Caractéristiques toxiques du filtrat brut

Les objectifs visés par la présente étude étaient de vérifier l'effet toxique de(s) toxine(s) produite(s) par un mycète sur différentes espèces de poissons et de caractériser cette toxicité selon la température, l'espèce, la nature de l'eau de dilution et le temps d'action. On voulait également évaluer la sensibilité des Ombles de fontaine par rapport à trois de ses principales espèces compétitrices, soit le Meunier noir, le Mulet à cornes et le Mené à nageoires rouges. L'effet du filtrat brut a été étudié en laboratoire, en système d'aquariums et sur le terrain, en systèmes d'aquariums et de gouttières. Le filtrat était obtenu à partir de la croissance du mycète B-89 en milieu liquide. On est donc possiblement en présence d'un mélange de molécules dont certaines présentent un potentiel toxique vis à vis les espèces piscicoles étudiées.

Le phénomène marquant de l'étude est l'allure générale des courbes probit obtenues. En effet, telles que le montrent les figures 9 et 10, et ce pour toutes les espèces étudiées, on assiste à une réduction de l'effet toxique du filtrat brut à mesure que les doses augmentent. Cette constatation est d'autant plus évidente dans le cas du Mulet à cornes (*Semotilus atromaculatus*), où l'on note un retour à zéro pour cent de mortalité avec une augmentation de la dose et une ré-augmentation de la mortalité en poursuivant l'accroissement de la dose (figure 10A). Considérant que les doses correspondent aux différentes concentrations de toxines présentes dans le filtrat (multipliées par le temps de

contact), il est assez paradoxal de constater qu'une augmentation de la quantité de toxines entraîne une réduction de la mortalité.

Nous allons principalement discuter du phénomène observé au niveau des courbes probit obtenues. Ce phénomène (figure 10A, courbe 4) est probablement lié à la quantité et à la nature des toxines présentes. Ces deux facteurs étant toujours inconnus lors de la rédaction de ce mémoire, on ne peut qu'émettre des hypothèses pouvant expliquer l'allure de certaines courbes de mortalité. Une hypothèse probable serait que une ou plusieurs molécules présentes dans le filtrat auraient un effet inhibiteur par rapport à une ou plusieurs autres molécules de nature toxique. Par exemple, supposons que l'on soit en présence de trois molécules ou groupe de molécules actives soient, les « toxines A, B et C » (figure 19).

La ou les toxines « A » entraîneraient, à faible doses, une augmentation de la mortalité avec un accroissement de leur concentration. Par contre, la ou les toxines « B » seraient inhibitrices de « A » par l'occupation des mêmes sites actifs que « A » ou par une modification de la conformation chimique de « A » engendrée par un accroissement de la concentration de « B ». L'augmentation de la concentration de « B » ou son utilisation plus accrues des sites actifs qui sont alors de moins en moins disponibles pour « A », réduirait l'effet toxique de « A », pouvant même réduire la mortalité à zéro (figure 10). Un troisième type de molécules, « C », aurait un effet toxique similaire à « A » mais, étant actif au niveau d'autres sites ou à plus forte concentration, son effet serait visible seulement lorsque les premiers sites seraient entièrement occupés par les molécules « A et

B » ou lorsque la concentration de « C » soit suffisante pour que l'on remarque son effet. De tels types de courbes sont relatés par Finney (1971).

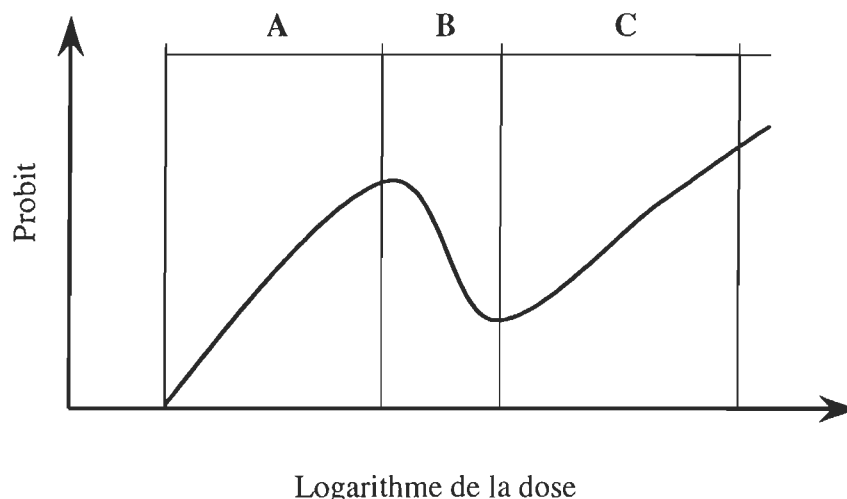


Figure 19. Représentation schématique de l'effet théorique des différentes toxines pouvant être rencontrées dans le filtrat brut du B-89.

Le patron de toxicité présenté à la figure 19 peut être observé (à un moindre niveau) dans la majorité des courbes présentées dans les figures 9 et 10. En effet, on note habituellement une augmentation de la mortalité (section « A ») suivi d'une zone où la mortalité n'augmente presque plus même si la dose augmente (début de la section « B »). Il est aisé de penser que les sections « B » et « C » ne sont pas représentées complètement car les doses utilisées n'étaient pas suffisamment élevées.

Une deuxième hypothèse peut être émise. Il existerait deux toxines, soit « A » et « C », cette dernière étant moins active que « A » sur les espèces étudiées. En augmentant la dose, donc la concentration de la toxine « A », celle-ci changerait de conformation chimique sous l'influence de facteurs inhérents tel que le pH qui augmente dans le milieu récepteur. Cette nouvelle conformation donnerait naissance à une molécule « B »,

inactive (non-toxique). Ceci expliquerait la baisse de mortalité observée. En persistant dans l'augmentation de la dose, la toxine « C », même si elle est moins active, serait capable de causer des effets létaux indépendamment de « A ».

4.2. Virulence du filtrat brut

Au cours de la présente étude on s'est rapidement rendu compte que le B-89 avait un effet toxique très prononcé et particulièrement rapide chez les espèces évaluées. En effet, peu importe la taille des individus ou l'espèce impliquée, on note l'apparition des premiers signes d'intoxication après seulement 20 minutes d'exposition (figure 12) tandis que la mortalité est observée entre 2 et 5 minutes suivant l'apparition de ces premiers signes d'intoxication. Malheureusement, l'étude a démontré que le filtrat brut était plus toxique pour l'Omble de fontaine que pour les espèces compétitrices étudiées. En effet, spécifiquement et indépendamment de l'allure des courbes obtenues, des doses plus importantes sont requises pour éliminer les espèces compétitrices, le Mulet à cornes étant le poisson le plus résistant.

Cependant, selon une étude précédente (Lachance 1997), le filtrat brut est hautement sélectif au niveau des poissons et n'affecte pratiquement pas la faune non cible, représentée par les invertébrés benthiques (larves d'insectes, crustacés, mollusques, etc.), le zooplancton et le phytoplancton. Cet avantage est non négligeable et peut être très apprécié des différents intervenants environnementaux, responsables d'aménagement piscicole. Nous y reviendrons ultérieurement.

L'étude a également démontré que la température joue un rôle important dans la toxicité du filtrat brut. En effet, les températures élevées augmentent la toxicité du filtrat. Cette constatation a été maintes fois observée dans la littérature pour d'autres produits toxiques pour différents organismes. Cependant, le filtrat brut du B-89 demeure actif en eaux froides, ce qui n'est souvent pas le cas d'autres produits telle la roténone (Blais et Beaulieu 1992).

Peu importe l'allure des courbes observées, il est clair que la toxicité du filtrat brut est particulièrement importante. En effet, la rapidité d'action du filtrat peut être constatée à peine 20 minutes suivant le début de l'exposition, peu importe l'espèce étudiée (figure 12). On note également que l'effet toxique atteint un certain seuil, peu importe le temps d'exposition (figure 11). On a également noté que la taille des individus n'influence pas la toxicité du filtrat brut (figure 14). La rapidité avec laquelle on observe les premiers signes d'intoxication et le fait que les poissons de petite et grande taille sont atteints en même temps, montrent que la vitesse d'absorption de la dose létale est très rapide. Il est fort probable que la voie de pénétration soit autre que l'ingestion. On soupçonne des voies de pénétration cutanées ou branchiales qui, toutes deux, mèneraient à une contamination rapide des différents organes via le système sanguin. Cette rapidité d'action, liée à la présence d'un seuil d'effet indépendant du temps d'exposition et aux symptômes d'intoxication observés telles que la présence de spasmes violents et la réversibilité de l'effet toxique, montre que l'on est probablement en présence d'une(de) neurotoxine(s) puissante(s) (G. Massicotte, communication personnelle*). Les

observations visuelles effectuées sur les individus décédés ne révélant pas d'hémorragies ou de dégradations tissulaires apparentes au niveau des principaux organes vitaux, tendent à démontrer que le système nerveux pourrait être la principale cible des toxines contenues dans le filtrat brut du B-89.

4.3. Le B-89 comme outil de gestion

La rapidité d'action et la réversibilité de l'effet toxique font du B-89 un outil de gestion particulièrement intéressant pour les aménagistes. Ainsi, si le pourcentage de mortalité souhaité après un traitement n'est pas atteint après quelques heures (figure 11), on sait que celui-ci n'a pas fonctionné adéquatement et que ce traitement doit être reconduit. Par opposition, les traitements effectués avec la roténone requièrent une observation plus soutenue après plus de 48 heures de traitement (Blais et Beaulieu 1992). La présente étude ainsi que les précédentes (Escudéro 1996, Lachance 1997) ont également mis en évidence d'autres avantages à l'utilisation du filtrat brut du B-89 comparativement à l'utilisation de la roténone. Cette dernière est aujourd'hui le plus important outil de gestion piscicole utilisé par les aménagistes. Premièrement, la production du filtrat brut est très facile et peu dispendieuse compte tenu de ses exigences de culture réduites et du temps de production qui est relativement court. Au contraire, la roténone est un dérivé de plantes produites et cultivées principalement en Amérique du Sud. Les distributeurs nord-américains de la roténone sont donc à la merci de la production outrefrontières et de

* Guy Massicotte, Université du Québec à Trois-Rivières

la disponibilité du produit qui est actuellement très onéreux. Deuxièmement, les préparations de roténone présentement disponibles renferment différents additifs, toxiques pour la faune non cible (Magan *et al.* 1990, Blais et Beaulieu 1992) et qui sont indispensables pour rendre la roténone soluble dans l'eau. Par contre, les toxines du filtrat brut sont très hydrosolubles et ne requièrent donc pas la présence d'additifs qui pourraient interférer avec l'efficacité du filtrat ou modifier ses atouts environnementaux, telles que sa faible rémanence ou sa haute sélectivité piscicole. Troisièmement, il est connu que la roténone est totalement non sélective au niveau des organismes exposés : tous les organismes pourvus de branchies sont affectés, du zooplancton aux poissons, en passant par les larves d'insectes et autres invertébrés benthiques ou littoraux (Magan *et al.* 1990, Blais et Beaulieu 1992). Cependant, les études de Escudéro (1996) et Lachance (1997) ont démontré que le filtrat brut du B-89 est hautement sélectif et n'affecte pratiquement aucun autre organisme que les poissons. Quatrièmement, le filtrat brut peut être utilisé en eaux froides jusqu'à des températures aussi basses que 6 °C. Au contraire, Blais et Beaulieu (1992) déconseillent l'utilisation de la roténone à moins de 12 °C. Les traitements hâtifs du printemps, ou tardifs d'automne, sont donc tout à fait envisageables avec le filtrat brut du B-89, alors qu'ils sont aujourd'hui pratiquement inexistantes avec la roténone.

L'utilisation du B-89 permettrait donc de débarrasser un plan d'eau de ses poissons non désirés sans pour autant détruire les ressources nécessaires à l'alimentation des populations que l'on désire implanter dans ce même plan d'eau. Actuellement, les traitements à la roténone impliquent souvent la réintroduction de plancton et autres

organismes indispensables au maintien des populations piscicoles à ensemençer. À la suite de cette colonisation artificielle, il est nécessaire d'attendre plusieurs mois ou même jusqu'à une année avant d'ensemencer les espèces désirées afin d'atteindre une population suffisamment importante et équilibrée pour supporter la population piscicole à introduire (Tremblay 1988, Magan *et al.* 1990, Blais et Beaulieu 1992). Ce délai d'attente est d'avantage accentué si les aménagistes ne procèdent pas à l'introduction artificielle d'organismes. Blais et Beaulieu (1992) déconseillent même l'utilisation de la roténone au printemps ou en été afin de limiter l'effet néfaste pouvant être porté au zooplancton en pleine période de croissance abondante. Il est clair que l'utilisation du B-89 permettrait un ensemençement beaucoup plus rapproché du traitement. Escudéro (1996) a démontré que la rémanence du B-89 n'excédait pas plus de quelques semaines. Ceci implique qu'un ensemençement fructueux pourrait être pratiqué quelques semaines après un traitement au B-89.

4.4. Perspectives d'avenir

Toutes les études effectuées sur le B-89, ainsi que la présente étude, ont bien montré que le B-89 a un potentiel énorme de gestion piscicole. Ce potentiel qui s'accroît à mesure que les recherches avancent, démontre bien l'importance de poursuivre l'étude du filtrat brut. Beaucoup de travail reste encore à faire avant de bien connaître tous les atouts et le comportement des toxines du B-89. Ces deux facteurs ont bien été mis en évidence à partir des systèmes expérimentaux (gouttière et aquariums) utilisés sur le terrain et en laboratoire au cours de la présente étude. Il est intéressant de noter que, contrairement à

d'autres études (J. Boisvert, communication personnelle*), les résultats obtenus en laboratoire sont semblables à ceux obtenus sur le terrain, et ce indépendamment du type d'eau utilisé (eau reconstituée versus eau du ruisseau Aubin). Ceci démontre l'avantage de l'utilisation de ce système pour l'étude de piscicides. À tout le moins, les études faites en laboratoire humide pourraient être rapidement transposées sur le terrain. Il est donc clair que ces systèmes sont tout à fait au point et pourraient être utilisés au cours des prochaines recherches.

La prochaine étape à franchir au niveau des recherches subséquentes, est la purification et l'identification de la ou des molécules toxiques en cause. À partir de ces informations, on sera à même d'utiliser une formulation connue de toxines, rendant l'utilisation du produit beaucoup plus pratique. De plus, il serait possible de véritablement comparer en terme de mg/L, l'efficacité du B-89 avec les autres produits actuellement sur le marché. La connaissance de la ou des substances actives pourrait également aider à identifier les voies de pénétration des toxines ainsi que leur mode d'action.

De plus, en vue d'une mise en marché potentielle du B-89, il serait important de mettre en place une technique rentable de production de masse des toxines à partir de cultures fermentées du mycète. Une production plus importante permettrait d'effectuer d'autres études sur un nombre accru d'espèces de poissons ayant également des impacts

* Jacques Boisvert, Université du Québec à Trois-Rivières

environnementaux ou commerciaux, telle que la Barbotte brune qui est une des espèces les plus résistantes à la roténone ou encore d'autres espèces sportives comme l'Achigan ou le Doré. Une production de masse nous permettrait également d'effectuer des traitements à grande échelle au niveau de rivières ou de lacs afin de véritablement étudier le comportement du B-89 en traitement réels.

5. RÉFÉRENCES

- ABBOTT, W.S. 1925. A method of computing the effectiveness of an insecticide. J. Econ Entomol. 18 : 265-267.
- ARMS, K et P.S. CAMP. 1989. Biologie : Tome I. Éditions Études Vivantes, Montréal. 726 p.
- BETINA, V. 1989. Mycotoxins : Chemical, biological and environmental aspects. Elsevier Science Publishing Company Inc., New York. 438 p.
- BLACK, A. 1994. Caractérisation et purification des toxines du champignon entomopathogène B-89, Rapport de stage. Université du Québec à Trois-Rivières. 38 p.
- BLAIS, J.-P. et G. BEAULIEU. 1992. La roténone comme outil pour la restauration des populations d'Omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) : revue de littérature et exemple d'application pour le Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale de Montréal, Direction de la gestion des espèces et des habitats. 290 p.
- BLY, J.E., L.A. LAWSON, A.J. SZALAI and L.W. CLEM. 1993. Environmental factors affecting outbreaks of winter saprolegniosis in channel catfish, *Ictalurus punctatus* (Rafinesque). Journal of Fish Diseases. 16(6) : 541-549.
- BROUSSEAU, C. 1992. Purification et caractérisation des effets insecticides de métabolites toxiques du champignon entomopathogène B-89, Rapport de stage. Université du Québec à Trois-Rivières. 39 p.

- CARBALLO, M. and M.J. MUNOZ. 1991. Effects of sublethal concentrations of four chemicals on susceptibility of juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) to saprolegniosis. *Applied and environmental microbiology*, 57(6) : 1 813-1 816.
- CUMMING, K.B. 1975. History of fish toxicants in the United States, p. 5-21. In P.H. Eschmeyer (ed.). *Rehabilitation of fish populations with toxicants : a symposium*. North central division. Am. Fish. Soc., Spec. Publ. n° 4. 74 p.
- EDGEELL, P., D. LAWSETH, W.E. MCLEAN and E.W. BRITTON. 1993. The use of salt solutions to control fungus (*Saprolegnia*) infestations on salmon eggs. *Progressive Fish Culturist* 55(1) : 48-52.
- ESCUDÉRO, M.-L. 1996. Recherches sur les métabolites toxiques du champignon B-89 et de leurs effets biologiques. Thèse de doctorat, Université de Montpellier, France. 186 p.
- FINNEY, D.J. 1971. *Probit analysis*. Cambridge University Press, New York. 333 p.
- FUKAMI, J.I., T. MITSUI, K. FUKUNAGA and T. SHISHIDO. 1970. The selective toxicity of rotenone between mammal, fish and insects. p. 159-178. In *Biochemical toxicology of insecticides*. R.D. O'Brien and I. Yamamoto, eds. Academic Press, N.Y.
- HATAI, K, K. NAKAMURA, S.A. RHA, K. YUASA and S. WADA. 1994. *Aphanomyces* infection in dwarf gourami (*Colisa lalia*). *Fish Pathology*. 29(2) : 95-99.
- HOLST, J.C. 1994. The precision of two macroscopic screening procedures relative to a microscopic procedure for screening of the fungus *Ichthyophonus hoferi* in herring (*Clupea harengus* L.). *Fisheries Research*. 19(1-2) : 187-190.

- HUFFAKER, C.B. and P.S. MESSENGER. 1976. Theory and practice of biological control. Academic Press, New York. 788 p.
- IBARRA, J.E. and B.A. FEDERICI. 1987. An alternative bioassay employing neonate larvae for determining the toxicity of suspended particules to mosquitoes. J. Am. Mosq. Control Assoc. 3 : 187-192.
- LACASSE, S. et P. MAGNAN. 1994. Distribution post-glacière de l'Ombre de fontaine dans le bassin hydrographique du fleuve Saint-Laurent : Impact des interventions humaines. Université du Québec à Trois-Rivières, pour le Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. 83 p.
- LACHANCE, L. 1997. Effet du filtrat d'un champignon B-89 (Deuteromycotina) sur les Cyprinidae et de la faune non-cible. Mémoire de Maîtrise présenté à l'Université du Québec à Trois-Rivières. 83 p.
- LEDUC, G., Y. GRAVEL, L.-R. SEGUIN, B. VINCENT et F. GUIBERT. 1973. The use of sodium cyanide as a fish eradicant in some Québec lakes. Naturaliste Can. 100 : 1-10.
- LEMIEUX, M. 1989. Restauration des lacs Perdu et aux Orignaux, Réserve faunique du Saint-Maurice : Méthodologie et recommandations. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction régionale de la Mauricie-Bois-Francs, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune. 15 p. + 4 annexes.
- 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.

- MATSUMURA, F. 1975. Toxicology of insecticides. Plenum Press, New York. 503 p.
- MEYER, F.P. et G.L. BULLOCK. 1973. *Edwardsiella tarda*, a new pathogen of channel catfish (*Ictalurus punctatus*). Appl. Micro. 25(1) : 155-156.
- NADEAU, M. 1990. Isolation et évaluation de mycètes pour le contrôle biologique des moustiques (Diptera : Culicidae) et de mouches noires (Diptera : Simuliidae) en zone tempérée. Mémoire de Maîtrise présenté à l'Université du Québec à Trois-Rivières. 153 p.
- NIELLY, C. 1994. Études des effets biologiques du filtrat brut du champignon entomopathogène B-89 sur la faune non-ciblée. Rapport de stage. Université du Québec à Trois-Rivières. 24p.
- PALM, C.E., W.D. DYKSTRA, G.R. FERGUSON, R. HANSBERRY, W.J. HAYES JR, L.W. HAZLETON, J.G. HORSFALL, E.F. KNIPLING, L.D. LEACH, R.L. LOVVORN and G.A. SWANSON. 1970. Principles of plant and animal pest control, Volume 5, Vertebrate pests : Problems and control. National Academy of Sciences, Washington, D.C. 153 p.
- PLUMB, J.A. and D.J. SANCHEZ. 1983. Susceptibility of five species of fish to *Edwardsiella ictaluri*. Journal of Fish Diseases 6 : 261-266.
- RACH, J.J., J.A. MARKS and V.K. DAWSON. 1995. Effect of water flow rates in hatching jars to control fungal infections of rainbow trout eggs. Progressive Fish-Culturist. 57(3) : 226-230.

- RAND, T.G. and D. MUNDEN. 1993a. Involvement of zoospores of *Saprolegnia diclina* (Oomycotina : Saprolegniaceae) in the attachment to and invasion of eggs of brook trout under experimental conditions. *Journal of Aquatic Animal Health*, 5(4) : 233-239.
- RAND, T.G. and D. MUNDEN. 1993b. Chemotaxis of zoospores of two fish-egg-pathogenic strains of *Saprolegnia diclina* (Oomycotina : Saprolegniaceae) toward salmonid egg chorion extracts and selected amino acids and sugars. *Journal of Aquatic Animal Health*. 5(4) : 240-245.
- SCOTT, W.B. et E.J. CROSSMAN. 1974. Poissons d'eau douce du Canada. Ministère de l'Environnement, Service des pêches et des sciences de la mer, Office des recherches sur les pêcheries du Canada, Ottawa. Bulletin 184. 1 026 p.
- SPANGGAARD, B., L. GRAM, N. OKAMOTO and H.H. HUSS. 1994. Growth of the fish-pathogenic fungus, *Ichthyophonus hoferi*, measured by conductivimetry and microscopy. *Journal of Fish Diseases*. 17(2) : 145-153.
- STEEGER, T.M., J.M. GRIZZLE, K. WEATHERS and M. NEWMAN. 1994. Bacterial diseases and mortality of angler-caught largemouth bass released after tournaments on Walter F. George Reservoir, Alabama-Georgia. *North American Journal of Fisheries Management* 14(2) : 435-441.
- SUBRAMANIAN, S. 1983. Eradication of fishes by application of ammonia. *Aquaculture* 35 : 273-275.

- SZALAI, A.J., J.E. BLY and L.W. CLEM. 1994. Changes in serum concentrations of channel catfish (*Ictalurus punctatus* Rafinesque) phosphorylcholine-reactive protein (PRP) in response to inflammatory agents, low temperature-shock and infection by the fungus *Saprolegnia* sp. Fish and Shellfish Immunology. 4(5) : 323-336.
- TORTORA, G.J., B.R. FUNKE and C.L. CASE. 1992. Microbiology, an Introduction. The Benjamin/Cummings Publishing Company, inc., Redwood City, California. 810 p.
- TREMBLAY, S. 1988. Contrôle des poissons indésirables pour les plans d'eau à Omble de fontaine au Québec et synthèse des différents moyens de lutte contre les poissons indésirables. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Direction régionale du Saguenay/Lac Saint-Jean. 62 p.
- TROUBAT, J.J. 1981. Dispositif à gouttières multiples destiné à tester *in situ* la toxicité des insecticides vis-à-vis des invertébrés benthiques. Rev. Hydrobiol. Trop. 14 : 149-152.
- WADA, S., K. HATAI and H. ISHII. 1993. Mycotic gastritis of juvenile ayu (*Plecoglossus altivelis*) caused by *Saprolegnia diclina* Type I. Journal of Wildlife Diseases. 29(4) : 587-590.
- WARE, G.W. 1983. Pesticides : Theory and application. W.H. Freeman and Company, San Francisco. 308 p.