UNIVERSITE DE MONTREAL

ELABORATION D'UN BIOESSAI SUBLETAL D'EVITEMENT DE CONTAMINANTS A L'AIDE DE POISSONS

PAR

CHANTAL THIBAULT

DEPARTEMENT DE GENIE CIVIL

ECOLE POLYTECHNIQUE

MEMOIRE PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION

DU GRADE DE MAITRE ES SCIENCES APPLIQUEES (M.Sc.A.)

JUIN 1989

© Chantal Thibault 1989

National Library of Canada
Bibliothèque nationale du Canada

Canadian Theses Service
Service des thèses canadiennes

Ottawa, Canada
K1A 0N4

The author has granted an irrevocable non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of his/her thesis by any means and in any form or format, making this thesis available to interested persons.

L'auteur a accordé une licence irrévocable et non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de sa thèse de quelque manière et sous quelque forme que ce soit pour mettre des exemplaires de cette thèse à la disposition des personnes intéressées.

The author retains ownership of the copyright in his/her thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without his/her permission.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège sa thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

ISBN 0-315-52713-7

Canada

UNIVERSITE DE MONTREAL

ECOLE POLYTECHNIQUE

Ce mémoire intitulé:

ELABORATION D'UN BIOESSAI SUBLETAL D'EVITEMENT

DE CONTAMINANTS A L'AIDE DE POISSONS

présenté par: Chantal Thibault

en vue de l'obtention du grade de: MAITRE ES SCIENCES APPLIQUEES

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de:

M. Luc BOIS, S.M., président

M. Claude E. DELISLE, Ph.D.

M. Daniel DUCHESNE, M.Sc. pour Pierre LAFRANCE, M.Sc.A.

A mon père et à ma mère,

qui m'ont donné en héritage la possibilité d'acquérir

tout le savoir que je possède maintenant.

SOMMAIRE

Les déversements de substances toxiques qui se produisent parfois dans les eaux de surface ainsi que les rejets accidentels d'effluents industriels, font naître un sentiment de crainte auprès de la population surtout en ce qui concerne la qualité de l'eau potable.

Pour pallier à cette incertitude sur la qualité de l'eau brute servant à produire l'eau potable, un bioessai d'évitement sous-létal avec poissons, plus particulièrement le méné bleu (Notropis spilopterus), a été mis au point et installé à la source de la prise d'eau potable de l'usine de filtration de la ville de Ste-Rose, Québec. Par ce test, on pourra vérifier si le poisson évite ou non tel ou tel polluant pouvant se retrouver dans l'eau brute. La mise au point de ce système consiste donc en l'objet principal de ce mémoire.

Le montage est constitué d'un bassin où deux eaux, d'origines différentes, s'écoulent côte à côte et où le mélange des deux eaux est quasi inexistant grâce à l'écoulement laminaire présent dans l'aquarium. Les mouvements du poisson sont captés par une caméra de surveillance qui, à son tour, envoie les signaux à un moniteur, ce qui a pour but d'automatiser le système et de faciliter la prise de données manuelles.

Le test d'évitement effectué à l'aide du méné bleu (N. spilopterus) face à la turbidité de la rivière des Mille-Iles a été concluant.

Environ 75 % des poissons testés ont démontré clairement un évitement face à la forte turbidité (50,4 U.T.N.) des eaux de la rivière des Mille-Iles au cours du printemps 1989.

Le méné bleu est le bioindicateur à utiliser parce qu'il démontre un comportement positif face à un choix à faire concernant deux types d'eaux différents. De plus, le méné bleu est indigène à la rivière des Mille-Iles où se situe l'usine de filtration de Ste-Rose.

En somme, ce montage doté des différentes améliorations proposées, dont le "poisson d'April", s'avère efficace pour tester des concentrations létales et sous-létales de polluants pouvant se retrouver dans les sources d'approvisionnement en eau potable.

ABSTRACT

Toxic spills and industrial wastes often find their way into municipal raw water supplies. Local population show an increasing concern towards this surface water contamination.

To provide a more reliable assessment of the water quality, a fish preference-avoidance bioassay was designed and tested. The experience was conducted at the raw water intake of the Ste-Rose water treatment plant in Laval, Quebec. This experiment allows the determination of whether the test animals avoid a specific pollutant that might be found in the raw water. The bioassay's fine tuning was the main object of this work.

The experimental set up consisted of a tank where laminar flow was maintained. As a result, two types of water flew side by side without mixing. The fish behaviour was monitored using a closed circuit camera and the data were gathered by direct observations. Turbidity was chosen as pollutant in the avoidance bioassay because it is naturally occuring in the Mille-Iles river mainly during spring and fall.

The Spotfin shiner (*Notropis spilopterus*) was chosen as bioindicator because it displays a positive behaviour concerning water quality choices. Furthermore, the Spotfin shiner is indigenous to the Mille-Iles river where the Ste-Rose plant is located.

The test was conclusive; 75 % of the studied fishes clearly avoided the high turbidity water in spring of 1989.

Overall, the proposed experimental set up was found efficient in testing lethal and sublethal pollutant concentration in raw water together with the "April fish" recommanded automation system.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier M. Claude E. Delisle pour le soutien moral et la confiance qu'il a su me porter tout au cours du projet. Egalement la Ville de Laval, Service de l'Environnement, qui a accordé une subvention importante au projet.

Merci aussi à messieurs Normand Arcouette et Daniel Duchesne et spécialement au personnel de l'usine de filtration de Ste-Rose pour leur soutien et leurs encouragements.

Un merci particulier à M. Marc Bordeleau qui a porté un vif intérêt au projet sans oublier l'installation de tout le matériel hydraulique qu'il a effectué, M. Pierre André pour ses idées statistiques géniales et au professeur G.E. April qui a travaillé et qui travaille encore à l'élaboration de l'auxiliaire informatique.

Je voudrais également remercier chaleureusement tous ceux qui, de près ou de loin, ont contribué à l'avancement du projet, particulièrement mes amies et amis, ma famille et mon mari.

TABLE DES MATIERES

Page

Sommaire v

Abstract vii

Remerciements ix

Abbréviation des sigles et des symboles xv

Liste des tableaux xvii

Liste des figures xx

Chapitre I : Introduction 1

Chapitre II : Parutions antérieures 5

2.1 Tests de toxicité 5

2.2 Test d'évitement et rôle du comportement 7

2.3 Le monitoring biologique 11

2.4 Revue des conceptions des chambres de montage 17

Chapitre III: Localisation du montage 27

3.1 Limites géographiques de la rivière des Mille-Iles 27

3.2 Caractéristiques hydrauliques de la rivière des Mille-Iles 27

3.2.1 Débit 27

3.2.2 Profondeur de l'eau 30

3.3 Caractéristiques physico-chimiques de la rivière des Mille-Iles 33

3.3.1 Concentration en fer 33

3.3.2 Turbidité 37

3.3.2.1 Relation entre la turbidité et la concentration en fer 40

3.3.3 Dureté 43

3.3.4 Oxygène dissous 46

3.3.5 pH 48

3.3.6 Température 49

3.4 Caractéristiques bactériologiques de la rivière des Mille-Iles 52

3.4.1 Coliformes totaux 52

3.4.2 Streptocoques fécaux 53

3.5 Procédés de traitement de l'eau potable à l'usine de filtration de Ste-Rose 59

3.5.1 Principales étapes et unités de traitement de l'eau potable 59

3.5.2 Données techniques concernant les procédés de traitement 62

Chapitre IV : Matériel et méthodes 69

4.1 Elaboration du montage et du test 69

4.1.1 Caractéristiques du montage 69

4.1.1.1 Courant laminaire 71

4.1.1.2 Pompe péristaltique 78

4.1.1.3 Automatisation 82

4.1.1.4 Bassin de rétention 84

4.1.3 Caractéristiques du test 85

4.1.3.1 Conditions usuelles 85

4.1.3.2 Conditions réelles 88

4.2 Poissons à tester 90

4.2.1 Indice de fréquence et nombre moyen de poissons par filet dans la rivière des Mille-Iles 91

4.2.1.1 Les trois zones 94

4.2.1.2 La zone 1 96

4.2.1.3 La zone 2 96

4.2.1.4 La zone 3 97

4.2.2 La truite arc-en-ciel, un bon choix? .. 98

4.2.3 Les ménés (Cyprinidae) 101

4.3 Polluants utilisés 104

4.3.1 Eventail des polluants retrouvés dans la rivière des Mille-Iles 104

4.3.1.1 Les rejets industriels 108

4.3.1.2 Les rejets urbains 111

4.3.1.3 Les rejets agricoles 112

4.3.2 Le choix du polluant 112

4.3.2.1 Effets des caractéristiques physico-chimiques de l'eau sur la toxicité des métaux 119

4.3.3 Détermination de la quantité de polluant nécessaire à l'obtention de la concentration désirée 120

4.3.3.1 Volume de l'aquarium 120

4.3.3.2 Quantité de polluant 121

4.3.3.3 Concentration logarithmique ou linéaire? 122

4.4 Statistiques 124

4.4.1 Détermination de l'intervalle de temps 126

4.4.2 Détermination de l'effectif de l'échantillon 131

4.4.3 Traitement des résultats 135

4.4.3.1 Analyse de variance à un critère de classification 135

4.4.3.2 Test de t 137

Chapitre V : Présentation et discussion des résultats 138

Chapitre VI : Conclusion 147

Recommandations 150

Références bibliographiques 151

Annexe A 158

ABBREVIATION DES SIGLES ET DES SYMBOLES

α	Risque d'erreur de 5 %
Amps	Ampères
β	Risque d'erreur de valeur inconnue
$CaCO_3$	Carbonate de calcium
D	Précision désirée
2,4 D	Herbicide dérivé de l'acide phénoxyacétique
dam	Décamètre
DCO	Demande Chimique en Oxygène
DBO_5	Demande Biochimique en Oxygène après 5 jours
DDT	Insecticide organochloré
f	Fréquence observée
f*	Fréquence théorique
H.P.	Horse Power
Hz	Hertz
LC_{50} 96 hres	Concentration létale qui tue 50 % d'un effectif de poissons en 96 heures
L/S	Rapport Liquide/Solide
n	Effectif de l'échantillon
nb	Nombre
ppm	Partie Par Million ou mg/L
r	Coefficient de corrélation
S^2	Variance
2,4,5 T	Herbicide dérivé de l'acide phénoxyacétique

U.T.N.	Unité de Turbidité Néphélométrique
v	Nombre de degrés de liberté
$\bar{x}$	Moyenne
X^2	Test du chi-carré

LISTE DES TABLEAUX

Page

1. Débits quotidiens de l'année 1987 (m^3/seconde) pour la rivière des Mille-Iles à Bois-des-Filion - station no. 020A003 29

2. Coefficients de corrélation et valeurs de t_* pour la relation liant la concentration en fer et la turbidité de l'eau pour les années 1986, 1987, 1988 et 1989, à α = 0,025, test unilatéral 43

3. Données concernant les calculs de la vitesse du courant et du nombre de Reynolds 73

4. Débits d'entrée et de sortie (gal/min et L/min) pour l'eau de la rivière des Mille-Iles (eau brute) 76

5. Débits d'entrée et de sortie (gal/min et L/min) pour l'eau témoin 77

6. Détermination du débit de la pompe péristaltique permettant l'injection de polluants 79

7. Population riveraine, nombre d'industries échantillonnées et tributaires pour les secteurs géographiques du lac des Deux-Montagnes et de la rivière des Mille-Iles 108

8. Apports (kg/j) des industries échantillonnées pour les secteurs géographiques du lac des Deux-Montagnes et de la rivière des Mille-Iles 109

9. Liste des variables physico-chimiques considérées lors du calcul des rejets urbains et de l'estimé des quantités rejetées par habitant 111

10. Estimé de la DCO, de la DBO_5 et des rejets urbains de phosphore, d'azote et de solides en suspension dans les secteurs du lac des Deux-Montagnes et de la rivière des Mille-Iles 112

11. Contribution relative (%) des apports urbains, industriels et agricoles pour les secteurs géographiques du lac des Deux-Montagnes et de la rivière des Mille-Iles 114

12. Comparaison des apports (kg/j) des municipalités, des tributaires et des industries pour les secteurs géographiques du lac des Deux-Montagnes et de la rivière des Mille-Iles 114

13. Liste des seuils d'évitement et/ou LC_{50} 96 heures pour les toxiques principalement retrouvés dans la rivière des Mille-Iles 117

14. Valeurs utilisées pour déterminer le temps nécessaire pour que la chambre contenant l'eau de la rivière des Mille-Iles, soit à la concentration désirée lors de l'injection d'un polluant 121

15. Résultats des différents tests effectués sur divers intervalles de temps pour déterminer celui qui permet l'obtention d'observations indépendantes 130

16. Test de conformité sur des observations hypothétiques pour déterminer la paire d'observations statistiquement différente 134

17. Nombre d'observations et temps (min) passé dans l'eau de la rivière des Mille-Iles (eau brute) et l'eau témoin pour les huit poissons testés 139

LISTE DES FIGURES

Page

1. Schéma des systèmes les plus utilisés pour tester les réponses locomotrices des poissons face à des contaminants aquatiques 19

2. Carte bathymétrique de la rivière des Mille-Iles pour le secteur de Fabreville à Saint-Louis-de-Terrebonne, 1971-1972 28

3. Carte bathymétrique du secteur ouest de la rivière des Prairies et de la rivière des Mille-Iles, 1971-1972 31

4. Carte bathymétrique du secteur est de la rivière des Prairies et de la rivière des Mille-Iles, 1971-1972 32

5. Histogrammes des concentrations moyennes mensuelles de fer (mg/L) dans l'eau de la rivière des Mille-Iles pour les années 1986 et 1987 35

6. Histogrammes des concentrations moyennes mensuelles de fer (mg/L) dans l'eau de la rivière des Mille-Iles pour l'année 1988 et printemps 1989 36

7. Histogrammes de la turbidité moyenne mensuelle (U.T.N.) de l'eau de la rivière des Mille-Iles pour les années 1986 et 1987 38

8. Histogrammes de la turbidité moyenne mensuelle (U.T.N.) de l'eau de la rivière des Mille-Iles pour l'année 1988 et printemps 1989 39

9. Coefficients de corrélation relatifs à différents nuages de dispersion 41

10. Histogrammes de la dureté moyenne mensuelle (mg/L de $CaCO_3$) de l'eau de la rivière des Mille-Iles pour les années 1987 et 1988 45

11. Histogrammes de la dureté moyenne mensuelle (mg/L de $CaCO_3$) de l'eau de la rivière des Mille-Iles pour le printemps 1989 46

12. Pourcentages (%) de saturation en oxygène dissous dans la rivière des Prairies et la rivière des Mille-Iles, 1971-1972 48

13. Histogrammes du pH moyen mensuel de l'eau de la rivière des Mille-Iles pour l'année 1988 et printemps 1989 50

14. Histogrammes de la température moyenne mensuelle (°C) de l'eau de la rivière des Mille-Iles pour l'année 1988 et printemps 1989 51

15. Histogrammes des concentrations moyennes mensuelles de coliformes (nb/100 mL) dans l'eau de la rivière des Mille-Iles pour les années 1986 et 1987 54

16. Histogrammes des concentrations moyennes mensuelles de coliformes (nb/100 mL) dans l'eau de la rivière des Mille-Iles pour l'année 1988 et printemps 1989 55

17. Histogrammes des concentrations moyennes mensuelles de streptocoques fécaux (nb/100 mL) dans l'eau de la rivière des Mille-Iles pour les années 1986 et 1987 56

18. Histogrammes des concentrations moyennes mensuelles de streptocoques fécaux (nb/100 mL) dans l'eau de la rivière des Mille-Iles pour l'année 1988 et printemps 1989 57

19. Diagramme d'écoulement de l'usine de production d'eau potable à Ste-Rose (Laval) et situation de notre montage et de la prise d'eau témoin 61

20. Vue d'ensemble du montage 70

21. Courant laminaire dans l'aire d'expérimentation de notre montage à l'aide de bleu de méthylène 72

22. Vue de l'aquarium montrant la barrière physique et l'aire d'expérimentation de part et d'autre du grillage 81

23. Délimitations des trois zones de la rivière des Mille-Iles selon la productivité piscicole de chacune 93

24. Indice de fréquence des espèces de poissons présentes dans plus de 10 % des stations de pêche au filet et ou à la seine dans la rivière des Mille-Iles. Automnes 1971-1973 ... 95

25. Carte de répartition géographique et d'abondance relative du méné bleu (Notropis spilopterus) 101

26. Schéma des ménés utilisés lors de l'élaboration du montage 103

27. Type de contaminants dans les sédiments et les rejets liquides industriels du lac Saint-Louis à Repentigny 106

28. Emplacement et limites de chacun des neuf secteurs géographiques définis le long du tronçon du fleuve St-Laurent situé entre Cornwall et Sorel 107

29. Effets de la dureté de l'eau sur la toxicité du zinc, du cuivre et du plomb 119

30. Schéma de l'aquarium, de face et en plan, utilisé pour le calcul du volume 120

31. Schéma des courbes d'évitement selon les échelles de concentrations (logarithmique ou linéaire) 122

32. Histogramme du nombre de poissons en fonction du nombre d'observations dans l'eau témoin 140

33. Histogramme du nombre de poissons en fonction du temps (min) passé dans l'eau témoin 141

CHAPITRE I - INTRODUCTION

Les déversements de substances toxiques qui se produisent parfois dans les eaux de surface ainsi que les rejets accidentels d'effluents industriels, font naître un sentiment de crainte auprès de la population. Cette dernière s'inquiète sur la qualité des eaux de baignade et de loisirs qui sont alors contaminées, mais sa principale préoccupation se tourne surtout vers l'eau potable. Malgré l'utilisation de procédés de traitement de l'eau potable de plus en plus sophistiqués et perfectionnés, ces procédés ne peuvent probablement pas éliminer toutes traces de contaminants chimiques, organiques ou inorganiques, de façon absolue lorsque se produit un déversement toxique important. Nous devons donc, en tant que chercheurs, élaborer des systèmes qui assureront une sécurité supplémentaire à la population, et ce, en permettant la détection de l'eau contaminée dès son entrée dans l'usine.

La présente étude est un pas en avant pour assurer cette norme supplémentaire de sécurité. En effet, un système de détection de polluants avec poissons a été mis au point et installé à la source d'approvisionnement en eau potable de l'usine de filtration de Ste-Rose. Ainsi, si un déversement, volontaire ou non, se produisait dans la rivière des Mille-Iles ou dans tout autre cours d'eau où se situe un ouvrage de même envergure et aux mêmes objectifs que celui présenté ici, l'eau contaminée serait détectée dès son entrée à l'usine

de traitement. Aucun contaminant ne pourrait se rendre chez le consommateur car les opérateurs cessent alors le fonctionnement des "machines" (filtres, pompes,...) et utilisent la réserve d'eau finie jusqu'à ce que le problème environnemental soit identifié et jugé sans danger pour la population.

De plus, si les industries qui rejettent dans les cours d'eau étaient toutes munies, obligatoirement, d'un système semblable, elles devraient évidemment identifier, réduire ou cesser leurs rejets car elles auraient la preuve formelle que leurs effluents sont néfastes pour la vie aquatique et probablement pour la santé humaine.

Le système consiste en un bassin où deux (2) eaux d'origines différentes, l'une étant l'eau brute de la rivière des Mille-Iles, et l'autre étant captée à l'usine même à partir de la goulotte d'eau finie non-chlorée, s'écoulent côte à côte à l'intérieur de cet aquarium. Le mélange des deux eaux est quasi inexistant à cause de l'écoulement laminaire présent dans l'aquarium, cet écoulement étant la caractéristique la plus importante de tout le montage. Donc, même si l'on ajoute un polluant sur l'un des deux côtés de l'aquarium grâce à une pompe péristaltique, l'eau témoin n'en est pas pour autant contaminée. De plus, les mouvements du poisson sont captés par une caméra de surveillance, qui elle, envoit les signaux à un moniteur, ce qui a pour but de faciliter la prise de données manuelles. Bientôt, les données prises directement de la caméra seront transférées, grâce à un logiciel élaboré par un expert en informatique, à un ordinateur qui

compilera et analysera ces données. Un signal sonore ou la vérification du comportement général du poisson par l'opérateur via un signal visuel fourni par l'ordinateur, pourra être émis selon la gravité de l'événement. Par ce montage, l'on peut vérifier si le poisson présent dans l'aquarium évite le côté pollué ou non et ce, pour une période de temps indéfinie. Ce montage permet donc un suivi biologique en continu directement en usine, puisqu'il a été conçu pour fonctionner rapidement et automatiquement. En somme, il s'agit d'un bioessai d'évitement sous-létal **in situ**.

Le mémoire de maîtrise dont il est question ici, se divise en six chapitres. Le premier introduisant rapidement le problème posé et la méthode utilisée pour remédier au problème. Le chapitre suivant traitera des parutions antérieures concernant les tests d'évitement, des avantages et des inconvénients du test selon le choix de gradient de concentration ainsi que du suivi biologique. Le chapitre trois poursuit avec la localisation du montage. Ce chapitre regroupe cinq sous-chapitres qui nous renseignent principalement sur les caractéristiques physico-chimiques, hydrauliques et bactériologiques de la rivière des Mille-Iles et sur les procédés de traitement de l'eau potable effectués à l'usine de filtration de Ste-Rose. Le chapitre quatre se consacre entièrement à l'aspect "matériel et méthodes" du montage. Le chapitre est divisé selon quatre grands thèmes:

1) les polluants, qui concerne surtout le choix des polluants à utiliser selon la contamination réelle que l'on peut

rencontrer dans la rivière Mille-Iles et de leur concentrations;

2) l'espèce animale, c'est-à-dire le choix de l'espèce animale à tester;

3) le montage du système qui traite des caractéristiques physiques et hydrauliques du montage lui-même, c'est-à-dire les dimensions de l'aquarium, les matériaux utilisés et le test en tant que tel, qui consiste en l'expérimentation, par exemple le temps de familiarisation, le temps de contact avec le polluant; et finalement,

4) les tests statistiques à effectuer pour la calibration du montage et le traitement des données.

Le chapitre matériel et méthodes sera plus important que celui de la présentation et de la discussion des résultats, puisque l'accent est mis sur l'élaboration du montage, plus précisément sur l'élaboration du test d'évitement. Le chapitre quatre est donc le noyau du mémoire tandis que le chapitre concernant les résultats sera bref mais néanmoins complet. Le chapitre cinq est celui qui regroupe, présente et discute des résultats.

Le mémoire se termine par le chapitre six qui conclue, selon les résultats obtenus, sur la fiabilité du montage et aborde ses perspectives d'avenir.

CHAPITRE II - PARUTIONS ANTERIEURES

2.1 Tests de toxicité

Il existe une vaste gamme de tests de toxicité où la durée du test ou encore le nombre d'espèces et d'individus à tester varie, selon les buts et les objectifs de l'expérience. Voici donc un bref rappel des principes généraux d'un bon nombre de tests de toxicité, qui permettra de situer le test d'évitement parmi cette panoplie de tests. Cependant, la majeure partie de ce chapitre approfondira la section qui traite du suivi biologique, du rôle du comportement de l'animal (bioindicateur) dans le test d'évitement et de la conception des différentes chambres de test pour le bioessai éthologique, plus précisément, le test d'évitement.

Il existe deux types majeurs de bioessais selon la durée du test: aigü et chronique (Gruber et al., 1978). Les bioessais aigüs sont les tests de toxicité de courte durée qui ne contribuent pas significativement à la compréhension des réponses fournies par une espèce exposée longtemps à un produit chimique (Cairns, 1981), mais tentent de déterminer la létalité relative de différentes concentrations d'un toxique sur une période d'exposition de 24, 48 ou 96 heures. Les bioessais chroniques sont les tests de toxicité de longue durée et concernent les effets sous-létaux qu'un toxique peut avoir sur le cycle de vie d'un organisme (Gruber et al., 1978). Ces tests utilisent des

paramètres plus subtiles comme la croissance, le succès de reproduction, les conditions physiologiques (Cairns, 1981), le comportement, etc.

Il y a deux types de bioessais chroniques d'utilisation courante: statiques et dynamiques. Le bioessai statique représente le bioessai le plus simple. Il est moins coûteux que le bioessai dynamique si l'on regarde les matériaux de construction, les dépenses d'opération et l'expertise du personnel. Le bioessai statique est utilisé aujourd'hui principalement dans les études d'un seul polluant à différentes concentrations (test létal). Le bioessai dynamique devrait être préféré au bioessai statique en ce qui concerne les tests (Gruber et al., 1978). Même si les dépenses sont considérablement plus élevées que celles du bioessai statique, qu'il requiert des installations et des équipements plus sophistiqués pour une période de temps plus longue, et nécesssite aussi un degré de compétence professionnel plus élevé pour obtenir les résultats et les interpréter (Cairns, 1981), les résultats reflètent mieux la vraie nature d'un effluent (Gruber et al., 1978).

La détermination du type de test de toxicité à faire, peut varier selon le nombre d'espèces animales à tester: avec une ou plusieurs espèces. Les tests de toxicité avec une seule espèce animale sont essentiels pour mesurer la létalité, les altérations du taux de croissance, la fécondité, le comportement, etc. Les tests de toxicité avec des organismes de plusieurs niveaux trophiques sont nécessaires pour estimer les taux de transfert d'un polluant à travers les processus biologiques tels, la prédation, la chaîne alimentaire, etc

(Cairns, 1981). Les poissons peuvent aussi être testés en groupe mais la plupart du temps, le test se fait avec un seul poisson (DeGraeve, 1982).

Les bioessais éthologiques, y compris le test d'évitement, se situent comme étant des bioessais chroniques, dynamiques avec une seule espèce d'organisme à tester. Les prochains paragraphes se rapportent surtout au test comportemental d'évitement et au rôle du comportement dans ce test.

2.2 Test d'évitement et rôle du comportement

Les bioessais de comportement pour les organismes aquatiques se sont développés autour de quatre sujets principaux de recherches: (1) les réponses locomotrices, principalement les réactions de préférence et d'évitement et les changements dans l'activité, (2) les réponses ventilatoires, principalement les mouvements operculaires et la toux, (3) les interactions prédateur-proie, et (4) les changements induits par un toxique sur le comportement conditionné (Giattina et Garton, 1983). Comme il en a été question plus haut, c'est surtout sur le premier point que va s'attarder la présente section.

La plupart des chercheurs choisissent de faire les tests d'évitement pour une période de moins d'une heure. Les tests à courte exposition apporte de l'information qui s'applique principalement aux

décharges intermittentes comme les eaux de refroidissement d'usines et les déversements accidentels. Les tests d'évitement de plus longue durée s'appliquent aux décharges continuelles comme les effluents des eaux usées municipales, des raffineries, et de procédés chimiques et manufacturés. Il faut toujours garder en tête que les poissons, dans les études d'évitement à long terme, peuvent montrer une acclimatation aux polluants qui peut effectivement se traduire par une augmentation de la concentration du seuil d'évitement (DeGraeve, 1982).

Le rôle que joue le comportement dans la nature dépend d'une combinaison de facteurs physiologiques et environnementaux incluant la puissance de la locomotion, la disponibilité d'environnements alternatifs, et l'habilité de détection. Ces conditions, face au rôle du comportement, sont remplies en choisissant le poisson comme indicateur comportemental, puisque le poisson est un animal hautement mobile, son milieu lui offre généralement la disponibilité d'habitats alternatifs convenables reliée à plusieurs facteurs incluant le type de cours d'eau, l'hétérogénéité de l'environnement, la source et la concentration du produit chimique, les exigences de l'espèce testée face à son habitat, plus une variété de facteurs biotiques et abiotiques environnementaux. De plus, le poisson possède l'habilité de détecter des produits chimiques en concentration dangereuse.

Les toxiques peuvent être détectés directement par des cellules nerveuses spécialisées (gustatives ou olfactives) ou indirectement par des changements dans la condition interne comme le taux métabolique

(Beitinger et Freeman, 1983). Généralement, les modèles de comportement sont initiés par l'olfaction ou par la réception gustative. L'enlèvement du tissu olfactif est connu pour éteindre la réponse d'évitement à certains polluants (Black et Birge, 1980). Mais ce n'est pas seulement les toxiques eux-mêmes qui peuvent être détectés mais également les conditions toxiques. Les poissons peuvent éviter une eau qui ne possède pas les caractéristiques nécessaires à leur survie, soit parce que l'eau a un trop faible taux d'oxygène dissous ou un pH ou une température extrême, soit à cause de la présence de certaines caractéristiques qui démontre une eau de moindre qualité comme une concentration en bioxyde de carbone ou d'azote excessive (DeGraeve, 1982).

Il semblerait, selon la théorie de Ishio (1965), que le comportement d'évitement du poisson face à des substances toxiques obéisse à la loi de Weber-Fechner en psychologie, et par conséquent, un succès dans l'évitement dépend non seulement des concentrations toxiques du contaminant mais aussi des changements dans les concentrations toxiques. Ainsi, ce n'est pas seulement le passage de 1 à 2 ppm d'un toxique quelconque qui influence le comportement d'évitement, mais le nombre d'unités toxiques que l'on ajoute pour passer d'une concentration à une autre. Par exemple, le poisson peut éviter une concentration de 5 ou 9 ppm, si elle était originalement de 1 ou 5 ppm. Cependant, le poisson n'évitera pas une concentration de 9 ppm si la concentration ultérieure était de 7 ou 8 ppm. Si la fréquence d'évitement varie beaucoup selon le changement de l'unité des concentrations toxiques, cela révèle que le

poisson réagit sensiblement au changement de concentrations du contaminant. En d'autres termes, cela implique que le poisson a une haute sensibilité de discrimination face au changement des concentrations toxiques.

Il ne faut pas oublier également que, la sensibilité de discrimination diminue quand les concentrations environnementales du toxique augmentent. Par exemple, la concentration de départ d'un agent toxique est de 100 ppm et le poisson évite normalement des concentrations qui font "un pas" de 4 ppm; mais la concentration est tellement élevée que le poisson ne détecte plus le pas qui est fait, donc sa sensibilité de discrimination diminue. Si la sensibilité diminue considérablement, le poisson peut ne plus être capable de détecter même un changement dans les concentrations toxiques qu'il pouvait ultérieurement détecté avant que la concentration toxique n'augmente.

Les causes de l'attraction ou de l'évitement face à différentes concentrations d'un agent toxique, ne sont pas encore clairement connues mais elles ont déjà été associées à des effets narcotiques ou à des changements dans la sensibilité des chémorécepteurs (Giattina et al., 1982). Une observation des plus importantes est que le poisson peut démontrer des réactions d'évitement à des concentrations d'un polluant beaucoup plus faibles que celles qui apparaissent dommageables physiologiquement, et d'un autre côté, il peut échouer à éviter des concentrations qui sont définitivement dangereuses (Westlake et al.,

1983) comme c'est le cas avec le cuivre. Un bref contact du poisson avec le cuivre, ou autres toxiques provoquant des réactions similaires, peut ne pas le tuer immédiatement mais promouvoir indirectement sa mort en perturbant son habilité à détecter d'autres événements subséquents qui peuvent à ce moment-là, nuire à sa survie (Giattina et al., 1982).

Finalement, l'habilité d'un poisson à percevoir ou capter des facteurs environnementaux et à sélectionner des conditions favorables, est de première importance pour la survie de l'animal. On ne peut prévoir qu'une substance de fabrication humaine pourra être évitée selon sa toxicité, puisque n'ayant été jamais exposé à cette substance, l'animal ne possède pas de programme génétique pour répondre à ce polluant. L'animal peut même être incapable de percevoir le toxique. Le raisonnement pour tester la réponse directe face à certains polluants peut seulement être pour déterminer (a) si l'espèce peut détecter le polluant ou non, et (b) si oui, voir s'il peut être encore plus dangereux ou s'il peut fournir une deuxième porte de sortie selon la réaction d'attraction ou d'évitement qu'il génère (Scherer, 1977).

2.3 Le monitoring biologique

Il est très difficile sinon impossible, de prédire les effets biologiques d'un déversement industriel continuellement changeant et toxiquement complexe, à partir d'analyses physico-chimiques seulement. Les dommages peuvent être causés soit par des conditions polluantes non

dangereuses, soit par des changements dans les conditions à l'amont, en combinaison avec certains effluents, qui peuvent conduire à des conditions toxiques. Depuis que les organismes agissent comme intégrateurs de l'environnement total, leurs réponses à un ensemble complexe de conditions environnementales peuvent être utilisées comme indicateurs de la qualité de l'eau (Cairns et al., 1975).

Il est bien connu que la qualité de l'eau (c'est-à-dire dureté, concentration en oxygène dissous, pH, température, etc.) a une très forte influence sur l'expression de la toxicité (Cairns et Van Der Schalie, 1980). Les indicateurs biologiques ne peuvent donc pas être utilisés seuls sans les indicateurs physico-chimiques, étant donné que les indicateurs biologiques peuvent indiquer seulement le moment où se développent des conditions toxiques, pas nécessairement la nature exacte de la condition toxique (Cairns et al., 1975). L'ensemble de tous ces facteurs tels, la toxicité des contaminants, la qualité de l'eau, et les organismes présents dans le milieu, vont produire l'estimé définitif de la probabilité de dommage de la part d'un ensemble de concentrations spécifiques et de conditions de la qualité de l'eau, sur une ou plusieurs espèces particulières. De là, la naissance du suivi biologique (Cairns et Van Der Schalie, 1980).

Le monitoring biologique est un moyen d'évaluer la toxicité d'un polluant donné en utilisant un organisme vivant comme indicateur. Le suivi biologique a été développé pour contrôler et maintenir efficacement la qualité de l'environnement à des niveaux socialement et

biologiquement désirables. Le monitoring visuel d'effets létaux a le malencontreux désavantage de nécessiter une personne qui soit continuellement présente pour observer les organismes. De plus, il y a peut-être un délai considérable entre l'amorce de la toxicité et la mort (Cairns et Van Der Schalie, 1980). Cependant, un système de monitoring ou de suivi biologique donnant un avertissement rapide, permet aux personnes concernées d'emmagasiner temporairement les contaminants jusqu'à ce que des tests plus exhaustifs soient effectués pour déterminer la cause réelle du problème.

Quand il est utilisé en parallèle, avec des indicateurs physico-chimiques, le monitoring indique quand les analyses doivent être faites et interprétées de plus près pour déterminer la source de toxicité. Le directeur d'une usine ou d'une industrie quelconque ne devrait plus penser à opérer sans systèmes de monitoring, pas plus qu'il ne conduirait sans un indicateur de vitesse dans sa voiture (Cairns et al., 1975). Un suivi biologique peut:

(1) donner un avertissement ou une alarme au moment de conditions potentiellement dangereuses et ce, rapidement pour que les spécialistes soient appelés pour évaluer le problème;

(2) détecter des conditions toxiques qui ne sont pas perçues par les indicateurs physiques;

(3) donner continuellement de l'information immédiate sur la

toxicité de l'effluent sur les organismes aquatiques.

Les deux principaux buts à poursuivre à long terme sont (1) aucune décharge et (2) fixer des standards, des normes rigides qui ne permettent pas d'utiliser la capacité assimilative totale du système récepteur, et dans le lequel il y a fréquemment peu de justification scientifique (Cairns et al., 1975).

Pour que le suivi biologique soit réellement efficace et rapide, l'accent est mis sur l'automatisation des systèmes de monitoring qui mesurent les symptômes prélétaux d'empoisonnement, tels l'évitement, la respiration ou l'activité anormales du poisson. Ceci permet aux réponses induites par les toxiques, d'être détectées plus rapidement et avec une plus grande sensibilité (Cairns et Van Der Schalie, 1980). Le suivi biologique doit cependant répondre à certains critères précis de sélection (Cairns et Van Der Schalie, 1980):

1. le paramètre physiologique ou comportemental sélectionné pour le suivi doit être quantifiable pour des analyses via des techniques d'interface appropriées soit par ordinateur, soit par un équipement d'enregistrement électronique. Cela permettra au système d'être opérationnel continuellement et automatiquement.

2. la détection rapide et fiable de conditions toxiques de déversements, est de première importance. La vitesse avec laquelle un organisme réagit est influencée par un grand nombre

de variables: le type d'organisme, la concentration du matériel toxique, le mode d'action du toxique, les caractéristiques physico-chimiques de l'eau de dilution, etc.

3. le système de suivi devrait être muni d'un minimum de fausses alarmes-réponses face aux variations non dangereuses de la qualité de l'eau (ex.: la turbidité printannière et automnale élevée).

4. des méthodes d'analyses de données appropriées doivent être développées.

5. les systèmes de suivi devraient être relativement faciles à opérer et devraient produire des résultats qui sont faciles à interpréter.

6. l'organisme utilisé dans le système de monitoring, doit être peu coûteux et facile à acquérir. Les avantages à utiliser des organismes standards de tests concernent la disponibilité de la littérature sur la toxicité et des techniques de culture. D'un autre côté, il peut être désirable, quand le produit toxique est un effluent, d'utiliser un organisme indigène à l'eau qui reçoit le déversement.

7. l'appareil de suivi doit être fiable et requérir le moins d'entretien possible.

L'avènement de l'ordinateur et de son utilisation conjointement avec le rassemblement des données biologiques, place les changements comportementaux parmi les critères fondamentaux en ce qui concerne le monitoring biologique. Les études de préférence et d'évitement peuvent être utilisées pour déterminer:

(a) si les poissons et d'autres organismes aquatiques mobiles vont éviter des panaches de matériaux toxiques, s'ils ont l'opportunité de le faire;

(b) si un panache thermique ou autre déversement n'entraînant pas d'effets biologiques néfastes, altèrera néanmoins la distribution des poissons ou autres organismes aquatiques mobiles des eaux réceptrices;

(c) si l'organisme, soumis à des conditions auxquelles il a été habitué, tend à altérer la réponse d'évitement ou de préférence; et finalement,

(d) la comparaison des données d'évitement ou de préférence de poissons vis-à-vis le seuil de létalité provenant de températures élevées ou d'effluents contaminés par différents produits chimiques.

Les études de préférence et d'évitement associées à des tests de toxicité, sont essentielles pour améliorer l'aménagement des

déversements de déchets toxiques. Il existe deux catégories générales dans l'évaluation du comportement d'évitement chez un poisson: (a) l'évitement à travers un gradient de concentration graduel, et, (b) l'évitement selon un gradient de concentration brusque. La conception des chambres de montage selon les gradients de concentration, sera discutée dans les prochains paragraphes.

2.4 Revue des conceptions des chambres de montage

Pour les réactions de préférence et d'évitement, les chambres d'expérimentation se choisisent généralement selon deux catégories: (1) les chambres à gradient de concentration brusque, qui procure à l'organisme deux choix distincts entre une eau pure et une eau traitée à une certaine concentration de contaminant, et, (2) les chambres à gradient de concentration graduel, qui expose l'organisme à une série de concentrations sur une distance donnée (Fig. 1).

Le gradient de concentration graduel a l'important avantage de simuler la majorité des environnements lotiques. Normalement, la turbulence dilue les effluents en aval du déversement créant des gradients horizontaux très graduels. L'utilisation d'un gradient graduel présente cependant plusieurs problème:

(1) il est difficile à reproduire en laboratoire avec précision,

(2) la concentration du seuil d'évitement est difficile à maintenir de façon continue à moins qu'il réside directement au point d'échantillonnage,

(3) le poisson placé dans un gradient de concentration graduel peut sélectionner un gradient favorable, à l'opposé d'éviter une certaine concentration toxique, et

(4) le gradient graduel n'apporte pas d'indices instinctifs de direction pour permettre l'orientation au poisson.

Une simple concentration toxique, laquelle est le meilleur avantage d'un gradient de concentration brusque, apporte les meilleures opportunités aux organes sensoriels du poisson pour lui permettre de faire le choix entre les deux eaux. La principale objection à l'utilisation d'un gradient brusque concerne son application aux situations de terrain. Le gradient brusque n'est pas particulièrement commun dans la nature, mais est présent à la confluence de deux eaux ou au voisinage immédiat d'un effluent industriel (Larrick et al., 1978).

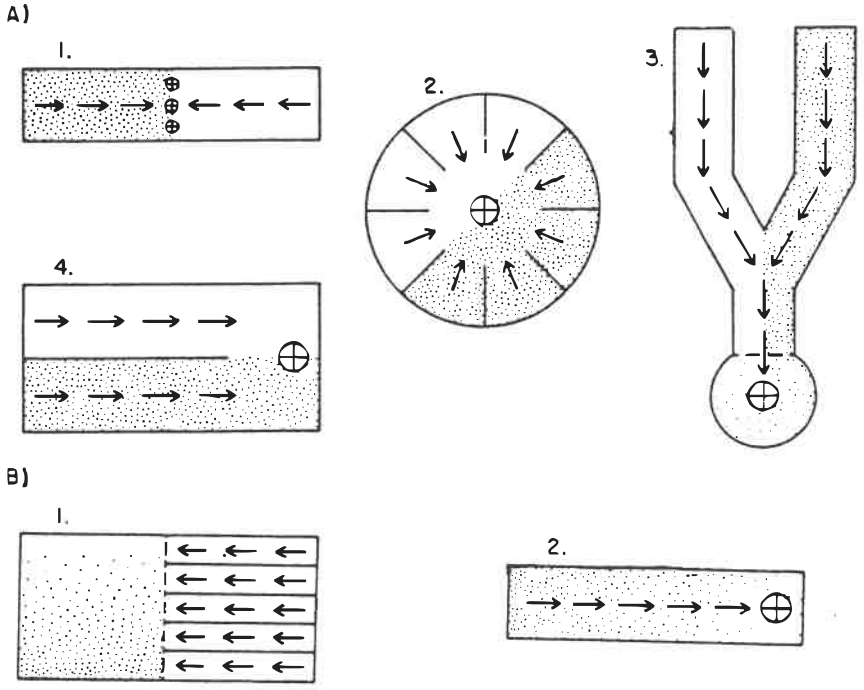


Figure 1. Schéma des systèmes les plus utilisés pour tester les réponses locomotrices des poissons face à des contaminants aquatiques:

A. Chambres à gradient de concentration brusque - **1.** chambre à contre-courant (Cherry et al., 1977a et b, 1979, 1982, Giattina et al., 1981 et 1982, Sprague, 1964a et 1968, Sprague et Drury, 1969). **2.** appareil "rosette" (Kleerekoper et al., 1973). **3.** canal en "Y" (Hansen, 1969, Hansen et al., 1973a et b, 1974, Kynard, 1974). **4.** fluvarium modifié (Black et Birge, 1980).

B. Chambres à gradient de concentration graduel - **1.** fluvarium (Hansen, 1972). **2.** gradient linéaire (Ishio, 1965, Cripe et al., 1975, Cripe, 1979) (Giattina et al., 1982).

Généralement, trois critères sont mesurés pour déterminer les réponses de préférence ou d'évitement:

(1) le temps passé dans l'eau à tester,

(2) le nombre d'entrées dans l'eau testée, et,

(3) la distribution du poisson en relation à l'eau testée après un certain laps de temps (Giattina et Garton, 1983).

Le développement des systèmes à gradient graduel a été rapporté pour la première fois par Shelford et Allee en 1913, dans un article qui déclarait que les réactions des poissons face aux gaz dissous pouvaient seulement être évaluées de cette façon. Deux boîtes parallèles (l'une servant de référence, l'autre étant la boîte expérimentale), de 120 cm de long, étaient utilisées. Les eaux traitée et non-traitée entraient dans la boîte de référence aux extrémités opposées, formant trois régions distinctes: une zone centrale de mélange, et des zones traitée et non traitée à chaque extrémité (Larrick et al., 1978).

Le comportement d'évitement était enregistré à partir de la position relative du poisson dans le système selon le temps de résidence et du nombre d'entrées dans chaque zone (Cherry et Cairns, 1982). Un temps de résidence ou un nombre d'entrées dans l'eau pure supérieur à celui de l'eau traitée, indiquait l'évitement face à ce polluant (Larrick et al., 1978).

Wells, en 1915, a modifié cette approche en ajoutant des drains au

drain central, pour éliminer la formation de stratification verticale. Cette approche a été ensuite raffinée par Ishio en 1964, pour prévenir la stratification verticale et pour permettre l'étude de plusieurs poissons simultanément. Dans son système, l'aquarium était divisé en deux sections, une supérieure et l'autre inférieure, séparées par une couche horizontale de sable, où l'eau non traitée et traitée était pompée respectivement dans les sections inférieure et supérieure. L'eau non traitée était relâchée vers le haut à travers le substrat sablonneux pour diluer le toxique et créer un gradient graduel et horizontal. L'eau était aérée par un tube perforé caché dans le sable pour inhiber la formation d'un gradient vertical.

Douze poissons étaient observés après avoir été introduits dans la section supérieure servant de contrôle et contenant de l'eau non traitée, et auquelle l'on ajoutait par la suite le polluant. L'évitement est déterminé à partir de la position moyenne du poisson dans l'eau traitée et non traitée (Cherry et Cairns, 1982). La position moyenne du poisson versus le toxique servait à déterminer graphiquement la concentration exacte qui causait la réponse d'évitement (Larrick et al., 1978).

La procédure d'évitement à gradient de concentration brusque a été initialement proposé par Jones, en 1947. De l'eau non traitée était relâchée de chaque extrémité d'un tube en plexiglass de 58 cm, et s'écoulait dans des drains, au centre du tube. Un poisson individuel était introduit pour s'acclimater aux nouvelles conditions pendant 10-15

minutes, et était ensuite suivi sur une période de 10 minutes à chaque 30 secondes. Suivant la période contrôle, l'eau traitée était relâchée d'une extrémité, et les mouvements du poisson étaient enregistrés sur du papier graphique pour une période de 7 à 120 minutes.

Cette même approche a été utilisée par d'autres chercheurs et modifiée plus tard par Sprague (1964) qui utilisait quatre drains centraux dans un tube de plexiglass de 144 cm, et ce, pour faciliter la séparation entre les eaux traitée et non traitée. Il y a aussi eu une adaptation très intéressante de cette approche par Scherer et Nowak en 1973, qui y ont inclu un enregistrement automatique.

D'autres adaptations de la procédure d'évitement à gradient brusque ont été développées par plusieurs chercheurs. Jones et al., (1956) a développé un aquarium rectangulaire qui contenait quatre canaux parallèles. L'eau entrait à l'extrémité surélevée de ces canaux et était drainée à l'extrémité plus basse, aire ouverte, où le poisson était libre de ses mouvements et pouvait aller dans tous les canaux. Une fois l'eau polluée introduite dans deux des quatre canaux (les deux autres servant de contrôle), les mouvements du poisson étaient notés selon le nombre d'entrées dans les canaux pollués.

Des modifications de cette approche ont été développées par Bogardus et al., (1978) qui utilisait seulement un canal mais possédait une batterie de petits tubes à une des extrémités, où l'eau traitée et non traitée étaient introduites simultanément, l'une à côté de l'autre.

La batterie de petits tubes ou de pailles facilitaient la séparation des eaux traitée et non traitée dans la portion inférieure réceptrice du canal, et où l'évitement du poisson était évaluée par photographie.

D'autres modifications majeures dans les systèmes d'évitement chez le poisson ont été développées par Hoglund en 1951, Kleerekoper en 1967, et Westlake et Lubinski en 1976. Par l'intégration simultanée des méthodes à gradient de concentration graduel et brusque, naissait le "fluvarium", présenté par Hoglund en 1951. Cette boîte était subdivisée en sections longitudinales et comportait une chambre à test. L'eau traitée était introduite dans les différentes sections et offrait une série de concentrations au poisson qui lui, évitait ou entrait selon la toxicité de l'eau traitée. Les données étaient présentées en histogrammes selon la ou les section(s) où se trouvait ou évitait le plus fréquemment le poisson.

Un système à courant unidirectionnel et avec une grande aire ouverte (5 x 5 x 0,5 m) pour permettre le suivi du comportement du poisson, a été construit par Kleerekoper (1967). Dans ce système, l'eau passait à travers un système de déflecteurs qui produisait un courant laminaire et créait ainsi un gradient de concentration stable et uniforme dans l'aire ouverte du test.

Les mouvements du poisson sont suivis par une série de 1936 cellules photoélectriques introduites dans le plancher du système, par lesquelles la position du poisson est mesurée. Ces cellules photoélectriques sont

reliées à un interface colorimétrique de perception lumineuse qui capte les variations de la lumière causées par les mouvements du poisson.

Les expériences pour déterminer l'évitement, enregistraient les mouvements locomoteurs d'un poisson sur trois périodes consécutives de 8 heures:

(1) le poisson face à l'eau pure contenue dans tout le système,

(2) le poisson face à l'introduction de l'eau traitée dans une des deux moitiés du système, et

(3) le poisson face à l'eau traitée réintroduite dans l'autre moitié du système.

Un système plus compact, moins coûteux et similaire à celui de Kleerekoper (1967) a été construit par Westlake et Lubinski (1976). Dans cette approche, l'eau (traitée ou non) est reçue dans une extrémité profonde qui l'achemine ensuite aux déflecteurs, qui laminarisent le courant d'eau, et ressort dans une aire peu profonde qui est le lieu d'expérimentation du poisson. Les mouvements du poisson enregistrés par caméra, sont relevés sur ordinateur selon la baisse du voltage causée par le mouvement même du poisson. La caméra et l'ordinateur sont reliés par un interface. Dans cette approche, les modèles de locomotion pour un intervalle de temps donné, peuvent être suivis et analysés statistiquement dans l'évaluation de l'évitement du poisson face à des substances toxiques (Cherry et Cairns, 1982).

Récemment (1978-1980), d'autres systèmes d'évitement ont été

développés. Le système de monitoring par Lubinski et al., (1978) et Lubinski (1979), inclu un aquarium avec courant laminaire, une chambre d'isolation, caméra, moniteur vidéo, un interface de microordinateur-vidéo, et un téléscripteur. Les réserves d'eau de dilution et d'eau contaminée sont relarguées dans l'aquarium, qui est séparé en deux. Les deux eaux passent ensuite à travers une série de grilles qui forment un courant laminaire et sépare nettement l'eau traitée et non traitée. L'activité et la position du poisson dans l'aire ouverte, sont suivies à partir d'une variation de voltage dans le signal vidéo produit par la caméra, résultant de l'image noire du poisson sur un fond blanc. Les signaux de l'activité du poisson sont transmis au microordinateur via l'interface grâce aux commandes issues de l'observateur au téléscripteur.

La relation générale entre la concentration létale et le seuil d'évitement, n'est pas encore claire. Dans la comparaison entre les concentrations du seuil d'évitement et les concentrations létales calculées dans les tests embryo-larvaires de l'achigan à grande bouche et de la truite arc-en-ciel face à plusieurs métaux et autres produits chimiques, le test comportemental était moins sensible que le test chronique de 28 jours. D'après les résultats contradictoires, dans lesquels les tests comportementaux sont moins sensibles que les expositions chroniques à long terme, un paramètre important qui a été ignoré dans ces études et qui doit être rapidement considéré ici: la durée de l'exposition. Il est bien évident que la comparaison entre le temps d'exposition de l'évitement, qui consiste à quelques minutes, à

l'exposition de la toxicité, qui est normalement de 96 heures à 28 jours, est quasi impossible (Cherry et Cairns, 1982).

En résumé, les études concernant l'évitement utilisent un ou l'autre des gradients de concentration suivants: brusque ou graduel. Elles se font aussi dans des situations différentes simulant des situations naturelles. Si l'on applique les résultats expérimentaux aux situations in vivo, il est important de reconnaître qu'un poisson motivé par la faim ou par la défense d'un territoire ou pour la reproduction, peut ne pas éviter les concentrations de phénol par exemple, qui sont pourtant évitées en laboratoire. Le test d'évitement à gradient brusque est la méthode d'exposition la plus simple pour déterminer les réponses d'évitement. De plus, l'exposition individuelle d'un poisson à des concentrations de plus en plus fortes est un test valide quand des intervalles de temps courts (vingt minutes ou moins) sont utilisées (Giattina et al., 1982).

CHAPITRE III - LOCALISATION DU MONTAGE

3.1 Limites géographiques de la rivière des Mille-Iles

La rivière des Mille-Iles baigne la rive nord de l'île Jésus, s'étend sur une distance de 38,7 km (24,2 mi), depuis Deux-Montagnes jusqu'à Lachenais. L'ensemble de ce complexe hydrographique est situé entre les longitudes 73° 29' et 73° 57' O et les latitudes 45° 28' et 45° 43' N (Mongeau et Massé, 1976). La localisation de l'usine de filtration de Ste-Rose se situe environ à 73° 47' O de longitude et 45° 38' N de latitude, entre les ponts Bélair et C.P.R. selon une carte du Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche (1973) (Fig.2).

3.2 Caractéristiques hydrauliques de la rivière des Mille-Iles

3.2.1 Débit

En certains endroits, la rivière est étroite et son eau est rapide tandis qu'ailleurs, elle est très large et prend l'aspect tranquille d'un lac (Mongeau et Massé, 1976). Le débit total de la rivière des Mille-Iles pour l'année 1987 était de 4 690 000 dam³/s (Environnement Canada, 1988), (Tableau 1). Le débit a considérablement diminué depuis 1986, où il était de 7 440 000 dam³/s (Environnement Canada, 1987). Ceci est probablement dû à l'érection de nouveaux barrages en amont.

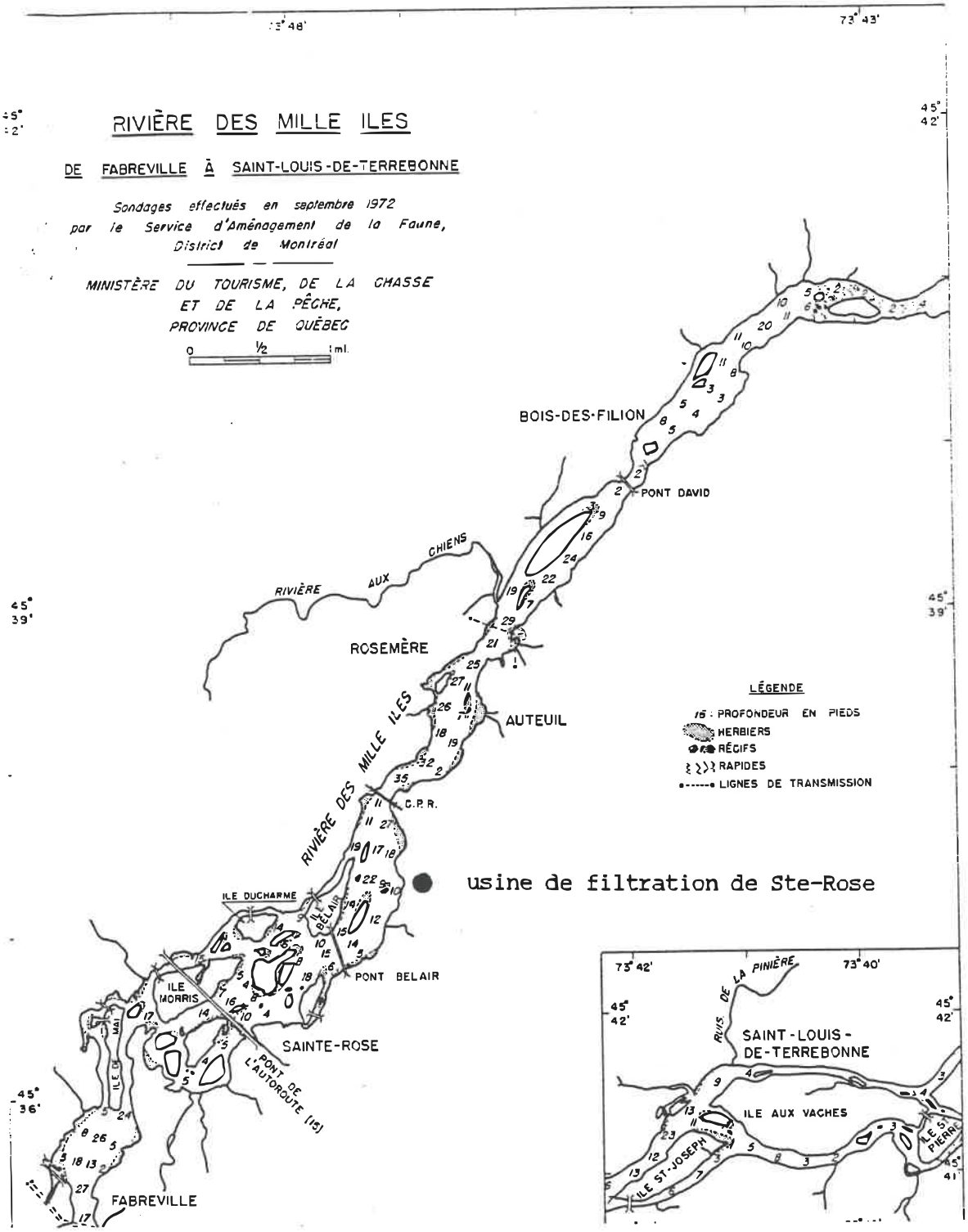


Figure 2. Carte bathymétrique de la rivière des Mille-Iles pour le secteur de Fabreville à Saint-Louis-de-Terrebonne, 1971-1972 (Mongeau et Massé, 1976).

Tableau 1. Débits quotidiens de l'année 1987 (m^3/seconde) pour la rivière des Mille-Iles à Bois-des-Filion - station no. 020A003 (Environnement Canada, 1988).

JOUR	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUN	JUL	AOU	SEP	OCT	NOV	DEC	JOUR
1	212	201B	150B	711	160	113	70.7	44.0	37.8	39.1	90.1	263	1
2	206	195B	167B	718	128	113	67.8	40.5	38.3	42.1	83.7	281	2
3	209	191B	192B	680	105	121	64.3	40.0	33.8	43.7	82.7	268	3
4	219	166B	170B	642	114	133	80.7	43.1	29.2	43.5	91.0	232	4
5	217	166B	148B	631	109	142	82.6	38.5	27.6	46.6	104	218	5
6	196	150B	154B	620	108	138	70.0	35.4	27.5	41.4	110	193	6
7	198	152B	164B	679	117	135	61.4	36.6	25.4	39.7	115	183	7
8	208	155B	155B	704	129	124	62.7	39.3	25.1	47.1	104	152	8
9	211	181B	164	664	123	158	65.4	40.0	27.8	56.1	88.8	137	9
10	221	189B	174	583	118	222	66.4	37.5	32.8	53.8	96.6	134	10
11	215	213B	178	560	102	212	74.0	35.6	32.5	47.3	104	156	11
12	214	227B	171	544	112	175	78.4	37.7	34.6	46.6	108	168	12
13	198	230B	167	520	117	149	71.2	38.4	54.8	44.2	109	190	13
14	195	242B	155	531	110	163	77.2	36.5	88.0	46.4	101	203	14
15	181	234B	142	828	107	143	96.3	36.3	76.8	48.0	94.7	188	15
16	185B	228B	132	501	114	131	86.3	37.4	65.8	44.1	88.4	177	16
17	186B	205B	116	463	113	130	73.4	39.6	42.0	43.3	61.5	170	17
18	158B	191B	108	435	95.7	127	75.8	41.6	27.2	48.4	85.8	178	18
19	128B	204B	121	380	92.7	111	73.6	38.3	20.7	49.0	107	180	19
20	146B	220B	121	317	91.7	95.2	69.7	37.1	18.8	42.1	102	171	20
21	155B	209B	114	295	97.1	92.2	67.1	35.1	17.7	41.8	103	189	21
22	140B	204B	113	267	101	81.2	71.2	35.3	21.3	48.5	103	196	22
23	144B	199B	124	251	85.9	72.4	76.4	38.7	27.3	49.3	85.9	193	23
24	178B	168B	168	273	94.2	76.6	81.4	41.5	31.5	42.6	76.5	185	24
25	209B	169B	258	240	109	71.5	80.3	37.3	33.2	58.4	75.2	182	25
26	214B	166B	400	202	104	66.1	77.2	32.6	32.5	68.8	65.7	190	26
27	196B	160B	567	167	106	78.2	76.1	30.3	29.7	55.4	78.9	195B	27
28	204B	152B	673	146	114	81.1	67.4	29.4	25.7	67.2	103	173B	28
29	186B		696	147	116	75.3	59.3	28.5	25.8	97.6	90.7	195B	29
30	181B		678	151	113	71.2	52.7	32.0	32.7	83.2	138	221B	30
31	180B		678		112		48.8	34.7		90.8		267B	31
TOTAL	5 900	5 350	7 518	13 550	3 418.3	3 601.0	2 224.9	1 148.8	1 034.1	1 627.1	2 877.3	6 045	TOTAL
MOY	190	191	243	452	110	120	71.8	37.1	34.5	52.5	95.9	195	MOY
MAX	221	242	696	718	160	222	95.3	44.0	88.0	97.6	138	281	MAX
MIN	128	150	108	146	85.9	66.1	48.8	28.5	17.7	39.1	65.7	134	MIN

SOMMAIRE POUR L'ANNEE 1987

DEBITS EN METRES CUBES PAR SECONDE

MOYEN, 149
MAXIMUM QUOTIDIEN, 718 LE 2 AVR
MINIMUM QUOTIDIEN, 17.7 LE 21 SEP
MAXIMUM INSTANTANE,
756 LE 3 AVR A 12:07 HNE

TYPE DE JAUGE - ENREGISTREUSE
EMPLACEMENT - LAT 45 39 47
LONG 73 45 09

B - GLACES

REGULARISE

DEBIT TOTAL MENSUEL
EN DECAMETRES CUBES

JAN	510 000	JUL	192 000
FEV	462 000	AOU	99 300
MAR	650 000	SEP	89 300
AVR	1 170 000	OCT	141 000
MAI	295 000	NOV	249 000
JUN	311 000	DEC	522 000

DEBIT TOTAL, 4 690 000 dam^3

REMARQUES - LES NIVEAUX D'EAU D'AVANT 1961 N'ONT PAS ETE ENREGISTRES A CETTE STATION

3.2.2 Profondeur de l'eau de la rivière des Mille-Iles

Comme les autres caractéristiques physiques du milieu, la profondeur de l'eau est extrêmement variable. D'après les travaux effectués par le Ministère des Richesses Naturelles (1973-1974), la rivière des Mille-Iles subit des chutes de niveau considérables. La première dénivellation importante se situe près de son origine à proximité du lac des Deux-Montagnes; elle se traduit par le rapide de Laval-sur-le-Lac. La seconde dénivellation importante se situe depuis l'amont de l'île Saint-Joseph jusqu'à l'embouchure de la rivière Mascouche. Ainsi, dans la rivière des Mille-Iles en aval du rapide de Laval-sur-le-Lac où la profondeur varie de 0,3 à 2,7 m (1 à 9 pi), se trouve une fosse creuse de 26,5 m (87 pi) (Fig. 3).

Dans les 19,2 km (12 mi) suivants, la profondeur au centre de la rivière se maintient généralement entre 1,8 et 6,1 m (6 et 20 pi) mais récèle des fosses de 7,6 à 10,7 m (25 à 35 pi) (Fig. 2). La profondeur de l'eau, près de l'installation de l'usine de filtration de Ste-Rose, varie entre 3,4 et 8,2 m (11 et 27 pi). Les abords sont cependant très peu profonds et se sont développés en herbiers poissonneux (Fig. 2). En aval du pont David, suit une zone de rapides où de nombreuses roches émergent à la surface de l'eau et cette zone se continue jusqu'à l'embouchure de la rivière Mascouche à 12,2 km (7,6 mi) plus bas (Fig. 4). Enfin, dans les 7,4 derniers km (4,6 mi) de la rivière, la profondeur de l'eau, dans le chenal balisé, fluctue entre 1,8 et 4,9 m (6 et 16 pi) (Fig. 4) (Mongeau et Massé, 1976).

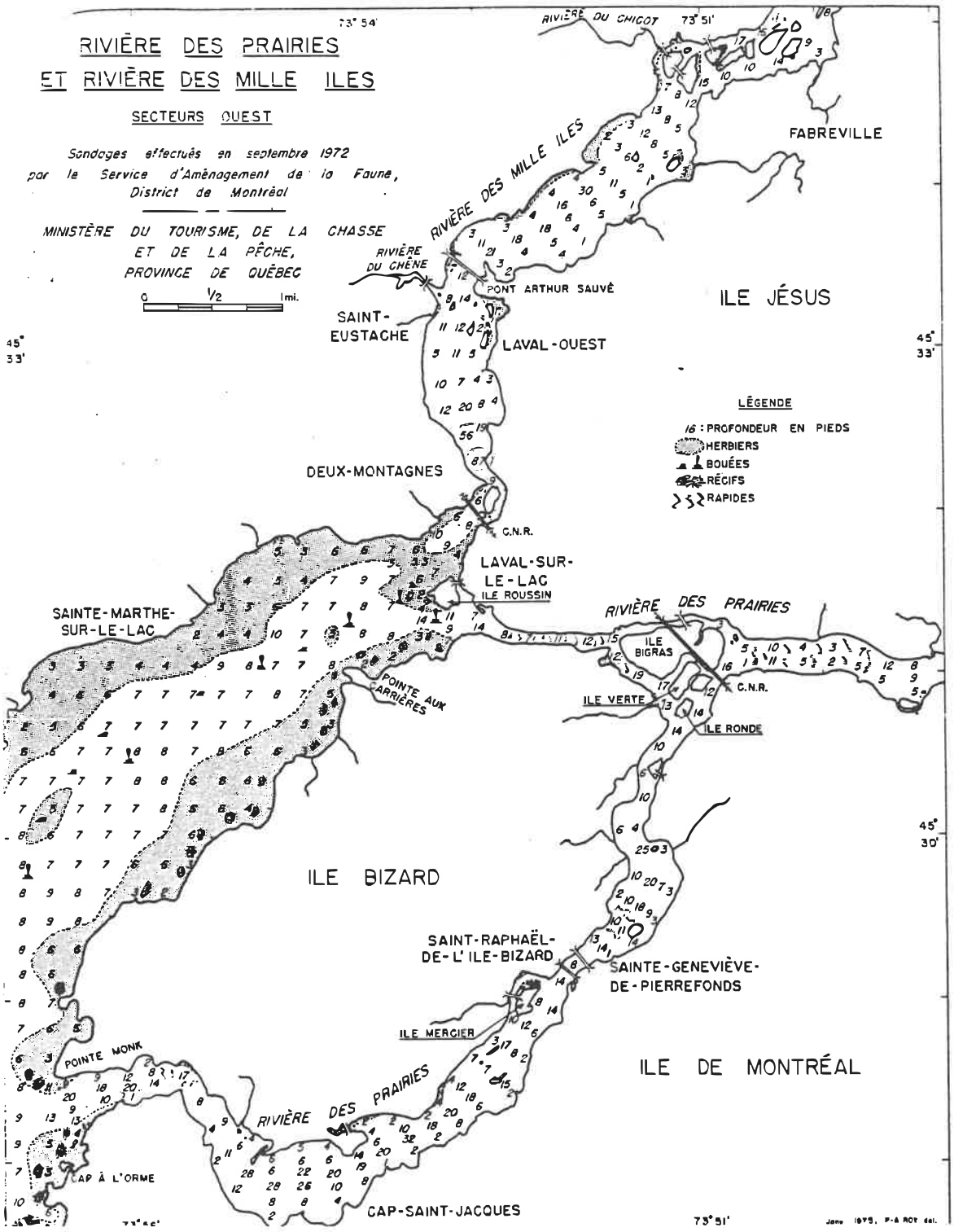


Figure 3. Carte bathymétrique du secteur ouest de la rivière des Prairies et de la rivière des Mille-Iles, 1971-1972 (Mongeau et Massé, 1976).

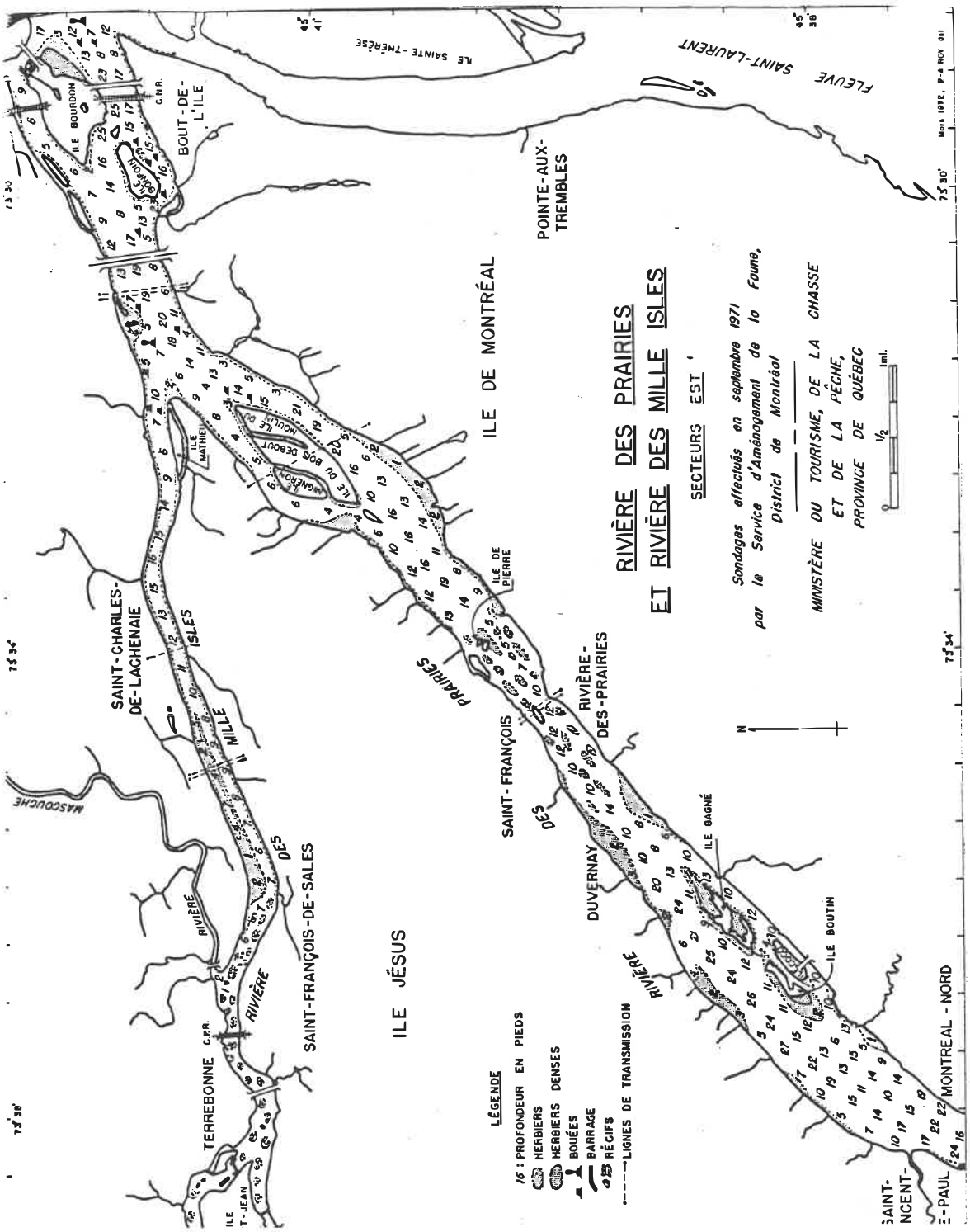


Figure 4. Carte bathymétrique du secteur est de la rivière des Prairies et de la rivière des Mille-Iles, 1971-1972 (Mongeau et Massé, 1976).

3.3 Caractéristiques physico-chimiques de la rivière des Mille-Iles

3.3.1 Concentration en fer

Si l'on regarde les données fournies par le Service de l'Environnement de Ville de Laval, en ce qui concerne le fer total en eau brute, les concentrations varient entre 0,20 et 1,50 ppm de fer pour 1988. Les plus fortes concentrations se rencontrent au printemps, c'est-à-dire fin mars et début avril, période où le brassage des eaux se fait entre l'hypolimnion et l'épilimnion et où les sédiments sont remis en suspension. Durant cette période de l'année, la concentration journalière en fer varie entre 0,69 à 1,30 ppm. La moyenne mensuelle maximale est obtenue au mois d'avril et est de 0,79 ppm (Fig. 6). L'autre saison où l'on rencontre de fortes concentrations en fer, est l'automne. Cette période varie selon les ans et se situe sur une période de trois mois, soit octobre, novembre et décembre. Les concentrations quotidiennes varient de 0,61 jusqu'à 1,50 ppm de fer, toujours pour l'année 1988. La moyenne mensuelle maximale atteinte est de 0,97 mg/L de fer au mois de novembre (Fig. 6). La moyenne annuelle de fer en 1988 est de 0,38 ppm. La moyenne annuelle est très stable d'une année à l'autre puisqu'elle est de 0,39, 0,33 et 0,38 mg/L pour les années 1986, 1987 et 1988 respectivement. En ce qui concerne le printemps 1989, à la fin mars on obtenait une concentration maximale en fer de 0,65 ppm et selon les deux données du mois d'avril, le maximum atteint est de 0,58 ppm de fer. Généralement, les valeurs diminuent et

se stabilisent vers la mi-avril. Le 11 avril, une concentration de 0,48 mg/L de fer a été obtenue, ce qui signifie que la concentration en fer n'aurait peut-être pas autant augmenté que les années précédentes et n'atteindrait pas la valeur critique de 1 ppm. Les Figures 5 et 6 permettent de bien visualiser les deux périodes de l'année où la concentration en fer devient critique.

Plusieurs espèces de poissons comme la truite arc-en-ciel ne peuvent survivre à ces concentrations élevées en fer (supérieures à 0,9 ppm, Landry (1980)). Les ménés sont plus résistants et supportent plus facilement que les truites ces concentrations élevées en fer, puisqu'ils sont présents dans l'eau de la rivière des Mille-Iles.

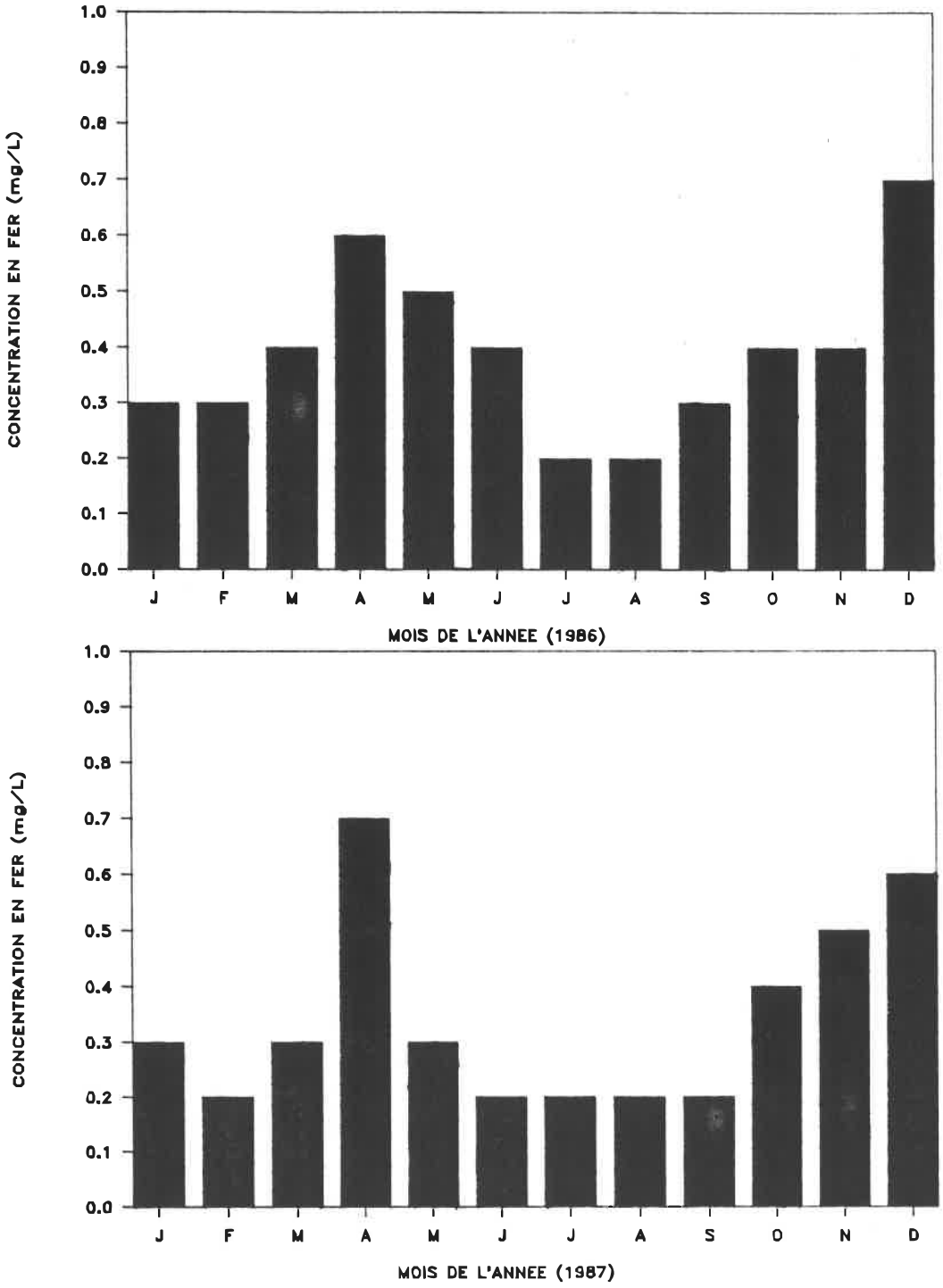


Figure 5. Histogrammes des concentrations moyennes mensuelles de fer (mg/L) dans l'eau de la rivière des Mille-Iles pour les années 1986 et 1987.

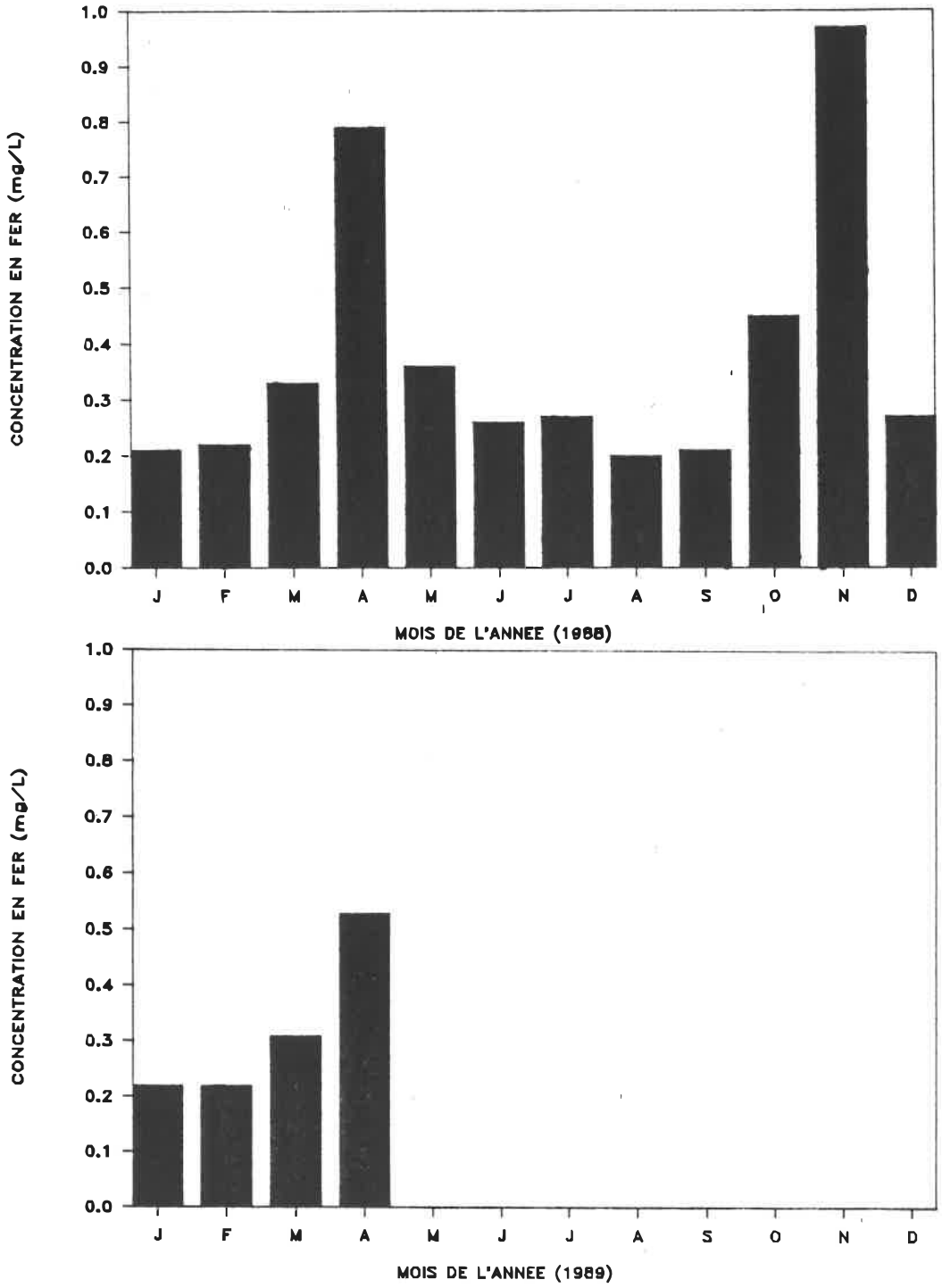


Figure 6. Histogrammes des concentrations moyennes mensuelles de fer (mg/L) dans l'eau de la rivière des Mille-Iles pour l'année 1988 et printemps 1989.

3.3.2 Turbidité

Si l'on regarde la turbidité de l'eau brute, on remarque à peu près le même phénomène. L'on avait même supposé que lorsque la turbidité augmentait, la concentration en fer augmentait elle aussi. Cette hypothèse sera discutée dans la sous-section 3.3.2.1 et vérifiée statistiquement.

Les concentrations les plus élevées en turbidité, se trouvent au printemps et à l'automne, c'est-à-dire fin mars, début avril et au mois d'octobre et novembre, au moment du brassage des eaux. Au printemps, le mois d'avril obtient le pic de la turbidité et à la fin mars, l'on voit les premiers signes de l'augmentation de la turbidité. Elle varie entre 10,7 et 43,3 U.T.N. pour l'année 1988. La moyenne mensuelle pour le mois d'avril 1988 est de 20,0 U.T.N. (Fig. 8). Pour ce qui est de l'automne 1988, les fortes concentrations de turbidité s'étalent sur un peu plus d'un mois, de fin octobre jusqu'à novembre inclus. La concentration varie entre 11,0 et 46,9 U.T.N. Le pic maximal de turbidité à l'automne est représenté au mois de novembre 1988 (Fig. 8) avec une moyenne mensuelle de 17,3 U.T.N. La moyenne annuelle est de 7,41 U.T.N. pour 1988, ce qui est plus élevé que les deux années antérieures puisqu'elles étaient de 6,50 U.T.N. en 1986, et de 6,92 U.T.N. pour l'année 1987. On peut observer une légère augmentation d'une année à l'autre. Pour ce qui est de l'année 1989, l'augmentation printanière se fait à partir du 27 mars jusqu'au 16 avril. La turbidité varie entre 10 et 50,4 U.T.N. et la valeur maximale est atteinte le 5

avril 1989. La valeur moyenne mensuelle maximale est obtenue au mois d'avril (Fig. 8) et est de 21,5 U.T.N.

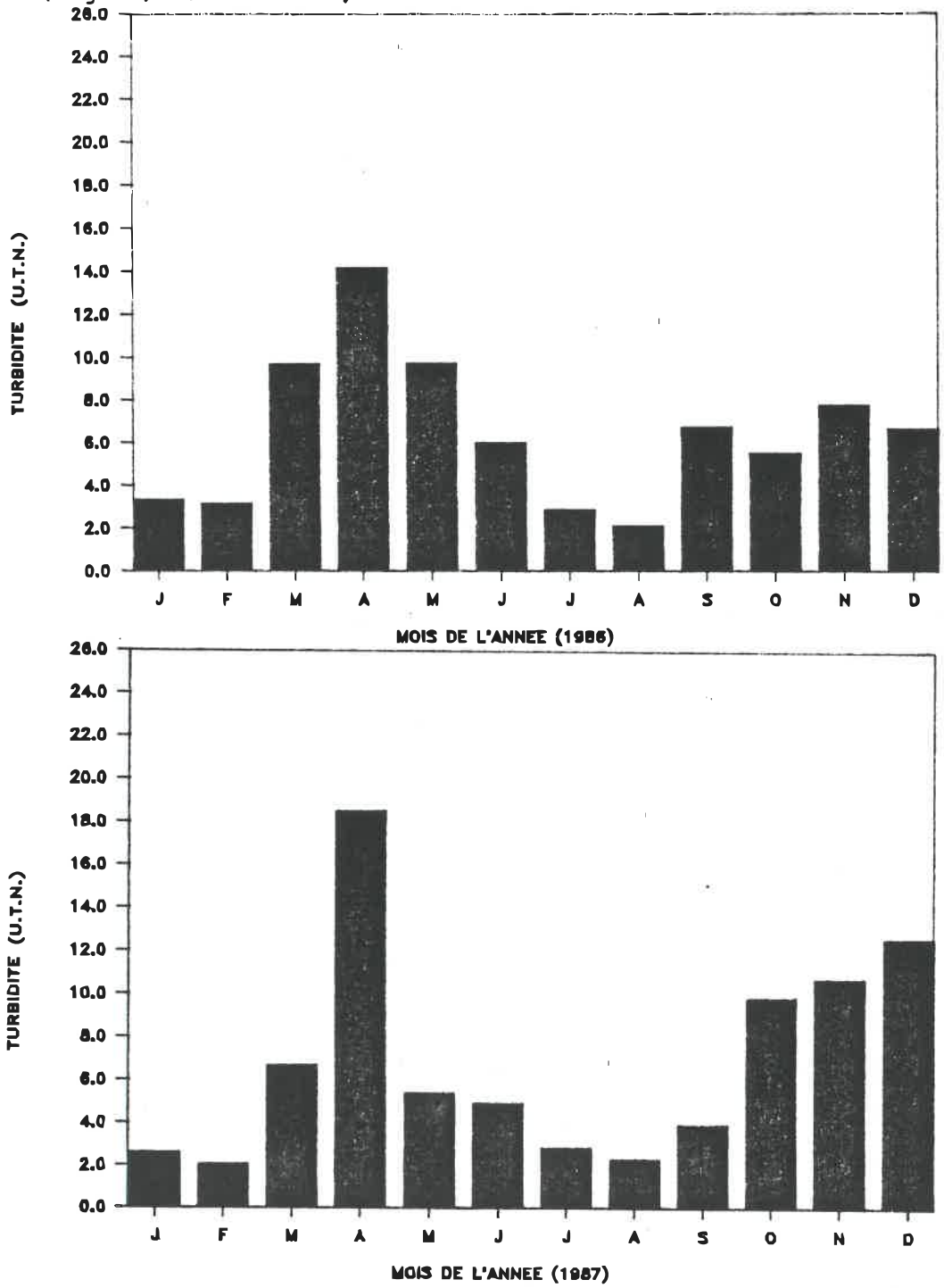


Figure 7. Histogrammes de la turbidité moyenne mensuelle (U.T.N.) de l'eau de la rivière des Mille-Iles pour les années 1986 et 1987.

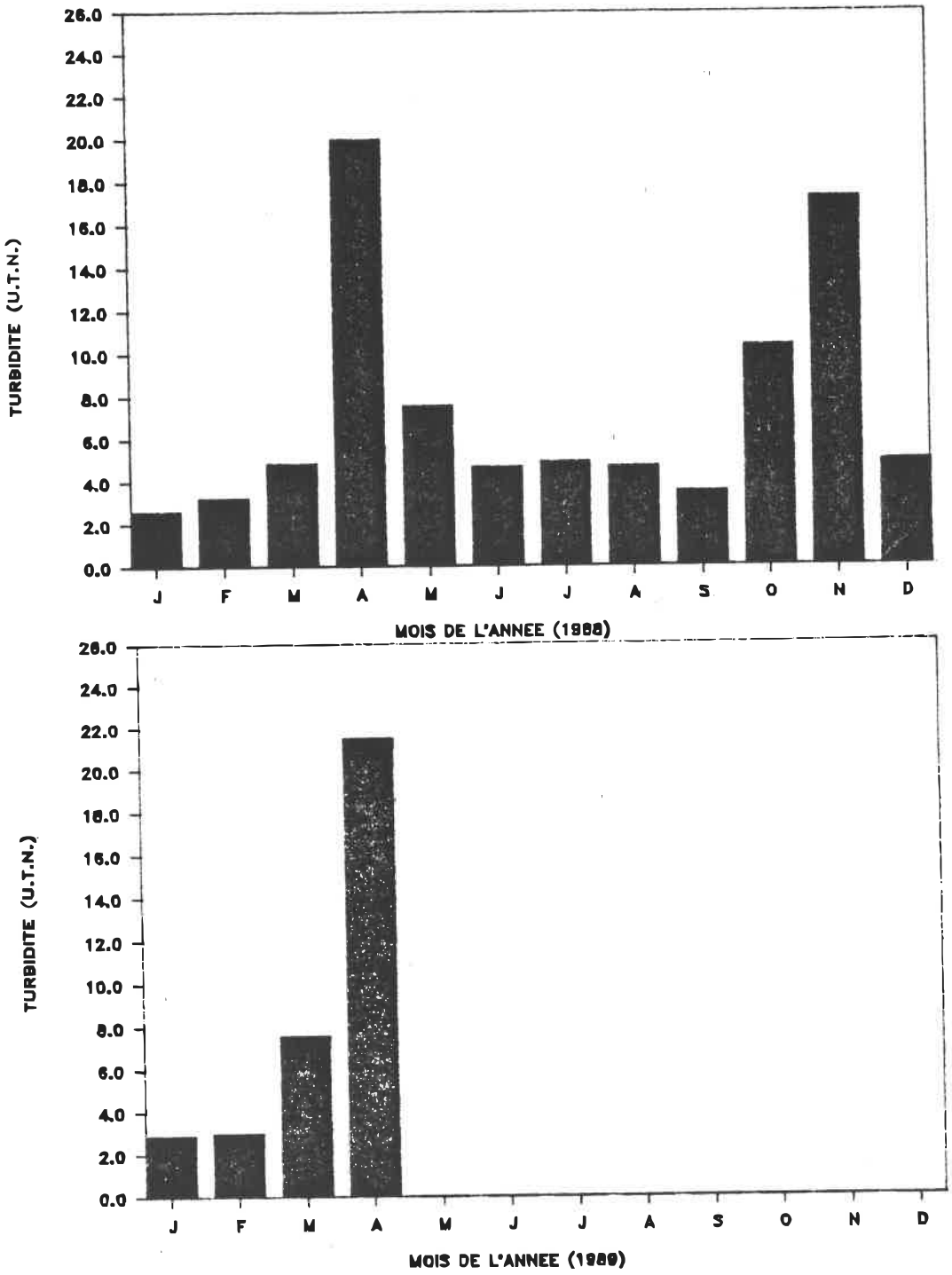


Figure 8. Histogrammes de la turbidité moyenne mensuelle (U.T.N.) de l'eau de la rivière des Mille-Iles pour l'année 1988 et printemps 1989.

3.3.2.1 Relation entre la turbidité et la concentration en fer.

L'hypothèse concernant la relation entre la turbidité et la concentration en fer a été soulevée dans les paragraphes précédents. On a donc décidé de vérifier statistiquement cette hypothèse par une corrélation linéaire simple. Le concept de corrélation se rapporte au degré de liaison qui unit plusieurs variables. La corrélation entre deux variables quantitatives, la corrélation de Pearson, a été utilisée. La corrélation de Pearson est une mesure de liaison linéaire existant entre deux variables quantitatives aléatoires (Scherer, 1984). Une propriété importante réside dans le fait que toutes les valeurs du coefficient de corrélation sont situées entre -1 et +1; r est égal à -1 ou +1 si tous les points du diagramme de dispersion sont situés sur une ligne droite (d'où le nom de corrélation linéaire) et il est égal à 0 lorsque le nuage de points ne montre aucune tendance de relation entre les deux variables. Une autre propriété a trait au signe: le signe positif indique que la première variable augmente en même temps que la seconde, alors qu'un signe négatif indique que l'une augmente quand l'autre diminue (Scherer, 1984).

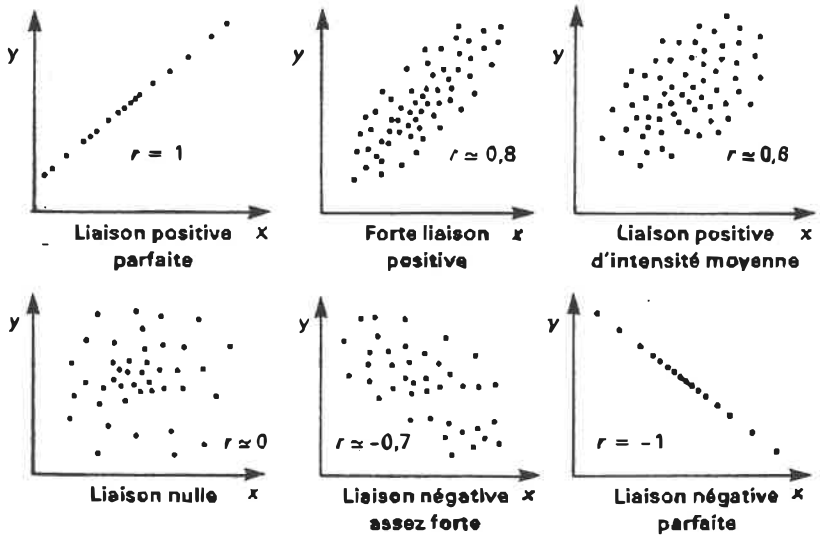


Figure 9. Coefficients de corrélation relatifs à différents nuages de dispersion (Scherer, 1984).

Il faut insister sur le fait que la valeur de r mesure le degré de liaison linéaire entre deux variables. Si la relation n'est pas linéaire, le coefficient de corrélation peut être nul ou presque malgré une très forte dépendance curvilinéaire entre x et y. Le coefficient de corrélation n'indique pas nécessairement une dépendance directe des variables ou une relation de cause à effet. De plus, le coefficient de corrélation linéaire présente l'avantage d'être indépendant des échelles de mesure des deux variables considérées (Scherer, 1984).

Les concentrations en fer pour les années 1986, 1987, 1988 et 1989 ainsi que leur turbidité correspondante ont été relevées. La

concentration en fer est représentée par la valeur x et la turbidité, par la valeur y. On a alors calculé le r pour chaque année. Le coefficient de corrélation pour les années 86 à 89 inclu, varie entre 0,84 et 0,98 (Tableau 2) et démontre que l'intensité de la relation linéaire qui lie les deux variables est positive, très forte et quasi parfaite (Fig. 9). C'est pour l'année 1989 que le coefficient de corrélation est le plus fort: 0,98.

On a ensuite calculé le t_r pour chaque année. Le test de signification du r de Pearson, a pour but de décider si la valeur observée de r est suffisamment différente de zéro pour que l'hypothèse principale soit rejetée. Un test unilatéral a été fait pour toutes les années testées, H_1 étant $p > 0$, puisque les valeurs des coefficients de corrélation étaient plus près de 1 que de 0. Le calcul de t_r s'est effectué avec un $\alpha = 0,025$ et les valeurs obtenues varient entre 10,27 et 18,25, croissant avec les années (Tableau 2). L'hypothèse H_0 est rejetée au seuil de 5 % et la valeur de t_r est tellement grande, que H_0 serait également rejetée avec un $\alpha = 0,0005$, c'est-à-dire un risque d'erreur de 0,1 %. La valeur maximale $t_r = 18,25$ a été obtenue pour l'année 1988 (Tableau 2). Etant donné que H_1 est acceptée, la valeur du coefficient de corrélation est hautement différente de zéro, donc la liaison linéaire qui lie la concentration en fer et la turbidité de l'eau est positive et très forte pour toutes les années testées. Donc la concentration en fer de l'eau de la rivière des Mille-Iles pour les années 1986 à 1989 inclus, augmente en même temps que la turbidité de l'eau, et ce, de façon hautement significative.

Tableau 2. Coefficients de corrélation et valeurs de t_r pour la relation liant la concentration en fer et la turbidité de l'eau pour les années 1986, 1987, 1988 et 1989, à α = 0,025, test unilatéral.

valeurs	1986	1987	1988	1989
r	0,84	0,88	0,93	0,98
n	46	49	54	15
t_r	10,27	12,70	18,25	17,76
v	44	47	52	13

3.3.3 Dureté

Pour ce qui est de la dureté de l'eau brute, la moyenne annuelle de 1988 est de 40,7 mg/L de $CaCO_3$ comparativement à celle de 1987 qui était de 49,5 mg/L de $CaCO_3$. La moyenne annuelle de la dureté de l'eau de la rivière des Mille-Iles de 1989 est encore plus faible, mais il n'y a qu'une partie de l'année compilée dans cette moyenne. Cependant, si l'on compare les moyennes des quatre premiers mois de l'année 89 aux années 88 et 87, on remarque que la dureté de l'eau de la rivière des Mille-Iles diminue d'année en année (Figs 10 et 11). Les moyennes mensuelles en 1989 varient entre 31 et 39 mg/L de $CaCO_3$ comparativement à celles de 1987 et 1988 qui varient respectivement entre 44 et 53 mg/L de $CaCO_3$ et 45 et 49 mg/L de $CaCO_3$ (Figs 10 et 11).

La moyenne mensuelle de la dureté du mois d'avril est

particulièrement importante puisque l'expérimentation sera effectuée durant ce mois. Cette attention particulière s'explique par le fait que la dureté de l'eau varie énormément la toxicité d'un agent contaminant. La dureté du mois d'avril en 1989 est de 39,9 mg/L de $CaCO_3$, tandis qu'en 88 elle était de 45,9 mg/L de $CaCO_3$ et en 87 de 53,7 mg/L de $CaCO_3$ (Figs 10 et 11).

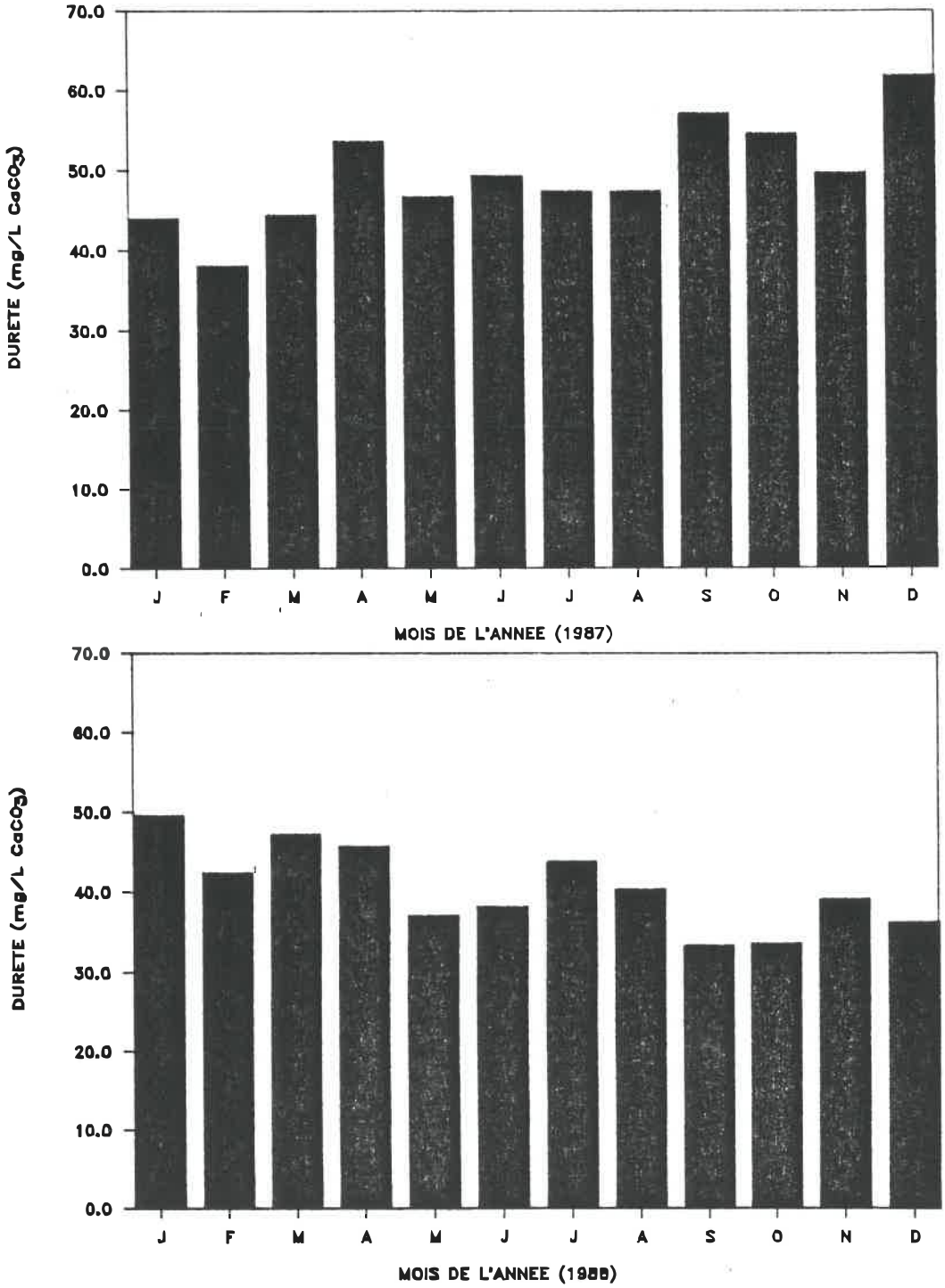


Figure 10. Histogrammes de la dureté moyenne mensuelle (mg/L de $CaCO_3$) de l'eau de la rivière des Mille-Iles pour les années 1987 et 1988.

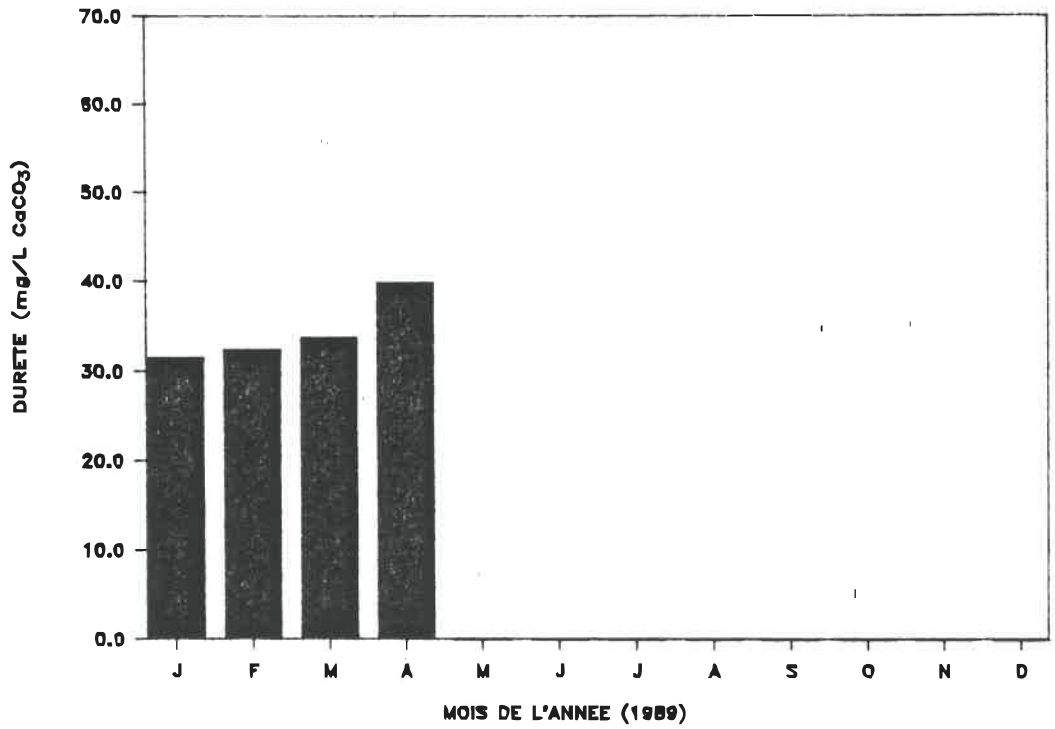


Figure 11. Histogramme de la dureté moyenne mensuelle (mg/L de $CaCO_3$) de l'eau de la rivière des Mille-Iles pour le printemps 1989.

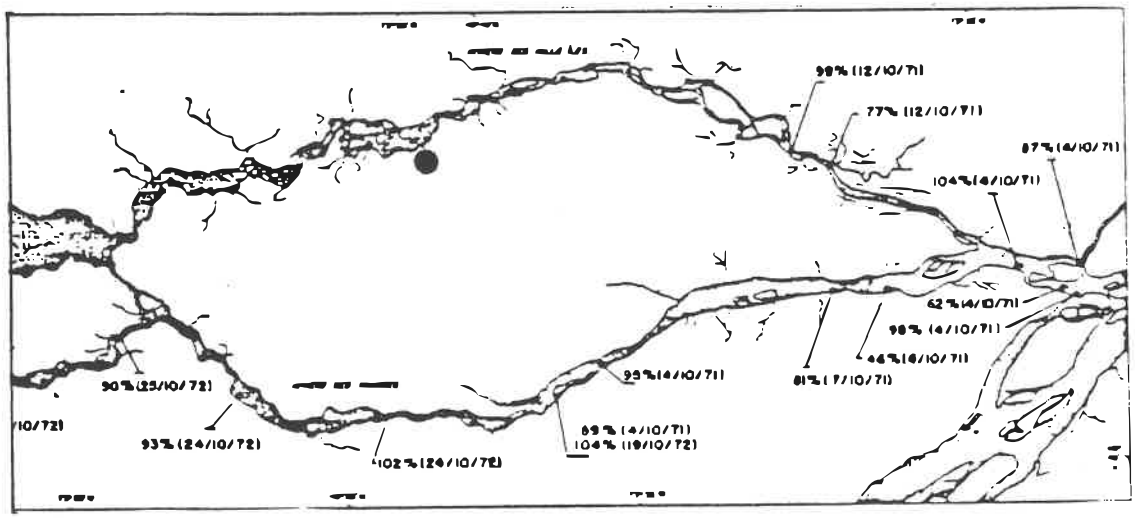
3.3.4 Oxygène dissous

Selon Mongeau et Massé (1976), l'oxygène dissous dans la rivière des Mille-Iles est suffisant pour la vie des poissons même les plus exigeants vis-à-vis cet élément puisque le taux de saturation varie entre 77 et 104 % (Fig. 12). Seulement la partie Est de la rivière présente des données, mais on présume que la partie Ouest doit présenter

sensiblement les mêmes concentrations en oxygène dissous. Cependant, étant donné que cette rivière est alimentée par l'eau du lac des Deux Montagnes, il est bien probable que les fluctuations de la teneur en oxygène dissous observées dans ce lac se fassent éventuellement sentir dans la rivière.

Le lac des Deux Montagnes, dont l'alimentation en eau se fait par la rivière des Outaouais, a subi au cours des dix dernières années des baisses drastiques quant à cet élément essentiel à la vie des poissons. Ainsi durant l'été 1965 et l'hiver 1970, des baisses allant à moins de 20 % du taux de saturation ont été enregistrées (Mongeau et Massé, 1976). Par conséquent, l'eau de la rivière des Mille-Iles doit sûrement, à certaines périodes de l'année, connaître de légères baisses de son taux en oxygène dissous même si les chutes et les rapides, tout au long de leur parcours, contribuent à la regénération de cet oxygène dissous.

La teneur naturellement réduite en oxygène de l'eau de l'Outaouais, est une très curieuse propriété et est peut-être dû à l'eau "rouge" de l'Outaouais, qui possède de vastes prises d'eaux tourbeuses humiques sur la hauteur des terres de son bassin-versant, et peut-être aux eaux ferrugineuses, de lessivage granitique (ces deux propriétés pouvant se combiner pour produire ces eaux "rouges"), en provenance du massif laurentien d'origine ignée (Legendre et al., 1980). Le bois de flottage doit certainement contribuer à la diminution de l'oxygène dissous de l'eau, même si aucune donnée précise n'est fournie sur le sujet.



● usine de filtration de Ste-Rose

Figure 12. Pourcentages (%) de saturation en oxygène dissous dans la rivière des Prairies et la rivière des Mille-Iles, 1971 et 1972 (Mongeau et Massé, 1976).

3.3.5 pH

Le pH de l'eau brute varie pour l'année 1988, entre 6,7 à 7,8. La moyenne annuelle est de 7,31 pour l'année 1988 et subie de très légères variations d'une année à l'autre. Les données concernant le pH de l'eau de la rivière des Mille-Iles, se regroupent autour du point de neutralité et sont très constantes (Fig. 13). La moyenne annuelle pour l'année 1989 est de 7,12, mais ne représente que quelques mois de l'année.

3.3.6 Température

Pour ce qui est de la température de l'eau de la rivière des Mille-Iles, elle varie de 1 °C à 28 °C pour l'année 1988, août étant le mois où la température maximale a été atteinte (Fig. 14). La moyenne annuelle est de 10,7 °C. Si l'on observe les quatre premiers mois de l'année 1989, on remarque qu'ils sont similaires à ceux de 1988. La température varie peu d'une année à l'autre.

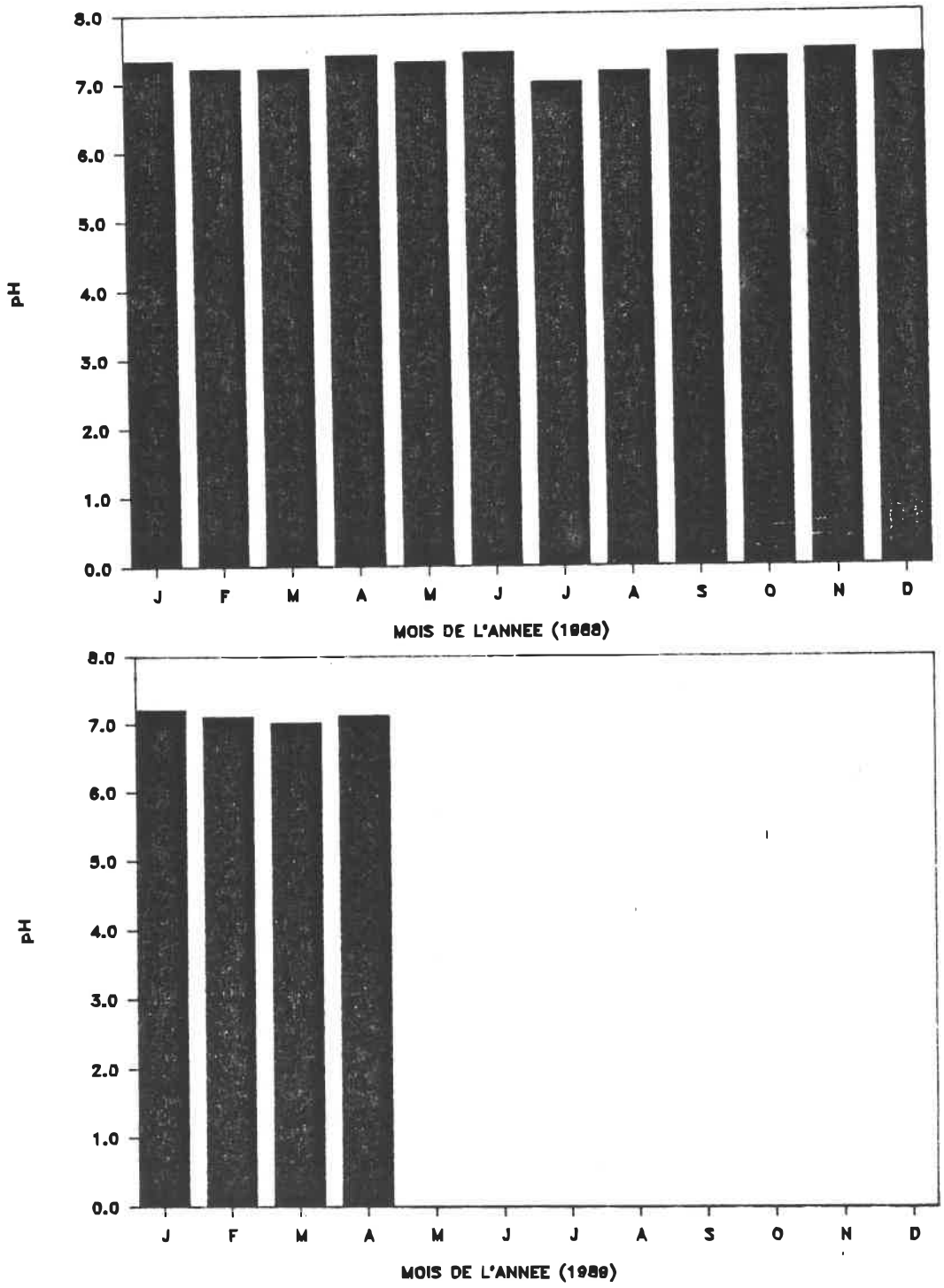


Figure 13. Histogrammes du pH moyen mensuel de l'eau de la rivière des Mille-Iles pour l'année 1988 et printemps 1989.

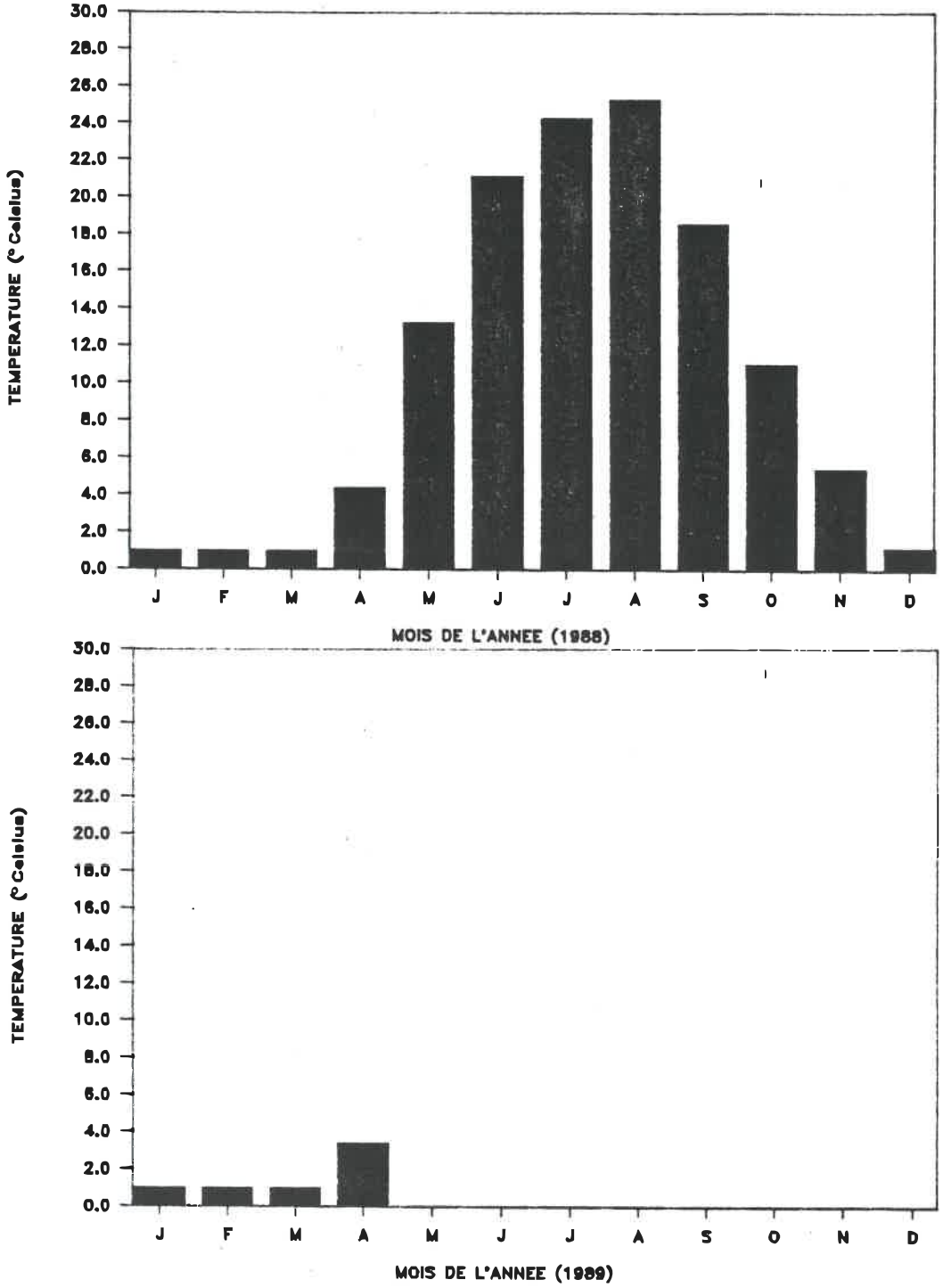


Figure 14. Histogrammes de la température moyenne mensuelle (°Celsius) de l'eau de la rivière des Mille-Iles pour l'année 1988 et printemps 1989.

3.4 Caractéristiques bactériologiques de la rivière des Mille-Iles

L'eau de la rivière des Mille-Iles est une eau qui présente une concentration assez élevée en microorganismes, puisqu'un prétraitement au bioxyde de chlore est parfois nécessaire pour réduire la concentration des microorganismes.

3.4.1 Coliformes dans l'eau de la rivière des Mille-Iles

Si l'on regarde le nombre de bactéries coliformes dans 100 mL d'eau pour les années 1986 à 1989 inclus, les concentrations sont considérables. On sait cependant, que les coliformes se retrouvent dans tous les milieux environnants et qu'ils ne sont pas tous pathogènes. On remarque des pics de concentration au début de l'été aux mois de mai - juin et à l'automne aux mois d'octobre - novembre ou septembre - octobre, selon les ans (Figs 15 et 16). Il y a aussi une augmentation au printemps, mais beaucoup plus faible.

Si on observe les moyennes annuelles, on constate qu'elle diminue d'année en année, c'est-à-dire qu'elle passe de 7 407 bactéries coliformes/100 mL en 1986 à 6 954 en 1987, 6 212 en 1988 et finalement à 5 327 bactéries coliformes/100 mL au printemps 1989. Les moyennes mensuelles pour les années 1987 et 1988 sont beaucoup plus faibles (< 4000), en général, que celles de 1986, mais atteignent des pics beaucoup plus élevés (Figs 15 et 16). Par exemple, en 1986, la valeur

de la moyenne maximale du nombre de coliformes/100 mL est de 10 700 comparativement à 21 825 pour l'année 1987 et 15 190 coliformes/100 mL pour l'année 1988. Les moyennes mensuelles hivernales de l'année 1989 se rapprochent plus de celles de 1986 que de celles de 1987 et 1988.

3.4.2 Streptocoques fécaux dans l'eau de la rivière des Mille-Iles

Contrairement aux coliformes, le nombre de streptocoques fécaux/100 mL est beaucoup plus faible et on les retrouve au mois de mars plus fréquemment et aussi, selon les ans aux mois d'octobre et décembre. Leur nombre diminue considérablement à partir des mois de mai jusqu'à août surtout pour l'année 1986 où le nombre de streptocoques est < 100 et généralement inférieur à 200 pour les années 1987-88 (Figs 17 et 18). La moyenne annuelle varie mais ne suit pas une tendance quelconque. Elle était de 162 streptocoques fécaux/100 mL en 1986, 216 en 1987, de 191 en 1988 et de 267 pour les quatre premiers mois de l'année 1989.

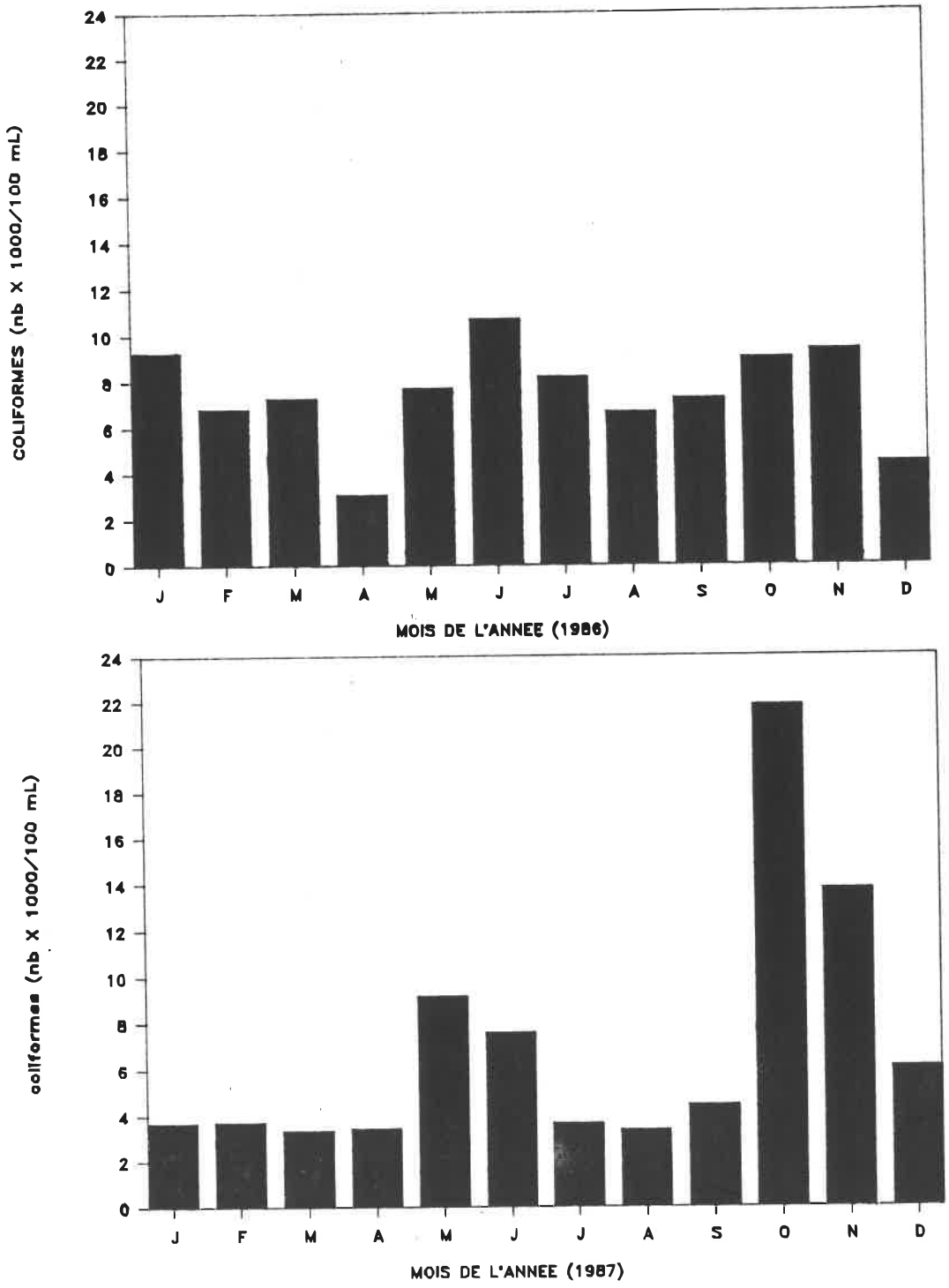


Figure 15. Histogrammes des concentrations moyennes mensuelles de coliformes (nb/100 mL) dans l'eau de la rivière des Mille-Iles pour les années 1986 et 1987.

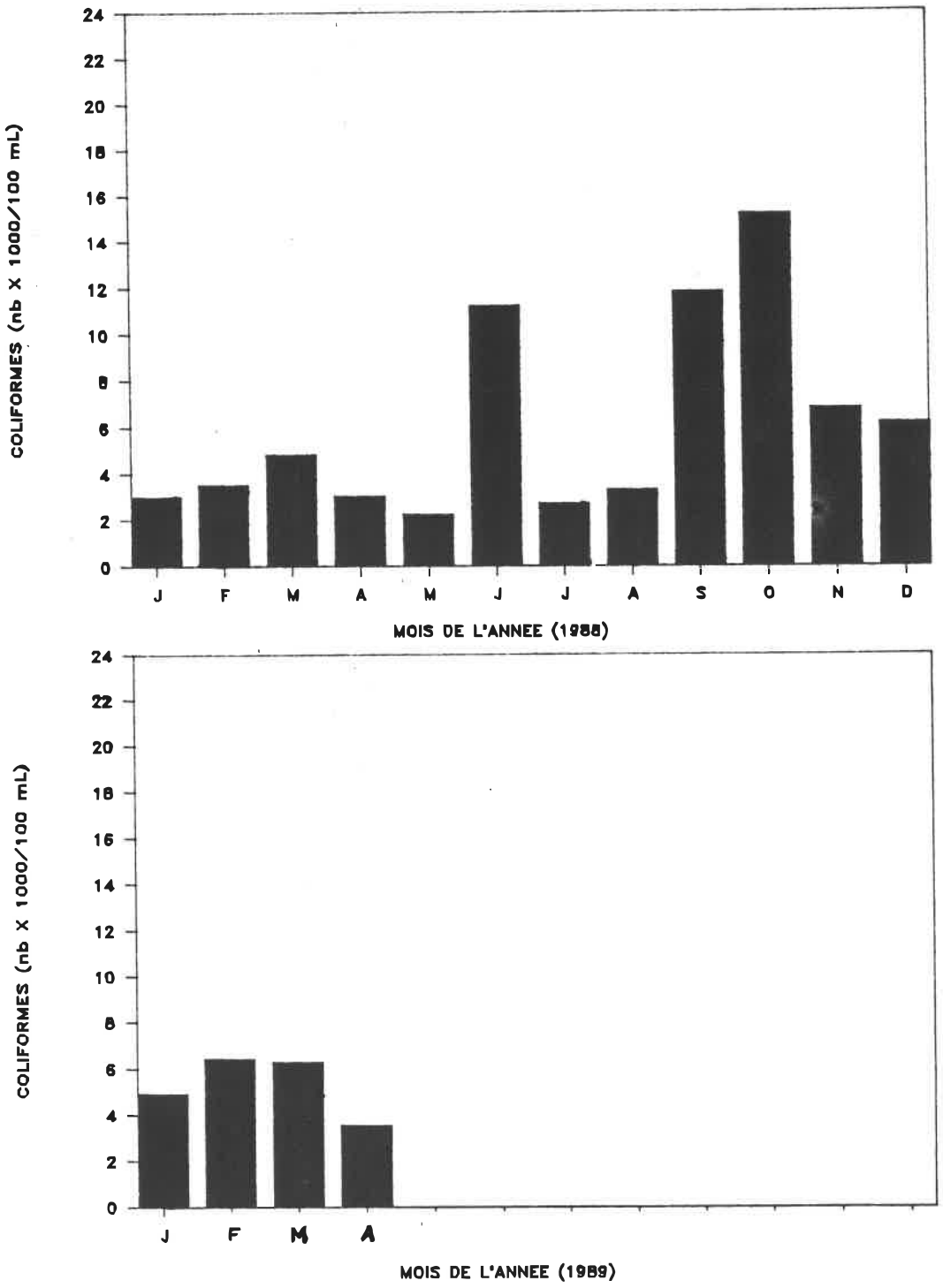


Figure 16. Histogrammes des concentrations moyennes mensuelles de coliformes (nb/100 mL) dans l'eau de la rivière des Mille-Iles pour l'année 1988 et printemps 1989.

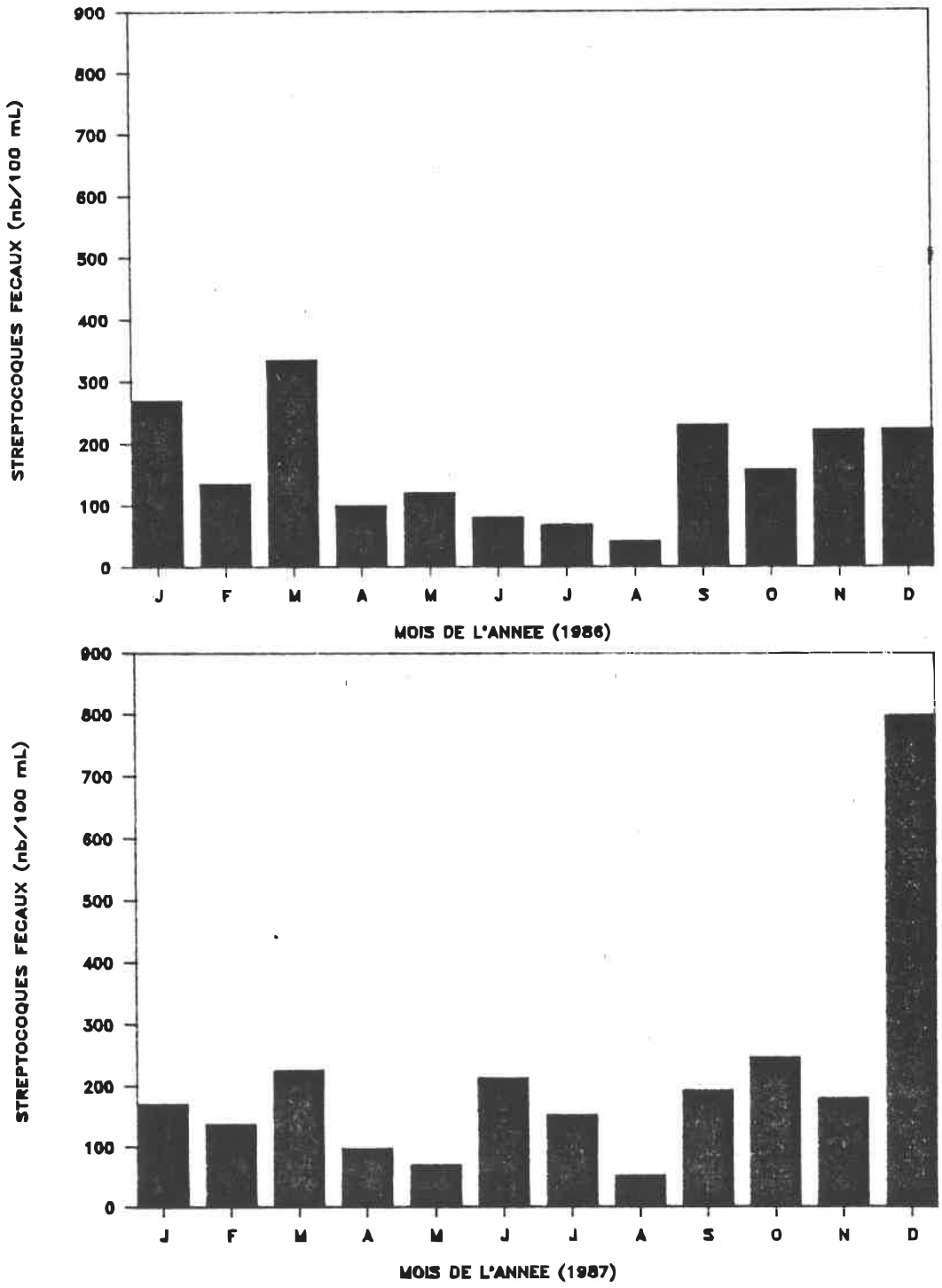


Figure 17. Histogrammes des concentrations moyennes mensuelles de streptocoques fécaux (nb/100 mL) dans l'eau de la rivière des Mille-Iles pour les années 1986 et 1987.

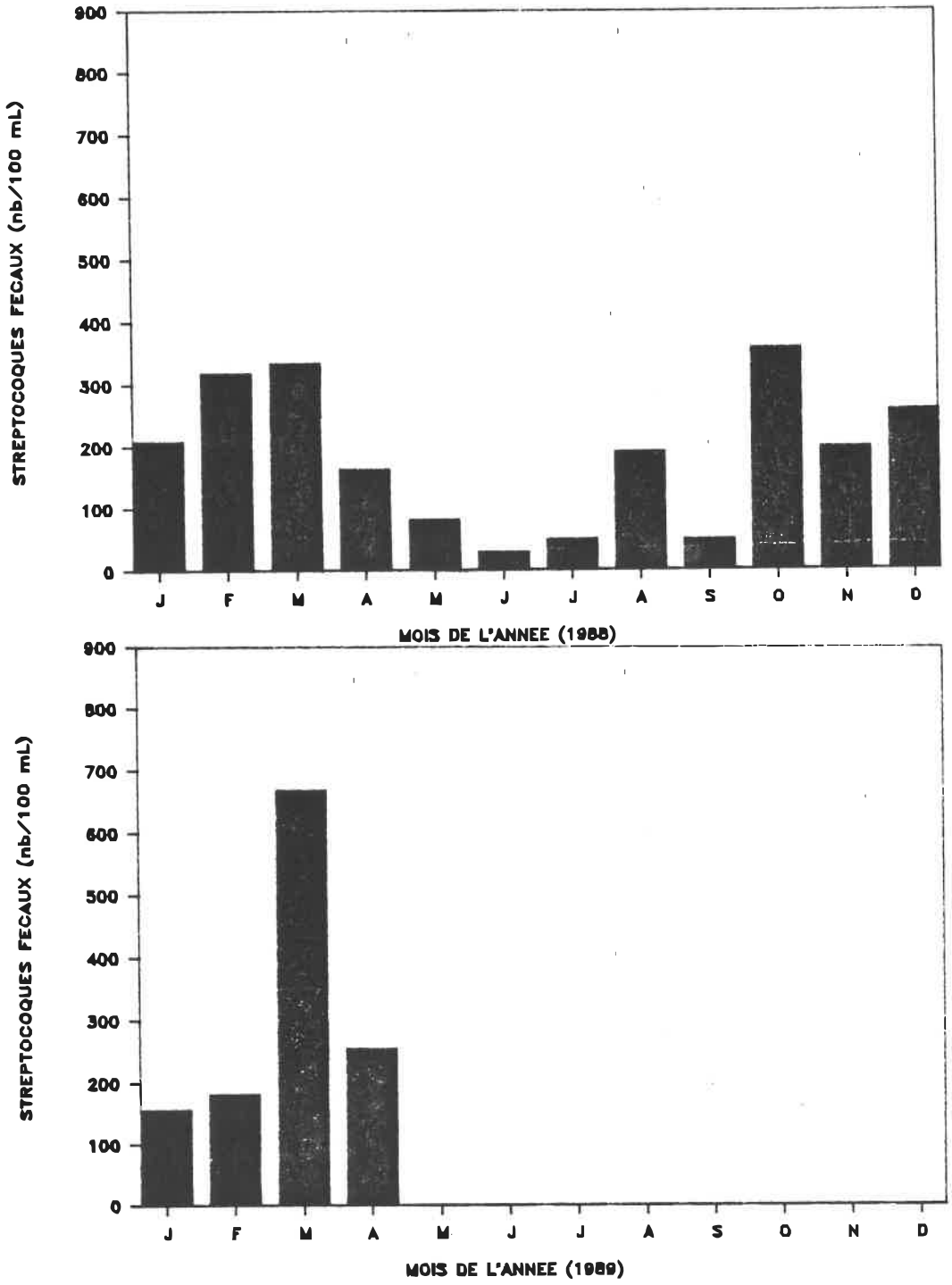


Figure 18. Histogrammes des concentrations moyennes mensuelles de streptocoques fécaux (nb/100 mL) dans l'eau de la rivière des Mille-Iles pour l'année 1988 et printemps 1989.

Il est à noter, en ce qui concerne la mesure des paramètres, que les coliformes, les streptocoques et le fer ont été dosés une fois par semaine, tandis que le pH, la dureté, la turbidité et la température ont été dosés à tous les jours, et ce, plusieurs fois par jour (moyenne quotidienne dans le dosage). Ainsi, dans le cas des coliformes, streptocoques et du fer, la fréquence hebdomadaire du dosage a une influence certaine sur les valeurs moyennes mensuelles comparativement à une fréquence de dosage journalière.

3.5 Procédés de traitement de l'eau potable à l'usine de filtration de Ste-Rose

Les principales étapes et unités de traitement de l'eau potable à l'usine de filtration de Ste-Rose sont représentés à la Figure 19 et seront soulignés à la section 3.5.1. Les données techniques concernant les procédés de traitement seront également discutés brièvement dans la section 3.5.2. Le chapitre présenté ici, sert surtout à voir quels sont les procédés utilisés à l'usine de filtration de Ste-Rose et de situer notre montage et la prise d'eau témoin dans la chaîne de traitement.

3.5.1 Principales étapes et unités de traitement de l'eau potable

La désinfection au bioxyde de chlore et l'utilisation du charbon actif biologique en deuxième étape de filtration, font de l'usine de Ste-Rose à Laval une station de traitement d'eau potable unique au Québec (Letendre, 1987).

L'eau brute est pompée de la rivière des Mille-Iles dans un bassin d'eau brute où une prédésinfection au bioxyde de chlore est effectuée. De l'alun et de la silice activée sont ensuite ajoutés dans la conduite acheminant l'eau aux décanteurs dynamiques. L'eau est ensuite filtrée sur sable et anthracite puis ozonée. Elle est pompée sur les filtres à charbon actif avant de tomber dans la réserve où le lait de chaux, le fluor (facultatif) et le bioxyde de chlore sont ajoutés (Letendre,

1987). Le bioessai éthologique qui a été effectué, est installé entre la prise d'eau brute et la prédésinfection, c'est-à-dire aux grilles (2) qui se trouvent dans le puits d'eau brute. L'eau témoin est captée après la deuxième étape de filtration (10) et avant la post-stérilisation (11) et l'ajout de composés chimiques. L'eau témoin est donc ozonée.

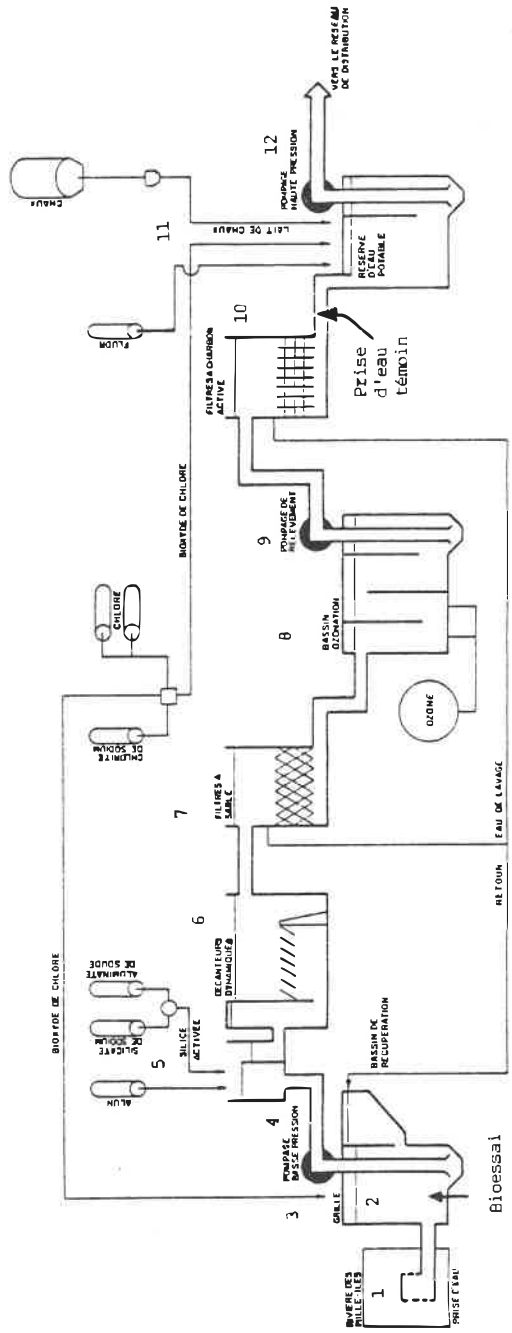


Figure 19. Diagramme d'écoulement de l'usine de production d'eau potable à Ste-Rose (Laval) et situation de notre montage et de la prise d'eau témoin (Letendre, 1987).

3.5.2 Données techniques concernant les procédés de traitement

Pour cette section, il faut se référer aux chiffres inscrits à la Figure 19 présentée à la page précédente. Les principes de base et les données techniques concernant l'unité de traitement seront donnés brièvement. Il n'est pas dans notre intention de faire une révision complète des procédés de traitement.

1 - La prise d'eau en rivière se fait à l'aide d'une conduite dont le diamètre est de 1400 mm et d'une longueur de 316 m.

2 - Les tamis servent à arrêter les impuretés grossières, comme par exemple les poissons, les morceaux de bois, etc. A l'usine de filtration de Ste-Rose, on utilise deux tamis rotatifs dont la capacité de chacun est de 110 000 m^3/jour. Le lavage automatique se fait sur perte de charge ou minuterie.

3 - Etant donné que l'eau de la rivière des Mille-Iles contient beaucoup de matières en suspension, on doit recourir à la prédésinfection pour oxyder la matière organique et réduire la concentration de microorganismes dans l'eau et ce, par le bioxyde chlore.

4 - Le pompage à basse pression de l'eau brute se fait à l'aide de 9 pompes dont: - 7 pompes de 50 H.P. à 13,25 m^3/min par pompe
- 2 pompes de 25 H.P. à 6,63 m^3/min par pompe, les

neuf ayant une hauteur de tête de 12,8 m.

5 - La turbidité et la couleur d'une eau sont principalement causées par des particules très petites, dites des particules colloïdales. Ces particules, qui peuvent rester en suspension dans l'eau durant de très longues périodes de temps, peuvent même traverser un filtre très fin. Par ailleurs, puisque leur concentration est très stable, ces particules n'ont pas tendance à s'accrocher les unes aux autres (Desjardins, 1988).

Pour éliminer ces particules, on a recours aux procédés de coagulation et de floculation. La coagulation a pour but principal de déstabiliser les particules en suspension, c'est-à-dire de faciliter leur agglomération. En pratique, ce procédé est caractérisé par l'injection et la dispersion rapide de produits chimiques. La floculation a pour objectif de favoriser, à l'aide d'un mélange lent, les contacts entre les particules. Ces particules s'agglutinent pour former un floc qu'on peut facilement éliminer par les procédés de décantation et de filtration (Desjardins, 1988). Le système d'application du coagulant à l'usine de Ste-Rose est formé de deux pompes servant à l'injection et à la dispersion de l'alun.

6 - La décantation est un procédé qu'on utilise dans pratiquement toutes les usines d'épuration et de traitement des eaux, et a pour but d'éliminer les particules en suspension dont la densité est

supérieure à celle de l'eau. Ces particules sont en général des particules de floc ou des particules résultant de la précipitation qui a lieu lors des traitements d'adoucissement ou d'élimination du fer et du manganèse. Les particules s'accumulent au fond du bassin de décantation d'où on les extrait périodiquement. L'eau clarifiée, située près de la surface, est dirigée vers l'unité de filtration (Desjardins, 1988). A l'usine de Ste-Rose, la décantation se fait à l'aide de quatre décanteurs dont les caractéristiques sont les suivantes:

4 décanteurs: débit nominal/décanteur: 1150 m^3/h
taux de décantation: 5 $m^3/h/m^2$
temps de rétention: 1 heure
extraction des boues de 96 L/S.

Dimension d'un décanteur: Longueur: 18 m
largeur: 13 m
profondeur d'eau: 5 m.

7 - La filtration est un procédé physique destiné à clarifier un liquide qui contient des matières solides en suspension en le faisant passer à travers un milieu poreux. Les solides en suspension ainsi retenus par le milieu poreux s'y accumulent; il faut donc nettoyer ce milieu de façon continue ou de façon intermittente (Desjardins, 1988). La filtration à Ste-Rose, se

fait en deux étapes. Premièrement, la filtration sur sable et anthracite, et ensuite, après ozonation, la filtration sur charbon actif biologique (10). La filtration sur sable et anthracite se fait par six filtres dont un filtre a:

superficie filtrante: 80,36 m^2

dimensions du bassin: Longueur: 10,98 m

largeur: 7,32 m

débit nominal: 764 m^3/h

taux de filtration: 9,5 $m^3/h/m^2$

taux de lavage: 36,8 $m^3/h/m^2$

taux d'air de lavage: 55 $m^3/h/m^2$.

Les milieux filtrants sont composés de sable de 0,4 mm d'une épaisseur de 150 mm et d'anthracite de 0,8 mm d'une épaisseur de 650 mm. Deux pompes de lavage de 24,53 m^3/min chacune à une hauteur de tête de 13,7 m peuvent être utilisés au besoin.

8 - La désinfection (8 & 11) est un traitement qui permet de détruire ou d'éliminer les microorganismes susceptibles de transmettre des maladies. Ce traitement n'inclut pas nécessairement la stérilisation qui est la destruction de tous les organismes vivants dans un milieu donné.

On effectue le plus souvent la désinfection à l'aide de chlore (80 % de la désinfection dans le monde), car ce désinfectant

présente plusieurs avantages, comparativement à certains autres. Cependant, l'addition de ce produit peut entraîner des effets secondaires indésirables qui, dans certains cas, obligent à utiliser d'autres désinfectants. Ainsi, le chlore réagit avec la matière organique de l'eau, ce qui peut parfois entraîner la formation de substances cancérigènes (trihalométhanes) ou d'odeurs désagréables (chlorophénols). Par ailleurs, le chlore n'est pas suffisamment puissant pour éliminer complètement certains microorganismes très résistants comme les virus. Afin de pallier ces carences, on utilise le bioxyde de chlore ou l'ozone. Ces désinfectants, beaucoup plus puissants que le chlore, ont toutefois l'inconvénient d'être instables (par exemple, l'ozone réagissant très vite dans l'eau, on ne peut maintenir une concentration résiduelle pendant une longue période de temps); c'est pourquoi on doit les produire à l'usine de traitement des eaux (Desjardins, 1988).

En ce qui concerne l'ozonation à l'usine de Ste-Rose, on utilise trois ozoneurs de 91 kg/jour alimentés par quatre compresseurs de 50 H.P. chacun, offrant un débit de 5,6 m^3/min chacun.

9 - Sept pompes de relèvement sont nécessaires pour acheminer l'eau aux filtres au charbon actif biologique dont:

- 6 pompes de 50 H.P. à 13,25 m^3/min chacune, et
- 1 pompe de 25 H.P. à 6,63 m^3/min, les sept ayant une hauteur de tête de 12,8 m.

10 - Les filtres au charbon actif biologique sont au nombre de six, chaque filtre possédant:

superficie filtrante: 80,36 m^2

dimensions du bassin: Longueur: 10,98 m

largeur: 7,32 m

débit nominal: 764 m^3/h

taux de filtration: 9,5 $m^3/h/m^2$.

Les milieux filtrants sont composés de:

- 2 filtres avec charbon "Hydrodarco-1030", d'une épaisseur de 2 m et originant de la lignite;
- 4 filtres avec charbon calgon F-400, d'une épaisseur de 2 m et originant du charbon bitumineux.

12 - Les pompes haute pression sont nécessaires pour permettre la distribution auprès de la population. Ceci se fait grâce à:

- 5 pompes de 16,25 m^3/min chacune, et
- 3 pompes de 10,60 m^3/min chacune, les huit ayant une hauteur de tête de 68 m.

L'usine de filtration de Ste-Rose est aussi munie d'un système de pompage d'urgence. En cas de panne électrique, quatre moteurs auxiliaires automatiques de 375 B.H.P. à 1800 tours/min permettent la distribution au consommateur.

En somme, il s'agit d'une usine de traitement des eaux potables des plus modernes au Canada.

CHAPITRE IV - MATERIEL ET METHODES

4.1 Elaboration du montage et du test

4.1.1 Caractéristiques du montage

Le montage consiste en une structure de bois soutenue par des supports métalliques qui s'ajustent au gré de l'utilisateur. La structure de bois contient l'aquarium en plexiglass, l'installation de la caméra et du miroir et permet la suspension du système lumineux. Des ampoules électriques situées au-dessus de l'aire d'expérimentation ainsi que le plafond blanc de cette structure en bois, permettent une meilleure luminosité pour la prise d'images du poisson. La structure est munie d'une porte qui isole les poissons qui se trouvent dans l'aquarium pour ainsi éliminer les effets de distraction causés par notre présence. Les supports métalliques soutiennent le raccordement de la tuyauterie, qui achemine l'eau des pompes vers l'aquarium (en passant par les rotamètres, les valves de sécurité et les chicanes), tout le système électrique comprenant les interupteurs pour la mise en marche des pompes, de la télévision, de l'éclairage de l'aquarium, de la pompe péristaltique, et de la caméra de surveillance (Fig. 20).

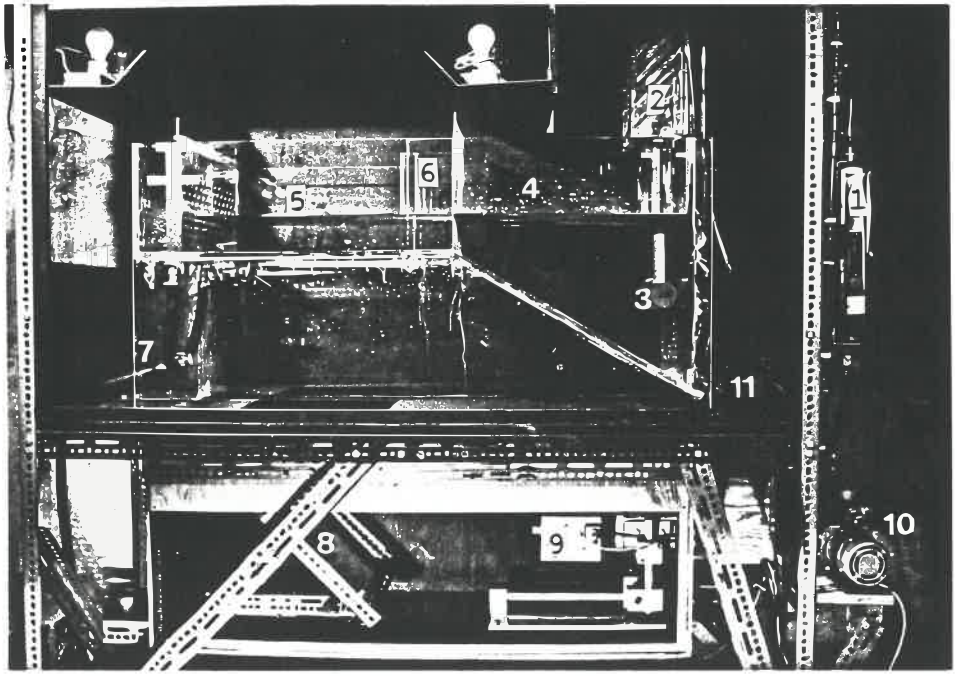


Figure 20. Vue d'ensemble du montage.

Légende:

1- rotamètre
2- chicane
3- diffuseur
4- aire de préparation (partie profonde séparée physiquement)
5- aire d'expérimentation (partie peu profonde non séparée physiquement)
6- barrière physique
7- drain
8- miroir
9- caméra
10- pompe péristaltique
11- valve de nettoyage

La pompe péristaltique, les polluants, la télévision, qui agit comme moniteur pour l'observation des poissons, et le bassin de réserve des poissons, se trouvent à proximité du montage global.

Les explications du montage se feront en suivant les étapes que l'eau franchit tout au long de son parcours, c'est-à-dire à partir des pompes jusqu'au drain de sortie ou au lieu de traitement de l'effluent s'il contenait des polluants.

4.1.1.1 Courant laminaire

La caractéristique la plus importante du montage est l'obtention quasi parfaite du courant laminaire dans l'aquarium. Le déplacement uniforme de toute la masse d'eau résulte en un courant laminaire quasi parfait, déséquilibré légèrement aux interfaces eau-air et eau-parois de l'aquarium (Kleerekoper, 1977). Le montage est basé sur le fait que la masse d'eau qui se déplace sans turbulence se comporte comme un système stable, c'est-à-dire comme un gradient de concentration perpendiculaire à la direction du courant, qui une fois élevé, ne changera peu ou pas du tout durant une courte période de temps (Fig. 21) (Hoglund, 1951).

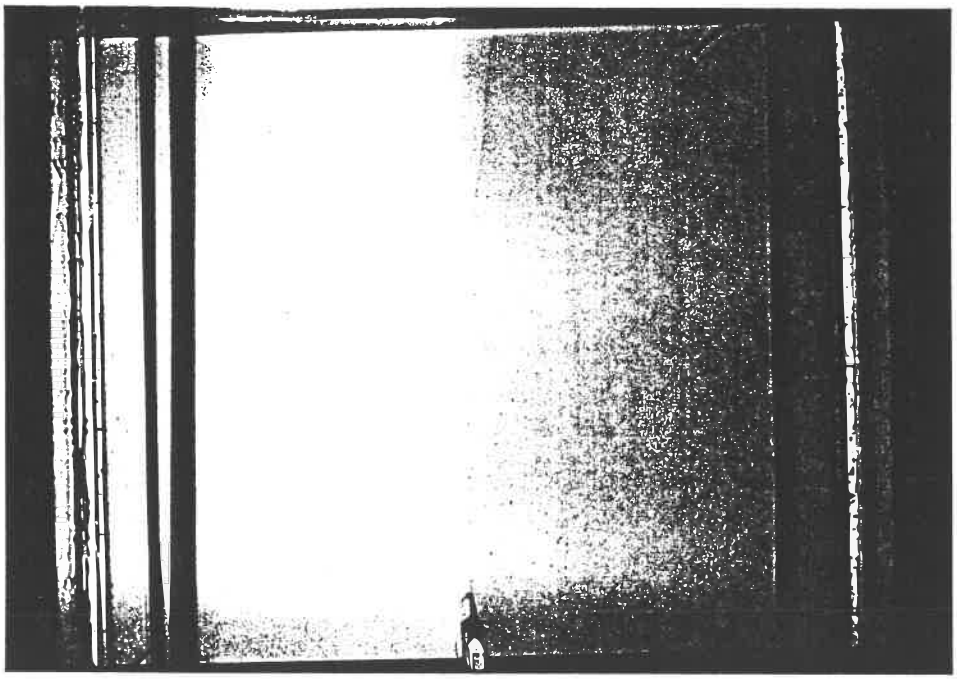


Figure 21. Courant laminaire dans l'aire d'expérimentation de notre montage rendu visible à l'aide de bleu de méthylène.

Pour obtenir un courant laminaire, il faut que les deux pompes (pompes submersibles de 60 Hz, 5 Amps et 1 H.P. chacune, Modèle 5-M S P de la compagnie Little Giant), servant à l'eau brute (l'eau traitée avec un polluant) et l'eau de l'usine (l'eau non-traitée, sans polluant) aient exactement le même débit. Le débit a été fixé à 2 gal/min pour chaque pompe (le Système International (SI) n'est pas utilisé ici puisque les rotamètres utilisés ont des unités en Système Anglais). Pourquoi 2 gal/min? Parce que selon les calculs, un débit de 2 gal/min se trouve dans les limites du courant laminaire et ce débit permet

également d'obtenir une profondeur d'eau dans l'aquarium suffisante suffisante pour faciliter la natation d'un poisson de 5-6 cm. Le poisson peut se mouvoir aisément sans que le courant laminaire soit trop difficile à obtenir. On sait que plus la profondeur d'eau est grande, plus le courant laminaire est difficile à obtenir parce que la masse d'eau qui se déplace uniformément est plus grande et plus difficile à contrôler.

Tableau 3. Données concernant les calculs de la vitesse du courant et du nombre de Reynolds.

A (m^2)	Q (m^3/sec)	V (m/sec)	R (m)	v (m^2/sec)	N_R
0,022	0,000293	0,013	0,0369	$1,007 \times 10^{-6}$	476

où: A = aire d'écoulement = largeur x profondeur de l'eau

V = vitesse du courant

Q = débit = A x V

R = rayon hydraulique = A/P; P = périmètre mouillé

v = viscosité cinématique à 20 °Celsius

N_R = nombre de Reynolds = V x R / v

Il ne faut pas oublier qu'un gallon Impérial équivaut à 4,4 litres comparativement à un gallon U.S. qui équivaut à 3,8 litres.

Le calcul du nombre de Reynolds (N_R) permet de déterminer si le courant que l'on observe est réellement laminaire. Si la valeur de N_R calculée est inférieure à 500, c'est qu'il y a écoulement laminaire. Selon le Tableau 10, le nombre de Reynolds calculé est de 476. Il y a alors courant laminaire à l'intérieur de l'aquarium mais on remarque que la valeur calculée est très proche de la limite supérieure de l'écoulement laminaire. On serait porté à diminué le débit pour obtenir un N_R plus faible et avoir une certaine marge de manoeuvre, mais cela est impossible parce qu'en diminuant le débit, l'on diminue également la profondeur d'eau à l'intérieur de l'aquarium. Déjà la profondeur d'eau à l'intérieur de l'aquarium est à son minimum pour la natation et la survie des poissons.

De plus, pour obtenir un courant laminaire "parfait", il faut qu'il y ait le moins de frottement possible. Ainsi, la tâche est rendue encore plus difficile puisque l'eau de la rivière des Mille-Iles présente une quantité appréciable de particules en suspension. Ainsi, après un certain nombre de tests ou en période de forte turbidité, la surface du plancher de l'aquarium est complètement recouverte de sable, de particules quelconques, ce qui augmente considérablement la difficulté d'obtenir un courant laminaire parfait. En plus des particules contenues dans l'eau brute, les excréments des poissons contribuent à la nécessité de nettoyages fréquents de l'aquarium. Mais l'appareil est conçu de façon à minimiser ce nettoyage par le plancher en pente, qui facilite le mouvement des détritus vers l'extérieur de l'aquarium, et les valves de nettoyage, qui permettent la sortie de ces

détritus (11 sur la Figure 20).

Pour s'assurer l'obtention parfaite du courant laminaire, il a fallu également vérifier la fiabilité des débit-mètres (1 sur la Figure 20); vérifier si le débit au drain était le même qu'à l'entrée. Les Tableaux 4 et 5 montrent les résultats obtenus.

Tableau 4. Débits d'entrée et de sortie (gal/min et L/min) pour l'eau de la rivière des Mille-Iles (eau brute).

Entrée	Sortie
1,0 gal/min	2,85 L/min = 0,648 gal/min 2,75 L/min = 0,625 gal/min 2,75 L/min = 0,625 gal/min 2,75 L/min = 0,625 gal/min moyenne = 0,63 gal/min
1,5 gal/min	4,90 L/min = 1,114 gal/min 4,95 L/min = 1,125 gal/min 4,95 L/min = 1,125 gal/min 4,85 L/min = 1,102 gal/min moyenne = 1,11 gal/min
2,0 gal/min	7,10 L/min = 1,614 gal/min 7,10 L/min = 1,614 gal/min 7,05 L/min = 1,602 gal/min 7,15 L/min = 1,625 gal/min moyenne = 1,61 gal/min
2,5 gal/min	9,00 L/min = 2,045 gal/min 9,20 L/min = 2,091 gal/min 9,25 L/min = 2,102 gal/min 9,30 L/min = 2,140 gal/min moyenne = 2,09 gal/min

Tableau 5. Débits d'entrée et de sortie (gal/min et L/min) pour l'eau témoin.

Entrée	Sortie
1,0 gal/min	2,85 L/min = 0,648 gal/min 2,75 L/min = 0,625 gal/min 2,75 L/min = 0,625 gal/min 2,65 L/min = 0,602 gal/min moyenne = 0,63 gal/min
1,5 gal/min	4,70 L/min = 1,068 gal/min 4,75 L/min = 1,080 gal/min 4,75 L/min = 1,080 gal/min 4,75 L/min = 1,080 gal/min moyenne = 1,08 gal/min
2,0 gal/min	7,10 L/min = 1,614 gal/min 6,80 L/min = 1,545 gal/min 6,85 L/min = 1,557 gal/min 6,95 L/min = 1,580 gal/min moyenne = 1,57 gal/min
2,5 gal/min	8,95 L/min = 2,034 gal/min 8,90 L/min = 2,023 gal/min 8,85 L/min = 2,011 gal/min 8,80 L/min = 2,000 gal/min moyenne = 2,01 gal/min

Comme on a pu remarquer, les débits à l'entrée et à la sortie d'eau ne sont pas identiques. Il a donc fallu ajuster l'entrée d'eau selon la sortie que l'on voulait obtenir. Donc, pour obtenir 1,8 gal/min à la sortie, il faut mettre à l'entrée 2,29 gal/min pour l'eau témoin et 2,24 gal/min pour l'eau brute. Mais il ne faut pas oublier que l'eau brute possède une autre entrée d'eau, celle de la pompe péristaltique.

4.1.1.2 Pompe péristaltique

Cette pompe fournit 140 mL/min ou 0,03 gal/min à l'indicateur 5, permettant l'ajout de l'agent contaminant (Tableau 6) (10 sur la Figure 20). En contrôlant le flux de polluant dans l'aquarium, l'animal testé peut être exposé de façon intermittente ou continue à n'importe quelles concentrations de toxique hydrosoluble, simulant un déversement de polluant (Westlake et Lubinski, 1977).

Tableau 6. Détermination du débit de la pompe péristaltique permettant l'injection de polluants.

Indicateur de vitesse de la pompe	Sortie
1	28 mL/min
5	140 mL/min 140 mL/min moyenne = 140 mL/min
10	280 mL/min 280 mL/min moyenne = 280 mL/min

Donc, si on veut 1,8 gal/min à la sortie, il faudra mettre à l'entrée: 2,29 gal/min pour l'eau témoin et 2,21 gal/min pour l'eau brute (puisque la pompe péristaltique à l'indicateur 5 donne un débit de 0,03 gal/min et qu'il faut normalement fournir 2,24 gal/min).

Les pompes, sauf la pompe péristaltique, sont actionnées grâce aux interupteurs installés sur les supports métalliques.

L'eau est transportée dans un boyau transparent d'environ 3 cm de diamètre, à partir des pompes, qui passe dans les rotamètres et ensuite dans les chicanes (2 sur la Figure 20). Les chicanes assurent un mélange homogène du polluant et de l'eau brute. L'eau se retrouve par la suite rejetée et répartie également dans la partie profonde et

séparée de l'aquarium (4 sur la Figure 20), grâce au diffuseur (3 sur la Figure 20). La partie profonde sert à éliminer les mouvements de turbulence engendrés par la sortie de l'eau provenant des chicanes. Les deux eaux continuent leur trajet chacune de leur côté, puisqu'elles sont séparés par une barrière physique, et traversent un grillage fin qui empêche le poisson d'aller dans la partie profonde. Passé ce grillage, les eaux se côtoient mais ne se mélangent pas grâce à la création d'un courant laminaire. Cette aire est l'aire d'expérimentation (5 sur la Figure 20) où est mis le poisson, libre d'aller d'un côté ou de l'autre (Fig. 23). Par la suite, les eaux continuent leur chemin, traversent des déflecteurs et se retrouvent dans le drain.

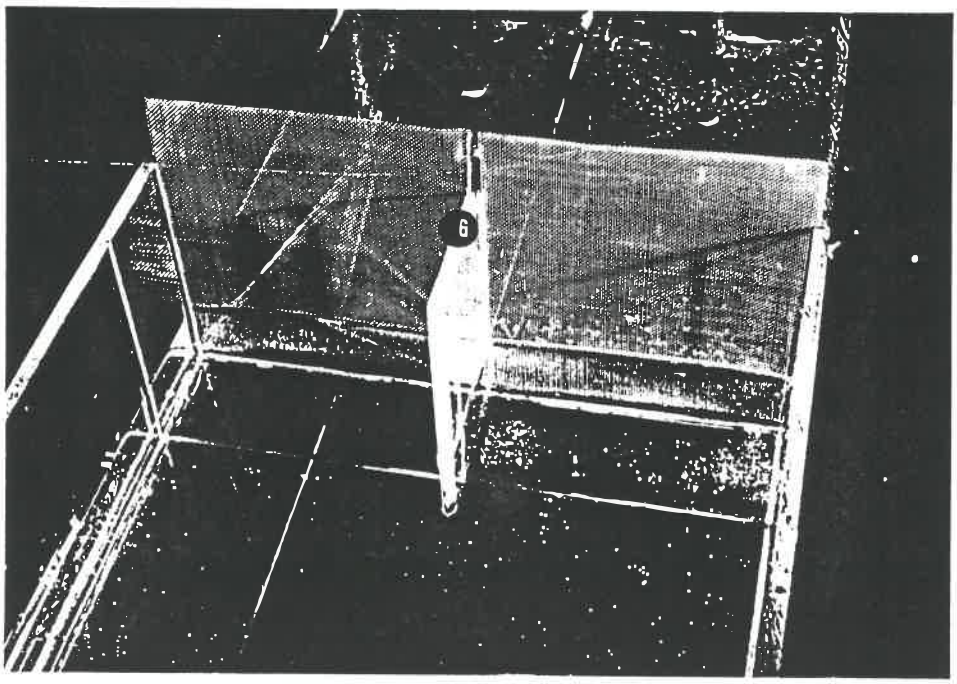


Figure 22. Vue de l'aquarium montrant la barrière physique et l'aire d'expérimentation de part et d'autre du grillage (6 sur la Figure 20).

Au niveau de l'aire d'expérimentation dans la structure de bois, se trouve une ouverture qui permet, via un miroir (8), à la caméra de surveillance (9) de capter les mouvements du poisson (Fig. 20). Les mouvements sont ensuite observés sur un moniteur quelconque, ici une télévision.

Pour maintenir un suivi biologique rapide et en continue, la

technologie de l'ordinateur est essentielle. L'utilisation de l'ordinateur pour l'acquisition de données sauve du temps, de l'énergie et de l'argent, permettant une analyse plus efficace (Gruber et al., 1978).

4.1.1.3 Automatisation

L'objectif à atteindre en ce qui concerne le côté informatique ou automatisation, consistait à l'enregistrement de la position du poisson sous forme de coordonnées x et y, cette information étant ensuite déposée sur disquette pour compilation et divers traitements de données statistiques (Kleerekoper, 1977). Selon la barrière imaginaire entre l'eau de la rivière des Mille-Iles et l'eau témoin indiquée sur le moniteur, l'abscisse ou l'ordonnée négative indiquait qu'il y avait alors évitement et inversement, si l'abscisse ou l'ordonnée était positive, il y avait alors attraction. Mais les travaux concernant l'automatisation sont encore en cours et suscitent différents problèmes au niveau de la caractérisation du poisson en mouvement.

Les données concernant le temps cumulatif et l'activité du poisson devaient par la suite être transférées à toutes les dix minutes (15 données) de la mémoire de l'ordinateur à un fichier de données sur disquette pour un entreposage permanent (Giattina et al., 1982). Le programme de l'ordinateur pourrait également enregistrer le déroulement numérique, le temps passé par le poisson dans chacune des chambres de

l'aquarium, mais il constituerait une donnée supplémentaire puisque l'évitement peut très bien être détecté selon le nombre de fois que le poisson est observé dans l'eau témoin (Westlake et Lubinski, 1977).

Le problème concernant l'automatisation est que le logiciel (Hippo Vision) que l'on installe à l'ordinateur utilise un langage peu connu. Ce langage "C" fourni aussi très peu de documentation et il est donc difficile de s'y référer. Après consultation de revues spécialisées dans le domaine informatique, il était évident que l'Hippo Vision n'était pas fiable et pas au point pour l'information désirée. Après communications avec des centres spécialisés en informatique et des spécialistes, aucun programme ou logiciel existant ne peut répondre aux exigences de l'expérience. La prise de l'image et la formation de l'image nécessite 12 secondes d'immobilité, alors que le poisson bouge constamment. Il semblerait que des logiciels formant des images à 1/12 et 1/60 de secondes sont apparus aux Etats-Unis et seraient en vente au Canada d'ici peu. Cependant, l'expert informaticien a toutefois insisté pour mettre au point lui-même l'auxiliaire informatique. A l'annexe A, on peut voir le plan technique de l'auxiliaire informatique qui captera les images. L'auxiliaire a été complètement repensé et il n'y a aucun lien entre cet appareil et l'Hippo Vision cité précédemment. Il a été baptisé le "poisson d'April" (annexe A) par le professeur G.E. April qui a dirigé sa conception. En ce qui concerne le logiciel qui traitera les données, sa conception n'est pas encore complète mais présentement, plus de la moitié du travail est fait.

4.1.1.4 Bassin de rétention

Le bassin avoisinant le montage sert à contenir les futurs poissons utilisés pour le test. Ce bassin est muni d'un distributeur automatique de nourriture (EHEIM 3580, à pile) à poisson qui libère des flocons de nourriture deux fois par jour. Le bassin est également muni d'un réfrigérant qui oxygène l'eau et maintient la température de l'eau à celle désirée. Le réfrigérant était essentiel pour la survie des truites. Il l'est moins pour les ménés mais permet de maintenir leur taux de croissance assez bas et diminue les coûts de la nourriture. Ainsi, l'eau nécessite d'être changée moins souvent même si tout est en place pour une recirculation continue, c'est-à-dire avec une entrée et une sortie d'eau. L'eau est changée et ajoutée à toutes les trois semaines. La température du bassin qui contient les poissons se maintient à une température d'environ 10 °C à cause du réfrigérant présent. La température suit cependant celle de la rivière des Mille-Iles en hiver car la température de l'eau est inférieure à 10 °C. Pour ce qui est du pH, il est très stable (varie à l'intérieur d'une même année (1988) entre 6,2 et 6,8) et est environ équivalent à celui du pH de l'eau décantée, qui est légèrement acide. La moyenne annuelle pour 1988 était de 6,54.

4.1.3 Caractéristiques du test

4.1.3.1 Conditions usuelles

En ce qui concerne le maintien des poissons, ces derniers sont nourris deux fois par jour grâce au nourrisseur automatique. Aucune photopériode n'est contrôlée parce que la lumière peut être nécessaire à toute heure du jour à l'usine. Toutefois, il serait peut-être préférable pour la santé des poissons, d'installer une horloge automatique et une lumière juste au-dessus du bassin d'élevage pour fournir une photopériode de 12-12 heures. Cependant, si le poisson se trouve dans l'aquarium en permanence pour un suivi en continu, il aura de la lumière constamment puisqu'elle est nécessaire pour la prise d'images. Il est peut-être préférable qu'il s'adapte immédiatement, lors de son stockage, à cette absence de photopériode régulière.

Les caractéristiques physico-chimiques à noter et à considérer dans l'expérimentation sont: la dureté totale, l'alcalinité, le pH (Anestis et Neufeld, 1986) et la température (DeGraeve, 1982). La consultation de fichiers à l'usine même permettait de connaître ces données importantes.

Il ne faut pas oublier, quel que soit la situation sur le terrain ou en laboratoire, la possibilité d'adaptation, d'apprentissage aux effets toxiques durant le temps d'observation et cela même durant un test de

courte durée (Scherer, 1979). Dans la présente étude, un poisson n'est utilisé qu'une seule fois pour éviter cette accoutumance.

Selon Sprague (1964 et 1968), la période de familiarisation doit durer 30 minutes, le temps total du test ne doit jamais dépasser 15 ou 20 minutes pour éviter l'accoutumance chez le poisson, et un drainage de 10 minutes est nécessaire pour rincer l'appareil. On recommence ensuite avec un autre poisson ou une autre concentration selon le test. Dans la littérature, on observe aussi des périodes de familiarisation de 30 à 60 minutes, dont 10 minutes servent à l'enregistrement du contrôle. Le test est d'une durée de 20 minutes où 10 minutes sont enregistrées, suivi d'un drainage de 15 minutes (Giattina et al., 1982). Hartwell et al., (1986) possède à peu près le même modèle à l'exception de la durée du test qui dure 15 minutes dont 10 sont enregistrées.

On a donc décidé de suivre les connaissances et les conseils de ces auteurs mais en procédant à un amalgame de tous ces tests. La période de familiarisation dure 50 minutes dont 20 minutes sont enregistrées manuellement pour le contrôle, le test dure ensuite 20 minutes dont 10 servent à l'enregistrement et finalement suit un drainage de 15 minutes entre chaque injection de polluant. Etant donné que chaque poisson est confronté à trois concentrations, le schéma de l'expérience est le suivant:

(30-20) - (10-10) - 15 - (10-10) - 15 - (10-10) - 15 - (30-20) ...

poisson #1 poisson #2 ...

Ainsi, chaque poisson est son propre témoin pour éliminer les variations inter-individuelles.

Lorsqu'il y a stabilisation du niveau d'eau, c'est-à-dire à environ 4,3 cm, l'on peut procéder à l'expérimentation. Le poisson est capturé par un filet, du bassin d'élevage, et déposé dans l'aquarium dans l'aire d'expérimentation. On referme par la suite la porte de bois et à partir de ce moment, on compte 30 minutes pour la familiarisation du poisson dans son nouveau milieu. On procède par la suite à l'enregistrement manuel des déplacements du poisson via le moniteur. On note à toutes les 40 secondes si le poisson se situe dans le couloir de l'eau traitée ou non-traitée, et ce, pendant une période de 20 minutes. Cette étape de familiarisation est un enregistrement contrôle (sans injection de polluants) qui précède toujours le test (Scherer, 1979). Ensuite, on procède à l'ajout du polluant grâce à la pompe péristaltique. On maintient la concentration pendant 20 minutes, les 10 premières minutes permettant d'assurer que toute l'eau contenue dans le couloir est à la concentration désirée, et les 10 autres minutes servant à enregistrer les coordonnées de la position du poisson. Quand la première concentration est terminée, on draine pendant 15 minutes le couloir. Ce nettoyage n'est peut-être pas nécessaire mais tous nos prédécesseurs l'ont fait, et sûrement pour une bonne cause. Par la suite, on ajoute l'autre concentration pour un autre 20 minutes et ainsi de suite

jusqu'à la troisième et dernière concentration. Lorsque le test est terminé, on retire le poisson de l'aquarium et on le mesure à la fourche de la queue. Après un drainage de 15 minutes, on recommence avec un autre poisson.

Les concentrations utilisées ne sont pas nécessairement de la plus faible à la plus forte, même si l'utilisation d'une succession de concentrations de plus en plus fortes permet l'obtention d'une réponse spontanée de la part du poisson, et non pas une réponse conditionnée par des expositions ultérieures à de fortes concentrations (Sprague, 1964). Par cette procédure, on veut annuler la possibilité qu'un évitement soit dû, non pas à la forte concentration, mais à la fatigue étant donné que la concentration la plus forte serait toujours administré à la fin du test (c'est-à-dire après 2 hres 10 min de test). L'ordre d'injection des polluants sera très variable et aléatoire. Il serait peut-être préférable de consulter une table de nombres aléatoires pour déterminer quelles concentrations utiliser. Il faut toujours garder à l'esprit que les concentrations évitées sont les concentrations de polluant ajoutées en plus de celles naturellement présentes dans l'eau.

4.1.3.2 Conditions réelles

Au moment de l'expérimentation, le 5 avril 1989, la turbidité atteignait un pic et l'on ne pouvait observer le poisson une fois entré dans le couloir d'eau brute. Il n'était pas possible de passer à

l'expérimentation puisque le poisson aurait sûrement éviter, mais éviter quoi? La turbidité? Le polluant? La forte concentration en fer? On a donc décidé de voir si réellement le poisson était capable d'éviter. La même méthodologie a été utilisée sauf qu'aucun agent toxique n'était ajouté. La période de familiarisation durait 30 minutes, suivait par la suite, l'enregistrement de 20 minutes où on observait le poisson sur l'écran du moniteur. Et ainsi de suite pour les autres poissons. Huit poissons ont été ainsi testés. La température de l'eau était de 1 °C, le pH de 7,0, la dureté de 41 mg/L de $CaCO_3$, la concentration (en mg/L) en fer était de 0,58 en date du 6 avril 1989 et devait être sensiblement la même lors du test puisqu'il a été effectué la veille (le 30 mars elle était de 0,65 ppm), et la turbidité atteignait 50,4 U.T.N., maximum atteint pour la saison printannière. La longueur moyenne des poissons était de 6,4 ± 0,58 cm.

4.2 Poissons à tester

Les poissons sont de bons indicateurs quand ils sont incorporés dans le concept de suivi biologique. Ils peuvent être des organismes relativement résistants et il est facile de se les procurer tout au long de l'année (Gruber et al., 1978).

Cependant, le choix de l'organisme à utiliser dans les tests de toxicité doit être considéré minutieusement. La solution la plus répandue est d'utiliser l'espèce piscicole indigène la plus importante de la région étudiée. La sélection d'un poisson spécifique dépend de certains critères:

(1) réponses uniformes à la plupart des contaminants,

(2) disponibilité adéquate d'un certain âge, d'une certaine longueur,

(3) facilité à manipuler et à transporter, et,

(4) préférablement une espèce qui peut compléter un cycle de vie complet à l'intérieur d'un an ou moins.

L'on parle exclusivement du choix de l'organisme pour les tests de toxicité et non du choix des organismes. Il serait néanmoins préférable d'utiliser plusieurs bioindicateurs de différents niveaux trophiques puisque la sélection d'un bioessai standard et spécifique avec poissons est basé sur la perspective, invraisemblable, que l'espèce utilisée représente avec exactitude la réponse de toutes les autres espèces (Larrick et al., 1978). Le poisson "idéal" à tester **in vitro,**

particulièrement dans un test d'évitement, doit posséder principalement trois conditions essentielles. **Premièrement**, il ne doit pas être trop grand, c'est-à-dire une longueur égale ou inférieure à 15 cm sinon il peut déstabiliser complètement le courant laminaire en traversant d'une zone à l'autre. **Deuxièmement**, il doit avoir comme habitude de nager aléatoirement dans son habitat naturel (Hoglund, 1951). Certaines espèces, par exemple le Coregonus clupeaformis, tendent à assumer ce modèle de nage constant, se déplaçant dans tous les coins de l'aquarium. D'autres, certaines lignées ou lots de truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri), montrent des phases d'immobilité de plusieurs minutes dans l'une ou l'autre des zones de l'aquarium. Par conséquent, elles peuvent percevoir difficilement les choix qui s'offrent à elles (Scherer, 1979). Et **troisièmement**, il ne doit pas posséder d'instinct grégaire (Hoglund, 1951). L'instinct grégaire est un critère plus ou moins important puisqu'un seul poisson est testé ici. Il sera cependant possible d'expérimenter à plus d'un poisson lorsque la détection électronique sera complètement terminée.

4.2.1 Indice de fréquence et nombre moyen de poissons par filet de la rivière des Mille-Iles

Dans un document où l'on compare la productivité piscicole de la rivière des Mille-Iles, cette dernière a été divisée en trois tronçons ou zones présentant des conditions topographiques différentes quant à la profondeur de l'eau, la vitesse du courant et la proximité des plans

d'eau voisins. Ces trois zones seront le cours inférieur, moyen et supérieur. La zone 1 s'étend depuis l'extrémité est de l'île Jésus jusqu'au pont de Terrebonne, soit une distance de 8,3 km; la zone 2 remonte jusqu'au pont du C.P.R. à Rosemère, soit 15,4 km plus haut et enfin, la zone 3, qui comprend les 15,7 derniers km de la rivière jusqu'au lac des Deux-Montagnes (Fig. 24) (Mongeau et Massé, 1976). L'usine de filtration de Ste-Rose se situe dans la zone 3, à environ 1 km de la limite de la zone 2.

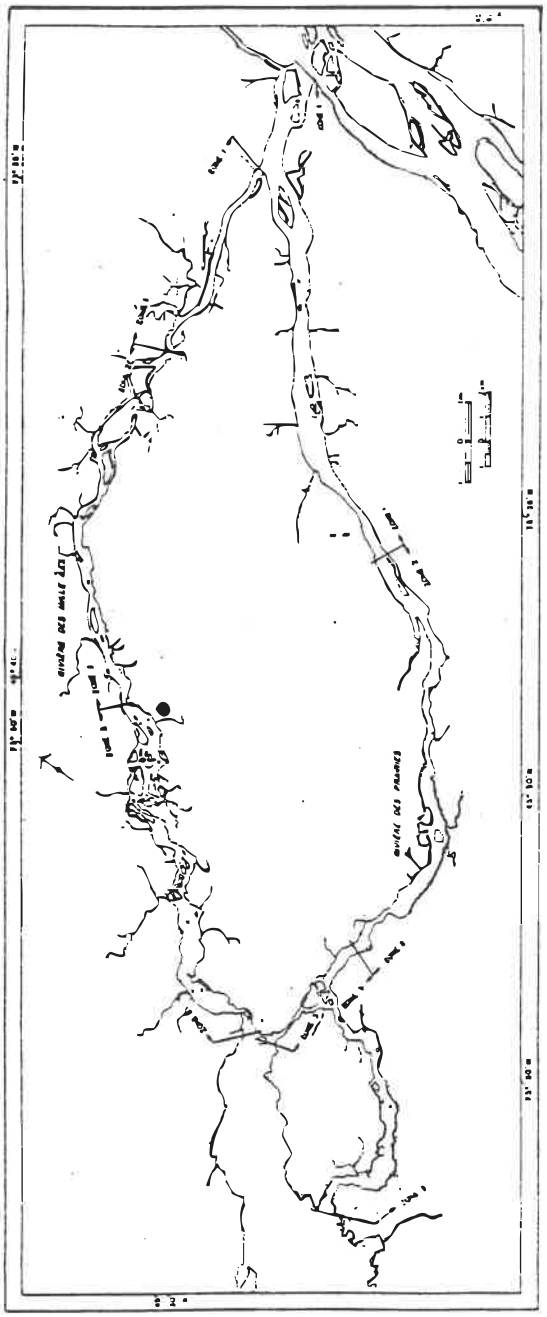


Figure 23. Délimitations des trois zones de la rivière des Mille-Iles selon la productivité piscicole de chacune (Mongeau et Massé, 1976).

4.2.1.1. Indice de fréquence et nombre moyen de poissons par filet pour les trois zones.

Les espèces les mieux réparties dans les trois zones sont: le raseux-de-terre (.866), le crapet de roche (.697), le méné émeraude (.687), la perchaude (.626) et la chatte de l'est (.612) (Fig. 25). La pêche au filet a fourni une moyenne de 18.07 poissons par filet et les espèces les plus abondantes sont les suivantes: la barbotte brune (7.49), la perchaude (4.38), le crapet de roche (1.77), le meunier noir (0.83) et le doré jaune (0.80). Les mêmes résultats exprimés en pourcentage montrent que la barbotte brune (41.53 %) et la perchaude (24.26 %) représentent à elles seules 65.79 % du total des captures au filet (Mongeau et Massé, 1976).

Plusieurs cyprinidés du genres Notropis se retrouvent dans les zones de la rivière des Mille-Iles mais à des indices de fréquence inférieur à 0,4 sauf pour ce qui est du méné émeraude. Tous les cyprinidés présents dans la rivière des Mille-Iles se retrouvent dans les trois zones ou au moins dans deux zones sur trois sauf pour ce qui est de Notropis cornutus et Notropis spilopterus que l'on rencontrent uniquement dans la zone 3, la zone où se situe justement l'usine de filtration de Ste-Rose (Fig. 25).

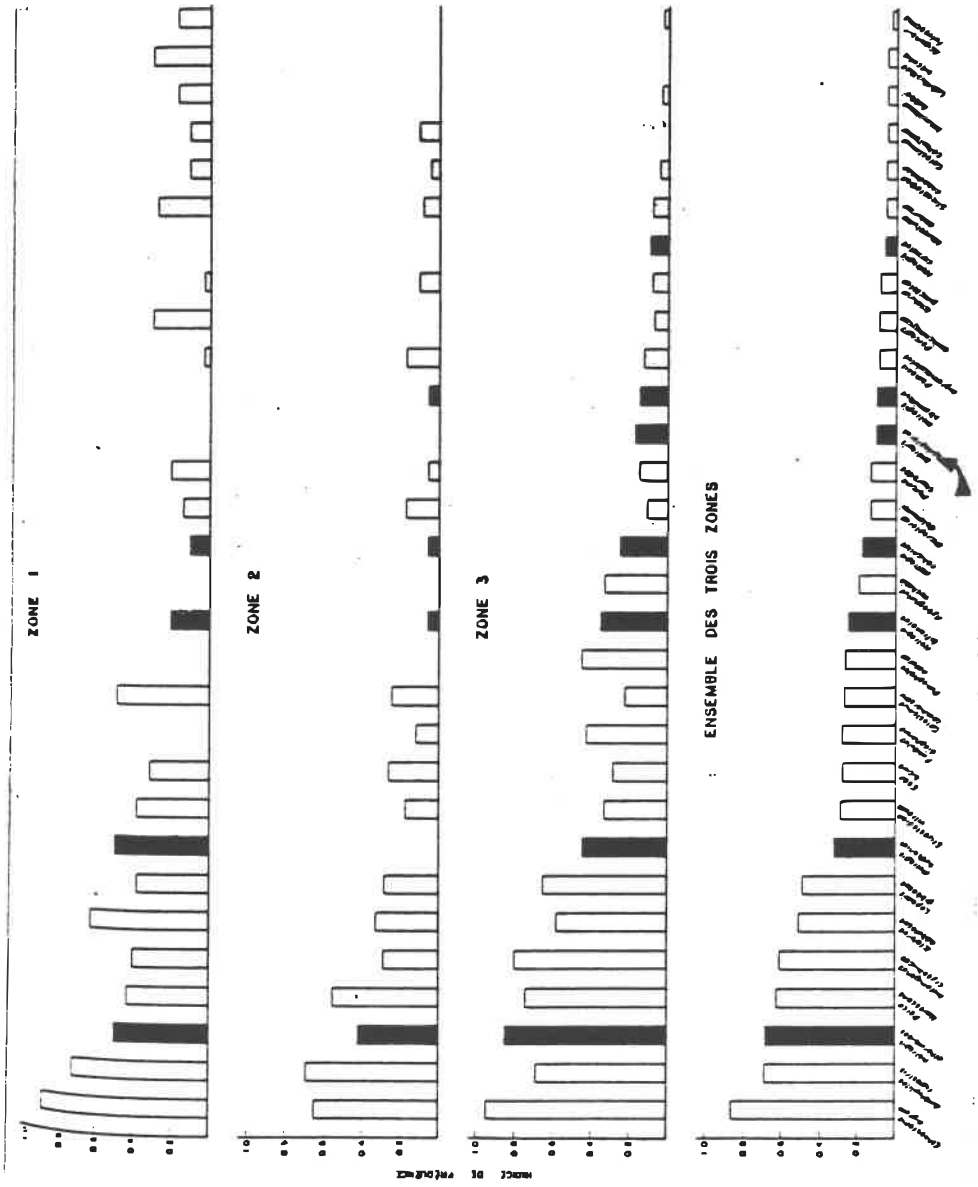


Figure 24. Indice de fréquence des espèces de poissons présentes dans plus de 10 % des stations de pêche au filet et/ou à la seine dans la rivière Mille-Iles. Automnes 1971 et 1973 (Mongeau et Massé, 1976).

4.2.1.2. Indice de fréquence et nombre moyen de poissons par filet pour la zone 1.

La zone 1, en aval du pont de Terrebonne, est celle qui héberge le moins d'espèces, soit 28 sur un total de 45. Les 17 espèces qui n'ont pas été recensées dans cette zone sont, en majorité, des cyprinidés: le méné argenté, le méné à nageoires rouges, le méné paille, le ventre-pourri, la tête-de-boule, la ouitouche ou d'autres espèces également rares dans les autres zones comme la laquaiche argentée, l'umbre de vase ou le suceur jaune. Les espèces les mieux réparties d'après l'indice de fréquence sont: le raseux-de-terre (.900), le crapet de roche (.724), la barbotte brune (.621), le méné émeraude (.500) et la queue à tache noire (.500) (Fig. 25). La pêche au filet a donné une moyenne de 19.21 poissons par filet comparativement à 18.07 pour l'ensemble de la rivière. La barbotte brune qui est plus abondante avec une moyenne de 10.11 poissons par filet représente 52.75 % du nombre total des captures. Elle est suivie du crapet de roche avec une moyenne de 2.00 poissons par filet, du meunier noir (1.58), de la perchaude (1.05), du grand brochet (0.79) (Mongeau et Massé, 1976).

4.2.1.3. Indice de fréquence et nombre moyen de poissons par filet pour la zone 2.

La zone 2, en amont du pont de Terrebonne, héberge 29 des 45 espèces rencontrées dans l'ensemble de la rivière. Parmi les espèces

qui n'ont pas été recensées, on remarque surtout l'esturgeon de lac, le lépisosté osseux, le poisson-castor, le suceur cuivré et l'omisco qui pourtant, figurent de part et d'autre dans les deux autres zones. Les espèces les mieux réparties sont: le crapet de roche (.689), le raseux-de-terre (.647), la perchaude (.556), le méné émeraude (.412) et la barbotte brune (.333) (Fig. 25). Cette zone est la moins poissonneuse puisque le rendement moyen n'est que 11.29 poissons par filet comparativement à 18.07 pour l'ensemble de la rivière. Les espèces les plus abondantes sont la barbotte brune, dont la moyenne est de 3.54 poissons par filet, la perchaude (2.46), le crapet de roche (1.96), le meunier noir (0.79) et le doré jaune (0.54). A elles seules, la barbotte brune et la perchaude constituent plus de la moitié des captures (53.17 %) (Mongeau et Massé, 1976).

4.2.1.4. Indice de fréquence et nombre moyen de poissons par filet pour la zone 3.

Il n'y a que sept espèces qui ne figurent pas dans la zone 3 et qui ont été recensées dans les autres zones. Ce sont la laquaiche argentée, le meunier noir, le naseux de rapides, l'anguille d'Amérique, le dard d'herbe, le dard barré et le crayon d'argent. Les espèces les mieux réparties sont, d'après l'indice de fréquence, le raseux-de-terre (.866), le crapet de roche (.697), le méné émeraude (.687), la perchaude (.626) et la chatte de l'est (.612). Les indices pour les deux espèces de ménés Notropis cornutus et Notropis spilopterus sont respectivement

de 0,057 et 0,114 (Fig. 25). Cette zone s'est révélée la plus poissonneuse des trois avec une moyenne de 22.12 poissons par filet comparativement à 19.21 et 11.29 dans les zones 1 et 2 respectivement. Les espèces les plus abondantes, d'après le nombre moyen de poissons par filets, sont la barbotte brune (8.98), la perchaude (7.22), le crapet de roche (1.54), le doré jaune (1,12) et le crapet soleil (0.88). La barbotte brune (40.57 %) et la perchaude (32.64 %) constituent 73.21 % du total des captures (Mongeau et Massé, 1976).

4.2.2. La truite arc-en-ciel, un bon choix?

La truite arc-en-ciel avait été choisie ultérieurement comme bioindicateur au test d'évitement parce qu'elle était le point de référence de la majorité des tests de toxicité, et que les références qui traitaient du sujet abondaient. Cependant, les conditions idéales pour l'élevage ou l'aménagement d'eaux pour la truite arc-en-ciel sont très exigeantes. En voici quelques-unes:

- la teneur en oxygène dissous doit se situer autour de 6 à 7 ppm mais la condition optimale n'est réalisée que dans des eaux constamment renouvelées. La truite arc-en-ciel exige de bons débits d'eau (Landry, 1980).

- la température ne doit pas dépassée 20 °Celsius (Paulhus, 1972) parce que l'oxygène diminue au fur et à mesure que la température

augmente et parce que des températures trop élevées entraîne des maladies ou des intoxications. Le fer et le manganèse captent aussi leur part d'oxygène en s'oxydant. (Landry, 1980).

- le pH doit être légèrement alcalin (entre 7 et 8) (Paulhus, 1972). Il ne faut pas oublier que le CO_2 diminue le pH et peut atteindre un niveau critique surtout quand la dureté est faible (Landry, 1980).

- les eaux ferrugineuses, gypseuses, magnésiennes ou tourbeuses ne conviennent pas. Les principaux types d'eaux piscicoles sont granitique ou de type calcaire, le dernier type étant le meilleur (Paulhus, 1972).

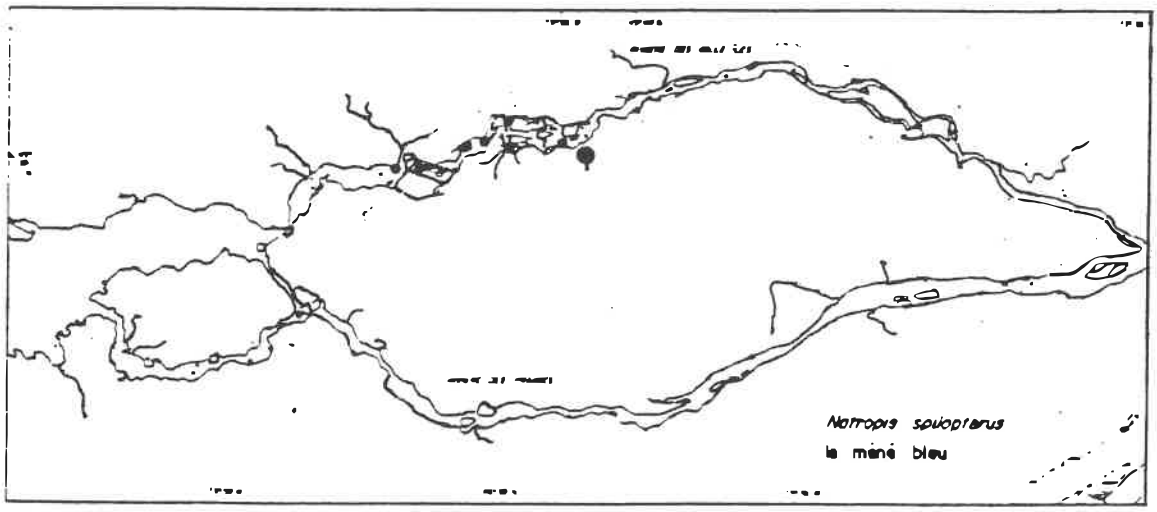
- la réutilisation de l'eau est chose courante dans tous les grands aquariums, tandis que l'utilisation de filtres, rayons UV et ozone pour la purification de l'eau est de plus en plus fréquente dans les stations d'élevage où l'approvisionnement en eau pose certains problèmes (maladies, température ou turbidité élevée au printemps et à l'automne). Le minimum en ce qui concerne le renouvellement complet de l'eau du bassin d'élevage est généralement de un à toutes les heures, tandis que trois renouvellements complets par heure est excellent (Paulhus, 1972).

- il ne faut pas utiliser de tuyaux de cuivre, de plomb ou de zinc car ces métaux sont solubles dans l'eau, et sous certaines

conditions de pH et de température, sont toxiques même à l'état de traces. Ils peuvent occassionner de fortes mortalités chez le poisson en élevage (Paulhus, 1972).

- L'hydroxyde de fer est toxique à des concentrations supérieures à 0,9 ppm à certains pH (Landry, 1980).

Les eaux ferrugineuses, comme celles de la rivière des Mille-Iles ne conviennent pas à l'élevage de truites. On en a déduit que, les truites en présence de ce type d'eau, éviteraient peut-être sans raison valable, c'est-à-dire sans la présence de contaminants, l'eau brute du montage. Le choix s'est donc arrêté au méné bleu (Notropis spilopterus) comme bioindicateur. Il est indigène à la zone 3 de la rivière des Mille-Iles comme on l'a cité précédemment (Fig. 26). Cependant, son indice de fréquence dans les filets ou la seine, est très faible (Fig. 25).



Spécimen capturé à la seine

• rare (moins de 50) • abondant (de 50 à 200) ▲ très abondant (plus de 200)

● usine de filtration de Ste-Rose

Figure 25. Carte de répartition géographique et d'abondance relative du méné bleu (Notropis spilopterus) (Mongeau et Massé, 1976).

4.2.3. Les ménés (Cyprinidae)

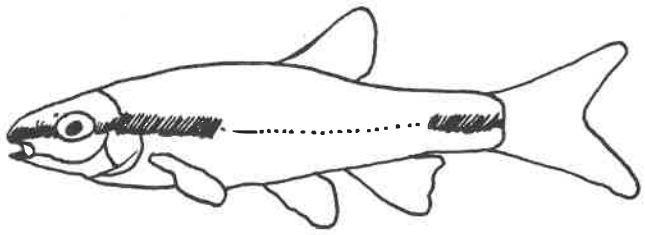
Les raisons du choix du méné bleu (Notropis spilopterus) sont de deux ordres. Premièrement, il est indigène au milieu et aura donc moins tendance à éviter l'eau brute pour une raison ou pour une autre. S'il évite réellement l'eau de la rivière des Mille-Iles, c'est qu'il y aura vraiment un agent toxique dans le milieu contrairement à la truite arc-en-ciel qui éviterait probablement l'eau brute à plusieurs reprises sans qu'aucun contaminant soit présent étant donné que les conditions idéales pour ce poisson sont plus exigeantes, comme il a été discuté

précédemment. L'évitement de la truite serait en partie dû en été à la température élevée, au printemps et à l'automne à la forte turbidité et concentration en fer. Deuxièmement, les connaissances sur la toxicité du méné bleu sont peu nombreuses. On a donc décidé de faire un pas en avant à ce sujet.

Il y a cependant un problème concernant le maintien en captivité du méné bleu (Figure 26). Etant donné que les ménés se nourissent de plancton, le méné bleu semble difficilement survivre dans le bassin de réserve puisque l'eau est exempte de toutes substances nutritives. Par conséquent, il ne semble pas être en mesure de se nourrir avec les flocons d'algues parce que plusieurs poissons meurent à chaque semaine, probablement de faim. Une culture de daphnies et autres crustacés microscopiques serait donc essentiel au bon maintien de cette population. Le méné à nez noir (Fig. 26) a été utilisé (Notropis heterolepis) pour effectuer le pré-test. Il ne semble pas y avoir aucun problème en ce qui concerne sa garde en captivité car il n'y a eu aucune perte considérable ou anormale d'individus. Le méné à nez noir serait probablement le choix idéal pour effectuer des tests d'évitement avec l'eau de la rivière des Mille-Iles si la culture de crustacés microscopiques ne peut être obtenue ou utilisée pour une raison ou pour une autre.

Méné à nez noir

Notropis heterolepis



Méné bleu

Notropis spilopterus

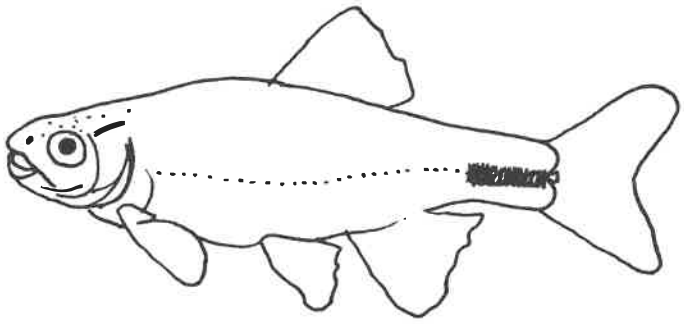


Figure 26. Schéma des ménés utilisés lors de l'élaboration du montage.

4.3 Polluants utilisés

Un polluant se définit comme étant une substance, un composé ou un effluent qui se trouve en concentration suffisante pour causer des effets néfastes sur les organismes biologiques et sur les communautés d'organismes dans les eaux réceptrices.

Certaines substances sont plus dangereuses que le suggère leur niveau de toxicité parce que certains organismes sont attirés par elles (Westlake et Lubinski, 1977).

4.3.1 Eventail des polluants qui se retrouvent dans la rivière des Mille-Iles

Selon la Figure 27, on voit que les sédiments contenus dans le lac des Deux-Montagnes sont entièrement contaminés par des agents toxiques de type 1. Etant donné que les poisons voyagent parmi les cours d'eau, ils peuvent être rencontrés dans la rivière des Mille-Iles et contaminer l'eau potable puisque les traitements ne peuvent rien contre ces polluants. On voit également sur la Figure 27, un rejet toxique pour la vie aquatique face à la prise d'eau municipale de Ste-Thérèse et de Ste-Rose. Ce rejet liquide toxique, provenant de la compagnie Reichhold, comprend les trois types de contaminants: 1, 2 et 3 dont 0,1 t/an pour le type 1, et 21 t/an pour chacun des types 2 et 3, ce qui fait un total de 42,1 t/an de rejets liquides dangereux. Il n'y a

aucune information quantitative sur la contamination des sédiments de la région, qui ne doit cependant pas être négligeable, puisque sur la Figure 27, les sédiments du lac sont des contaminants de type 1 (t/km²), et que les sédiments contaminés de la rivière des Outaouais sont de type 2 (Bonhomme, 1988).

Selon un autre document, la plupart des données disponibles sur les rejets industriels proviennent de relevés effectués au cours des années 1976-1977. Il serait donc essentiel d'effectuer une mise à jour des connaissances actuelles quant aux sources polluantes dans le fleuve St-Laurent. Après examen des diverses données recueillies, on constate que les principaux responsables des apports semblent être les tributaires, suivis des municipalités et des industries, ces dernières contribuant de façon prédominante aux rejets de métaux lourds. Le secteur géographique, parmi ceux étudiés (Fig. 28), recevant le plus de rejets est le lac des Deux-Montagnes. Ce secteur est aussi une zone à forte déposition de sédiments et on reconnaît qu'il y a accumulation de matières polluantes toxiques, plus particulièrement de métaux (Environnement Canada, 1987).

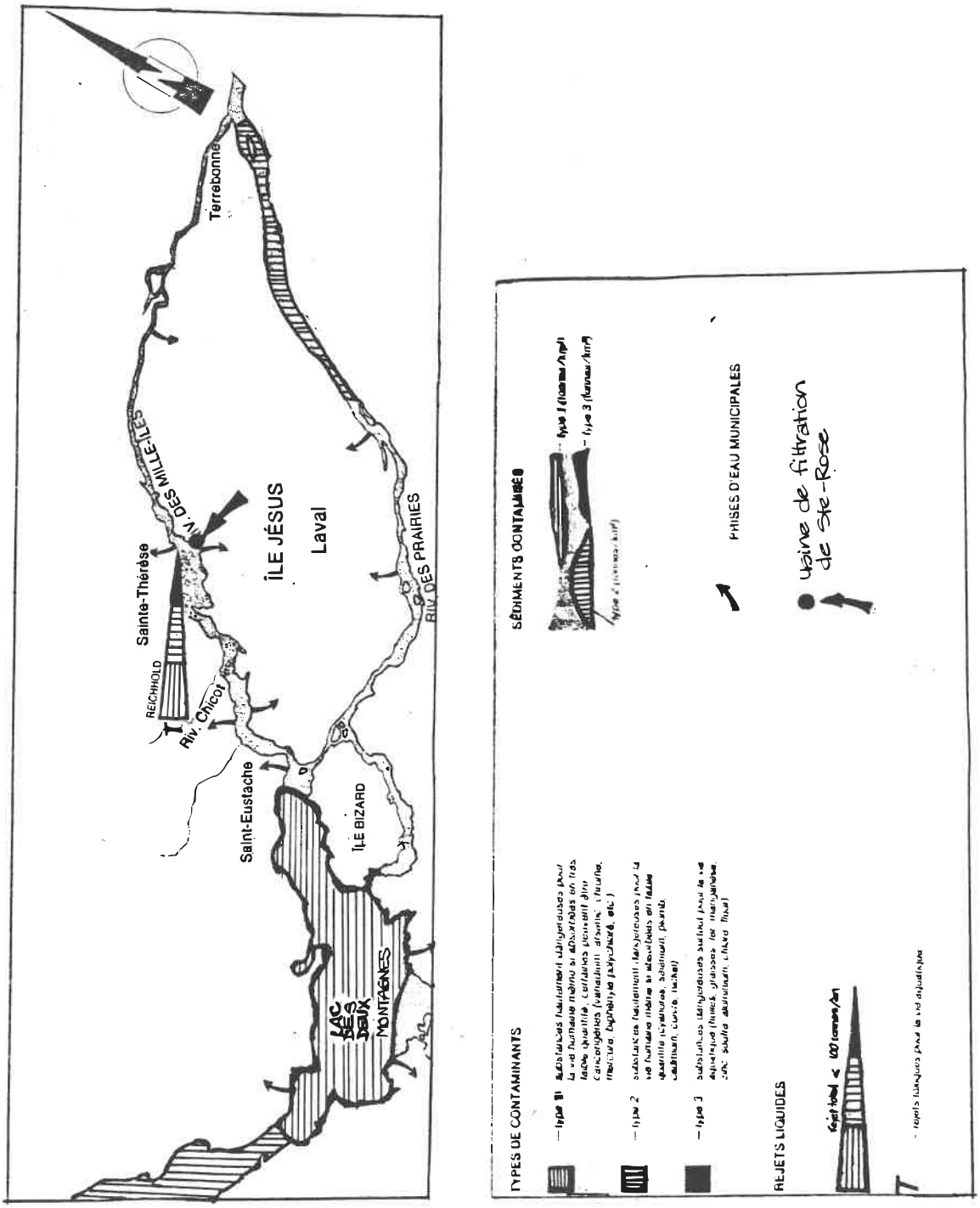
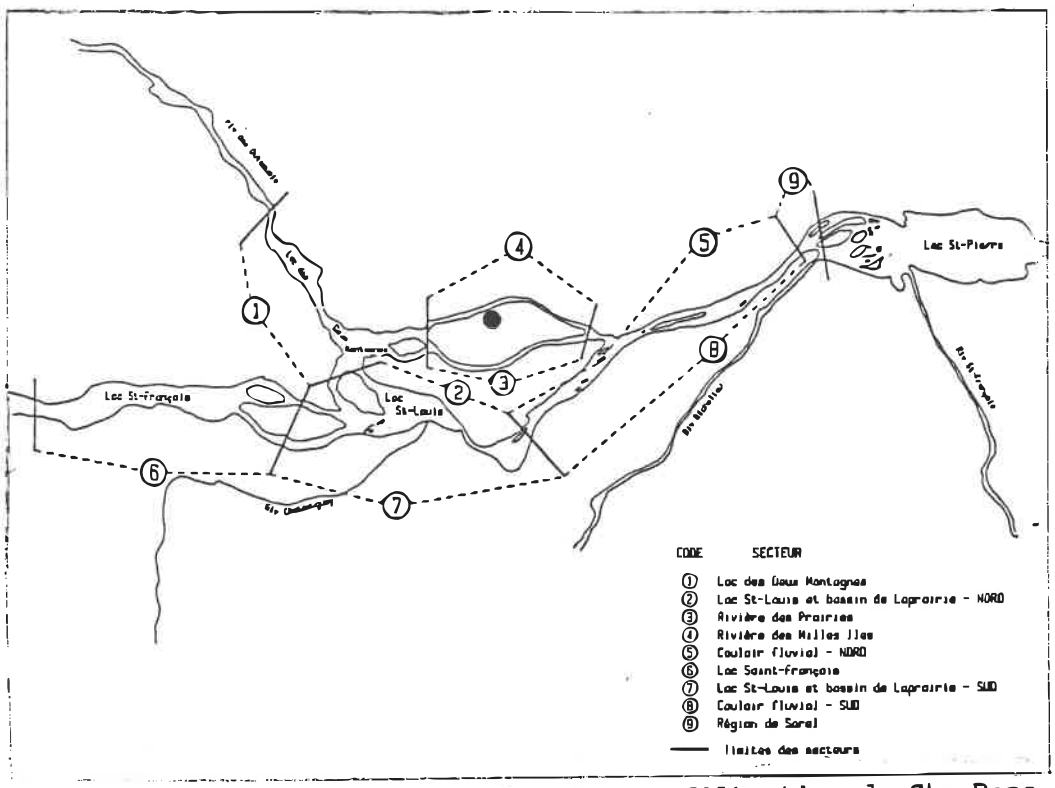


Figure 27. Type de contaminants dans les sédiments et les rejets liquides industriels du lac Saint-Louis à Repentigny (Bonhomme, 1988).



● usine de filtration de Ste-Rose

Figure 28. Emplacement et limites de chacun des neuf secteurs géographiques définis le long du tronçon du fleuve St-Laurent situé entre Cornwall et Sorel (Environnement Canada, 1984).

Des détails importants concernant les deux secteurs géographiques étudiés, 1 et 4 de la Figure 28, sont regroupés sous le Tableau 7.

Tableau 7. Population riveraine, nombre d'industries échantilonnées et tributaires pour les secteurs géographiques du lac des Deux-Montagnes et de la rivière des Mille-Iles (Environnement Canada, 1984).

Secteur	Population Riveraine	Nombre d'industries	Tributaires
Lac des Deux-Montagnes	70 370	2	Rigaud, Raquette, Du Nord, Des Outaouais
Rivière des Milles-Iles	168,564	2	Du Chêne, Aux Chiens, Mascouche

4.3.1.1 Les rejets industriels

Dans cette étude, fournie par Environnement Canada, on considère comme rejets industriels les industries n'étant pas reliées à un réseau d'égout municipal et dont les rejets sont déversés directement dans le fleuve Saint-Laurent ou un quelconque cours d'eau. Les données concernant les rejets industriels des deux secteurs géographiques étudiés, sont regroupées sous le Tableau 8.

Tableau 8. Apports (kg/j) des industries échantillonnées pour les secteurs géographiques du lac des Deux-Montagnes et de la rivière des Mille-Iles (Environnement Canada, 1984).

Secteur	S.S.	DCO	N-NH3	PO4	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Ni	Pb	Zn	PCP
Lac des Deux-Montagnes	125	1 061	0,4										
Bois Goodfellow Ltée (1980)	1		0,0										0,16
Fromagerie OKA Ltée (1977)	124	1 061	0,3										
Rivière des Milles-Iles	6 933	1 903	38,0	388,0		37,63	0,03	1,2		36,88	5,99	40,91	
Reichhold Ltée	100	1 396	38,0				0,03	1,2		0,04	0,05	0,11	
GM du Canada Ltée (1980)	6 833	507		388,0		37,63				36,84	5,94	40,80	

Ces toxiques proviennent presqu'exclusivement des effluents rejetés de General Motors (GM). La compagnie Reichhold y contribue peu, contrairement à Bonhomme, 1988, qui ne souligne que la compagnie Reichhold et ne cite en aucun temps GM.

Ce que l'on peut déduire des données provenant du Tableau 8 est que G.M. du Canada Ltée contribue à:

- 100,0 % de l'apport fourni par l'industrie en ce qui concerne les rejets de chrome, c'est-à-dire 37,63 kg/j de chrome;
- 99,9 % de l'apport fourni par l'industrie en ce qui concerne les rejets de nickel, c'est-à-dire 36,84 kg/j de nickel;
- 98,7 % de l'apport fourni par l'industrie en ce qui concerne les rejets de zinc, c'est-à-dire 40,80 kg/j;
- 98,0 % de l'apport fourni par l'industrie en ce qui concerne les

rejets de plomb, c'est-à-dire 5,94 kg/j de plomb.

Pour ce qui est de la compagnie Reichhold, elle contribue à:

- 100,0 % de l'apport fourni par l'industrie en ce qui a trait aux rejets de fer, c'est-à-dire 1,20 kg/j de fer;
- 100,0 % de l'apport fourni par l'industrie en ce qui a trait aux rejets de cuivre, c'est-à-dire 0,03 kg/j de cuivre.

On remarque également que 90 % des rejets industriels sont le fait d'un très petit nombre d'industries. C'est le cas du cadmium, du mercure, du plomb, du fer et des solides en suspension où 90 % des rejets peuvent être attribués à 5 sources ponctuelles ou moins. Les solides en suspension sont une donnée particulièrement intéressante parce que la compagnie G.M. du Canada Ltée de Ste-Thérèse, située dans l'un des deux secteurs géographiques étudiés, est l'une des cinq sources ponctuelles de pollution en ce qui concerne les solides en suspension rejetés dans le tronçon situé entre Cornwall et Sorel.

Dans le cas du nickel, du chrome, du cuivre et du zinc, la situation est légèrement différente. En effet, les rejets de ces composés sont répartis plus également sur un plus grand nombre d'industries. La compagnie G.M. du Canada Ltée de Ste-Thérèse contribue à 13 % et à 4,8 % de rejets en nickel et en chrome au tronçon situé entre Cornwall et Sorel.

4.3.1.2 Les rejets urbains

La toxicité élevée des eaux de ruissellement constituerait la principale source de pollution diffuse urbaine (Tableaux 9 et 10) (Environnement Canada, 1984).

Tableau 9. Liste des variables physico-chimiques considérées lors du calcul des rejets urbains et de l'estimé des quantités rejetées par habitant (Environnement Canada, 1984).

Variable	Quantité (g/j)
Phosphore	2,80
DBO5	54,00
Solides en suspension	60,00
DCO	170,00
NTK	12,40
Cadmium	0,002
Chrome	0,05
Cuivre	0,07
Fer	0,74
Mercure	0,0002
Nickel	0,01
Plomb	0,10
Zinc	0,38

Tableau 10. Estimé de la DCO, de la DBO_5 et des rejets urbains de phosphore, d'azote et de solides en suspension dans les secteurs du lac des Deux-Montagnes et de la rivière des Mille-Iles (Environnement Canada, 1984).

Secteur	Population Totale	Population desservie	DBO 5	S.S.	NTK	PO4	DCO
Lac des Deux-Montagnes	70 370	34 465	2 365	2 720	126	562	11 659
Rivière des Milles-Iles	168 564	56 675	6 724	7 499	352	1 598	26 972

4.3.1.3 Les rejets agricoles

Selon l'étude, l'effet des pratiques agricoles est beaucoup moindre que celui des rejets municipaux ou industriels, même pour les tributaires drainant des régions essentiellement agricoles. Cette étude met aussi en évidence le fait que l'impact des rejets agricoles, à cause de leur caractère très diffus, est difficile à évaluer directement et a ainsi tendance à être masqué par les apports municipaux ou industriels. Les concentrations les plus élevées d'herbicides ont été mesurées en juillet. Les grands tributaires contenant les plus fortes concentrations de 2,4 D - 2,4,5 T et triazines étaient, dans l'ordre, les rivières Rigaud, tributaire du lac des Deux-Montagnes, Saint-Louis, Châteauguay et Mascouche, la dernière étant tributaire de la rivière des Mille-Iles. Le Silvex n'a pas pu être détecté dans la rivière Mascouche. Au niveau des petits tributaires, les rivières

Saint-Charles, Saint-Régis et du Chêne (la dernière tributaire de la rivière des Mille-Iles) étaient les plus affectées en ce qui concerne les herbicides de type "acides phénoxyacétiques" et "triazines". De tous les composés analysés, le DDT (interdit au Canada depuis 1973) et les PHC prédominaient dans tous les prélèvements. Les normes pour la vie aquatique étaient largement dépassées pour le DDT dans tous les tributaires.

En résumé, le secteur géographique recevant le plus de rejets, parmi ceux étudiés, est le lac des Deux-Montagnes. La rivière des Outaouais contribuerait à elle seule à plus de 90 % des apports de toutes les substances mesurées dans le lac des Deux-Montagnes. Le gros des apports provient donc des tributaires (Tableaux 11 et 12) (Environnement Canada, 1984).

Tableau 11. Contribution relative (%) des apports urbains, industriels et agricoles pour les secteurs géographiques du lac des Deux-Montagnes et de la rivière des Mille-Iles (Environnement Canada, 1984).

Secteur	S.S.	OCD	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Ni	Pb	Zn
Lac des Deux-Montagnes										
Municipalités	0,08	0,35	1,20	0,78	1,56	0,07	0,25	0,06	1,32	0,95
Tributaires	8,05	3,05	4,30	5,08	7,70	8,84	2,87	4,69	5,98	6,35
Outaouais	91,86	96,56	94,50	94,14	90,74	91,09	96,88	95,25	92,70	92,70
Industries	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Rivière des Milles-Iles										
Municipalités	51,96	93,41	75,00	13,09	55,45	2,50	65,22	3,25	52,68	37,16
Tributaires	0,00	0,00	25,00	28,28	44,41	97,47	34,78	21,92	28,54	39,08
Industries	48,04	6,59	0,00	58,63	0,14	0,02	0,00	74,84	18,78	23,76

Tableau 12. Comparaison des apports (kg/j) des municipalités, des tributaires et des industries pour les secteurs géographiques du lac des Deux-Montagnes et de la rivière des Mille-Iles (Environnement Canada, 1984).

Secteur	S.S.	OCD	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Ni	Pb	Zn
Lac des Deux-Montagnes	3 265 845	3 313 920	11,64	450,4	314,1	75752	5,57	1133,90	528,60	2804,70
Municipalités	2 720	11 659	0,14	3,5	4,9	52	0,01	0,70	7,00	26,70
Tributaires	263 000	101 200	0,50	22,9	24,2	6700	0,16	53,20	31,60	178,00
Outaouais	3 000 000	3 200 000	11,00	424,0	285,0	69000	5,40	1080,00	490,00	2600,00
Industries	125	1 061								
Rivière des Milles-Iles	14 432	28 875	0,44	64,2	21,1	4986	0,05	49,28	31,89	172,21
Municipalités	7 499	26 972	0,33	8,4	11,7	125	0,03	1,60	16,80	64,00
Tributaires			0,11	18,1	9,4	4860	0,02	10,80	9,10	67,30
Industries	6 933	1 903	0,00	37,6	0,0	1	0,00	36,88	5,99	40,91

Il semble, à la lumière de ces résultats, que la part des industries dans les rejets totaux soit assez faible. Une telle conclusion est trompeuse: en effet, en plus des variables mesurées et rapportées dans cet inventaire, les industries rejettent plusieurs matières toxiques sur lesquelles il n'y a encore que peu de données. Citons en exemple les industries de préservation du bois où des rejets de pentachlorophénols ont récemment pu être mesurés (Tableau 8). De la même manière, il est fort probable qu'une grande part des apports toxiques des municipalités proviennent des industries reliées à leur réseau d'égout (Environnement Canada, 1984).

Quelle qu'en soit la provenance, les toxiques les plus abondants dans la rivière des Mille-Iles sont (en ordre décroissant): le fer, le zinc, le chrome, le nickel, le plomb et le cuivre. Les toxiques d'origine industrielle les plus abondants sont (en ordre décroissant): le nickel, le chrome, le zinc et le plomb. Le zinc et d'autres toxiques ont été démontrés comme agents de perturbation de la distribution et de la migration d'espèces de poissons (Black et Birge, 1980). Le chrome est largement utilisé dans les différentes industries et se retrouve dans les eaux naturelles du Québec, loin des sources de pollution, à des niveaux plus élevés que 0,04 mg/L tandis qu'à proximité des décharges industrielles, des niveaux aussi élevés que 20 mg/L ont été signalés (Anestis et Neufeld, 1986).

La cie de Bois Goodfellow contribue à l'apport de pentachlorophénols (PCP) dans le lac des Deux-Montagnes (0,16 kg/j). La fromagerie OKA

Ltée est source de pollution parce qu'elle fait augmenter la DCO du lac, mais n'apporte pas de contaminants toxiques (Tableau 8).

4.3.2. Le choix du polluant

Le polluant qui devait être utilisé est le sulfate de zinc parce que: (a) il se dissout bien dans l'eau,

(b) c'est le seul toxique dans la littérature consultée, à l'exception du cuivre, où l'on avait une certaine notion de la LC_{50} 96 heures pour la famille des cyprinidés, et

(c) c'est un toxique qui se retrouve en quantité importante dans l'eau de la rivière des Mille-Iles, contrairement au cuivre.

La LC_{50} 96 heures est de 7,5 mg/L de $ZnSO_4$ (à une dureté inconnue) pour le Poisson doré (Cairns et al., 1970a). La LC_{50} 96 heures est une donnée importante puisque les tests d'évitement ont comme point de référence le plus élevé, la valeur de la LC_{50} 96-h (Scherer, 1979). Plusieurs autres polluants auraient pu être utilisés, selon la section 4.3.1. Voici donc une liste des concentrations létales et/ou des seuils d'évitement de certains contaminants pour une espèce piscicole et une dureté données (Tableau 13).

Tableau 13. Liste des seuils d'évitement et LC_{50} 96 heures pour les toxiques principalement retrouvés dans la rivière des Mille-Iles.

Toxique	Poisson	LC_{50} 96 hres	Evitement	Dureté	Référence
phénol	a	8,9 mg/L	entre 3,2 et 6,5 ppm	707 mg/L $CaCO_3$	DeGraeve, 1982
chrome	a	11,2 à 100 mg/L de Cr	0,028 ppm $K_2Cr_2O_7$	± 100 mg/L $CaCO_3$	Anestis et Neufeld, 1986
nickel	a	----------	23,9 µg/L $NiCl_2$	24 à 29 mg/L $CaCO_3$	Giattina et Garton, 1983; Beitinger et Freeman, 1983
nickel	b	4580 µg/L	--------	20 mg/L $CaCO_3$	Giattina et Garton, 1983
nickel	a	35 500 µg/L	--------	--------	idem
fer	c	----------	4,24-6,45 mg/L de $Fe(OH)_3$	--------	Updegraff et Sykora, 1976
plomb	a	----------	26 µg/L	26 à 31 mg/L $CaCO_3$	Giattina et Garton, 1983
plomb	a	1 170 µg/L	--------	28 mg/L $CaCO_3$	idem
cuivre	a	----------	70 µg/L $CuSO_4$	112,4 mg/L $CaCO_3$	idem
cuivre	a	----------	6,4 µg/L $CuCl_2$	23 à 27 mg/L $CaCO_3$	idem
cuivre	a	----------	0,1 µg/L	89,5 mg/L $CaCO_3$	idem
cuivre	a	----------	attraction à 4,56 ppm de $CuSO_4$	122 mg/L $CaCO_3$	Pedder et Maly, 1985

Tableau 13. (suite)

Toxique	Poisson	LC_{50} 96 hres	Evitement	Dureté	Références
cuivre	d	----------	5 µg/L	5,4 mg/L $CaCO_3$	Giattina et Garton, 1983
cuivre	a	17 µg/L de cuivre total	--------	24 mg/L $CaCO_3$	idem
zinc	a	93 µg/L de zinc total	--------	24 mg/L $CaCO_3$	idem
zinc	e	----------	53 µg/L $ZnSO_4$	18 mg/L $CaCO_3$	Sprague, 1964 et 1968
zinc	a	----------	5,6 µg/L $ZnSO_4$	13 à 15 mg/L $CaCO_3$	Giattina et Garton, 1983; Beitinger et Freeman, 1983
zinc	a	----------	47 µg/L $ZnCl_2$	112,4 mg/L $CaCO_3$	Black et Birge, 1980
zinc	e	----------	54 µg/L $Zncl_2$	20 mg/L $CaCO_3$	Sprague, 1964a; Giattina et Garton, 1983
mercure	a	----------	attraction à 0,2 µg/L $HgCl_2$	112,4 mg/L $CaCO_3$	Giattina et Garton, 1983
cadmium	a	1µg/L	--------	24 mg/L $CaCO_3$	idem
cadmium	a	----------	50 µg/L	112,4 mg/L	idem

Légende:

a: Truite arc-en-ciel

b: Méné à grosse tête

c: Saumon coho

d: Poisson doré

e: Saumon atlantique

4.3.2.1. Les effets des caractéristiques physico-chimiques de l'eau sur la toxicité des métaux.

Les seuils d'évitement varient significativement avec les différents contaminants selon les caractéristiques physico-chimiques de l'eau comme le pH, la température (Black et Birge, 1980), la dureté (Figure 29), et également selon l'espèce de poisson utilisée.

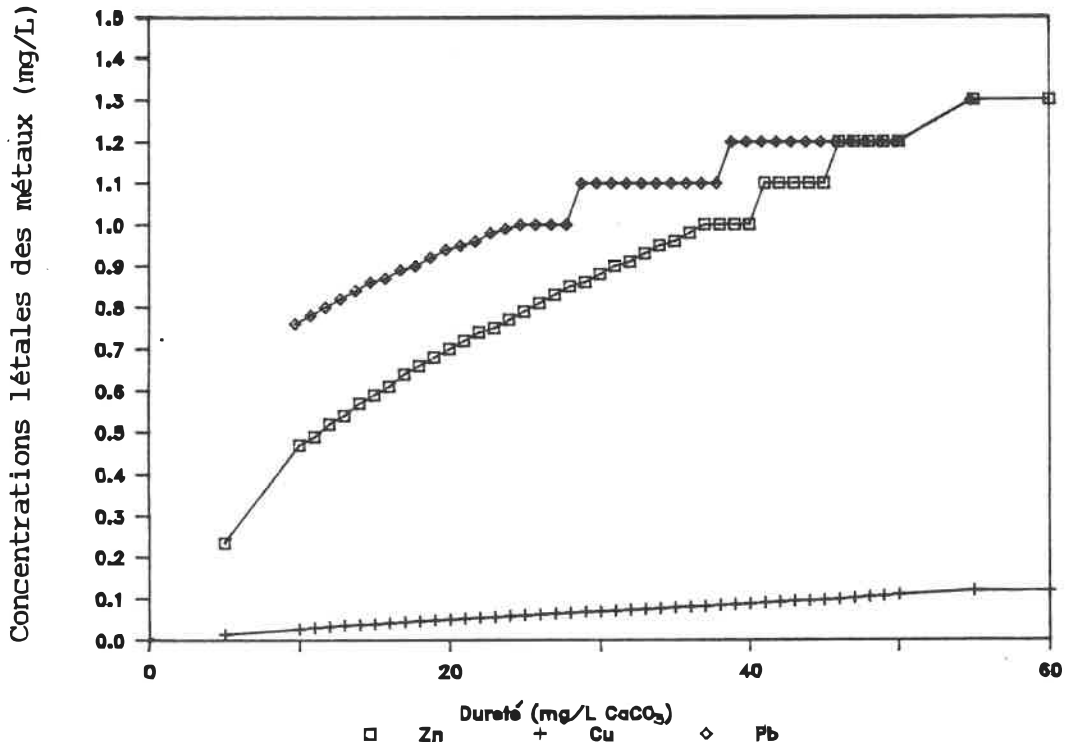


Figure 29. Effets de la dureté de l'eau sur la toxicité du zinc, du cuivre et du plomb (Delisle, 1987).

4.3.3 Détermination de la quantité de polluant nécessaire pour obtenir la concentration désirée

4.3.3.1 Volume de l'aquarium

A l'aide des formules usuelles et de la Figure 30, le volume de l'aquarium se calcule aisément. Le volume total est de 63 L.

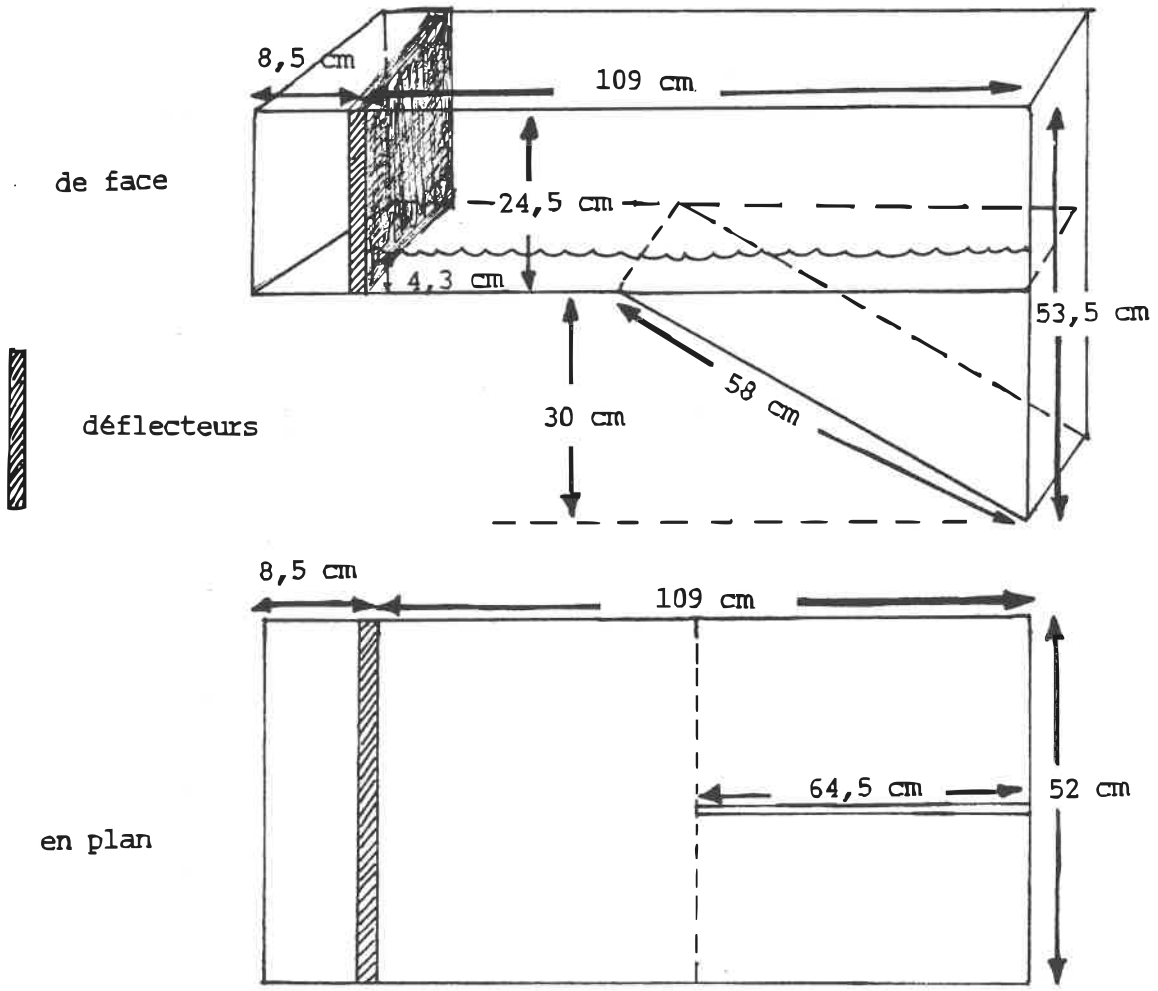


Figure 30. Schéma de l'aquarium pour le calcul du volume

4.3.3.2. Quantité de polluant nécessaire

Tableau 14. Valeurs utilisées pour déterminer le temps nécessaire pour que la chambre contenant l'eau de la rivière des Mille-Iles soit à la concentration désirée lors de l'injection d'un polluant.

Débit de l'eau brute (en gal/min)	1,90
Débit de l'eau brute (en L/min)	6,22
Débit de la pompe péristaltique (en L/min)	0,14
Débit total dans la chambre d'eau brute (en L/min)	6,36
Temps pour que la chambre d'eau brute atteingne la concentration désirée (en min)	4,95
Volume de liquide dans la chambre d'eau brute pour toute la durée du test (20 min)	127,20 L

Si l'on regarde le Tableau 14, on voit qu'un débit total de 6,36 L/min s'écoule dans la chambre d'eau brute de l'aquarium. Le temps qu'il faut pour que toute la chambre d'eau brute ait la concentration désirée, c'est-à-dire à partir du diffuseur au drain, est de 5 minutes. Etant donné que le test a une durée de 20 minutes, et que le débit est de 6,36 L/min, la période du test nécessite un volume de liquide dans la chambre d'eau brute de 127,2 L.

Pour avoir, par exemple, une concentration de 1 mg/L, il faut donc 127,2 mg de $ZnSO_4$. La pompe péristaltique fournit 0,14 L/min et donc 2,8 L pour toute la durée du test. Il faut donc dissoudre 127,2 mg de polluant dans ce 2,8 L d'eau brute pour permettre l'injection du polluant. Quand ce 2,8 L sera évacué, le test devrait donc être terminé et duré 20 minutes. Pour des concentrations de 1, 4 et 7 ppm, 127,2 mg, 508,8 mg, et 890,4 mg de $ZnSO_4$ respectivement, seront nécessaires.

4.3.3.3. Concentrations logarithmiques ou linéaires?

La concentration logarithmique donne l'allure générale, globale de la courbe, tandis que les concentrations linéaires correspondent à un fragment de la courbe générale.

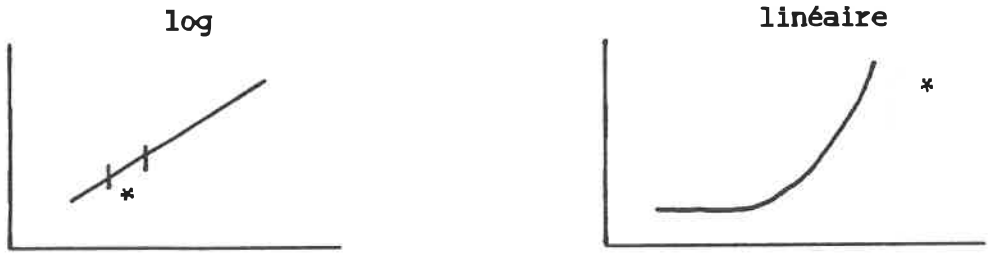


Figure 31. Schéma des courbes d'évitement selon les échelles de concentrations (logarithmique ou linéaire).

On s'intéresse ici, non pas à l'allure générale de la courbe mais plutôt à la portion de la courbe où l'évitement est assuré. On veut

réellement affirmer si les poissons évitent ou non et autour de quelles concentrations. Selon le pré-test qui a été effectué ultérieurement, on peut remarquer qu'à une concentration de 3 ppm, il y a évitement significatif (12/15 observations dans l'eau témoin) ou un nombre plus élevé d'observations dans l'eau témoin qu'aux deux autres concentrations de 1 et 7 ppm. Il est donc prévisible qu'à:

1 ppm, le méné n'évitera pas (toujours selon le pré-test effectué ultérieurement),

4 ppm, le méné a de bonnes chances d'éviter parce que le seuil d'évitement que l'on connait est à 7,03 mg/L de $ZnSO_4$ mais pour une dureté de 112 mg/L de $CaCO_3$. L'eau de la rivière des Mille-Iles possède une dureté d'environ 40,7 mg/L de $CaCO_3$ (moyenne annuelle de 1988). Selon la Figure 29, la toxicité du polluant est plus forte lorsque la dureté est faible, et ce pour une même concentration de polluant. De plus, selon le pré-test, on observe déjà une tendance à l'évitement à la concentration de 3 ppm.

10 ppm, il est quasi certain qu'il y aura évitement de la part du méné, à moins que le polluant est un effet d'attraction chez le poisson.

4.4 Statistiques

D'un point de vue biologique, il est important de voir si les différences significatives entre les tests sont due à des différences dans la nature de la réponse de l'animal (test de parallèlisme) face aux toxiques, ou à un degré différent de réponse (test de coïncidence) (Hartwell et al., 1986).

Des expériences ont été effectuées en utilisant cinq poissons en même temps dans l'aquarium et en notant leur position à des temps précis. Cette procédure s'est révélée rapide et facile mais insensible parce qu'un ou plusieurs poisson(s) pouvait(ent) généralement se reposer continuellement à une extrémité de l'aquarium quand plusieurs concentrations de zinc ou d'un polluant quelconque étaient testées. Des poissons qui nagent peuvent éviter un toxique mais un poisson immobile ignore apparemment le choix de la qualité d'une eau. Il semble évident que le test de détection ou d'évitement le plus sensible dépend uniquement de poissons nageant activement. C'est pour cette raison que seulement un poisson à la fois se retrouvera dans notre aquarium. D'après la littérature, un test de dix minutes est rejeté quand un poisson est resté immobile pour plus de 90 secondes à un même endroit (Sprague, 1964). Ce critère d'élimination n'a pas été choisi mais a été remplacé par un autre qui exige qu'un poisson traverse au minimum trois fois la barrière imaginaire entre l'eau traité et non-traitée, sinon il est rejeté. Plus souvent qu'autrement, lorsque le poisson restait immobile, il le restait pour toute la durée du test donc il était

automatiquement exclu. L'entrée d'un poisson est définie quand plus de la moitié de la longueur du poisson traverse la limite imaginaire des deux eaux (Westlake et al., 1983).

Les paramètres mesurés dans les tests de comportement sont soit le temps de résidence, soit le compte séquentiel de localisation, soit l'activité ou soit une combinaison de tous ces paramètres. Les mesures de l'activité donnent des informations pertinentes sur les effets d'une susbtance sur le poisson mais elles ne constituent pas des prédictions exactes sur la préférence ou l'évitement, spécialement quand la substance affecte l'activité entière de l'organisme. Le temps de résidence est un paramètre de choix mais est plus efficace dans les cas où un ou une paire de poissons sont testés. Le compte de poissons localisés dans l'une ou l'autre des chambres par rapport au temps, est la seule méthode qui a été développée pour ce type de bioessai, le test d'évitement avec plusieurs poissons (Hartwell et al., 1986).

Les modèles quadratiques et la transformation en logarithme ont l'effet de linéariser les lignes de données. Cette technique de linéarisation est essentielle quand on teste une série de concentrations de plus en plus fortes. Par conséquent, les réponses sont des courbes et non des lignes. De plus, les expériences d'évitement ne devraient pas se terminer aussitôt que l'évitement est atteint, parce que plusieurs substances sont connues pour être évitées à de faibles concentrations et préférées à des concentrations plus élevées (Hartwell et al., 1986).

Chaque poisson est son propre témoin. Ces observations contrôles sont utilisées pour annuler les particularités inter-individuelles de comportement chez les poissons. Il faut comparer les valeurs contrôles aux valeurs expérimentales pour chaque poisson pour obtenir la donnée réelle concernant le bioindicateur (Westlake et al., 1983).

Des résultats clairs peuvent être attendus quand un spécimen est utilisé seulement une fois, pour une seule concentration. Dix réplicats par concentration sont recommandés (Scherer, 1979).

4.4.1 Détermination de l'intervalle de temps

La validité des procédures statistiques paramétriques sur des données résultant de tests d'évitement, a été mise à l'épreuve au sujet de l'indépendance des observations individuelles. Il semblerait que les comptes de poissons ou le temps de résidence, ne peuvent pas être groupés comme des observations indépendantes. Cependant, si le temps entre les observations est suffisamment long pour ne pas permettre de prédire la localisation du poisson selon sa position ultérieure, les observations peuvent être considérées comme indépendantes. Il semble que l'intervalle de 30 secondes est adéquate pour assurer l'indépendance des observations (Hartwell et al., 1986). On a donc décidé de vérifier l'indépendance de l'intervalle de temps de 30 secondes pour calibrer parfaitement le montage à l'aide du test X^2 et la table du nombre aléatoire.

Le test du chi-carré consiste à mesurer l'écart qui existe entre des fréquences observées et des fréquences théoriques et à tester si cet écart est suffisamment faible pour être imputable aux fluctuations d'échantillonnage (Scherer, 1984).

Le test X^2 est fondé sur la normalité des fréquences observées dans chacune des catégories. Il n'existe pas de consensus en ce qui concerne les valeurs limites de n à respecter, mais beaucoup d'auteurs suivent la règle de Cochran (1954). Cet auteur suggère que, pour les tableaux de contingence ayant un nombre de degrés de liberté supérieur à un, il est permis d'avoir certaines fréquences théoriques aussi faibles que un en autant que 80 % d'entre elles dépassent la valeur 5. Pour satisfaire cette condition il est parfois nécessaire de combiner des colonnes ou des lignes adjacentes. Toutefois, cette opération devra être évitée si l'interprétation des résultats devenait délicate ou confuse. Dans le cas particulier où $v = 1$, Cochran propose les règles suivantes (Scherer, 1984):

- si l'effectif total n est inférieur à 20, il faut appliquer la méthode exacte;

- si l'effectif total se situe entre 20 et 40 ($20 \leq n < 40$) et si toutes les fréquences théoriques s'avèrent supérieures ou égales à 5, le test est valide à condition d'appliquer la correction de continuité de Yates. En effet, les fréquences observées varient par saut d'une unité et leur approximation à la loi normale, qui

est continue, engendre une surévaluation systématique de la valeur du X^2. Pour corriger cette situation, Yates a proposé la correction suivante, dans le calcul de la valeur du X^2:

$$X^2 \text{ corrigé} = \Sigma\ ((|f_{obs.} - f_{th}| - 0,5)^2 / f_{th});$$

- si l'effectif total se situe entre 20 et 40 ($20 \leq n \leq 40$) et si certaines fréquences théoriques s'avèrent inférieures à 5, le test X^2 n'est plus valide. Il faut alors reprendre des données pour augmenter les effectifs et les fréquences théoriques ou appliquer la méthode exacte ou encore employer le test G qui s'avère un peu plus robuste que le test X^2;

- si l'effectif total est supérieur à 40 ($n > 40$), le test X^2 est valide à la condition que les proportions étudiées ne soient pas voisines de 0 ou de 1. Si tel était le cas, il faudrait appliquer la méthode exacte à nouveau.

La méthode exacte et le test G sont des tests similaires au test X^2 mais avec des calculs plus ou moins laborieux selon le test.

Le pré-test a été effectué à partir de trois poissons, trois ménés à nez noir. Premièrement, la position du poisson a été notée à toutes les 10 secondes en pensant augmenter la précision de la méthode. En second lieu, les données ont été regroupées pour obtenir des intervalles de temps de 20, 30, 40, 50 et 60 secondes. On a par la suite indiqué, sous

forme de quadrats, le nombre de fois où on retrouvait le poisson dans l'une ou l'autre chambre de l'aquarium. Un test a ensuite été effectué, soit un test du chi-carré, soit un test du chi-carré avec corrections de Yates, soit un test de G, soit la méthode exacte, selon les conditions remplies du test pour chaque intervalle de temps. Les résultats obtenus se résument au Tableau 15.

Tableau 15. Résultats des différents tests effectués sur divers intervalles de temps pour déterminer celui qui permet l'obtention d'observations indépendantes.

Temps	Poisson # 1	Poisson # 2	Poisson # 3
10 sec	H_1	H_1	H_1
20 sec (0)	H_0	H_1	H_0
20 sec (10)	H_0	H_0	H_1
20 sec moy.	H_0	H_1	H_1
30 sec (0)	H_1	H_0	H_0
30 sec (10)	H_0	H_0	H_0
30 sec (20)	H_1	H_0	H_0
30 sec moy.	H_1	H_0	H_0
40 sec (0)	H_0	H_0	H_0
40 sec (10)	H_0	H_0	H_0
40 sec (20)	H_0	H_0	H_0
40 sec (30)	H_1	H_0	H_0
40 sec moy.	H_0	H_0	H_0
50 sec (0)	H_0	H_0	H_0
50 sec (10)	H_0	H_0	H_0
50 sec (20)	H_0	H_0	H_0
50 sec (30)	H_0	H_0	H_0
50 sec (40)	H_0	H_0	H_0
50 sec moy.	H_0	H_0	H_0
60 sec (0)	H_0	H_0	H_0
60 sec (10)	H_0	H_0	H_0
60 sec (20)	H_0	H_0	H_1
60 sec (30)	H_0	H_0	H_0
60 sec (40)	H_0	H_0	H_0
60 sec (50)	H_0	H_0	H_0
60 sec moy.	H_0	H_0	H_0

H_0: La proportion de poissons dans chaque catégorie est identique, ce qui signifie l'indépendance des intervalles de temps.

H_1: La proportion de poissons dans une ou plusieurs catégorie(s) n'est pas identique, ce qui signifie la dépendance entre les intervalles de temps.

Si H_0 est acceptée, on accepte une erreur ß dont on ne connaît pas la valeur. Si H_1 est acceptée, on accepte une erreur α dont la valeur est de 0,05 ou 5 %.

Il apparaît donc, à la lumière des résultats, que les données prises à des intervalles de 40 secondes seront complètement indépendantes. L'intervalle de 30 secondes aurait pu également être choisi puisque seulement un poisson sur trois accepte l'hypothèse H_1 et qu'en plus la littérature est là pour confirmer nos dires. Mais on voulait s'assurer de la validité de nos observations, c'est pourquoi l'intervalle de 40 secondes a été choisi.

4.4.2 Détermination de l'effectif de l'échantillon

La détermination de l'effectif d'un échantillon s'est effectuée en vue de l'obtention d'une précision désirée grâce à des techniques d'optimisation. La formule utilisée par Scherer (1984) emploie le z qui obéit à une loi normale et qui est utilisé dans le cas de grands échantillons. Ce n'est cependant pas notre cas ici, avec un n = 3. Il est cependant possible de changer le z pour un t qui obéit à la loi de Student et se conforme au cas des petits échantillons. De plus, cette valeur de n donne la précision sur une distribution de moyenne et non une précision autour des observations. On a donc utilisé une formule semblable mais beaucoup moins complexe et qui fait intervenir seulement des notions de variance, moyenne et de précision.

$$n = S^2 / (D^2 \times \bar{X}^2)$$

Il faut donc 13 poissons pour obtenir une expérimentation statistiquement valable.

Il fallait également vérifier si 15 données (1 donnée à toutes les 40 secondes pendant 10 minutes de test) étaient suffisantes pour prendre une décision statistiquement valable concernant l'évitement. Ces 15 données constituent le nombre de fois où l'on a observé le poisson dans l'eau témoin et l'eau brute, et non le temps en minutes. Il est bien évident que si l'on obtient 7 données pour l'eau témoin contre 8 observations pour l'eau brute, on ne peut rien conclure parce que la différence entre les deux n'est pas suffisamment grande et est peut-être seulement une coincidence. Mais la différence entre 6 observations pour un type d'eau contre 9 pour l'autre, est-ce statistiquement différent?

Un test de conformité, le test X^2, a donc été effectué (Tableau 17). Une fois la distribution théorique choisie, il faut chercher si elle représente bien la distribution observée. Cette vérification se fait au moyen d'un test X^2 dont l'expression est (Scherer, 1984):

$$X^2 \text{ obs.} = \sum_{i=1}^{r} (f_{obs.i} - f_{th.i})^2 / f_{th.i}$$

L'expression permet de mesurer l'écart entre des répartitions et de savoir si cet écart est trop élevé pour être le fruit de fluctuations

d'échantillonnage (Scherer, 1984).

Le test X^2 s'avère très robuste. Il était souvent conseillé de ne pas avoir une fréquence théorique inférieure à cinq et de recourir au regroupement de classes adjacentes si ce minimum n'était pas rencontré. En pratique Cochran (1952) montra que ce conseil s'avérait trop strict et qu'un minimum d'une unité était suffisant si 80 % des classes avaient une fréquence supérieure ou égale à cinq (Scherer, 1984).

Tableau 16. Test de conformité sur des observations hypothétiques pour déterminer la paire d'observations statistiquement différente.

Observations	f	f*	f-f*	(f-f*)²	(f-f*)²/f*
8 observ. 7 observ.	53 47	50 50	3 3	9 9	0,18 0,18 ------ Xc = 0,36
9 observ. 6 observ.	60 40	50 50	10 10	100 100	2,00 2,00 ------ Xc = 4,00
10 observ. 5 observ.	67 33	50 50	17 17	289 289	5,78 5,78 ------ Xc= 11,56

La valeur théorique de X^2, fournie dans la table, est de 3,84 à un degré de liberté et $\alpha = 0,05$. Lorsque le X^2 théorique est plus petit que le X^2 calculé, la différence entre les deux observations est statistiquement significative. On voit très bien, selon le Tableau 16, qu'il n'y a pas de différence significative entre 7 et 8 observations. Par contre, si on note que le poisson s'est trouvé 9 fois dans l'eau témoin, c'est qu'il y a réellement évitement.

4.4.3 Traitement des résultats

Par la suite, l'expérimentation a débuté. Comme on l'a expliqué ultérieurement, la turbidité était trop forte pour tester les poissons face à un polluant car l'évitement aurait pu être causé par plusieurs facteurs autres que le polluant. Cependant, le traitement des résultats se ferait à l'aide de l'analyse de variance à un critère de classification.

4.4.3.1 Analyse de variance à un critère de classification.

Cette méthode, très féconde et originale, s'applique indifféremment aux grands et aux petits échantillons. Elle présente l'avantage, sur le test t, de vérifier en un seul test si les différences observées au niveau des moyennes d'un ensemble de k échantillons sont imputables aux fluctuations d'échantillonnage ou non.

Cet avantage est évidemment nul dans le cas de deux échantillons (k = 2), mais il croît rapidement quand k augmente. En effet, avec 3 échantillons, il faut appliquer 3 fois le test t pour comparer deux à deux les moyennes; avec quatre échantillons il faut l'appliquer 6 fois et ainsi de suite.

Non seulement le test t s'avère laborieux à calculer mais il devient

inapproprié dans certaines circonstances. En effet, si l'hypothèse principale H_0 est vraie et si l'on adopte un seuil de signification de 5 % (α = 0,05), pour 7 échantillons, on rejette une fois sur 20 l'hypothèse d'égalité des moyennes alors qu'elle devrait être acceptée. Or, en appliquant le test t, 21 comparaisons sont nécessaires et à 21 occasions on a une chance sur 20 de commettre une erreur de type 1. Finalement, dès que l'on compare 3 moyennes et plus, le test t n'est plus approprié et l'emploi de l'analyse de variance à un critère de classification s'impose (Scherer, 1984).

L'analyse de variance suppose l'égalité des variances et la normalité des populations d'origine. Si les échantillons présentent des effectifs égaux ou du même ordre de grandeur, l'analyse de variance est alors un test très robuste qui supporte de fortes hétérogénéités de variance. Le défaut de normalité des populations n'affecte pas les résultats du test dans la mesure où l'asymétrie et la kurtose ne s'écartent pas trop de zéro et de trois respectivement. Si les conditions d'application s'avéraient être sévèrement violées, une transformation de variables ($\sqrt{x}$, log x, arcsin x, etc.) serait nécessaire et si ce remède n'améliorait pas la situation, un test non paramétrique s'imposerait (test Kruskal-Wallis) (Scherer, 1984).

Le test d'évitement a donc été effectué avec la turbidité. On a recalculé l'effectif de l'échantillon en vue de l'obtention d'une précision désirée. L'effectif théorique est de 6 poissons tandis que 8 ont été testés. Pour traiter les résultats, l'analyse de variance

n'était plus nécessaire puisqu'il n'y avait que deux moyennes à comparer, celle de l'eau brute et celle de l'eau témoin. On a donc procéder à un test de comparaison de moyennes de deux petits échantillons indépendants, le test de t.

4.4.3.2 Test de t

La variable centrée réduite n'obéit plus à une loi normale mais plutôt à une loi de Student à $(n_1 + n_2 - 2)$ degrés de liberté (Scherer, 1984).

Le test t suppose que les deux échantillons indépendants sont extraits de deux populations normales d'égale variance. Heureusement, de nombreuses études ont montré que le test t est suffisamment robuste pour supporter une violation importante des conditions d'application. En effet, dans la mesure où les effectifs n_1 et n_2 sont égaux ou presque, et si l'on emploie un test bilatéral au seuil de signification de 1 % (α = 0,01), les deux distributions peuvent s'éloigner de la normalité et les deux variances peuvent légèrement différer. On recommande parfois de tester l'hypothèse d'égalité des variances avant de procéder à un test t. Si les variances s'avèrent inégales, il est préférable de faire appel à un test t modifié (Scherer, 1984).

CHAPITRE V - PRESENTATION ET DISCUSSION DES RESULTATS

Lors de l'expérimentation, la turbidité était trop élevée pour effectuer le test avec un polluant chimique du genre sulfate de zinc. On a donc décider de faire un test et de vérifier uniquement si le poisson était capable d'éviter la turbidité et le fer contenu dans l'eau. Il semble que la concentration en fer n'était pas suffisamment forte (0,58 ppm) pour causer un évitement aussi prononcé. Comme on l'a expliqué ultérieurement, on a procédé au test avec huit poissons, noté à chaque 40 secondes, la position du poisson à savoir s'il était dans l'eau brute ou l'eau témoin. Par la suite, à partir des observations, le temps total passé dans l'eau témoin a été déduit. Les résultats sont regroupés dans le Tableau 17.

Tableau 17. Nombre d'observations et temps (min) passés dans l'eau de la rivière des Mille-Iles (eau brute) et l'eau témoin pour les huit poissons testés.

no. poissons	Nombre d'observations	temps
1- eau brute	8	5,3 min
eau témoin	6	4,0 min
2- eau brute	15	10,0 min
eau témoin	0	0,0
3- eau brute	0	0,0 min
eau témoin	15	10,0 min
4- eau brute	0	0,0 min
eau témoin	13	8,7 min
5- eau brute	1	0,7 min
eau témoin	10	6,7 min
6- eau brute	1	0,7 min
eau témoin	12	8,0 min
7- eau brute	0	0,0 min
eau témoin	15	10,0 min
8- eau brute	0	0,0 min
eau témoin	13	8,7 min

La comparaison des moyennes entre le temps passé dans l'eau de la rivière des Mille-Iles et l'eau témoin s'est effectuée par un test de t. D'après le test, le temps moyen passé entre l'eau brute et l'eau témoin ainsi que le nombre moyen d'observations entre ces deux types d'eau, sont différents puisque la valeur calculée est plus grande que la valeur théorique. Même sans traiter les résultats, les conclusions ressortent clairement puisque 75 % des poissons ont montré un évitement significatif, c'est-à-dire que la position du poisson dans l'eau témoin

est observée et notée 9 fois ou plus (selon le test de conformité discuté à la section 4.4.2) ou pendant 6 minutes ou plus (Fig. 32).

Les résultats démontrent de façon évidente que le méné bleu est capable d'éviter un polluant et exhibe un comportement positif face à un choix quelconque.

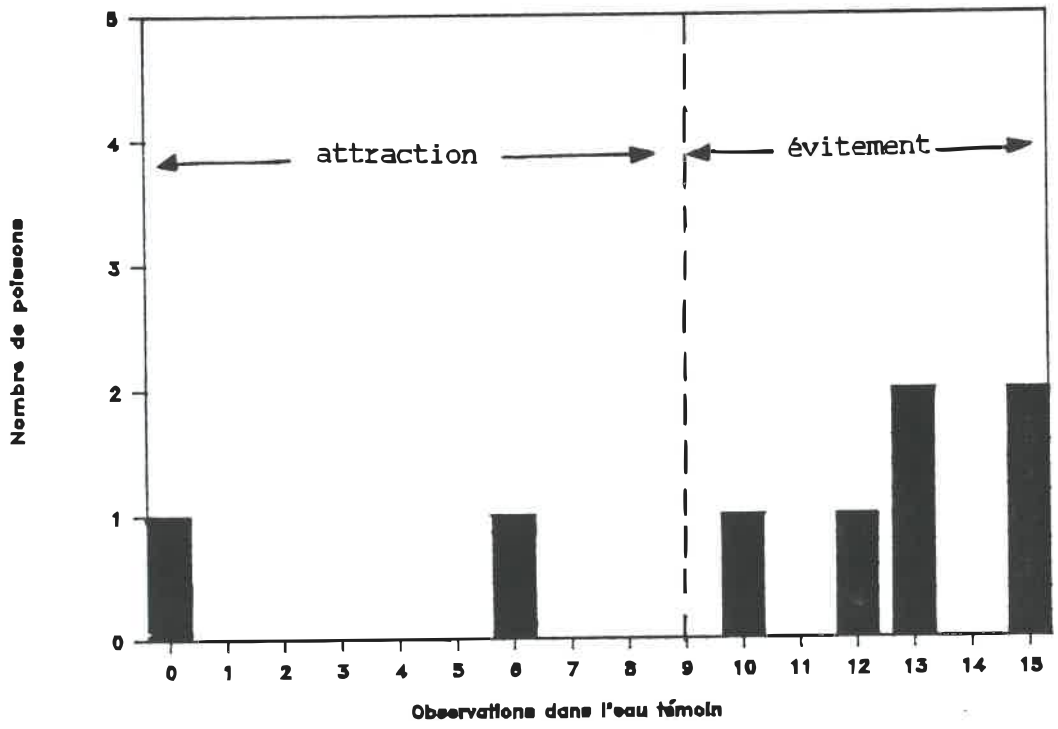


Figure 32. Histogramme du nombre de poissons en fonction du nombre d'observations dans l'eau témoin.

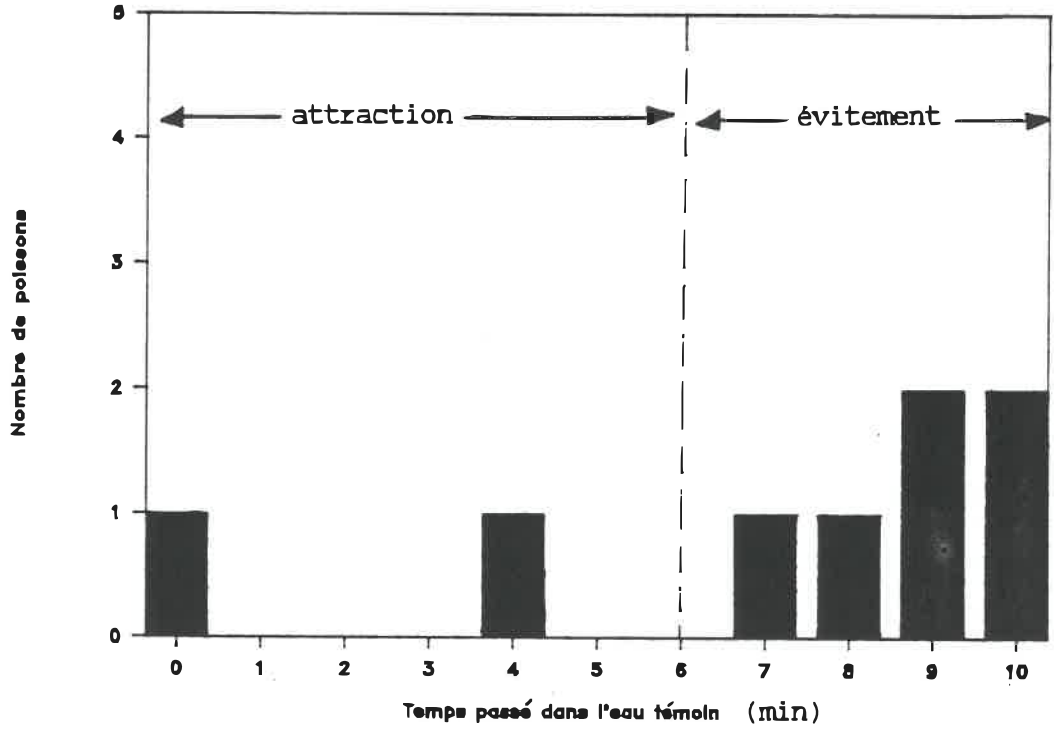


Figure 33. Histogramme du nombre de poissons en fonction du temps (min) passé dans l'eau témoin.

Pour ce qui est des Figures 32 et 33, on devrait normalement mettre en ordonnée le nombre de fois où l'on observe le poisson dans l'eau non-traitée (15 maximum) ou le temps total (10 minutes) passé dans l'eau témoin, et en abscisse les différentes concentrations, sans oublier le contrôle. Puisqu'il n'y a pas eu de test avec plusieurs concentrations différentes, les Figures 32 et 33 sont proposées comme forme de présentation des résultats.

Dans les paragraphes suivants, on explique le pourquoi de certains faits et les améliorations au montage.

L'utilisation de truites arc-en-ciel sur un système utilisant l'eau de la rivière des Mille-Iles, est à éviter et même à oublier, à moins d'améliorations majeures. Ce n'est pas la teneur en oxygène dissous ni le pH qui limitent l'utilisation de truites, car l'eau de la rivière des Mille-Iles est suffisamment saturée et neutre, mais plutôt la température élevée de l'eau en été. La truite arc-en-ciel peut tolérer jusqu'à une température de 20 °C (Landry, 1980), quand une température de 31 °C de l'eau de la rivière des Mille-Iles a déjà été enregistrée à l'été 1988. **Deuxièmement**, les eaux ferrugineuses ne conviennent pas comme type d'eau piscicole pour les truites arc-en-ciel (Paulhus, 1972) et l'eau de la rivière des Mille-Iles est une eau de ce type. **Troisièmement**, l'hydroxyde de fer est toxique à des concentrations supérieures à 0,9 ppm (Landry, 1980), et l'eau de la rivière a déjà atteint 1,5 ppm de fer en novembre 1988. Donc, comme on peut le constater, rien n'avantage l'utilisation de truites.

L'installation du montage à l'eau décantée en remplacement à la prise d'eau brute, permettrait de contourner la turbidité et la concentration en fer élevées de l'eau brute. La décantation enlève plus de 60 % de la matière organique et plus de 90 % de la matière en suspension. Ainsi, une quantité non-négligeable de polluants toxiques contenus dans l'eau sont éliminés. Par exemple, si un test d'évitement est positif (présence de toxiques) à l'eau brute, il est possible que

ce même test soit **négatif** (absence de toxiques) à l'eau décantée. Ce qui importe, à l'usine de filtration de Ste-Rose en ce qui concerne le traitement de l'eau potable, est de savoir quand il faut arrêter la production de l'eau et ce, en dernier recours évidemment; c'est-à-dire lors de la présence de polluants dangereux dans l'eau brute. Selon l'avis d'un expert chimiste, si le test à l'eau décantée est **négatif** même quand le test à l'eau brute est **positif**, il est possible de continuer à produire de l'eau potable car le polluant a été enlevé par la décantation. Si le test à l'eau décantée est **positif** (présence de toxiques) et que ce n'est pas une fausse-alarme, alors il est impérieux d'arrêter la production de l'eau car sauf pour la filtration sur charbon actif biologique, il n'existe pas de barrière pour enlever le polluant en cause (ex. cyanure ou mercure en solution dans l'eau). Par ces améliorations, l'utilisation de truites pourrait peut-être être possible, car seule la température est un obstacle à son utilisation.

Pour pallier à cet inconvénient, et si l'on veut que le montage soit fonctionnel en été, il faudra songer à la réfrigération soit de la pièce, soit des deux types d'eaux par des bassins de réserve de dimension importante. La réfrigération parallèle des deux types d'eaux est essentielle puisque sinon le poisson peut alors éviter une température et non un polluant, et de plus, la différence de densités entre une eau réfrigérée et une autre qui ne l'est pas, peut complètement déstabiliser le courant laminaire du test d'évitement.

L'utilisation d'un poisson indigène à la rivière des Mille-Iles

s'est avéré un choix judicieux pour répondre aux exigences du montage en place. Le méné bleu (Notropis spilopterus) est un bioindicateur efficace puisqu'il est capable, grâce à son comportement, de choisir un type d'eau plutôt qu'un autre selon la toxicité ou les conditions de survie rencontrées par chacun de ces types d'eaux. De plus, le méné bleu est indigène à la rivière des Mille-Iles et plus précisément à la zone 3, zone où se retrouve l'installation de l'usine de filtration de Ste-Rose. Cependant, le maintien en captivité de ce méné implique parallèlement la culture de crustacés microscopiques puisque le méné bleu ne semble pas être en mesure de se nourrir de nourriture commerciale (flocons d'algues).

Le méné à nez noir (Notropis heterolepis) est aussi un très bon choix de bioindicateur et ne nécessite pas la culture de crustacés microscopiques comme son confrère N. spilopterus.

Si l'utilisation de plus gros poissons (> 7 cm) est nécessaire, ou si l'on veut absolument diminuer le débit pour avoir une plus grande marge de manoeuvre face à la limite supérieure du courant laminaire, sans toutefois diminuer la profondeur de l'eau dans l'aquarium, il faudra penser à diminuer la surface de sortie d'eau des déflecteurs. On devra cependant être très prudent pour ne pas déstabiliser le courant laminaire et ce, en diminuant proportionnellement et de façon correspondante la surface des déflecteurs de chaque chambre.

Pour l'utilisation immédiate du montage, il faut, lorsque le poisson

se retrouve dans l'aquarium, le tester; c'est-à-dire, exécuter une seule fois la procédure du test proposée à la section 4.1.2. Il faut vérifier la capacité de détection d'un polluant chez le poisson et éviter de prendre un bioindicateur qui serait continuellement du côté de l'eau de la rivière des Mille-Iles ce qui entraînerait une fausse-alarme. Ainsi, on observe le poisson durant la période de familiarisation, la période contrôle et lors de l'injection de plusieurs concentrations de polluant. On compare ensuite les résultats pour voir si le poisson a évité ou non, etc. Si oui, on continue le suivi avec ce poisson sinon, on en teste un autre. Ce pré-suivi dure deux heures trente au maximum. Il est cependant essentiel qu'il soit effectué.

Il est également nécessaire d'effectuer des tests plus élaborés surtout en ce qui concerne les polluants qui sont potentiellement retrouvés dans la rivière des Mille-Iles. L'utilisation directe d'effluents industriels dans le test d'évitement, après avoir déterminé leur LC_{50} 96 heures, serait encore plus efficace pour détecter des concentrations potentiellement toxiques en provenance de ces effluents. Ainsi les données obtenues du test seraient encore plus précieuses et difficiles à contrecarrées.

Le test de polluants comme le cuivre et le zinc, qui possèdent des normes esthétiques au niveau de l'eau potable mais qui sont toxiques pour les poissons, met en lumière le fait qu'une alarme "vraie" pour le poisson est peut-être "fausse" pour l'être humain. Par exemple, 1,0 mg/L de cuivre dans l'eau potable destinée à la consommation humaine

est acceptable, mais est toxique pour la plupart des poissons. Ainsi, si une alarme se déclenche, le premier test à faire consiste à vérifier si se sont les polluants "esthétiques" ou autres polluants plus dangereux qui sont en cause. Mais on suppose qu'un poisson indigène à un milieu est capable de supporter les conditions stressantes de son milieu et devrait réellement éviter qu'à des conditions extrêmes.

D'autres systèmes basés sur la capacité natatoire de certains poissons, dont la truite arc-en-ciel, sont aussi disponibles (ex.: Ville de Calgary). La Ville de Laval pourrait également songé à expérimenter ce système, qui est beaucoup moins complexe que celui présenté ici, surtout en ce qui concerne l'automatisation. De plus, le montage de natation est déjà fonctionnel ailleurs au pays et la possibilité de s'y référer ou d'y avoir accès est également un avantage pour ce système, contrairement à celui du test d'évitement ou nul part ailleurs il a été mis en place de façon continue.

CHAPITRE VI - CONCLUSION

Le montage élaboré au cours de ces deux années est maintenant fonctionnel, si l'on exclu la section de l'automatisation informatisée, puisque le courant laminaire existant est stable et le test effectué avec les poissons a été positif. En ce qui concerne l'automatisation, l'appareil informatique devra subir des essais futurs puisque les travaux ne sont pas encore complètement terminés. Des tests dynamiques devront être effectués à l'aide du montage pour vérifier l'efficacité de la prise de données, du traitement des données et de la retransmission de cette information à l'écran du moniteur.

En ce qui concerne la truite arc-en-ciel, elle n'est pas un bon choix de bioindicateur pour le montage en place parce qu'elle a des conditions de survie trop exigeantes et elle éviterait constamment l'eau brute même sans présence de polluants. Elle ne pourrait donc pas effectuer un test d'évitement valable.

Il est évident que le méné bleu (Notropis spilopterus) est un bon choix de bioindicateur parce qu'il est capable d'évitement et également il est indigène à la rivière des Mille-Iles, plus précisément à la zone 3, zone où se retrouve l'installation de l'usine de filtration de Ste-Rose. Néanmoins, sa captivité exige une culture de crustacés microscopiques qui désavantage considérablement son choix.

Le méné à nez noir (Notropis heterolepis) est aussi un très bon choix de bioindicateur si la possibilité d'une culture de crustacés microscopiques pour nourrir N. spilopterus est exclue.

L'installation du système sur l'eau décantée (à la place de l'eau brute) permettrait de contourner la turbidité et la concentration en fer élevées de l'eau brute. Ce qui est important à l'usine de filtration de Ste-Rose en ce qui concerne le traitement de l'eau potable, est de savoir quand il faut arrêter la production de l'eau; en dernier recours naturellement, c'est-à-dire lorsqu'un polluant se retrouve dans l'eau brute. Ainsi, si un test à l'eau décantée est positif, alors il est essentiel d'arrêter la production de l'eau car sauf pour la filtration sur charbon actif biologique, il n'existe pas de barrière pour enlever le polluant en cause (ex. cyanure ou mercure en solution dans l'eau).

Si cette amélioration majeure et la plus importante de celles énumérées, était effectuée, l'utilisation de truites arc-en-ciel serait possible à condition de réfrigérer soit la pièce, soit des bassins de réserve d'eau de dimension importante. L'utilisation de ménés, quelle que soit l'espèce, ne nécessite pas cette réfrigération.

Il est également nécessaire que le pré-suivi soit effectué avant de laisser le bioindicateur en permanence dans l'aquarium. Ce pré-suivi permet de connaître la qualité du bioindicateur face au choix d'un polluant quelconque.

Des tests plus élaborés devront être effectués sur les polluants "esthétiques", pour connaître leur seuil d'évitement chez le méné et également sur les polluants qui sont potentiellement retrouvés dans la rivière des Mille-Iles. L'utilisation directe d'effluents industriels dans le test d'évitement, après avoir déterminé leur LC_{50} 96 heures, serait encore plus efficace pour détecter des concentrations potentiellement toxiques en provenance de ces effluents. Ainsi, les données obtenues du test seraient encore plus précieuses et difficiles à contrecarrées parce qu'elles tiennent réellement compte de la toxicité et de la synergie de l'ensemble des polluants regroupés en un seul.

Ainsi, une fois l'automatisation terminée et testée, le test d'évitement élaboré ici sera un bioessai d'avant-garde puisqu'aucun suivi biologique en continu, installé en usine, n'existe encore au Québec.

RECOMMANDATIONS

La recommandation majeure et la plus importante, quel que soit le bioindicateur choisi, consiste à changer la prise de l'eau brute pour une prise d'eau à l'eau décantée. Cette amélioration majeure permettrait d'éviter la forte turbidité et les concentrations en fer élevées rencontrées au printemps et à l'automne. De cette façon, plusieurs "fausse-alarmes" pourront être évitées.

En ce qui concerne le choix du bioindicateur, le méné à nez noir (Notropis heterolepis) mérite la première place, si l'amélioration majeure citée ultérieurement ne peut être effectuée ou encore si la réfrigération n'est pas possible. De plus, son choix est favorisé parce qu'il ne nécessite pas de culture de crustacés microscopiques contrairement au méné bleu (Notropis spilopterus).

Il est primordial de tester les polluants "esthétiques" et les polluants potentiellement retrouvés dans la rivière des Mille-Iles, puisque la littérature concernant les seuils d'évitement de certains polluants chez le méné, particulièrement le méné à nez noir, est quasi ou complètement inexistante. Il ne faut pas oublier, en second lieu, de déterminer la LC_{50} 96 heures de rejets d'effluents industriels parce qu'ils sont, au niveau de la recherche, très importants et très peu ont été effectués jusqu'à maintenant.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Anestis, I. et Neufeld, R.J. (1986). Avoidance-preference reactions of rainbow trout (Salmo gairdneri) after prolonged exposure to chromium (VI). Water Research, 20 (10): 1233-1241.

Beitinger, T.L. et Freeman, L. (1983). Behavioral avoidance and selection responses of fishes to chemicals. Residue Reviews, 90: 35-56.

Black, J.A. et Birge, W.J. (1980). An avoidance response bioassay for aquatic pollutants. Research Report No. 123. University of Kentucky, Water Resources Research Institute, Lexington, Kentucky, pp. 43.

Bogardus, R.B., Boies, D.B., Teppen, T.C. et Horvath, F.J. (1978). Avoidance of monochloramine: test tank results for rainbow trout, coho salmon, alewife, yellow perch and spottail shiner. Environmental Impact and Health Effects, 2: 149-161.

Bonhomme, J.-P. (1988). Le St-Laurent: un dépotoir industriel. La Presse, Montréal, 7 mai 1988, p. B-1 et B-4.

Cairns, J.Jr. (1981). Biological monitoring. Part VI - Future needs. Water Research, 15: 941-952.

Cairns, J.Jr., Dickson, K.L. et Westlake, G.F. (1975). Continuous biological monitoring to establish parameters for water pollution control. Progress in Water Technology, 7 (5/6): 829-841.

Cairns, J.Jr., Sparks, R.E. et Waller, W.T. (1970a). Biological systems as pollution monitors. Residue Reviews, 9 (70): 22-24.

Cairns, J.Jr. et Van Der Schalie, W.H. (1980). Biological monitoring. Part I - Early warning systems. Water Research, 14 (9): 1179-1196.

Cherry, D.S. et Cairns, J.Jr. (1982). Biological monitoring. Part V - Preference and avoidance studies. Water Research, 16: 263-301.

DeGraeve, G.M. (1982). Avoidance response of rainbow trout to phenol. Progressive Fish-Culturist, 44 (2): 82-87.

Delisle, C.E. (1987). Notes de cours "Hydraulique urbaine et environnement" 1.426 (1ère édition) Partie environnement. Département de génie civil. Ecole Polytechnique de Montréal. Septembre 1987, # 1456.

Desjardins, R. (1988). Le traitement des eaux. Editions de l'Ecole Polytechnique de Montréal, Université de Montréal, Montréal, p. 366.

Environnement Canada. (1984). Inventaire des connaissances sur les sources de pollution dans le fleuve St-Laurent - Tronçon Cornwall - Sorel. Ministère de l'environnement du Canada, Service de protection de l'environnement, Envirodoq # 870085, pp.68

Environnement Canada. (1987). Données sur les eaux de surface - Québec - Surface water data 1986. Direction générale des eaux intérieures. Région du Québec. Quantité et Qualité de l'eau. Longueuil (Québec), Canada, pp. 49.

Environnement Canada. (1988). Données sur les eaux de surface - Québec - Surface water data 1987. Direction générale des eaux intérieures. Région du Québec. Quantité et Qualité de l'eau. Longueuil (Québec), Canada, pp. 55.

Giattina, J.D. et Garton, R.R. (1983). A review of the preference-avoidance response of fishes to aquatic contaminants. Residue Reviews, 87: 44-90.

Giattina, J.D., Garton, R.R. et Stevens D.G. (1982). Avoidance of copper and nickel by rainbow trout as monitored by a computer-based data acquisition system. Transactions of the American Fisheries Society, 111 (4): 491-504.

Gruber, D., Cairns, J.Jr., Dickson, K.L., Hendricks, A.C., Cavell, M.A., Landers, J.D.Jr., Miller, W.R. III et Showalter, W.J.Jr. (1978). The construction, development, and operation of a fish biological monitoring system. Virginia Polytechnic Institute and State University, Center for Environmental Studies, Blacksburg, Virginia, pp. 79.

Hartwell, S.I., Jin, H.J., Cherry, D.S. et Cairns, J.Jr. (1986). Evaluation of statistical methods for avoidance data of schooling fish. Hydrobiologia, 131 (1): 63-76.

Hoglund, L.B. (1951). A new method of studying the reactions of fishes in stable gradients of chemical and other agents. Oikos, 3 (2): 247-267.

Ishio, S. (1965). Behaviour of fish exposed to toxic substances. Advances in Water Pollution Research, Proc. 2nd Int. Conf. Water Poll. Res., Tokyo, August, 1964, Pergamon Press, London, 1: 19-33.

Kleerekoper, H. (1977). Some monitoring and analytical techniques for the study of locomotor responses of fish to environmental variables. Dans: Biological monitoring of water and effluent quality, ASTM STP 607, John Cairns, Jr., K. L. Dickson, and G.F. Westlake, Eds., American Society for Testing and Materials, pp. 110-120.

Landry, P. L. (1980). Aménagement d'eaux à truites. Editions La Liberté Ste-Foy, Québec. p. 235.

Larrick, S.R., Dickson, K.L., Cherry, D.S. et Cairns, J.Jr. (1978). Determining fish avoidance of polluted water. Hydrobiologia, 61 (3): 257-265.

Legendre, V., Mongeau, J.-R., Leclerc, J. et Brisebois, J. (1980). Les salmonidés des eaux de la Plaine de Montréal. 1. Historique, 1534-1977. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Rapport Technique, no. 06-27, pp. 280.

Letendre, S. (1987). Etude du comportement des filtres à charbon actif biologique d'une station de production d'eau potable en climat froid. M. Sc. A. Université de Montréal, Montréal, Québec, 149 pp.

Mongeau, J.-R. et Massé, G. (1976). Les poissons de la régions de Montréal, la pêche sportive et commerciale, les ensemencements, les frayères, la contamination par le mercure et les BPC. Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Rapport Technique # 06-13, Bibliothèque Nationale du Québec, p 2-248.

Paulhus, J.-P. (1972). Les bassins de pisciculture. Service de la faune du Québec, Bulletin # 15, Chef de la Division de Pisciculture, Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Québec, Canada.

Scherer, B. (1984). Biostatistique. Gaëtan Morin éditeur, Chicoutimi, Québec, Canada, 850 pp.

Scherer, E. (1977). Behavioural assays - principles, results and problems. Proc. of the 3rd Aquatic Toxicity Workshop, Halifax, N.S., Nov. 2-3, 1976. Environmental Protection Service Technical Report no. EPS-5AR-77-I, Halifax, Canada, pp. 33-40.

Scherer, E. (1979). Avoidance testing for fish and invertebrates. Dans: Toxicity tests for freshwater organisms, Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences (44), édité par E. Scherer, Département des Pêches et Océans, Winnipeg, Manitoba, p. 160-170.

Scherer, E. et Nowak, S. (1973). Apparatus for recording avoidance movements of fish. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 30: 1594-1596.

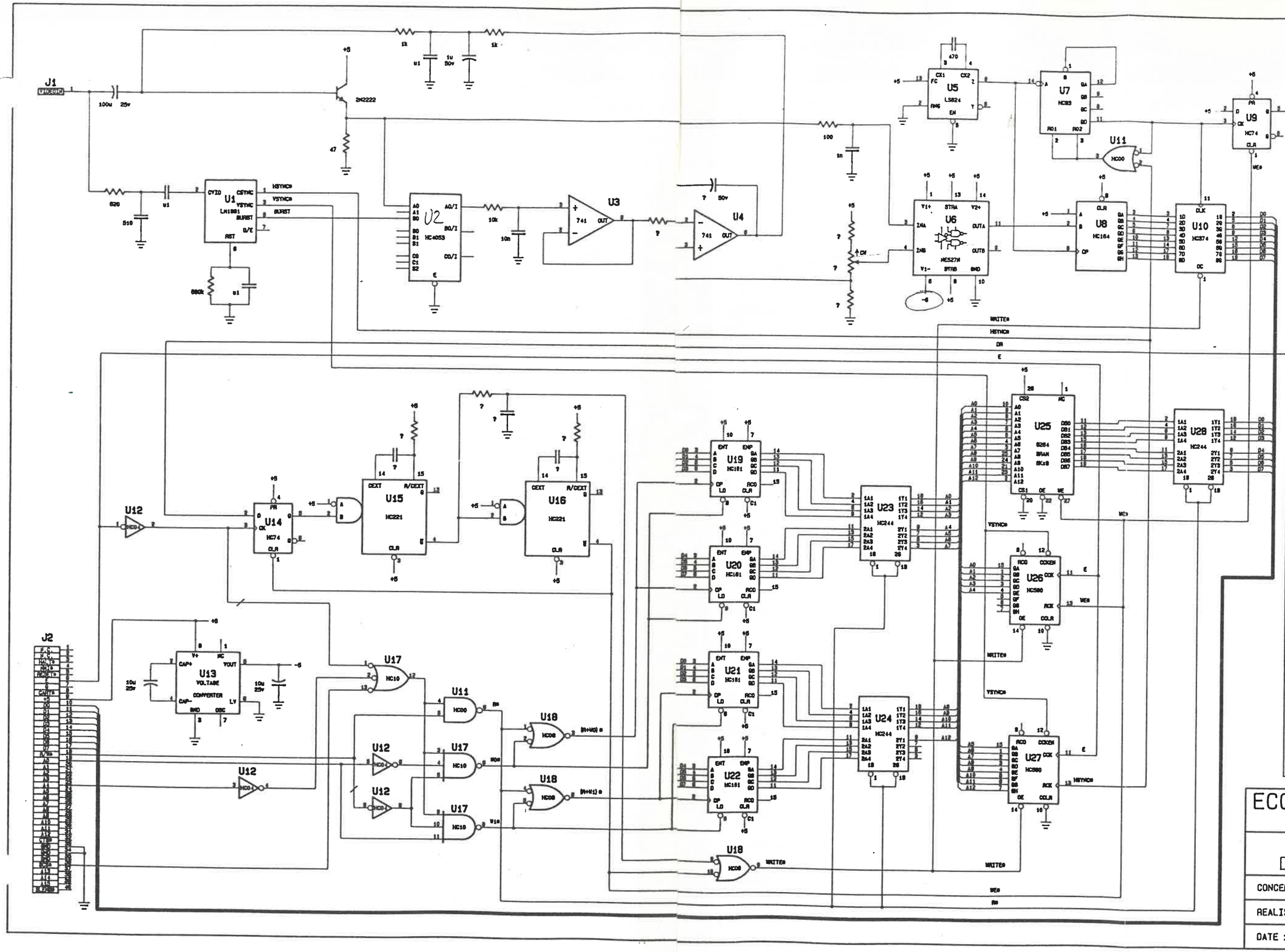
Sprague, J.B. (1964). Avoidance of copper-zinc solutions by young salmon in the laboratory. Journal of the WPCF, 36 (8): 990-1004.

Sprague, J.B. (1968). Avoidance reactions of rainbow trout to zinc sulphate solutions. Water Research, 2: 367-372.

Westlake, G.F. et Lubinski, K.S. (1976). A chamber to monitor the locomotor behavior of free swimming aquatic organisms exposed to simulated spills. Dans: Proceedings of the 1976 National Conference on Control of Hazardous Material Spills, Avril 25-28. New Orleans, LA, pp. 64-69.

Westlake, G.F., Sprague, J.B., Hines, R.J. et Brown, I.T. (1983). Sublethal effects of treated liquid effluent from a petroleum refinery. III. Avoidance and other locomotor responses of rainbow trout. Aquatic Toxicology, 4 (3): 235-245.

ANNEXE A



	NUMERO	DESCRIPTION	-5	GND	+5
U1	LM1881	VIDEO SYNC SEPARATOR		4	8
U2	74HC4053	ANALOG MULTIPLEXER		8	16
U3	741	OP-AMP			
U4	741	OP-AMP			
U5	74LS624	VCO		1,7	8,14
U6	NE527N	COMPARATOR	8	10	1,14
U7	74HC283	BINARY COUNTER		10	5
U8	74HC164	8-BIT SHIFT REGISTER		7	14
U9	74HC74	DUAL D-TYPE FLIP-FLOP		7	14
U10	74HC374	OCTAL D-TYPE FLIP-FLOP		10	20
U11	74HC00	QUAD 2-INPUT NAND		7	14
U12	74HC04	HEX INVERTER		7	14
U13	ICL7660	VOLTAGE CONVERTER		3	8
U14	74HC74	DUAL D-TYPE FLIP-FLOP		7	14
U15	74HC221	DUAL MONOSTABLE MULTI.		8	16
U16	74HC221	DUAL MONOSTABLE MULTI.		8	16
U17	74HC10	TRIPLE 3-INPUT NAND		7	14
U18	74HC08	QUAD 2-INPUT AND		7	14
U19	74HC161	4-BIT BINARY COUNTER		8	16
U20	74HC161	4-BIT BINARY COUNTER		8	16
U21	74HC161	4-BIT BINARY COUNTER		8	16
U22	74HC161	4-BIT BINARY COUNTER		8	16
U23	74HC244	OCTAL BUF./LINE DRIVER		10	20
U24	74HC244	OCTAL BUF./LINE DRIVER		10	20
U25	6264	SRAM 8Kx8		14	28
U26	74HC580	8-BIT BI. COUN. 3 STATE		8	16
U27	74HC580	8-BIT BI. COUN. 3 STATE		8	16
U28	74HC244	OCTAL BUF./LINE DRIVER		10	20

ECOLE POLYTECHNIQUE
SECTION ELECTRONIQUE

SCHEMA DU POISSON D'APRIL

CONCEPTION : G.E.APRIL

REALISATION : G.DECARIE

DATE : 1 AVRIL 1989

FEUILLE 1 DE 2

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL
3 9334 00290747 3