

DFO - Library / MPO - Bibliothèque



14015239

Les indicateurs d'effets sous-létaux
de contaminants aquatiques et les
bioindicateurs du Saint-Laurent

Rapport final

QH
541.15
.I5
P76



193554



Les indicateurs d'effets sous-létaux
de contaminants aquatiques et les
bioindicateurs du Saint-Laurent

Rapport final

présenté au

Ministère des Pêches et Océans Canada
Institut Maurice Lamontagne
Mont-Joli, Qc.

par

PROCEAN
945, chemin Ste-Foy
Québec, Qc.
G1S 2L3

QH
541.15
.I5
P46

Mars 1989

AVANT PROPOS

Ce rapport a été préparé par la firme PROCEAN de Québec à la demande de la Division Habitat du poisson du Ministère des Pêches et Océans, Institut Maurice Lamontagne (contrat FP 707-8-6789). Le personnel scientifique et technique qui a participé à la réalisation de ce mandat est:

Robert Vaillancourt, chargé de projet

Daphné Vézina, biologiste

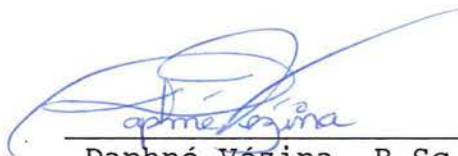
Monique Gagnon, conseillère scientifique

Frédéric Willème, technicien

Marie-France Richard, secrétaire



Robert Vaillancourt, M.Sc.
Chargé de projet



Daphné Vézina, B.Sc.
Biologiste

REMERCIEMENTS

Plusieurs membres d'organismes gouvernementaux et privés nous ont apporté leur concours lors de la préparation de ce rapport. Sans leur collaboration, il n'aurait pas été possible de réaliser cette étude sous sa forme actuelle. Nous tenons à les remercier. Il s'agit de:

- | | |
|-----------------------|--------------------------------------|
| - George Dixon | Université de Waterloo |
| - John Carey | National Water research
Institute |
| - Harm Sloterdijk | Centre Saint-Laurent |
| - Christine Bishop | National Water Research
Institute |
| - Peter Hodson | National Water Research
Institute |
| - Yves Roy | Eco-Recherches |
| - Christian Blaise | Laboratoire Capitaine Bernier |
| - Perry Anderson | Université Concordia |
| - Pierre Couture | INRS-eau |
| - Claude Thellen | Environnement Québec |
| - Raymond Van Coillie | Centre Saint-Laurent |

Nous tenons également à remercier le personnel des bibliothèques de l'Université Laval, de l'INRS-eau, du CRIQ, de l'Université McGill, de l'Université Concordia, de l'UQAM, de l'Université de Montréal et du National Water Research Institute.

Table des matières générale

	Page
Avant propos	i
Remerciements	ii
Tables des matières générale	iii
Partie 1, Les indicateurs d'effets sous-létaux	1
Partie 2, Les espèces bioindicatrices	81
Partie 3, Scénario général d'échantillonnage et d'analyse	146
Bibliographie	152
Annexe 1 Personnes ressources rencontrées	
Annexe 2 Liste des fiches	
Glossaire	

Partie 1

Les indicateurs d'effets sous-létaux

Résumé

Cette étude vise à effectuer une synthèse critique de l'information existante portant sur les indicateurs d'effets sous-létaux des contaminants en milieu aquatique et de déterminer l'applicabilité de méthodes de biomonitoring sur les organismes des habitats aquatiques et semi-aquatiques du réseau Saint-Laurent. Vingt-neuf (29) méthodes ont été ainsi répertoriées, couvrant des indicateurs de l'état de santé des organismes au point de vue biochimique, physiologique, de la tératogénécité et du succès reproducteur, de la croissance planctonique, de la génotoxicité et de mutagénécité ainsi qu'au point de vue comportemental.

Suite à l'analyse des méthodes répertoriées, nous recommandons 3 niveaux d'intervention: 1- observations générales sur la condition physique des organismes (indicateurs physiologiques généraux); 2- mesure des indicateurs de la tératogénécité et du succès reproducteur; 3- tests biochimiques et physiologiques spécifiques. Les tests recommandés permettront de couvrir les effets sous-létaux des contaminants prioritaires du fleuve sur les organismes d'eau douce et d'eau salée. Les méthodes parmi les plus recommandées sont: le dosage de l'activité des oxydases à fonction multiple (poissons et oiseaux), la mesure des métallothionéines du foie (poissons), le dosage de l'activité de l'ALAD sérique (poissons), la mesure de l'incidence de lésions, tumeurs et maladies (poissons et oiseaux), la mesure de l'intégrité structurale des os (poissons), la mesure de la croissance et la fécondité chez les poissons, etc. A partir de ces recommandations, un plan d'échantillonnage des organismes à tester pourra être élaboré pour le réseau Saint-Laurent.

Les indicateurs d'effets sous-létaux

Table des matières

	Page
Résumé	2
Table des matières	3
1.0 Introduction	4
1.1 Problématique	4
1.2 Objectifs	6
2.0 Caractéristiques d'une bonne méthode de biomonitoring	8
2.1 Sensibilité des tests	8
2.2 Fiabilité des tests	9
2.3 Spécificité des tests	10
2.4 Aspects pratiques et coûts	11
2.5 Applicabilité sur le terrain	11
3.0 Fiches analytiques des indicateurs d'effets sous-létaux	13
4.0 Discussion et recommandations	74
4.1 Critique des méthodes	74
4.1.1 Indicateurs biochimiques	74
4.1.2 Indicateurs physiologiques	75
4.1.3 Indicateurs de tératogénécité et du succès reproducteur	76
4.1.4 Indicateurs de croissance planctonique	76
4.1.5 Indicateurs de génotoxicité et de mutagénécité	77
4.1.6 Indicateur comportemental	77
4.2 Revue globale des indicateurs	77
4.3 Recommandations	79

1.0 INTRODUCTION

1.1 Problématique

L'industrialisation le long des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent a entraîné une détérioration des habitats aquatiques et semi-aquatiques. La contamination des rives du fleuve a eu des impacts écologiques importants sur les espèces vivant dans ces milieux dont on commence à peine à soupçonner l'ampleur. Le Saint-Laurent est le récepteur des produits toxiques déversés dans les Grands Lacs, dans ses tributaires (Riv. Outaouais, Riv. St-François, Saguenay, etc.) et le long de ses rives. Les déversements provenant des industries chimiques et pétrochimiques, des aciéries, des industries des pâtes et papiers, des municipalités (eaux usées) et le ruissellement des zones agricoles sont les principaux facteurs de pollution mis en cause. Le Comité d'étude sur le fleuve St-Laurent (année) préconise la surveillance prioritaire des produits suivants:

- 1) les biphényles polychlorés (BPC);
- 2) les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dont le benzopyrene, le chrysène et le dibenzoanthracène;
- 3) les métaux tels que l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le cyanure, le fer, le mercure, le nickel, le plomb, le sélénium et le zinc;
- 4) les pesticides tels l'aldrine, le chlordane, l'heptachlore, le metoxychlore, le lindane, le Mirex, le toxaphène;
- 5) les phénols et les crésols (Env. Canada, 1984).

Des programmes de surveillance des produits toxiques ont été établis dans le but de connaître la concentration de ces produits dans l'eau et les sédiments et d'établir le niveau de contamination des organismes aquatiques. Jusqu'à maintenant, au niveau des organismes, la bioaccumulation dans les tissus et les niveaux de létalité des contaminants ont surtout été étudiés. Quelques études sur l'effet sous-létal des polluants ont également été effectués au cours des dernières années. En outre, on a étudié chez le poisson, l'effet sur le métabolisme hépatique et musculaire (système cytochrome P-450, adénylates) et sur l'incidence de difformités et la composition des os. Des études sur la croissance et la reproduction des cladocères, la croissance algale, la fluorescence bactérienne et la génotoxicité ont également eu lieu (Blaise et al, 1988). Cependant, aucun programme de biomonitoring organisé des indicateurs des

effets sous-létaux des contaminants n'a été établi dans le réseau Saint-Laurent.

Etant donné l'ampleur de la contamination des habitats aquatiques du St-Laurent, il est primordial d'établir l'état de santé des organismes vivant le long du réseau. Il faut être en mesure de déterminer l'impact de la pollution sur la condition physique des individus et sur les paramètres physiologiques et biochimiques régissant l'organisme. Ces paramètres affectent de façon plus ou moins directe la survie des individus et le succès reproducteur de ceux-ci et, de là, la structure des populations et la diversité des espèces dans le plan d'eau (Munkittrick et Dixon, sous-*presse*). Les bioessais sous-létaux en laboratoire et sur le terrain servent à mesurer ces paramètres.

Les résultats obtenus permettent d'obtenir une vue d'ensemble de l'état physico-chimique et biologique du milieu afin de pouvoir intervenir plus efficacement auprès des principales sources d'effets toxiques et de contrôler plus adéquatement celles-ci. Il est donc important, dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent, de faire le point sur les méthodes de détection des effets toxiques sous-létaux sur les organismes aquatiques et de déterminer leur applicabilité à l'intérieur du réseau Saint-Laurent, de Cornwall à Blanc-Sablon incluant le Saguenay, la Baie des Chaleurs et le Golfe.

1.2 Objectifs

Le but de cette étude est de faire une synthèse critique de l'information existante sur les méthodes de biomonitoring utilisées en milieu aquatique. De façon plus spécifique, les objectifs sont les suivants:

- 1) produire un répertoire des indicateurs d'effets sous-létaux des contaminants potentiellement utilisables chez les organismes du réseau Saint-Laurent;
- 2) procéder à une classification et à une analyse critique des méthodes de biomonitoring répertoriées;
- 3) faire une sélection des meilleures méthodes à utiliser dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent;
- 4) produire une bibliographie à jour sur les méthodes de biomonitoring.

1.3 Méthodologie

La première étape consistait en une interrogation de bases de données informatisées (serveurs CAN/OLE et DIALOG) afin d'identifier un certain nombre de publications à consulter. Par la suite, par des recherches dans diverses bibliothèques scientifiques nous avons complété l'identification des sources bibliographiques. Les bibliothèques visitées furent celles de l'Université Laval, de l'INRS-Eau, du CRIQ, de l'Université Mc Gill, de l'Université Concordia, de l'UQAM, de l'Université de Montréal et du National Water Research Institute.

Des rencontres avec des chercheurs impliqués dans le domaine de l'écotoxicologie ont eu lieu afin de discuter des récentes méthodes de détection des effets sous-létaux des contaminants aquatiques et de leur applicabilité dans le cadre du réseau Saint-Laurent. Les personnes rencontrées furent: George Dixon (Université de Waterloo), John Carey (NPWRI, Burlington), Harm Sloterdijck (Centre Saint-Laurent, Montréal), Jacques Bureau (Centre Saint-Laurent, Montréal), Christine Bishop (NWRI, Burlington), Peter Hodson (NWRI, Burlington), Yves Roy (Eco-Recherches, Pointe-Claire), Christian Blaise (labo. Capitaine Bernier, Longueuil), Perry Anderson (Université Concordia), Pierre Couture (INRS-Eau,

Ste-Foy), Claude Thellen (Env. Québec, Ste-Foy), Raymond Van Coillie (Env. Canada, Montréal). Ces personnes ont en outre fourni des documents supplémentaires ou ont indiqué des sources à consulter afin de compléter notre interrogation bibliographique. Suite aux entrevues avec les chercheurs et à la recherche bibliographique, nous avons répertorié des indicateurs des effets sous-létaux des contaminants ainsi que les méthodes de détection de ceux-ci. Ces méthodes ont été classées selon le type d'indicateur et nous avons procédé à une analyse critique de ceux-ci. A partir des méthodes répertoriées, les espèces bioindicatrices utilisées ont été mises en évidence et ont fait l'objet d'une analyse critique (partie 2). Les indicateurs ainsi que les bioindicateurs des effets sous-létaux sont présentés sous forme de fiches analytiques.

2.0 CARACTERISTIQUES D'UNE BONNE METHODE DE BIOMONITORING

Afin de pouvoir déterminer l'applicabilité des méthodes existantes en vue d'un programme de biomonitoring des habitats du Saint-Laurent, il est essentiel d'établir à prime abord les caractéristiques d'une bonne méthode de biomonitoring. Etant donné qu'il n'existe pas de méthodes infaillibles et qu'il n'y a pas qu'une méthode pouvant s'appliquer à toutes les espèces et à tous les contaminants, il faut tout de suite réaliser que ces éléments ne se retrouveront pas nécessairement dans chacun des tests décrits. Cependant les méthodes qui seront éventuellement retenues posséderont une majorité de ceux-ci.

Un bon test de dépistage de l'état de santé des organismes aquatiques devrait comporter les éléments suivants:

- 1- Sensibilité: posséder un bon niveau de sensibilité (bas seuil de détection);
- 2- Fiabilité: Etre reproductible;
- 3- Spécificité: présenter le plus possible une spécificité de réponse à un groupe de contaminant donné;
- 4- Applicabilité: posséder un potentiel d'applicabilité directe ou indirecte sur le terrain avec les organismes indigènes.

Nous passerons sommairement en revue chacun de ces points dans les sections suivantes.

2.1 Sensibilité des tests

Un test visant à dépister l'impact des contaminants sur les organismes vivants devrait être assez sensible pour que les effets inhérents à ces produits soient détectables à de plus ou moins faibles concentrations. Afin de pouvoir intervenir avant que la létalité se fasse sentir chez les organes atteints, il est essentiel d'avoir des méthodes ayant un faible seuil de détection. De plus, il faut s'assurer que le rapport dose de contaminants-réponse sous-létale soit significatif sur le plan biologique. Il ne faut pas simplement s'assurer de la variation d'un paramètre par rapport à la présence

ou non d'un polluant dans le milieu; il faut vraiment déterminer si cette variation a des conséquences concrètes réelles sur l'organisme atteint. Pour ce faire, des tests préliminaires sur les espèces sélectionnées doivent être effectués afin de s'assurer de la relation concentration-réponse de l'organisme et de la signification de cette réponse.

2.2 Fiabilité des tests

Afin que les tests employés soient fiables, il faut s'assurer de la reproductibilité des résultats. Cette reproductibilité est obtenue en établissant des contrôles de qualité stricts sur les manipulations à effectuer, les appareils utilisés et les produits employés lors des tests. Des contrôles intra et inter-laboratoire doivent être faits à intervalle régulier afin de contrôler les variations dues aux appareils, aux techniciens et aux réactions secondaires dus aux réactifs employés.

Les facteurs de variation des résultats dus au stress de la capture des spécimens, du transport de ceux-ci au laboratoire, de l'entreposage des échantillons et aux conditions environnementales (ex: vitesse du courant, T^0 , pH eau, salinité, etc) doivent être également pris en considération. Enfin, les facteurs intrinsèques de variabilité tels que l'âge des spécimens, le stade de maturité, le taux de croissance, etc. doivent être connus.

Des groupes contrôles doivent être bien établis pour chacun des tests employés. Un des problèmes pour l'établissement de méthodes de biomonitoring le long du Saint-Laurent, c'est que pour certains tests les groupes contrôles seront difficiles à établir puisqu'il n'existera pas nécessairement de région où la concentration de contaminants est nulle ou négligeable. Prendre des spécimens provenant de ferme d'élevage (ex: pisciculture) ou de lacs non contaminés constitue un problème car on n'a pas nécessairement affaire à la même population de l'espèce sélectionnée pour les tests et les comparaisons sont donc difficiles à établir dans ce cas.

2.3 Spécificité des tests

Il existe 4 niveaux de spécificité aux contaminants. selon les méthodes employées (Wedemeyer et MacLeay, 1981; Hodson et al, 1985)

1) Réponses spécifiques à un contaminant particulier.

Le meilleur exemple connu serait sans contredit l'inhibition de l'activité de l'ALAD par le plomb. Ce genre de réponse permet d'établir des éléments de diagnostic précis. Malheureusement, ces réponses ne sont pas communes.

2) Réponse générale à des contaminants.

Ce genre de réponse constitue un indicateur de l'effet d'un ou plusieurs groupe(s) de contaminants (ex: BPC, HAP, métaux lourds, etc.) Des exemples de méthodes démontrant une réponse générale seraient le dosage de l'activité des OFM, le dosage de l'activité de la Na - K ATPase, etc. La majorité des méthodes fichées tombe dans cette catégorie. Il est important de tenir compte de la présence de plusieurs contaminants car, contrairement aux conditions de laboratoire, les poissons in situ sont exposés à plusieurs contaminants et démontrent une réponse globale résultant de la toxicité spécifique et synergique de ceux-ci.

3) Réponses générales au stress.

Ce sont généralement des indicateurs ponctuels de l'effet d'une décharge de contaminants dans le milieu ou du passage d'une région non-contaminée à une région polluée. La variation du taux de glucose sanguin ou de corticostéroïdes dans l'organisme suite à une exposition à des contaminants en serait un exemple. Le problème est que ce genre de réponse est trop transitoire et que plusieurs facteurs intrinsèques peuvent venir interférer avec les résultats (stress dû aux manipulations, diète, stade de maturité, etc.). Donc, généralement, les méthodes visant à détecter ces indicateurs de stress général sont peu pratiques comme outils de diagnostic, à plus long terme de l'état de santé des organismes.

4) Réponses pathologiques.

Généralement l'exposition à un ou des groupes de contaminants se manifeste par une hausse de l'incidence de pathologies particulières chez l'organisme ex: tumeurs, maladies virales ou bactériennes, difformité de la colonne vertébrale, etc.

Souvent, l'effet des contaminants est plus ou moins direct et il est difficile d'attribuer la cause d'une pathologie particulière à un contaminant (ou un groupe de contaminants) précis. Le système immunitaire sont les 2 premières fonctions affectées par la présence de polluants et tout paramètre indiquant une baisse de la résistance de l'organisme est essentiel à mesurer.

2.4 Aspects pratiques et coûts

La méthode doit être relativement simple à appliquer et doit impliquer un minimum de matériel et de personnel (techniciens, biologistes) possible. Le coût doit être également maintenu le plus bas possible mais surtout le rapport efficacité/coût de la méthode doit être élevé afin de rentabiliser les efforts requis.

2.5 Applicabilité sur le terrain

Dans l'optique d'études de terrain, les méthodes se classent en 3 catégories principales.

- 1) Tests directement applicables sur le terrain. Ces tests impliquent des mesures simples pouvant s'effectuer sur les lieux d'échantillonnage avec un matériel approprié aux études de terrain.

ex: observations sur l'incidence de tumeurs, de maladies, de difformités; tests biochimiques avec trousse de dosage et appareils utilisables sur le terrain, etc.

- 2) Tests en partie applicables sur le terrain

La partie initiale de ces tests peut se faire directement sur les sites d'échantillonnage mais l'autre partie implique un transfert des spécimens au laboratoire.

ex: Mesure du succès d'éclosion des oeufs d'oiseau (partie analyse chimique du contenu des oeufs doit se faire au laboratoire).

3) Tests non-applicables sur le terrain.

Ces tests doivent obligatoirement se dérouler entièrement en laboratoire à cause des appareils de mesure requis et des particularités méthodologiques impliquées (ex: métallothionéine).

Les méthodes doivent donc de préférence être adaptables aux conditions du lieu de test (ex: laboratoire mobile à proximité des sites d'échantillonnage) et ne pas nécessiter d'équipement lourd. Si un transfert du spécimen entier (vivant ou congelé) ou de tissus au laboratoire est nécessaire, on doit s'assurer d'avoir des conditions de transport adéquates afin de maintenir l'intégrité des spécimens (ex: transport dans la glace sèche).

Les indicateurs d'effets sous-létaux des contaminants ont été classés selon le type de méthodes employées pour mesurer ceux-ci et les systèmes étudiés dans l'organisme-sujet (ex: le métabolisme du foie ou des muscles, le système reproducteur, le matériel génétique des cellules, etc.). Les méthodes ont été classées selon 5 types principaux: 1- indicateurs biochimiques 2- indicateurs physiologiques 3- indicateurs de tératogénécité et du succès reproducteur 4- indicateurs de croissance planctonique 5- indicateurs de génotoxicité et de mutagénécité 6- indicateur comportemental. Pour chaque méthode, un résumé est effectué et on discute de la pertinence d'utilisation, du matériel et du personnel impliqués, des coûts d'utilisation, de la spécificité aux contaminants, des organismes-sujets utilisés. L'état actuel d'utilisation ainsi que les avantages et désavantages de l'emploi de la méthode sont également décrits.

3.1 Indicateurs biochimiques

1. Dosage de l'activité des oxydases à fonction multiple (OFM).

Source: Vandermeulen et Penrose, 1978; James et Bend, 1980; Hodson et. al., 1985; Boersma et. al., 1986; Luxon et. al., 1987; Monod et. al., 1987; Payne et. al., 1987; Lee, 1988; Melançon, 1988; Monod, 1988; Blaise, communication personnelle; Hodson, communication personnelle; Sloterdijk, communication personnelle.

Résumé de la méthode: Les poissons de régions contaminées et non-contaminées sont capturés au filet. Ils sont immédiatement transportés au laboratoire où ils sont traités dans les 24 heures qui suivent la capture. On note le sexe, la maturité sexuelle, l'âge, le poids, la longueur. Après le sacrifice, le foie est prélevé, pesé, rincé dans une solution saline et homogénéisé dans du tampon Tris. L'homogénat est ensuite centrifugé; dans les conditions de terrain (laboratoire mobile sur place), une microcentrifugeuse peut être utilisée selon les mêmes conditions. Il est important de doser le plus vite possible les enzymes du surnageant, ceux-ci étant très labiles. Les enzymes les plus dosées sont: l'aryl

hydrocarbure hydroxylase (AHH), l'ethoxycoumarine o-deethylase (ECOD), l'ethoxyresofurine o-deethylase (EROD), la cytochrome c réductase et la cytochrome P-450. Les substrats pour les réactions sont: le benzo(a)pyrène (AHH), l'éthoxycoumarine (ECOD), l'éthoxyresofurine (EROD), et le cytochrome c (Cytochrome c reductase). Les résultats sont mesurés au fluorimètre et l'activité enzymatique est exprimée en termes d'unités de fluorescence (FU) par mg de protéine.

Pertinence de la méthode: Les OFM sont des enzymes faisant partie du système cytochrome P-450. Elles ont la capacité de transformer les substances xénobiotiques liposolubles en produits secondaires solubles à l'eau, lesquels peuvent être plus facilement éliminés par l'organisme. Par contre, elles peuvent transformer certains produits toxiques (ex.: les BPC et les HAP) en métabolites secondaires plus nocifs encore pour l'organisme. Une mesure du niveau d'activité des OFM est une évaluation du potentiel cancérigène à plus ou moins long terme des contaminants pour l'organisme exposé et est donc essentielle dans le cadre d'un programme de biomonitoring des espèces aquatiques (Hodson *et. al.*, 1985; Payne *et. al.*, 1987; Lee, 1988).

Matériel requis et personnel: filet de pêche (capture des spécimens), bassins (transport), balance de précision, homogénéisateur, centrifugeuse, tampon Tris, produits de dosage (trousses) pour AHH, ECOD, EROD, Cytochrome c reductase (Sigma, Boehringer, etc.), fluorimètre. Coûts: si appareils déjà disponibles, environ \$ 100/analyse (comprenant prise d'échantillons sur terrain, produits, etc.). Personnel: nécessite au moins un technicien pour les manipulations et un biologiste pour l'interprétation des résultats.

Spécificité: L'AHH augmente en activité en réponse à l'exposition aux produits suivants: BPC, HAP et autres hydrocarbures, TCDD, Mirex, HCB, TCB, HCBd, octochlorostyrène, 3-méthylcolanthrène, B-naphtoflavone. Les autres enzymes connaissent une hausse d'activité en rapport avec ces produits mais aussi avec le DDT, le kepone, le phénobarbitol. L'activité des OFM répond donc à l'ensemble de ces contaminants dans le milieu.

Variabilité naturelle: A cause du lien métabolique entre les hormones reproductives et les OFM, l'activité enzymatique des OFM chute pendant la période reproductive. Il est donc préférable d'utiliser des individus immatures sexuellement.

Organismes-sujets: La truite brune (Salmo trutta), la truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri), l'omble de fontaine (Salvelinus fontinalis), la perchaude (Perca flavescens), le queue à tache noire (Notropis hudsonius), le méné émeraude (Notropis atherinoides), le mullet à cornes (Semotilus atromaculatus), le choquemort (Fundulus heteroclitus), la morue (Gadus morua), la plie rouge (Pseudopleuronectes americanus), le ver de sable (Nereis sp.), le goéland argenté (Larus argentatus -dans le foie des embryons).

A moins d'indications contraires, on utilise pour les espèces de poissons des spécimens mâles et femelles immatures sexuellement.

Etat actuel d'utilisation: Cette méthode a été testée avec succès dans les Grands lacs et le haut Saint-Laurent par l'équipe de Peter Hodson. Au cours des deux prochaines années, l'équipe de Harm Sloterdijk testera les méthodes de dosage des OFM sur des jeunes (0+) de perchaude, de queue à tache noire et de méné émeraude.

Avantages: - Les OFM peuvent transformer les produits toxiques en métabolites secondaires plus ou moins nocifs que les produits initiaux. Ces enzymes sont donc de bons indicateurs du potentiel nocif des contaminants pour l'organisme exposé.

- Il existe une corrélation entre l'incidence de lésions ou de tumeurs dans le foie du poisson et l'induction des OFM du système cytochrome P-450. Ces enzymes sont donc de bons indicateurs du potentiel cancérigène des contaminants pour l'organisme.

- Il existe une bonne corrélation entre la bioaccumulation des contaminants dans le foie et l'induction des OFM. Les OFM constituent donc des indicateurs de dangers potentiels pour la santé de l'organisme exposé.

- Le dosage de l'activité des OFM peut bien s'adapter aux études de terrain.

Désavantages: - Les dosages doivent être complétés dans les 24 heures suivant la capture car l'induction des OFM est réversible lorsque le poisson est transféré d'un milieu contaminé à un milieu sain. De plus, suite au sacrifice des spécimens, l'activité des enzymes dans l'homogénat hépatique baisse très rapidement dû à la labilité de ceux-ci.

- L'induction des OFM est nulle durant la période de reproduction à cause du lien métabolique entre les OFM et les hormones reproductives. Une hausse de ces hormones fait diminuer dramatiquement l'activité des OFM. Les spécimens étudiés d'une même espèce doivent donc être immatures sexuellement et doivent être tous échantillonnés à la même période précise pour éviter des variations saisonnières des hormones reproductives, lesquelles ont des répercussions sur l'activité des OFM.

- Le benzo(a)pyrène, le substrat de la réaction de l'AHH, est hautement cancérigène. On peut cependant le substituer par le diphenylxazole.

- Un "contrôle" (i.e., des spécimens provenant d'une région non-touchée par les contaminants) peut s'avérer très difficile à trouver le long du réseau Saint-Laurent.

2. Dosage de l'activité de l'acide amino-levulinique déshydratase (ALAD): indicateur d'une contamination au plomb

Source: Hodson et. al., 1978; Hodson et. al., 1983; Hodson et. al., 1984; Hodson et. al., 1985; Hodson, communication personnelle.

Résumé de la méthode: On échantillonne des poissons de régions affectées et non-affectées par le plomb; on note le sexe et l'âge des spécimens, le poids corporel total, la longueur standard ainsi que la concentration de plomb dans le sang. On prélève le sang par une ponction cardiaque ou par une ponction dans l'artère caudale. On dose ensuite l'activité de l'ALAD sérique au laboratoire. Cette activité est hautement inhibée par des concentrations élevées de plomb. Toute baisse observée est spécifique à une contamination au plomb.

Pertinence de la méthode: L'ALAD catalyse la synthèse d'une molécule de pophobilinogène (PBG) à partir de deux molécules d'acide amino levulinique. L'inhibition de cette enzyme par le plomb ralentit la synthèse de l'hémoglobine, de la catalase et des cytochromes. On retrouve cette enzyme en grande quantité dans le sang des poissons (Hodson et. al., 1984)

Matériel requis et personnel: Filets de pêche (capture), seringues, anesthésiant, héparine, balance de précision, centrifugeuse, spectrophotomètre. Personnel: nécessite un technicien pour les manipulations et un biologiste pour l'interprétation des résultats. Coût= 1700.\$ pour le premier échantillon et environ 650.\$ pour les échantillons subséquents si réalisé par un laboratoire privé.

Spécificité: hautement spécifique pour le plomb organique et inorganique. Il y a une faible inhibition de l'ALAD avec les composés de plomb organique et une haute inhibition avec le plomb inorganique.

Organismes-sujets: la truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri), la carpe (Cyprinus carpio), le meunier noir (Catostomus commersoni), le bar-perche (Roccus americana), Coregonus sp. A moins d'indications contraires, les adultes mâles et femelles sont utilisés.

Etat actuel d'utilisation: Cette méthode a été testée dans les eaux des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent par l'équipe de Peter Hodson avec des résultats montrant une corrélation entre la contamination au plomb et une baisse d'activité de l'ALAD. D'autres expériences sont à venir au cours des prochaines années, entre autres pour tester l'applicabilité de cette méthode sur le terrain.

Avantages: Cette méthode est spécifique au plomb et le niveau d'activité de l'ALAD est donc un bon indicateur d'une contamination au plomb chez les organismes testés.

Désavantages: Le dosage de l'ALAD demande un transfert des spécimens au laboratoire.

3. Dosage de l'activité de la leucine aminonaphthylamidase plasmatique (LAN): indicateur de stress hépatique chez le poisson

Source: Bouck, 1984; Dixon et. al., 1984; Dixon et. al., 1985.

Résumé de la méthode: On soumet le poisson à différents contaminants dans l'eau et/ou on injecte par voie intrapéritonéale ces contaminants. Après 96 heures d'exposition, on prélève un échantillon sanguin par ponction dans l'artère caudale et on dose l'activité de la LAN dans le plasma. On note le sexe de l'individu, le poids corporel total, le poids du foie; on calcule l'indice hépatosomatique en ramenant le poids du foie sur le poids corporel total et en multipliant par 100. On compare les observations visuelles au foie (sous microscope), les données sur l'indice hépatosomatique et l'activité de la LAN avec l'exposition aux contaminants.

Pertinence de la méthode: Une augmentation de l'activité enzymatique de la LAN dans le sang est un indice de dommages cellulaires causés au foie par les contaminants. On ne peut pas nécessairement corréler les baisses de l'indice hépatosomatique avec l'augmentation de l'activité de la LAN. Donc, l'activité de la LAN est un indicateur des lésions cellulaires précédant les lésions visibles au foie.

Matériel requis et personnel: "trousse" de dosage de la LAN, anesthésiant, seringues, tubes à hématocrites, anticoagulant (héparine), microscope, balance de précision, spectrophotomètre, bassins pour poissons. **Durée des tests:** 5-6 jours minimum. **Nombre de spécimens requis:** 16 poissons par test au minimum. **Personnel:** 1 technicien pour le transport et l'entretien des spécimens, 1 technicien pour les dosages, 1 biologiste pour l'interprétation des résultats (au minimum).

Spécificité: pas de spécificité à un contaminant en particulier

Organismes-sujets: la truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri); mâles et femelles immatures sexuellement.
Etat actuel d'utilisation: Recherche fondamentale en laboratoire exclusivement pour le moment.

Avantage: Cette méthode permet de déterminer s'il y a eu lésion aux cellules du foie suite à l'exposition à des contaminants.

Désavantages: - Variabilité de la réponse de la LAN selon la diète en hydrates de carbone, la température et la durée d'entreposage du plasma. Le stress de la capture influence également l'activité de la LAN.

- Une fois le sang prélevé, la LAN doit être dosée rapidement car cette enzyme perd 80% de son activité en 24 heures à la température de la pièce.

- Cette méthode est difficilement applicable, sinon improbable d'application sur le terrain et ne peut donc être utilisée qu'en conditions contrôlées en laboratoire.

4. Dosage de l'activité de la sorbitol déshydrogénase du sérum (SSDH): indicateur de lésions hépatiques

Source: Dixon et. al., 1984; Dixon et. al., 1987.

Résumé de la méthode: On injecte intrapéritonéalement les contaminants au poisson (ou on l'expose aux contaminants dans des bassins) et on dose après 48 heures l'activité de la SSDH. On prélève les échantillons sanguins par une ponction dans l'artère caudale. On observe aussi au microscope la présence ou non de lésions au niveau des tissus hépatiques. On note le sexe de l'individu, la longueur, le poids corporel total et le poids du foie. On calcule l'indice hépatosomatique en ramenant le poids du foie sur le poids corporel total en multipliant par 100. On compare les observations visuelles, les données sur l'indice hépatosomatique et l'activité de la SSDH avec le niveau de contamination des tissus hépatiques.

Pertinence de la méthode: L'augmentation de l'activité de la SSDH est spécifique aux dommages causés au foie par les contaminants. Cette réponse est plus immédiate et plus rapidement observée que des baisses de l'indice hépatosomatique ou l'apparition de lésions visibles au foie. Le niveau d'activité de la SSDH est donc un indicateur à court terme des dommages hépatiques.

Matériel et personnel: "trousse" de dosage du SSDH, anesthésiant, seringues, tubes à hématocrites, anticoagulant, microscope, balance de précision, spectrophotomètre, bassins pour poissons. Personnel: au moins un technicien pour les manipulations et un biologiste pour l'interprétation des résultats.

Spécificité: pas vraiment de spécificité pour un contaminant particulier.

Organismes-sujets: la truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri); adultes mâles ou femelles.

Etat actuel d'utilisation: Surtout appliquée en recherche fondamentale. Des recherches sont cependant en cours afin de déterminer les modalités de l'application du dosage du SSDH en milieu naturel.

Avantages: - Cette méthode est un indicateur de dommages hépatiques suite à l'exposition aux contaminants.

- méthode très sensible et reproductibilité satisfaisante.

- bonne corrélation dose-réponse du SSDH.

- durée des expériences relativement courte (env. 3 jours)

Désavantages: Cette méthode n'est présentement applicable qu'au laboratoire.

5. Mesure de l'ATP du muscle blanc axial: indicateur de stress

Source: Vetter et Hodson, 1982; Blaise et al; 1986; Blaise (communication personnelle).

Résumé de la méthode: Soumettre le poisson à différents types d'effluents industriels à des concentrations létales (log 100-75-56-42 % V/V) et sous-létales ainsi qu'à un contrôle non-pollué; estimer la CL 50, prendre les poissons survivants au bout de 72 heures et les soumettre individuellement à des concentrations d'effluents sous-létales jusqu'à 96 heures. Après anesthésie, on prélève 100 mg de muscle blanc axial et on procède à l'analyse de l'ATP par mesure d'absorption lumineuse en procédant avec la réaction luciférine-luciférase. En ramenant les unités relatives de lumière (URL) sur le poids frais de muscle blanc et en ramenant en Mmol ATP/g muscle, on détermine par rapport au CL50 et au contrôle, la concentration minimale de stress (CMS). On peut aussi comparer les niveaux d'ATP du muscle blanc entre poissons exposés et poissons non-exposés aux effluents.

Pertinence de la méthode: L'ATP est la source énergétique de la cellule. Une mesure de l'ATP est donc un indice de l'énergie disponible à la cellule. En état de stress, les niveaux d'ATP diminuent très rapidement dans les muscles.

Matériel et personnel: Aquarium ou bassin, anesthésiant (méthyl sulfonate de tricaine, ou autre), instrument "freeze-clamp", azote liquide, luminomètre, centrifugeuse. Prix= \$2500. environ pour le premier échantillon, autour de \$900. pour les échantillons subséquents si réalisé dans un laboratoire privé.

Spécificité: Testée avec effluents de pâtes et papier et de divers produits chimiques; pas vraiment spécifique à un effluent en particulier.

Organismes-sujets: truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri), choquemort (Fundulus heteroclitus); adultes mâles ou femelles, perchaude (Perca flavescens).

Etat actuel d'utilisation: - m é t h o d e e n développement; l'équipe du Dr. Harm Sloterdijk a déjà testé cette méthode sur des perchaudes 0⁺ du Saint-Laurent et d'autres expériences devraient être effectuées d'ici les 2 prochaines années.

Avantages: - permet de déterminer les seuils de stress chez les poissons à court ou long terme pour un type d'effluent. On peut aussi étudier l'effet d'un ensemble de substances dont on peut évaluer le synergisme, l'antagonisme, etc.

- les teneurs en ATP obtenues pour le muscle blanc se comparent généralement bien pour toutes les espèces étudiées jusqu'à date, ce qui fait de cette méthode un indicateur fiable du niveau énergétique musculaire des poissons.

Désavantages: - les particularités de la méthode exigent un transfert des sujets du terrain en labo; ne peut se faire sur place.

6. Mesure de la concentration en adénylates: indicateur de stress.

Source: Vetter et Hodson, 1982; Haya et Waiwood 1982; Reinert et Hohneiter, 1984; Heath, 1984; Sylvestre et LeGal, 1987. Blaise (communication personnelle).

Résumé de la méthode: Les poissons de régions affectées et non-affectées par des contaminants sont échantillonnés à raison de 1 fois au 1-1 1/2 mois. Environ 150 mg de muscle blanc axial est prélevé de ces poissons et est soumis immédiatement au "freeze-clamping" à -180°C (azote liquide). On procède par la suite aux 3 tests suivants: 1^o mesure de l'ATP par réaction avec la luciférine (bioluminescence) 2^o mesure de l'ADP par ajout de pyruvate kinase 3^o mesure de l'AMP par ajout de pyruvate kinase et de myokinase. Les niveaux d'adénylates totaux sont déterminés au moyen de l'équation suivante:

$$\text{Charge d'énergie en adénylates} = \frac{(\text{ATP}) + 1/2 (\text{ADP})}{(\text{ATP}) + (\text{ADP}) + (\text{AMP})}$$

Les niveaux peuvent varier de 0 à 1; entre 0.5 et 0.7, les niveaux démontrent qu'un stress quelconque a eu lieu. L'importance de la réduction peut varier selon l'espèce et/ou le contaminant.

Pertinence de la méthode: Une mesure de la concentration en adénylates renseigne sur les niveaux d'énergie disponible aux cellules. Les contaminants vont mettre l'organisme en état de stress métabolique et les niveaux d'adénylates dans les muscles vont baisser.

Matériel et personnel: spectrophotomètre, biophotomètre, instrument à "freeze-clamping", azote liquide, acide perchlorique et tris-HCL (peut varier selon les méthodes), pyruvate kinase, myokinase, luciférine et luciférase.

Coût: environ 3000\$ pour le premier échantillon et autour de \$1000 pour les suivants si réalisé dans un laboratoire privé.

Spécificité: testé avec DDT, les organochlores, Cd, Pb, Zn, Hg, Cr; pas vraiment de spécificité à un type de contaminant en particulier.

Organismes-sujets: truite arc-en-ciel adulte (Salmo gairdneri), plie rouge adulte (P. americanus), Perchaude O⁺ (Perca flavescens), queue à tache noire O⁺ (Notropis hudsonius).

Etat actuel d'utilisation: - méthode en développement; des expériences auront lieu sur des espèces du Saint-Laurent d'ici les 2 prochaines années (jeunes de l'année).

Avantages: - indicateur de l'état de stress de l'organisme exposé à des contaminants
- indicateur du niveau d'énergie disponible pour les cellules dans les tissus

Désavantages: - beaucoup de variabilité dans l'effet des différents contaminants
- il faut tenir compte des variabilités du niveau d'adénylates suivant les périodes de reproduction, la saison, la région géographique, le cycle de vie, etc.
- méthode pas encore au point pour des études poussées de biomonitoring sur le terrain.
- coûts relativement élevés d'utilisation.

7. Mesure de la concentration en metallothionéine du foie des poissons: indice de pollution aux métaux

Source: Roch et al, 1982; Roch et al, 1984a; Roch et al, 1984b; Roch et al, 1984c; Klaverkamp et al, 1984; Hodson et al, 1985; Hodson (communication personnelle).

Résumé de la méthode: Echantillonner les poissons de régions contaminées et non-contaminées par les métaux (plus particulièrement, Cu, Cd, Zn), les identifier, les peser, les mesurer. Puis, on les sacrifie sur le terrain et on procède immédiatement au prélèvement du foie que l'on met sur glace sèche pour leur transport au laboratoire. Chaque foie est homogénéisé dans 2 volumes de NaCl et de TRIS tampon, pH 8.6. On prend 2 aliquots de l'homogénat; un servira à la détermination de la concentration en metallothionéine par polarographie et l'autre servira à la détermination des concentrations en zinc, cuivre et cadmium par absorption atomique spectrophotométrique. La teneur en métaux lourds de l'eau des milieux d'échantillonnage devra également être connue. En général, la concentration en metallothionéine est proportionnelle au logarithme de la concentration en métaux dans le tissu à laquelle le poisson a été exposé.

Pertinence de la méthode: La concentration en metallothionéine augmente dans le foie lorsqu'il y a une accumulation importante de métaux dans le tissu. La metallothionéine est une protéine qui se complexe aux métaux, entre autres au zinc, au cuivre et au cadmium.

Matériel et personnel: filets de pêche (capture des spécimens), balance de précision, glace sèche, homogénéisateur, centrifugeuse, colonne de Sephadex, spectrophotomètre d'absorption atomique.

Spécificité: Cuivre, cadmium, zinc, mercure. La metallothionéine est dosable plus particulièrement au niveau du foie, mais est retrouvée également dans les tissus branchiaux et intestinaux.

Organismes-sujets: truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri) omble de fontaine (Salvelinus fontinalis) meunier noir (Catostomus commersoni) carpe (Cyprinus carpo).

Etat actuel d'utilisation: Méthode en plein développement. L'équipe du Dr. Harm Sloterdijk compte éventuellement effectuer des tests sur des espèces du Saint-Laurent d'ici 2 ou 3 ans.

Avantages:

- Permet de déterminer s'il y a eu contamination aux métaux lourds chez les poissons.
- La concentration en métallothionéine peut être corrélée à des effets sous-létaux de cette contamination.
- Bonne relation dose-réponse (i.e., teneur en métaux vs concentration en métallothionéine dans le tissu.)

Désavantages:

- Les tests doivent s'effectuer en laboratoire. Nécessite transport des spécimens vers le labo.

8. Mesure du taux de croissance de la moule bleue (Mytilus edulis) et de l'activité enzymatique du muscle abducteur.

Source: Bayne et.al. 1979; Bayne et.al. 1981; Pellerin-Massicotte et Pelletier, 1987.

Résumé de la méthode: Les moules exposées et non-exposées à des polluants sont échantillonnées. On mesure le poids corporel total des individus, le sexe, le poids du manteau et des muscles abducteurs afin d'avoir un aperçu du taux de croissance. Le manteau et les muscles abducteurs sont homogénéisés dans un tampon Tris-sucrose et centrifugés afin de recueillir les fractions cytosoliques et mitochondriales. On mesure l'activité d'enzymes de la glycolyse et du cycle de Krebs tels la pyruvate kinase (PK), le malate déshydrogénase (MDH), le succinate déshydrogénase (SDH) ainsi que le phosphoenolpyruvate carboxinase (PEPCK) à partir des manteaux individuels et des muscles abducteurs postérieurs. On exprime l'activité enzymatique en terme de U/g de tissu.

Pertinence de la méthode: Une estimation du taux de croissance des moules bleues ainsi que des niveaux métaboliques dans le manteau et les muscles abducteurs serait un bon indice de l'effet de la pollution sur la condition physiologique des moules. En effet, le taux de croissance et l'activité enzymatique des tissus de la moule sont diminués avec la présence de polluants tels le méthylmercure (Pellerin-Massicotte et Pelletier, 1987).

Variabilité naturelle: Il existe des différences quant à l'activité des enzymes du manteau et des muscles abducteurs entre les mâles et les femelles. De plus, la température environnementale ainsi que la saison influencent l'activité enzymatique de base. Il faut donc tenir compte de ces facteurs lors d'études sur l'effet des produits toxiques.

Matériel et personnel: Balance de précision, homogénéisateur, centrifugeuse, produits de dosage enzymatique pour PK, SDH, MDH, PEPCK.

Spécificité: Aucune spécificité en particulier.

Organisme-sujets: la moule bleue (Mytilus edulis)

Etat actuel d'utilisation: méthode en développement pour établissement dans des programmes de biomonitoring. L'équipe de J. Pellerin-Massicotte et Emilien Pelletier sont à mettre au point des méthodes de détection des effets sous-létaux des contaminants chez la moule.

Avantages: - La moule est largement utilisée pour étudier les niveaux de bioaccumulation de produits toxiques dans le biota aquatique. Cette méthode permettrait donc de déterminer les effets physiologiques de cette bioaccumulation.

- L'activité des enzymes clés de la glycolyse et du cycle de Krebs chez la moule bleue est très sensible à la présence de polluants.

Désavantages: - Il existe du dimorphisme sexuel au niveau de l'activité enzymatique du manteau et des muscles abducteurs. La saison et la température sont également des sources de variations.

3.2- Indicateurs physiologiques

9. Incidence de lésions ou de tumeurs dans les tissus du poisson

Source: Brown et al., 1973; Neish, 1977; Payne et al., 1978; Gould et al., 1979; Smith et al., 1979; Michel, 1980; Klauda et al., 1981; Wedemeyer et al., 1981; Sippel et al., 1984; Hodson et al., 1985; Baumann et al., 1987; Hunn, 1988.

Résumé de la méthode: Les poissons sont capturés. On note le sexe, l'âge, le poids corporel total et la longueur standard. On note la présence de lésions externes ou de tumeurs. Cela peut inclure des ulcérations de la peau, une érosion des nageoires, de la scoliose (difformité de la colonne vertébrale), des anomalies dans les écailles, des infections des yeux, des branchies, des tumeurs. Après sacrifice, on ouvre le poisson. On note la présence de parasites, la présence d'anomalies des organes et de tumeurs. Les tumeurs peuvent être classées selon la grosseur et l'organe affecté. On prélève le foie, le cœur, les gonades, les reins, la rate et on les pèse. On ramène le poids des organes sur le poids corporel afin d'établir les indices somatiques. Des coupes histologiques des branchies et des organes peuvent être effectuées pour observation au microscope; on note la présence d'anomalies tissulaires. L'indice de condition physique est établi en ramenant le poids corporel du poisson sur la longueur standard au cube. On note l'incidence de pathologies dans les poissons échantillonnés. Entre autre, l'incidence de maladies causées par Aeromonas salmonicida (furunculose), Myxobacteria sp. (branchies), Flexibacter columnaris, Renibacterium salmoninarum (reins), Aeromonas sp. et Pseudomonas (septicémies), Vibrio anguillarum est évaluée.

Pertinence de la méthode: Afin de déterminer l'état de santé des poissons dans le Saint-Laurent, il est important d'évaluer l'incidence de lésions, infections ou tumeurs chez ceux-ci. Cette incidence est parfois élevée dans les régions hautement contaminées (Hodson et al., 1985).

Matériel et personnel: Balance de précision, trousse de dissection, microscope, microtome, colorants pour coupes histologiques, microscope binoculaire et lampe à microscope, formol.

Requiert 1 technicien pour la capture des spécimens et 1 technicien pour analyses histologiques et globales.

Spécificité: aucune

Organismes-sujets: peut s'appliquer à toutes les espèces de poisson à échantillonner.

Etat actuel d'utilisation: Des échantillonnages d'espèces de poissons des Grands Lacs et du début du Saint-Laurent ont déjà été effectués, notamment en ce qui concerne la fréquence de lésions et tumeurs chez le meunier noir (Catostomus commersoni). L'équipe de Vic Cairns (NWRI, Burlington) a travaillé beaucoup sur le sujet par le passé. D'autres études sont à venir, entre autres sur le poulamon atlantique (Microgadus tomcod).

Avantages: - Permet d'établir l'état de santé des organismes aquatiques exposés aux contaminants contenus dans les eaux du fleuve. Permet d'établir d'une façon relativement rapide et simple la condition physique des poissons, l'incidence de lésions externes et internes, de parasitisme, de maladie (de type Aeromonas ou autre) et de cancer.

- peut servir d'outil de diagnostic primordial avant de passer à des tests biochimiques plus spécifiques.

Désavantages: - Il est difficile dans certains cas d'établir un lien direct entre la présence de contaminants dans l'eau et les tissus des poissons et la présence de maladies ou de tumeurs. Souvent, on ne pourra détecter qu'une augmentation plus ou moins significative de l'incidence de pathologies chez les poissons de régions très contaminées.

10. Analyses sanguines chez des poissons exposés à des contaminants

Source: Mc Leay, 1975; Hattingh, 1976; Mc Leay, 1977, Lockart et Metner, 1981; Wedemeyer et Mc Leay, 1981; Wedemeyer et. al., 1984; Lockart et Metner, 1984; Munkittrick et Dixon, 1988.

Résumé de la méthode: Les poissons sont capturés. On note le sexe, l'âge, la longueur standard, le poids corporel des individus ainsi que le stade de maturité. Le sang est obtenu soit par une ponction cardiaque ou par une ponction dans l'artère caudale. Puis, on centrifuge le sang afin de recueillir le sérum. L'hématocrite (le nombre de globules rouges), le leucotrite (le nombre de globules blancs-leucocytes) et le taux d'hémoglobine sont évalués à partir du sang total. L'hématocrite et le leucotrite sont exprimés en termes de % de cellules et le taux d'hémoglobine en g/100ml. Selon les informations que l'on veut obtenir, les mesures suivantes peuvent être effectuées: 1⁰ teneurs en sodium et potassium (absorption atomique avec flamme), teneurs en calcium et magnésium (absorption atomique sans flamme)-mg/100ml 2⁰ Teneur en chlorures (microtitration) 3⁰ la concentration en protéines totales (méthode du Biuret) 4⁰ taux de créatinine (méthode alcaline picrate) 5⁰ taux d'urée (dosage de l'uréase) et acide urique de l'uricase) 6⁰ glucose (dosage du glucose oxydase) 7⁰ lipides (réaction acide phosphorique-vanilline) 8⁰ triglycérides (dosage de la glycérol kinase) 9⁰ dosage de l'alcaline phosphatase (AP), de la lactate déshydrogénase (LDH), de la pyruvate kinase (PK), de la glutamate oxaloacétique transaminase (GOT) et de la cholinestérase - en mU/ml-.

Pertinence de la méthode: Les données recueillies suite à l'analyse du sang des poissons sont des indicateurs de l'état de stress du poisson (en général) suite à l'exposition aux contaminants. Selon les tests effectués, on peut obtenir des renseignements sur l'état de fonctionnement des branchies (Na, K, Ca, Mg), l'état du système immunitaire du poisson (nombre de leucocytes), l'état nutritionnel. L'augmentation de l'activité enzymatique (AP, LDH, PK, GOT) ou l'inhibition (cholinestérase) est un indicateur également important de l'exposition à des contaminants. De plus, l'incidence de certaines maladies sanguines (anémie, leucocytose, thrombocytose, polycythémie, leucopénie, etc.) peut être déterminée.

Matériel et personnel: seringues, tubes à hématocrite, hématocytomètre, centrifugeuse, "trousses" de dosage pour enzymes, (\$100 la trousse de réactifs pour 100 à 200 analyses/trousse), spectrophotomètre UV/VIS, spectrophotomètre d'absorption atomique, balance de précision.

1 technicien pour analyses chimiques, 1 technicien pour analyses biochimiques.

Coûts: variables selon les tests effectués.

Spécificité: Aucune. Donne réponses générales à la présence de contaminants.

Organismes-sujets: peut être effectué sur toutes les espèces de poisson à tester.

Etat actuel d'utilisation: Pas vraiment d'utilisation systématique des analyses sanguines. Ces tests sont effectués selon les besoins méthodologiques. Cependant, il y a possibilité d'utiliser les analyses sanguines comme outil de diagnostic dans le cadre d'un programme de biomonitoring.

Avantages: - Les analyses sanguines sont des indicateurs de l'état de stress de l'organisme, de l'état de son système immunitaire, de son système branchial, de l'incidence de certaines maladies sanguines.

- Ces analyses peuvent être effectuées sur plusieurs espèces de poisson dans tout le réseau du Saint-Laurent et donc s'intègrent bien dans le cadre d'un programme de biomonitoring.

- La majorité des analyses peuvent être effectuées sur le terrain, à proximité des sites d'échantillonnage.

- Ces analyses constituent de bons éléments de diagnostic et pourraient être déterminées en parallèle avec une analyse histologique et/ou biochimique des tissus des poissons.

- Les "trousses" de dosage sont relativement faciles d'emploi et économiques.

Désavantages: - La variabilité des réponses des différents paramètres mesurés peut être assez élevée. Le niveau de maturité, la saison, la diète, le stress dû aux manipulations peuvent entre autres entrer en ligne de compte.

11. Consommation d'oxygène en bocaux scellés.

Source: Gordon et McLeay, 1977; Wedemeyer et. al. , 1981. Giles et Klaprat, 1981.

Résumé de la méthode: Les poissons sont obtenus de bassin de pisciculture ou sont capturés dans le milieu naturel. On les place individuellement dans des contenants de verre avec de l'eau contaminée ou non par les produits toxiques, on scelle les contenants afin qu'il n'y ait aucun apport d'oxygène de l'extérieur et on laisse ainsi les poissons jusqu'à leur décès. Préalablement, on s'est assuré de la saturation de l'eau en oxygène en aérant avec de l'air comprimé. Après la mort des poissons, on note la température de l'eau et le taux d'oxygène résiduel et on détermine le taux de consommation d'O₂ par les poissons.

Pertinence de la méthode: La concentration en oxygène résiduel est la concentration d'O₂ dissous dans l'eau d'un milieu fermé où se trouve un organisme aérobie au moment de la mort de celui-ci. Lorsque des agents toxiques sont présents dans le milieu en des concentrations croissantes, le stress causé par ceux-ci entraîne une augmentation du stress métabolique du poisson, pouvant à la limite entraîner la mort. Ce stress fait que le taux de consommation d'O₂ résiduel selon l'exposition ou la non-exposition aux contaminants, on peut ainsi estimer l'impact de ceux-ci sur la consommation d'O₂ de l'organisme.

Matériel et personnel: Contenants de verre, pompe, DO/t⁰ mètre, pH mètre, balance de précision, cuve thermostatée, 1 technicien peut effectuer tout l'essai et faire l'analyse des données en un ou deux jours.

Spécificité: pas de spécificité à un contaminant en particulier.

Organismes-sujets: la truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri) juvéniles de truite brune (Salmo trutta), juvéniles de crapet arlequin (Lepomis macrochirus).

Etat actuel d'utilisation: recherche fondamentale. Pas de renseignements sur un utilisation antérieure de cette méthode comme outil de diagnostic de l'état de santé des poissons.

Avantages: - Cette méthode permet d'évaluer l'effet des contaminants sur la respiration des poisson.
- Méthode relativement simple d'utilisation.

Désavantages: - Les résultats peuvent varier énormément selon la température ambiante, l'espèce employée pour les tests, la taille du poisson, l'âge, la saison.

- Cette méthode, si utilisée avec des poissons du milieu, est difficile d'interprétation. En effet, si le poisson est déjà exposé aux contaminants, son métabolisme n'est-il pas acclimaté aux contaminants? Puisque cette possibilité existe, cette méthode est donc difficile d'application pour les organismes in situ. Par ailleurs, on peut se poser des questions sur l'utilisation d'individus élevés en pisciculture; les résultats ne reflèteront pas nécessairement ce qui se passe dans le milieu.

12. Tests de respirométrie: indicateurs de stress métaboliques sous-létal.

Source: Fry 1971; Skadsen et. al., 1980.

Résumé de la méthode: Des juvéniles ou adultes sont placés dans un respiromètre de type Blazka en plexiglace, constitué d'un tube cylindrique de proportions dépendant de la taille des poissons au bout duquel une hélice muée par un moteur à vitesses variables, simule un courant d'eau. La vitesse du moteur (pompe) et donc du courant d'eau est réglée par un transformateur variable. L'eau contenue dans le respiromètre est contaminée ou non et circule par une série de tubes. Une électrode à oxygène est installée à l'autre bout du respiromètre, de façon à monitorer à intervalles réguliers le taux d'O₂; comme le respiromètre constitue un système fermé, ce taux reflétera la consommation d'O₂ du poisson. On laisse le poisson s'acclimater une douzaine d'heures à basse vitesse de courant; il n'est pas nourri à partir de 24 heures avant le début de l'expérience. Puis on augmente la vitesse du courant à intervalles réguliers (10% de la vitesse critique de fatigue du poisson à toutes les 45 minutes) et on note la consommation d'oxygène aux 15 minutes.

Lorsque le poisson est fatigué (se laissant entraîner par le courant), on note la vitesse du courant et effectue une dernière lecture de la consommation d'oxygène. On établit la vitesse critique, on apporte le taux de consommation d'O₂ avec le poids du poisson et on détermine le niveau d'activité métabolique en mg O₂/kg-hr. Ce niveau d'activité va augmenter en état de stress si on soumet le poisson à des doses de contaminants.

Matériel et personnel: respiromètre de type Blazka, pompe, aquarium, transformateur variable, électrode à oxygène, enregistreur, hélice, grillage électrifié (très bas voltage). Les proportions du respiromètre vont d'une dizaine de cm de long à 1 pied selon la taille du poisson. Nécessite 1 technicien au minimum.
Coût: \$950. à \$1500. pour le premier échantillon, environ \$800. pour les échantillons subséquents si réalisés dans un laboratoire privé.

Spécificité: aucune en particulier.

Organisme-sujets: la truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri); des expériences avec des salmonidés, corégonidés et gasterostéidés pourraient être envisagés.

Etat actuel d'utilisation: Cette méthode, bien que largement utilisée (et documentée) dans le cadre d'expériences en recherche fondamentale, est peu utilisée, sauf peut-être pour des études sur la LC₅₀ ou EC₅₀ de contaminants spécifiques.

Avantages: - La respirométrie permet d'évaluer l'effet d'un ou des contaminants sur le métabolisme du poisson et sur la performance de nage. Elle est une mesure de la résistance du poisson dans le courant.

- On peut effectuer des tests sur les espèces de poisson à différents stades de maturité (larves, juvéniles, adultes).

Désavantages: - Variabilité des réponses selon la température, l'espèce et le stade de maturité. Le stress de restriction du poisson dans un espace restreint est plus ou moins détectable.

- Plutôt coûteux. Un respiromètre Blazka peut aller jusqu'à 3000\$ U.S. Rapport coût/efficacité faible.

13. Mesure du rythme cardiaque et respiratoire chez le poisson

Source: Carlson et Drummond, 1977; Weidemeyer et. al., 1981; Westlake et. al., 1983.

Résumé de la méthode: Les poissons sont obtenus d'élevages en pisciculture et sont placés dans une chambre en plexiglace dans laquelle sont installées des électrodes reliées à un enregistreur. Des électrodes pour ECG et une sonde operculaire sont insérées en dessous de la peau et suturées en place. Les mouvements du poisson, incluant le rythme cardiaque, les mouvements operculaires et le réflexe de "toux" sont enregistrés via ces électrodes. Les poissons sont acclimatés à la chambre pendant 3 jours dans de l'eau du milieu à tester (contaminée au pas) filtrée par un système de pompe. Les poissons sont monitorés pendant 6 heures et le taux de "toux" par minute est établi.

Pertinence de la méthode: Les produits contenus dans l'eau peuvent aussi affecter les fonctions cardiovasculaires et respiratoires du poisson. Une substance qui agit à la surface des branchies, altérant les échanges gazeux, pourrait réduire de beaucoup les chances de survie du poisson. Des concentrations sous-létales de métaux peuvent provoquer une augmentation de la ventilation, de la fréquence de toux (altération brusque du rythme respiratoire) et du rythme cardiaque.

Matériel et personnel: aquarium, pompes, filtres, chambre à électrodes, enregistreur, amplificateur, transducteurs. Une fois l'appareillage mis en place, un technicien sous la surveillance d'un biologiste peut effectuer les manipulations et analyser les données obtenues. Nécessite au minimum 2 personnes (1 biologiste, 1 technicien) et environ 75 heures/homme. Coût de l'appareillage= environ \$20000.

Spécificité: Métaux et autres produits toxiques.

Organismes-sujets: le crapet arlequin (Lepomis macrochirus), la truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri).

Etat actuel d'utilisation: recherche fondamentale

Avantages: - Cette méthode permet d'évaluer d'éventuels troubles respiratoires chez le poisson exposé à des contaminants.

Désavantages: - Difficile d'application pour les espèces in situ. La toux peut aussi être causée par d'autres facteurs que les polluants.

- On ne peut faire beaucoup de poissons à la fois.
Faible rendement efficacité/coût.

14. Indice du taux de croissance "instantannée" par l'assimilation de ^{14}C glycine dans les écailles de poisson.

Source: Ottaway, 1977; Adelman, 1980; Goolish et Adelman; Hodson et. al., 1985.

Résumé de la méthode: Cette technique a été développée afin de donner une mesure instantanée du taux de croissance des écailles de poisson en incubant celles-ci in vitro dans une solution saline contenant l'acide aminé glycine marquée au carbone 14. Après la capture des poissons, les écailles sont prélevées avec des pinces le long de la ligne latérale et sont incubées pendant 2 heures dans une solution de ^{14}C -glycine à la température de l'eau du milieu. Les écailles sont ensuite lavées, séchées, pesées et solubilisées dans du liquide de scintillation. Le taux d'assimilation de la glycine est exprimé en $\text{umol/mm}^2.\text{hn}^2$ et comparée avec le taux de contamination du milieu.

Pertinence de la méthode: Le taux de croissance instantané serait un bon indicateur de l'état de stress du poisson face à l'exposition aux contaminants. La glycine est une composante majeure des écailles et son assimilation se fait de façon journalière.

Matériel et personnel: glycine marquée au carbone 14, saline, balance de précision, compteur à scintillation, liquide à scintillation et fioles.

Spécificité: aucune en particulier

Organismes-sujets: le meunier noir (Catostomus commersoni), la carpe (Cyprinus carpio), la perchaude (Perca flavescens), le crapet arlequin (Lepomis macrochirus).

Etat actuel d'utilisation: méthode en voie de développement (recherche fondamentale).

Avantages: - Cette méthode donne une idée du niveau de croissance du poisson par rapport à l'état du milieu.
- méthode relativement simple d'utilisation.

Désavantages: - Cette méthode ne s'effectue qu'en laboratoire
- Appareils coûteux
- Le taux de croissance varie avec la saison, le stade de maturité, la température ambiante, etc.
- Certaines populations de poissons peuvent réajuster leur taux de croissance et de reproduction à l'intérieur d'une seule génération, ce qui fait en sorte que même si

la croissance est plus lente, la reproduction sera quand même bonne et les poissons ne disparaîtront pas. Le taux de croissance peut être affecté par la densité de population. Donc, le taux de croissance instantané en tant que tel donne peu de renseignements utiles et ce taux peut dépendre d'une multitude de facteurs intrinsèques à la population.

15. Mesure de l'acide ascorbique chez le poisson

Source: Thomas et al., 1982, Thomas, 1987.

Résumé de la méthode: Les poissons exposés et non-exposés aux contaminants sont capturés, sacrifiés et congelés dans l'azote liquide. Le cerveau, les branchies, le foie, les reins et une partie des muscles sont excisés, séchés, pesés et homogénéisés séparément dans de l'acide perchlorique sur glace. Pour chacun des tissus, on détermine les concentrations en acide ascorbique et en acide ascorbique-sulphate après avoir traité les surnageants en différentes étapes. L'absorbance des solutions est lue à 524 nm au spectrophotomètre.

Pertinence de la méthode: La vitamine C, qui est un cofacteur dans la formation des corticostéroïdes, intervient dans la formation du collagène pour les os et les autres tissus. Les contaminants aquatiques tels les métaux (Cd, Cu), le toxaphène, le pentachlorophenol et les hydrocarbures en général détruisent les réserves d'acide ascorbique. Ils interfèrent donc avec le taux de croissance, la formation des os, le temps de guérison des lésions (reliés à la formation du collagène). Une baisse de vitamine C entraîne aussi une baisse de la concentration des OFM du système P-450; la tolérance à long terme aux contaminants est donc sérieusement compromise. De plus, une carence en vitamine C entraîne une baisse des réponses immunitaires, ce qui rend le poisson plus sensible aux lésions et aux infections causées par des virus ou des bactéries (Thomas et al., 1987; Thomas, 1987).

Matériel et personnel: Balance de précision, azote liquide, spectrophotomètre à centrifugeuse, acide perchlorique, 2, 6-dichlorophenol-indophenol, thiourée, 2, 4-dinitrophénylhydrazine, H_2SO_4 .
Requiert 1 technicien de laboratoire au minimum pour effectuer les manipulations.

Spécificité: Métaux lourds (Cd, Cu, Hg, etc.), hydrocarbures, pesticides (toxaphène), phénols.

Organismes-sujets: le mullet (Mugil cephalus), une espèce non-indigène au fleuve Saint-Laurent.

Etat actuel d'utilisation: Cette méthode est encore à l'étape de recherches fondamentales et n'a pas été appliquée lors de tests systématiques sur l'état de santé des organismes aquatiques par rapport à l'exposition aux contaminants.

Avantages: - Bonne corrélation dose-réponse entre les niveaux d'acide ascorbique et la concentration de contaminants dans les tissus, à mesure que les réserves d'acide ascorbique baissent.

Désavantages: - L'applicabilité aux espèces du Saint-Laurent est inconnue puisqu'aucune étude sur les niveaux de vitamine C n'a été effectuée jusqu'à ce jour sur les poissons du réseau.

- Il y a une variabilité des réserves d'acide ascorbique selon la diète, l'âge et le type de tissu. Il faut donc en tenir compte dans l'interprétation des résultats.

16. Dosage de l'activité du $\text{Na}^+ - \text{K}^+$ ATPase des branchies des poissons

Source: Lorz et Mc Pherson, 1976; Part et Svanberg, 1981.

Résumé de la méthode: Des poissons exposés et non-exposés aux contaminants sont capturés et sacrifiés par décapitation. Les pièces de la première arche branchiale sont prélevées, fixées et coupées au microtome pour observation au microscope. On note la présence d'anomalies au niveau du tissu branchial, de maladies, lésions, parasitisme, etc. Le reste des branchies est homogénéisé et on mesure l'activité de la $\text{Na}^+ - \text{K}^+$ ATPase par des mesures spectrophotométriques.

Pertinence de la méthode: Le $\text{Na}^+ - \text{K}^+$ ATPase est une enzyme liée aux membranes cellulaires qui hydrolyse l'ATP en ADP et phosphate inorganique, libérant ainsi de l'énergie pour le transport actif des ions Na^+ et K^+ . La présence de contaminants dans les tissus branchiaux peut interférer avec l'activité normale de cette enzyme, bouleversant ainsi l'équilibre osmotique de l'organisme.

Matériel et personnel: microtome, colorants, microscope, métabolites pour doser l'ATPase, spectrophotomètre. Nécessite au minimum 1 technicien pour les observations au microscope.

Spécificité: métaux surtout (Cd, Cu, Zn) mais d'autres produits tels les BPC et les HAP peuvent être mis en cause.

Organismes-sujets: la truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri) et autres salmonidés.

Etat actuel d'utilisation: méthode appliquée en recherche fondamentale. L'applicabilité de cette méthode aux organismes sur le terrain est à déterminer.

Avantages: Cette méthode permet d'évaluer l'effet des contaminants sur les tissus branchiaux et sur les échanges d'ions et l'équilibre ionique du poisson. Bons indicateur d'une contamination aux métaux.

Désavantages: Applicabilité pour des études de terrain non-déterminée.

3.3 Indicateurs de tératogénécité et du succès reproducteur.

17. Détermination de l'intégrité structurale des os des poissons

Source: Hamilton et. al., 1981; Merhle et. al., 1982; Sloterdijk, Communication personnelle.

Résumé de la méthode: Les poissons sont capturés, sacrifiés, puis ramenés au laboratoire. Le sexe, le poids corporel, la longueur totale des individus sont notés avant de les sacrifier et de les disséquer. Une partie des poissons initialement capturés pourrait servir pour des évaluations de la présence de fractures ou d'anomalies des vertèbres et de la colonne par photographies aux rayons X et par observation de coupes histologiques de la colonne. Les 8 vertèbres postérieures au crâne sont prélevées en enlevant les épines et les tissus les entourant. Les vertèbres sont mesurées individuellement au micromètre oculaire pour déterminer la longueur selon l'axe antérieur-postérieur et le rayon moyen. On calcule à partir de ces mesures l'aire transverse ($A=R^2$) et le volume ($V=A \times L$) sur lesquels les forces de compression agiront. Les propriétés mécaniques des vertèbres sont déterminées par l'application d'une compression dans l'axe au moyen d'un appareil servant à cette fin. On détermine les forces de rupture, la limite d'élasticité (force au-delà de laquelle des dommages structuraux permanents sont subis), le niveau de stress mécanique à la limite élastique, le % de dommage (niveau de déformation au point de rupture). Après les tests mécaniques, les vertèbres sont séchées à 100°C pendant 2 à 8 heures (dépendant de la taille), pesées et divisées en 2 fractions. Dans l'une le taux de collagène (mg/g d'os) et le taux d'hydroxyproline (mg/g collagène) sont déterminés; l'autre fraction est hydrolysée à 115°C dans 2-5ml de 8N HCL pendant 16 heures et on y détermine la teneur en calcium et en phosphore. On détermine la densité vertébrale en calculant le poids sec moyen de 8 vertèbres divisé par le volume moyen des vertèbres.

Pertinence de la méthode: Les contaminants peuvent interférer avec la formation du collagène, lequel est un composant majeur des os. Une baisse du collagène peut mener à une incidence plus élevée de scoliose et à une altération des propriétés élastiques de la colonne vertébrale et des vertèbres. Il existe entre autre une corrélation entre le niveau de contamination du milieu et l'incidence de difformités de la colonne des poissons (Hodson et. al., 1985).

Matériel et personnel: Balance de précision, micromètre oculaire, appareil de compression, appareil à rayons X et films de photographie, microtome, microscope, four, HCl.

Spécificité: Métaux en particulier et autres produits toxiques.

Organismes-sujets: Le crapet arlequin (Lepomis macrochirus), l'omble de fontaine (Salvelinus fontinalis), le barbus de rivière (Ictalurus punctatus), le bar rayé (Morone saxatilis), la perchaude 0⁺ (Perca flavescens), le queue à tache noire (Notropis hudsonius) et le méné émeraude (Notropis atherinoides).

Etat actuel d'utilisation: Cette méthode a déjà été appliquée au cours des deux dernières années pour des jeunes poissons (0⁺) du Saint-Laurent par l'équipe du Dr. Harm Sloterdijk.

Avantages: - Permet d'établir le niveau de résistance mécanique des vertèbres des poissons et la composition de celles-ci par rapport à la présence de contaminants.
- Permet d'établir l'incidence de déformation de la colonne vertébrale des poissons exposés à des contaminants.

Désavantages: - Variabilité selon l'âge, la nutrition, la saison, etc.

18. Succès d'éclosion et incidence de difformités chez les embryons de la chélydre serpentine (Chelydra serpentina).

Source: Bishop, 1987; Bishop, en préparation; Bishop (communication personnelle)

Résumé de la méthode: L'échantillonnage des oeufs a lieu durant la saison de reproduction, de la fin mai jusqu'à juillet. Un certain nombre de nids sont utilisés à cette fin. De ceux-ci, on prend de 15 à 25 oeufs par nid; une partie de ces oeufs servira pour analyse des produits s'y trouvant dans la coquille ou l'embryon (PCB, DDT et dérivés, Mirex, dieldrine, chlordanes, HAP...). L'autre partie (15/couvée) sera mis sous incubateur. On mesure le taux d'éclosions réussies et on observe les individus éclos ainsi que les embryons non-éclos. On note l'incidence de difformité, ce qui inclut: difformités de la queue, des membres, la grosseur du sac embryonnaire, l'absence de présence des yeux, la forme de la carapace, du crâne et des mâchoires. On note aussi la taille des embryons et des tortues écloses par rapport au stade de développement. On fait ensuite état du % de difformités.

Pertinence de la méthode: A cause de leur régime omnivore, les chélydres serpentines accumulent de hautes concentrations d'organochlorés et autres contaminants dans leurs tissus, ce qui est transmis aux oeufs et aux jeunes embryons. Observer le taux d'éclosion et l'incidence de difformités est donc important afin d'établir l'impact de ces contaminants sur la reproduction.

Matériel et personnel: contenants pour la collecte des oeufs, DCM, acétone hexane, soxhlet, colonnes de chromatographie sur gel de silice activé, colonne de chromatographie sur Bio-Beads 200 400 mesh (perméation sur gel) chromatographes en phase gazeuse, incubateur. Nécessite 1 personne pour la collecte et 1 personne pour incubation et 2 personnes pour analyse des oeufs et embryons, au minimum.

Spécificité: L'observation des oeufs et des embryons donne une idée de la réponse générale à l'accumulation de contaminants tels les BPC, le DDT et ses dérivés, Mirex, HAP, dieldrine, chlordanes, furane, Hg, Cd, Pb, As. Non spécifique à un contaminant en particulier.

Organismes-sujets: La tortue serpentine (Chelydra serpentina)

Etat actuel d'utilisation: L'équipe de Chip Weseloh (NWRI, Burlington), a travaillé au cours des 4 dernières années sur la chelydre serpentine des Grands Lacs. Christine Bishop a publié des rapports sur l'état des jeunes tortues selon le degré d'accumulation de produits toxiques dans les tissus.

Avantages: - A cause de leur longévité (jusqu'à 70 ans selon les populations) et leur mode de vie sédentaire, les tortues serpentes semblent être des bioindicateurs utiles pour monitorer l'effet de la contamination chimique sur les populations vivant le long du Saint-Laurent.

- De plus, on retrouve maintenant des populations de tortues serpentes jusqu'aux environs de Portneuf dans la région de Québec; leur répartition géographique est en pleine expansion le long du Saint-Laurent.

Désavantages: Appareils très coûteux.

19. Succès de fertilisation, survie des oeufs et des larves et incidence de difformité larvaire.

Source: MacDonald, 1981; Weis et. al., 1982; Somasundaram et.al., 1984; Hall et.al., 1985; Holdway et Dixon, 1986; Holdway et. al., 1987; USEPA, 1987; Munkittrick et Dixon, 1988; Munkittrick et Dixon, sous presse; Dixon (communication personnelle).

Résumé de la méthode: Des mâles et des femelles sexuellement matures de l'espèce à tester sont capturés au filet. On note l'âge, le poids corporel, la longueur standard, le nombre d'oeufs/femelles, le nombre de spermatozoïdes. On fertilise les oeufs et on les place dans des bassins d'incubation à la même température que celle où les adultes furent prélevés. On note le taux d'éclosion, la mortalité des embryons et des larves après l'éclosion. On note également l'incidence de difformités chez les embryons non-éclos et les larves, en indiquant les types de difformités rencontrés. Des larves sont prélevées aux 4 jours et préservées dans le formol; on mesure le poids des larves, la longueur des larves et le poids du sac embryonnaires. La survie des larves en fonction du temps est également établie. La durée du test de survie larvaire dépend du rythme de développement des larves et donc de l'espèce utilisée. Par exemple, pour le méné tête-de-boule (utilisé pour les tests standards de l'USEPA), la durée des observations est établie à 8 jours.

Pertinence de la méthode: On observe une corrélation entre le niveau de contamination du milieu et l'incidence de difformités larvaires. Cette méthode est donc un bon indicateur du potentiel tératogène des polluants.

Matériel et personnel: Balance de précision, système de filtrage, pH mètre, hématocytomètre, bassins d'incubation, microscope binoculaire, formol. DO/T⁰metre.

Nécessite 1 technicien avec une formation de base en embryologie et 1 technicien pour les bioessais.

Spécificité: Cette méthode a été testée en utilisant des espèces se trouvant dans des cours d'eau contaminés par les métaux (Cu, Zn, Hg), mais elle n'est pas spécifique à un contaminant en particulier.

Organismes-sujets: le meunier noir (Catostomus commersoni), le choquemort (Fundulus heteroclitus), le méné tête-de-boule (Pimophales promelas), le hareng (Clupea harengus). Des espèces de la famille des salmonidés, des percidés ou des corégonidés pourraient bien se prêter à ce genre de test.

Etat actuel d'utilisation: Utilisé en recherche fondamentale, entre autres par l'équipe de George Dixon (NWRI)

Avantages: - Permet d'établir le potentiel tératogénétique des contaminants.
- Permet d'établir le succès de la fertilisation et le taux de survie embryonnaire et larvaire des espèces exposées aux effluents toxiques.
- Cette méthode peut s'appliquer à une grande gamme d'espèces couvrant tout l'axe du Saint-Laurent, jusqu'à l'estuaire.

Désavantages: - On doit procéder à une standardisation de la méthode pour chaque espèce à employer.

20. Indice de réponse morphologique chez les larves de chironomidés (diptères)

Source: Warwick, 1985; Warwick, 1988; Sloterdijk, communication personnelle.

Résumé de la méthode: On récolte les larves de chironomidés dans les régions d'eaux tranquilles peu profondes (sur les bords des rives), plus précisément dans les sédiments que l'on filtre avec un filet de 200µm. On identifie au stéréomicroscope les espèces présentes, on compte la proportion de celles-ci et on fixe les larves dans une solution d' éthanol 70%. Les larves sont nettoyées en les passant dans une solution de KOH 8%; le contenu du corps est prélevé en perçant la paroi corporelle. Les larves sont ensuite passées dans des bains successifs d'acide acétique glacial, d'éthanol anhydre, d'huile de cèdre avec éthanol et d'huile de cèdre, à raison d'un trempage de 10-15 min. dans chaque bain. On sépare la tête du reste du corps et on la monte avec le côté ventral par le haut et les mandibules ramenés en arrière afin de laisser bien en évidence les antennes. On observe ensuite les larves au microscope et on note les difformités au niveau des pièces buccales, des antennes et de la structure générale de la tête. Le type de difformité des pièces buccales et des antennes sont classées en catégories selon le type de difformité et la sévérité de celles-ci. On numérote les catégories de difformités. Ces chiffres arbitraires constituent l'indice de réponse morphologique (IRM). En faisant la somme des IRM sur le nombre de spécimens examinés, on obtient l'indice de sévérité des difformités (ISD).

Pertinence de la méthode: Les chironomidés représentent la plus grande famille d'insectes aquatiques, occupant à peu près tous les types d'habitats aquatiques selon diverses conditions. Leur cycle de vie relativement court et la sensibilité des larves aux contaminants durant les étapes critiques de développement en font de bons bioindicateurs de l'effet des contaminants à court terme.

Matériel et personnel: matériel pour recueillir les sédiments, filet de 200 nm, stéréomicroscope, microscope, microtome, éthanol, huile de cèdre, baume du Canada.

Nécessite au moins 1 personne qualifiée pour identifier les espèces de chironomidés et pour observer le type de difformités.

Spécificité: aucune spécificité à un contaminant en particulier. Réponse générale à l'ensemble des contaminants présents dans le milieu.

Organisme-sujets: larves d'insectes aquatiques de la famille des chironomidés.

Etat actuel d'utilisation: Cette méthode a été utilisée dans des lacs pollués et non-pollués, dans les Grands Lacs ainsi que dans le lac St-Louis et le lac St-Pierre par Bill Warwick et l'équipe du Dr. Harm Sloterdijk.

Avantages: - Cette méthode constitue un bon indicateur de l'incidence de difformités chez les insectes aquatiques exposés aux contaminants
- Bonne standardisation des catégories de difformités et classification fiable, si bien employée.

Désavantages: -Nécessite une bonne formation en entomologie et une connaissance exacte du type de pièces céphaliques. La classification peut porter à interprétation et à des biais éventuels.
- Ne peut pas être employé dans des zones de fort courant, ce qui limite beaucoup l'applicabilité de cette méthode pour le réseau Saint-Laurent.

21. Succès d'éclosion des oeufs d'oiseau et incidence de difformités des embryons et des jeunes.

Source: Gilani et Chatzinoff, 1981. Mineau et al, 1984; Gilbertson et al, 1987; Kubiak et al, 1989; Ross et Weseloh, soumis; Bishop (communication personnelle).

Résumé de la méthode: Echantillonner un certain nombre de nids sur les sites de reproduction; déterminer le nombre d'oeufs par nids et la présence (ou non) de contaminants dans le milieu. Etablir par observation sur le terrain le taux de succès d'éclosion et ouvrir les oeufs non éclos pour examiner les embryons. Echantillonner un certain nombre d'oeufs par nids, établir le contenu en contaminants de ceux-ci et examiner les embryons pour vérifier l'incidence de difformités; noter les types de difformités rencontrés et leur fréquence. Examiner des jeunes et déterminer dans l'échantillonnage l'incidence de difformité. Etablir un indice de réponse morphologique en fonction de la sévérité de la difformité des becs ou des membres, en allant par degré d'anormalité. Une suggestion de gradation est établie par Ross et Weseloh (soumis) et par Warwic (1985).

Pertinence de la méthode: Permet d'évaluer le potentiel tératogène des contaminants.

Matériel et personnel: matériel pour échantillonner oeufs et jeunes. 1 technicien pour collecte et analyse.

Spécificité: Pas vraiment de spécificité mais l'incidence de non-éclosion et de difformités a été surtout associée à la présence de DDT et dérivés chlordanes et autres composés de pesticides.

Organismes-sujets: le cormoran à double crête (Phalacrocorax auritus), le goéland argenté (Larus argentatus).

Etat actuel d'utilisation: L'équipe de Chip Weseloh (NWRI, Burlington) est à effectuer des expériences sur le cormoran dans les Grands Lacs.

Avantages: - Permet d'observer sur le terrain l'effet nocif des contaminants sur des espèces se nourrissant de poissons et autres organismes déjà contaminés. Donc, c'est une mesure de l'effet de la concentration de produits toxiques par des espèces se trouvant à des niveaux trophiques élevés.

- S'intègre bien dans le cadre d'un programme de biomonitoring le long du Saint-Laurent et couvre toute la région à étudier.

- Echantillonnage simple ne requérant pas une formation poussée.

Désavantages: - La classification par degré de sévérité difformités peut porter à interprétation et des biais dûs à l'observateur peuvent se produire.

- Renseigne assez bien sur l'état de santé de l'environnement mais les jeunes atteints de difformités souvent ne survivent pas en nature et le taux de difformités, évalué directement sur le terrain peut être sous-évalué. Les renseignements ainsi obtenus peuvent être significatifs, mais incomplets.

- La période reproductive est limitée dans le temps

- L'échantillonnage nécessite beaucoup de travail sur le terrain et le succès de celui-ci dépend de la disponibilité et de l'accessibilité des sites de nidification.

22. Mesure de l'épaisseur des coquilles d'oeufs chez les oiseaux

Source: Mineau et al, 1984; Wallace et al, 1985; Gilbertson et al, 1987; Schwarzbach et al, 1988; Kubiak et al; 1989; Bishop (Communication personnelle)

Résumé de la méthode: Echantillonner un certain nombre d'oeufs par nid repéré sur les sites de reproduction des espèces; établir le nombre d'oeufs par nid et la présence ou non de contaminants tels que le DDT et ses dérivés, les chlordanes, les BPC, les HAP, etc. Les coquilles seront vidées de leur contenu, lequel sera homogénéisé et la teneur en contaminants y sera déterminée (par chromatographie en phase gazeuse ou autre selon méthodes). L'épaisseur des coquilles sera mesurée à 5 points sur l'équateur de chaque oeuf et lue au um près avec un micromètre.

Pertinence de la méthode: Les contaminants peuvent interférer avec le système reproducteur des femelles. La composition des coquilles et leur épaisseur peuvent être altérée ce qui rend les oeufs friables et moins viables.

Matériel et personnel: micromètre, chromatographe de phase gazeuse, contenant pour oeufs. 1 technicien pour analyse chimique. 1 technicien pour mesures coquille et collecte.

Spécificité: DDT et dérivés, chlordanes, BPC, HAP. Surtout les 2 premiers.

Organismes-sujets: Goéland (Larus argentatus), chélydre serpentine (Chelydra serpentina).

Etat actuel d'utilisation: Des expériences sont en cours sur les cormorans des Grands Lacs et sont effectués entre autres par l'équipe de Chip Weseloh (NWRI, Burlington).

Avantages: - Permet de connaître le niveau de détérioration de l'état des oeufs face aux contaminants, lequel a une influence sur le succès d'éclosion de ceux-ci.

- Pourrait être effectué pour plusieurs espèces d'oiseaux vivant le long du fleuve Saint-Laurent.

- Echantillonnage facile et peu coûteux.

- Pourrait être intégré à des études sur le succès d'éclosion et l'incidence de difformités chez les embryons.

Désavantages: - On se doit de connaître et/ou déterminer à quelle épaisseur le danger de rupture de l'oeuf est appréciable. Une mesure ne veut rien dire par elle-même.
- La méthode de détection des contaminants par la chromatographie en phase gazeuse est longue et laborieuse. Exige au moins 1 technicien spécialisé.

23. Succès de fertilisation des oeufs de l'oursin vert et de l'oursin plat.

Source: Dinnel et al., 1982; Dinnel et al., 1987.

Résumé de la méthode: On collecte les oursins verts et les oursins plats et on les place en bassin fermé en laboratoire dans de l'eau de mer filtrée. On prend les individus à tester et on les place dans un contenant de 100 ml d'eau de mer. Pour provoquer le processus de fertilisation, on injecte environ 0.5 ml (oursin plat) ou 1.0 ml (oursin vert) de 0.5 M KCl dans la cavité coelomique (séparer préalablement mâles et femelles). On décompte le nombre de spermatozoïdes et d'oeufs obtenus. On ajuste le nombre de spermatozoïdes pour que le ratio sperme/oeuf soit de 1200 (oursin plat) ou 2000 (oursin vert); la concentration d'oeuf est ajustée à 2000/ml. On ajoute un aliquot de 0.1 ml de la solution de spermatozoïdes à 10 ml d'eau de mer polluée (ou non polluée, pour le contrôle); on laisse incuber à 12°C pour 60 minutes. On ajoute ensuite 1.0 ml de la solution ajustée d'oeufs aux tubes à essai contenant le sperme, on mélange et laisse la fertilisation s'effectuer pendant 20 minutes. Ensuite, on fixe la solution avec 1.0 ml de formol concentré; on pipette un aliquot de la solution et on compte via un hématocytomètre. On calcule le % de fertilisation selon la formule suivante:

$$\text{Réponse} = \frac{(\% \text{ fert.test} - \% \text{ fert.contr.})}{(100 - \% \text{ fert. contr.})} \times 100$$

Pertinence de la méthode: Cette méthode permettrait de vérifier l'effet des contaminants aquatiques sur la fertilisation externe des oeufs chez des espèces invertébrées telles l'oursin vert et l'oursin plat.

Matériel et personnel: matériel de plongée, matériel de collecte des oursins, bassins, appareils de filtration, seringues, KCL, contenants 100 ml, microscope, hématocytomètre, pipettes, tubes à essai 10 ml jetables, formol. Personnes pour récolte en plongée, 1 personne pour tests en laboratoire minimum.

Spécificité: Réponse générale aux contaminants.

Organismes-sujets: oursin vert (Strongylocentrotus droebrachiensis) et l'oursin plat (Dendraster excentricus).

Etat actuel d'utilisation: recherche fondamentale.

Avantages: - Donne une idée de l'influence des contaminants sur le succès de fertilisation d'organismes de l'estuaire.

- Bonne reproductibilité des résultats; la standardisation des tests est relativement bien établie.

Désavantages: - Ne peut se faire qu'en laboratoire.

- Ne reflète pas la réalité: en milieu marin, la densité est très différente au fond.

- Si les oeufs et/ou le sperme ne sont pas complètement matures au moment de la fertilisation externe, le taux de fécondation sera très biaisé et non conforme à la réalité.

- Pour le contrôle, il est difficile de se procurer la même eau de mer (salinité; dureté, pH, O₂ dissout, etc...) non-polluée; l'eau de mer simulée ne sera jamais tout à fait comme l'eau "naturelle" polluée.

- Il est difficile de distinguer les oeufs fertilisés des oeufs non-fertilisés.

24. Croissance et fécondité chez les poissons

Source: Munkittrick et Dixon, 1988; Munkittrick et Dixon, sous presse; Dixon (communication personnelle), Munkittrick, sous presse.

Résumé de la méthode: Les poissons sont échantillonnés par capture au filet avant, pendant et après la période de reproduction. Ils sont ramenés dans des bassins et analysés sans délais. On note le sexe des individus, le poids corporel humide, la longueur standard; on détermine l'indice de condition physique par la formule suivante:

$$\frac{\text{Poids corporel (g)}}{\text{longueur standard}^3 \text{ (cm)}} \times 100$$

On détermine l'âge par l'observation des annulés sur les écailles. Après sacrifice des poissons, on ouvre la cavité péritonéale et on examine les organes pour incidence de maladies, lésions, tumeurs, etc. On prélève les ovaires des femelles et on détermine l'indice gonadosomatique (poids des gonades/poids corporel) x 100). Le nombre d'oeufs par poisson est déterminé; pour chacun des poissons, le diamètre et le poids de 10 oeufs sont déterminés.

Pertinence de la méthode: La fécondité est l'un des premiers paramètres affectés par la pollution. Il est donc important d'évaluer l'effet des contaminants sur la fécondité et les facteurs expliquant l'altération du succès reproducteur.

Matériel et personnel: Filet de pêche, bassins pour poissons, balance de précision, microscope, binoculaire.

Spécificité: non spécifique à un contaminant en particulier. Démonstre réponse générale aux contaminants. Les études déjà effectuées ont surtout été faites en rapport avec la présence de métaux (Cu-Pb-Zn-As-Hg).

Organismes-sujets: le meunier noir (Catostomus commersoni). Munkittrick et Dixon (sous presse) suggèrent que de tels tests sur les salmonidés, les percidés et les corégonidés seraient appropriés. Des espèces telles que le mené à nageoires rouges (Notropis cornutus), le mené tête-de-boule (Pimophales promelas), le choquemort (Fundulus heteroclitus), et l'omble de fontaine (Salvelinus fontinalis) sont suggérées dans la littérature.

Etat actuel d'utilisation: L'équipe de George Dixon a beaucoup travaillé sur le meunier noir afin d'établir l'effet des métaux lourds sur la reproduction et la structure de population. D'autres travaux sont en cours.

Avantages: - Donne une idée des variations de la fécondité et de la croissance des poissons face aux contaminants

- Les mesures physiques (poids corporel, poids des organes, indice de condition, indices somatiques, incidence d'anomalies dans organes, etc.) constituent des éléments de diagnostic préliminaire importants sinon essentiels avant de passer aux tests biochimiques spécifiques.

- Ces mesures peuvent être effectuées sur une grande gamme d'espèces à travers tout l'axe du Saint-Laurent, de Cornwall jusqu'à l'estuaire.

Désavantages: - Il faut tenir compte de la variation du taux de croissance entre les populations d'une même espèce, de la variation de la croissance selon la saison, la période de reproduction, etc.

3.4 Indicateurs de croissance au niveau planctonique

25. Test de croissance algale avec *Selenastrum capricornutum*

Source: Couture et al., 1981; Joubert, 1983; VanCoillie et al., 1983; Wong et Couture, 1985; Blaise et al., 1986; Thompson et al., 1987; USEPA, 1987 (2 documents); Couture et al., 1987; Blaise (communication personnelle); Couture (communication personnelle).

Résumé de la méthode:

a. Test classique de 8 jours (Joubert, 1983):

On échantillonne 1 litre d'eau provenant de la région à monitorer que l'on garde au froid avant de procéder aux analyses. On effectue des dilutions allant de 100-10% (v/v) et de 100-1% de l'échantillon d'eau, auquel on ajoute une solution d'éléments nutritifs nécessaires pour la croissance d'algues. Un standard préparé avec de l'eau distillée et le milieu de croissance est également préparé. La concentration dans ce standard est de 62.5% (v/v) et devrait permettre une croissance de 50 mg d'algue/l. La teneur en U et P est déterminée au préalable afin de pouvoir calculer la biomasse théorique. Les dilutions de l'échantillon et les standards (en triplicat de 25 ml) sont placés dans des Erlenmeyer de 125 ml. Pendant ce temps, 40 ml de culture algale stock est centrifugée pendant 15 min. On retire le surnageant, nettoie les cellules avec de l'eau ultrapure autoclavée et on rajoute 40 ml de cette eau puis on recentrifuge pendant 15 autres min. On enlève le surnageant et on rajuste le volume pour obtenir une concentration de 25000 cellules/ml. 1 ml de culture algale ajouté dans des erlenmeyers; la concentration initiale des cellules est de 1000 cellules/ml. On place les cultures dans des incubateurs pendant 8 jours, sous une intensité lumineuse de 430 lux. Les solutions sont mélangées périodiquement par un mécanisme automatique. Après la période prescrite d'incubation 1 ml des solutions algales sont placés dans des cuvettes auxquelles on a rajouté 19 ml d'une solution d'électrolytes. Le comptage des cellules est fait via un compteur électronique de cellules. Le contenu des solutions standard est séché au four à 72°C pour 12 heures et pesés. La biomasse est calculée alors de la façon suivante:

$$\text{Biomasse (mg/l)} = \frac{\text{poids sec d'algues (mg)}}{\text{volume des 3 solutions (ml)}} \times 1000$$

Le facteur de conversion de la biomasse (CFB) est calculé ensuite: $\text{CFB} = \frac{\text{poids sec du standard (mg/l)}}{\# \text{ cellules}}$

Cette dernière valeur servira à déterminer la biomasse des solutions contenant l'eau à tester. La biomasse théorique de chacune des solutions est déterminée en additionnant le contenu en phosphore (multiplié par 430 si conc. P 0.010mg/l, par 100 si conc. P 0.010mg/l). Le % d'inhibition est obtenu de la façon suivante: $\% = 100 - (\text{biomasse mesurée} / \text{biomasse théorique}) \times 100$. Les résultats sont présentés sur graphique logarithmique et on détermine à partir de la courbe obtenue la IC₅₀ (concentration d'effluent inhibant la croissance de 50%).

Le test classique peut s'effectuer sur 8 jours d'incubation (1000 cellules/ml au départ), 4 jours (20000 cellules/ml) ou 4 heures (1×10^6 cellules/ml), selon la concentration initiale de cellules algales dans les solutions à tester. D'autres concentrations initiales et temps d'incubation peuvent aussi être employés, selon les besoins particuliers.

b. Test algale sur microplaques (Blaise et al, 1986):

Ce test peut s'effectuer sur 8 jours, 4 jours ou 4 heures dépendant de la concentration initiale de cellules. Dix ml d'eau à tester sont filtrés à travers une membrane et dilués en série dans des tubes contenant de l'eau distillée. Un aliquat de 200 ul de chacune des dilutions est transféré dans les puits de microplaque. Les algues et le milieu de culture sont ajoutés dans les puits à raison de 10 ul d'inoculum, avec les concentrations d'algues appropriées (1000 cellules/ml pour le test 8 jours, 20000 cellules/ml pour le test 4 jours et 1×10^6 cellules/ml pour le test de 4 heures) et 10 ul de milieu de culture. Les microplaques sont recouvertes d'un plastique transparent scellé et placé dans l'incubateur à 24°C (430 lux) pour la période prescrite. A la fin de la période d'incubation, le contenu des puits est resuspendu; 100 ul est retiré de chacun et placé dans une cuvette avec 9 ml d'une solution d'électrolytes. Le nombre de cellules est déterminé via un compteur électronique. Le milieu de culture ajouté dans les puits était soit laissé intact ou enrichi de N et P. La biomasse finale est calculée en déduisant de la biomasse des puits contenant le milieu enrichi la biomasse des puits avec le milieu non-enrichi. Cette biomasse finale est comparée au contrôle pour déterminer la IC₅₀ (la concentration à laquelle la croissance est inhibée de 50%).

Par ces méthodes, on peut également mesurer à intervalles réguliers durant la croissance algale les paramètres suivants:

i. Taux d'adénylates: on mesure la concentration en ATP, ADP et AMP dans un aliquot de la culture algale par dosage de l'activité de la luciférase, la pyruvate kinase et de l'adénylate kinase, respectivement. La charge en adénylates est ensuite calculée de la façon suivante:

$$\frac{(ATP + 1/2 ADP)}{(ATP + ADP + AMP)}$$

ii. Fluorescence: on retire un aliquot de la solution algale et on détermine la fluorescence in vivo à l'aide d'un fluoromètre. On ajoute ensuite du DCMU ($5 \times 10^{-5} M$) et on prend de nouveau une lecture de la fluorescence de façon à établir le pourcentage d'inhibition de la fluorescence

$$\frac{(\text{contrôle test})}{\text{contrôle}} \times 100$$

iii. Assimilation de carbone ^{14}C : on ajoute 0.2 uCi de ^{14}C à un aliquot de la culture algale et on laisse incuber pendant 10 minutes aux mêmes conditions qu'auparavant. Par la suite, on arrête l'assimilation par ajout de formaldéhyde et on enlève l'excès de C^{14} . On ajoute du liquide scintillant et on établit le taux de C^{14} à l'aide d'un compteur à scintillation.

Pertinence de la méthode: Permet de déterminer la toxicité des effluents sur le phytoplancton.

Matériel et personnel: 1. Test classique: culture de Selenastrum capricornutum, bouteilles de polypropylène 1 l., filtres 0.45 μm , incubateurs, milieu de culture, erlenmeyers 200-400-125ml, pipettes de verre, tube conique à centrifugation, centrifugeuse, cylindres gradués, solution d'électrolytes, compteur de cellules électronique, etc.

Test supplémentaires: fluoromètre, spectrophotomètre, compteur à scintillation.

Coûts: 1^o test sur microplaques (Env. Canada) = \$210. pour le premier échantillon et \$160. pour les suivants

2^o test classique (MENVIQ): \$870. pour le premier échantillon et \$800. pour les suivants

3^o Adénylates: \$1500. pour le premier échantillon et environ \$900. pour les suivants

4^o assimilation de ^{14}C : environ \$800. pour le premier échantillon et près de \$500. pour le suivant

5^o fluorescence: environ \$800. par échantillon

Spécificité: Cette méthode (classique et sur microplaques) peut servir à évaluer la toxicité de tout type de contaminant.

Organismes-sujets: Selenastrum capricornutum, un chlorophycée unicellulaire.

Etat actuel d'utilisation: Cette méthode est fréquemment utilisée pour des études de dépistage de l'effet de produits toxiques, notamment par l'équipe de Paul Wong (NWRI, Burlington), de Christian Blaise (Env.Canada) et de Pierre Couture (INRS-Eau, Ste-Foy).

Avantages: - Permet d'évaluer le potentiel toxique des contaminants contenus dans l'eau à tester

- Ces méthodes sont beaucoup plus économiques que les tests avec les poissons et peuvent être effectuées dans un laps de temps court (4 heures, 4 jours ou 8 jours). A cet effet, la méthode sur microplaques est beaucoup plus économique que le test classique; elle requiert un volume d'eau à tester moins grand, prend moins d'espace et un plus grand nombre d'échantillons peuvent être effectués à la fois. De plus, avec l'emploi de microplaques jetables, on élimine tout problème de contamination potentiel dû à l'usage multiple des erlenmeyers. Les manipulations peuvent être plus facilement automatisées.

- Bonne reproductibilité des résultats.

Désavantages: - Ces méthodes constituent des tests statiques de laboratoire effectués avec des algues de souche contrôlée. Ils ne révèlent pas le vrai potentiel toxique in situ des contaminants pour les organismes aquatiques vivant dans le cours d'eau. L'interprétation au niveau écologique est donc souvent difficile et/ou biaisée.

26. Test de bioluminescence Microtox

Source: Bulich et al, 1981; Blaise (communication personnelle)

Résumé de la méthode: Les effluents à tester sont dilués selon des concentrations allant de 5 à 50% et sont placés à 15°C. Le réactif Microtox (la bactérie Phosphobacterium phosphoreum) est hydraté avec 1 ml d'eau distillée pure et refroidi à 3°C; la concentration bactérienne est de 10⁸/ml. 10ul de cette suspension bactérienne est transféré dans des cuvettes contenant 0.5 ml de diluant (NaCl 2%). Une lecture de la fluorescence bactérienne est alors effectuée à l'aide d'un photomètre. Des aliquots (0.5 ml) des échantillons à tester et du contrôle sont ensuite ajoutés aux cuvettes. Après 5 minutes, on mesure à nouveau la fluorescence des bactéries au photomètre. On calcule à l'aide de ces données le EC₅₀ (i.e. la concentration à laquelle la fluorescence des bactéries est diminuée de 50%).

Pertinence de la méthode: Permet d'évaluer le potentiel toxique relatif d'une source ponctuelle d'effluents.

Matériel et personnel: "trousse" Microtox, photomètre.
Coût: 210.\$ l'analyse environ.
1 technicien nécessaire seulement.

Spécificité: Aucune. Peut s'appliquer à tout type d'effluent.

Organismes-sujets: la bactérie Phosphobacterium phosphoreum

Etat actuel d'utilisation: Méthode très utilisée pour le dépistage de l'effet des contaminants, notamment par l'équipe du Dr. Christian Blaise (Env. Canada, Longueuil) et du Dr. Harm Sloterdijk (Centre St-Laurent, Montréal).

Avantages: - permet d'évaluer le potentiel toxique des contaminants

- Méthode peu coûteuse, simple et rapide
- Bonne reproductibilité des résultats
- Se révèle souvent être un bon "indicateur de départ" pour avoir un aperçu de la qualité chimique et biologique de l'environnement.
- la "trousse" se transporte facilement sur le terrain

Désavantages: Test statique de laboratoire. Ce test ne révèle pas le potentiel toxique réel des contaminants in situ pour les organismes aquatiques.

27. Test de 7 jours avec Daphnia sp. (reproduction) ou Cerodaphnia sp. (mobilité)

Source: Geiger et al, 1980; USEPA, 1987a; USEPA, 1987b; Leonhard, 1981.

Résumé de la méthode: Des daphnies de moins de 24 heures sont placés individuellement dans des contenants avec 50 ml d'effluents à diverses concentrations. Les animaux sont nourris quotidiennement avec 1 ml d'algues (4500 cellules/ml); on mesure la longueur des individus au micromètre oculaire, le nombre de mues, le nombre de jeunes vivants et morts (avec ou sans épines caudales), le nombre d'oeufs viables et non-viables et le nombre d'individus mobiles. Les solutions sont renouvelées à chaque jour et les contenants sont lavés pour enlever toute trace de la solution précédente. Ce test a une durée de 7 jours. Il constitue en quelque sorte une mesure de la croissance, de la reproduction et de la survie des daphnies en présence de contaminants.

Matériel et personnel: DO mètre, pHmètre, microscope binoculaire, lumière de microscope, vaisselle de verre standard de laboratoire. Bocaux tubes, boîtes de Detre

Nécessite un technicien et 7 jours de travail.

Coûts: 1⁰ Daphnia sp.: 225.\$/test

2⁰ Cerodaphnia sp.: \$400-450/test

Spécificité: Aucune en particulier

Organismes-sujets: Daphnia sp., Cerodaphnia sp.

Etat actuel d'utilisation: utilisation sur une base ponctuelle en eau douce

Avantages: - Ce test permet une évaluation de l'effet des contaminants sur la croissance, la reproduction et la survie d'invertébrés faisant partie de la chaîne alimentaire du milieu.

- Ce test est simple, relativement économique.

Désavantages: - Cette méthode constitue un test statique de laboratoire avec des espèces cultivées à cette fin.

3.5 Indicateurs de génotoxicité et mutagénécité des contaminants

28 Mesure du potentiel génotoxique: SOS chromotest

Source: Harwood et al, 1988; Blaise (communication personnelle)

Résumé de la méthode: Pour une mesure avec le phytoplancton, une culture de Selenastrum capricornutum en croissance exponentielle est centrifugée et lavée. On inocule ensuite un aliquot de cette culture dans des erlenmeyers contenant 3l d'effluents ou d'eau à tester, auxquels ont été ajoutés du milieu de culture algale. L'exposition dure 7 heures. Après, les algues sont récoltées par centrifugation et on les resuspend dans 30ml d'eau distillée avec 15mg/l de NaHCO_3 . 1ml du surnageant est prélevé pour des tests de génotoxicité; pour le reste du surnageant ainsi que pour les cellules algales récoltées, on procède à une concentration des produits génotoxiques par une extraction liquide/liquide. Les extraits obtenus sont resolubilisés dans 1ml de DMSO 100% (diméthyl sulfoxyde) avant de passer aux tests de génotoxicité. La génotoxicité va être mesurée via le SOS chromotest (une version "trousse" de ce test existe). Ce test est effectué avec des souches mutantes contrôlées de E. coli dans lesquelles un opéron fusionné (sfiA:lac Z) fait qu'il y a production de B-galactosidase à chaque fois que le gène sFA est induit à la suite d'une agression sur le matériel génétique de la cellule. Ce gène contrôle le système de régulation SOS (endonucléases) qui répare les bris dans la chaîne d'ADN. L'expression normale de la B-galactosidase est inhibée et ne dépend que de l'expression de ce gène. On dose l'activité de la B-galactosidase au spectrophotomètre à 615 nm par lecture de l'absorbance.

Pertinence de la méthode: Ce test peut être également effectué sur des tissus de poissons exposés à des contaminants in situ, que l'on homogénéise avant d'effectuer une extraction liquide/liquide. On applique ensuite le test sur les extraits. On peut ainsi déterminer s'il y a eu accumulation de substance génotoxiques dans les tissus (Blaise, communication personnelle).

Matériel et personnel: "trousse" SOS chromotest, centrifugeuse, spectrophotomètre, culture de Selenastrum capricornutum.

Spécificité: aucune en particulier. Peut regrouper toutes les substances potentiellement génotoxiques.

Organismes-sujets: Selenastrum capricornutum. Des poissons exposés aux contaminants dans le milieu pourraient être également utilisés.

Etat actuel d'utilisation: Utilisation sur une base ponctuelle.

Avantages: - Cette méthode permet d'évaluer le potentiel génotoxique des contaminants pour le phytoplancton ou les tissus d'organismes exposés dans le milieu naturel, que ce soit dans les sédiments, l'eau intersticielle ou l'eau de surface

- Peu coûteux, rapide et bonne reproductibilité des résultats

- Possibilité d'utiliser des tissus de poissons directement exposés.

Désavantages: - si on utilise Selenastrum capricornutum, ce test ne révèle par le potentiel génotoxique des contaminants in situ pour les organismes aquatiques, mais reste quand même un bon indicateur de départ lorsque le milieu et sa composition sont inconnus.

29. Test de mutagénécité avec des souches de Salmonella typhimurium (Ames test)

Source: Hinton et al, 1981; Metcalfe et al, 1985; USEPA, 1987 (2 doc)

Résumé et pertinence de la méthode: Le test ames est basé sur l'utilisation de cinq souches standard de Salmonella typhimurium qui contiennent une mutation spécifique dans l'opéron de l'histidine. Ces souches bactériennes ne peuvent croître en l'absence d'histidine dans le milieu; lorsque placés dans un milieu de culture sans histidine, seules les cellules ayant subi une réversion spontanée au type sauvage (his-indépendant) sont capables de former des colonies. Le taux de mutations spontanées de chacune des souches est relativement constant, mais si un agent mutagène (BPC, HAP, DDT, etc.) est ajouté au milieu de culture, ce taux augmente de façon significative. Certains produits chimiques ne démontrent pas d'activité mutagénique à moins d'être convertis métaboliquement en un composé actif. Le test Ames utilise des enzymes de foie de rat afin de simuler le métabolisme hépatique. Des microsomes hépatiques sont donc ajoutés aux agents chimiques afin de détecter l'effet des métabolites intermédiaires qui ont potentiellement un pouvoir mutagénique. Les contaminants contenus dans l'eau sont concentrés (extraction liq./liq.) et resuspendus pour être utilisés pour le test Ames. On ajoute aux tubes contenant les contaminants un aliquot de culture bactérienne, on mélange et l'on verse le contenu des tubes sur une plaque d'agar minimale (sans histidine). On laisse sécher la surface et on incube les plaques à 37°C pendant 48 heures. Après cette période, on compte le nombre de colonies présentes (lesquelles ont toutes subi une réversion du type sauvage) et on compare les résultats aux contrôles (bactéries ayant subi des mutations sans la présence des contaminants). Pour détecter l'effet mutagène des métabolites intermédiaires, on peut ajouter préalablement à l'inoculation bactérienne un aliquot d'homogénat de foie de rat (ou de poisson, selon besoins).

Matériel et personnel: Souches mutantes de Salmonella typhimurium, matériel pour culture bactériennes, compteur de colonies, autoclave, fours de stérilisation, incubateurs, bains-marie, réfrigérateur, balance de précision, pipettes et vaisselle de verre variée, etc.

Spécificité: Peut regrouper toutes les substances toxiques potentiellement mutagènes (BPC, HAP, DDT et dérivés, furane, chlordane, Mirex, etc.)

Organismes-sujets: Souches de Salmonella typhimurium, foie de rat ou foie de poisson à tester (selon le cas).

Etat actuel d'utilisation: Utilisation sur une base ponctuelle.

Avantages: - Cette méthode permet d'évaluer le potentiel mutagène des contaminants pour les organismes exposés.

- Ce test est simple, rapide et relativement économique. Les résultats sont relativement fiables (bonne répétabilité).

- Les résultats indiquent une haute corrélation (85-93%) entre le taux de mutation des souches et le taux de production de tumeurs par les contaminants chez des animaux de laboratoire.

- Ce test est sensible, détectant l'effet mutagène de concentrations relativement faibles de contaminants.

Désavantages: - Ceci est un test statique de laboratoire. Il n'est pas nécessairement représentatif de l'effet mutagène des contaminants sur les organismes aquatiques dans le milieu naturel, où plusieurs facteurs environnementaux ou physiologiques peuvent entrer en ligne de compte. C'est un indicateur d'effets potentiels.

- Certaines carcinogènes non-mutagènes (ex: alkyhalides) ne sont pas détectables par ce test.

- Ce test ne peut se faire que dans un laboratoire équipé pour des études microbiologiques et des mesures de sécurité doivent être prises quant à l'emploi de souches bactériennes mutantes (selon les règlements en vigueur au Canada).

3.6 Indicateur comportemental

30. Essai d'évitement pour les poissons

Source: Scherer, 1981

Résumé de la méthode: Le poisson est installé dans une cuve à 2 compartiments, 1 avec une eau non-contaminée et 1 avec une eau à tester. Ces 2 types d'eau sont isolés par des courants inverses de faible vitesse (1cm/s). Un dispositif intégré de visée et d'enregistrement permet d'obtenir des tracés continus et précis de la position des organismes sur un enregistreur. L'enregistrement des mouvements d'un spécimen à l'aide du dispositif permet de connaître le temps passé dans l'une ou l'autre des sections de la cuve. Celui-ci est généralement exprimé sous forme de pourcentage du temps total. Les écarts par rapport à la valeur de 50% indiquent qu'il y a évitement ou préférence.

Pertinence de la méthode: Les poissons évaluent constamment l'état du milieu avec leurs organes sensoriels et sont capables de se déplacer vers des zones présentant des conditions plus favorables. On peut donc essayer de déterminer si les poissons peuvent déceler et/ou éviter une substance toxique présente dans l'environnement.

Matériel et personnel: Pompe doseuse de précision, régulateur de température, enregistreur minuterie, cuve d'essai et matériaux divers. Le temps nécessaire à la construction et à la mise en place de l'installation est estimé à 30 heures/homme. Il faut 30 minutes pour effectuer un essai, y compris la période d'adaptation. 1 technicien est nécessaire pour l'essai et 1 biologiste pour l'analyse et l'interprétation des résultats. En option: enregistrement des spécimens sur caméra vidéo.

Spécificité: aucune spécificité particulière

Organismes-sujets: pourrait s'appliquer à toutes les espèces de poissons, y compris à des crustacés mobiles.

Etat actuel d'utilisation: Peu utilisé présentement.

Avantages: - Permet d'évaluer le comportement des poissons face à la présence de contaminants dissouts dans l'eau de leur milieu.

- Relativement simple à utiliser

- Peut s'appliquer à plusieurs espèces de poisson couvrant tout le réseau Saint-Laurent.

Désavantages: - On ne peut employer plusieurs spécimens à la fois
- Relativement coûteux pour le rendement possible
- Certains poissons sont attirés par certaines substances toxiques à faible concentration. Si le poisson est mis en présence d'une solution mixte de substances toxiques, on ne peut exactement évaluer l'impact des contaminants pris séparément sur le comportement du poisson.

4.0 DISCUSSION ET RECOMMANDATIONS

4.1 Critique des méthodes

En prenant en considération les principales caractéristiques d'une bonne méthode de biomonitoring, on peut donc déterminer l'applicabilité des méthodes décrites dans le cadre d'études sur l'état de santé des organismes du Saint-Laurent.

4.1.1 Indicateurs biochimiques

Les indicateurs biochimiques les plus fiables sont le dosage de l'activité des OFM, le dosage de l'activité de l'ALAD et le dosage des métallothionéines. Le dosage de l'activité des OFM est une mesure d'une réponse générale à un grand nombre de contaminants prioritaires (BPC, HAP, pesticides organochlorés, etc.). Il constitue un indicateur à court et moyen terme du potentiel cytotoxique des contaminants pour les organismes aquatiques, que ce soit pour les habitats d'eau douce ou les habitats d'eau salée. Le dosage de l'activité de l'ALAD est une mesure de réponse spécifique à l'exposition au plomb et est un indicateur à court terme du potentiel neurotoxique du plomb par l'organisme. Le dosage des métallothionéine est une mesure de réponse générale à l'exposition aux métaux lourds et est indicateur du potentiel toxique de ceux-ci pour l'organisme. Ces 3 méthodes détectent des effets sous-létaux à des concentrations de contaminants relativement faibles et permettent de pouvoir intervenir dans le milieu à plus ou moins court terme avant que des symptômes plus graves apparaissent chez l'organisme atteint (ex: lésions hépatiques, tumeurs par les OFM; lésions neurologiques par le plomb; dérèglements osmotiques et lésions neurologiques par les métaux lourds). Il est donc important d'intégrer ces méthodes dans un programme de biomonitoring.

Dans un même ordre d'idée, la mesure de la charge en adénylates dans le muscle blanc des poissons est une mesure de stress général dû aux contaminants aquatiques. Bien qu'ils constituent de bons indicateurs du niveau énergétique de l'organisme, certains facteurs peuvent interférer avec la réponse aux contaminants en tant que telle (ex: le stress dû à la capture). Le dosage du SSDH et de la LAN du sang des poissons sont des indicateurs à court terme de lésions aux cellules hépatiques. Pour des raisons de variabilité dû à la diète, au stress et à d'autres facteurs, la mesure de l'activité du SSDH est un meilleur indicateur de lésions hépatiques que le dosage de l'activité de la LAN. Cependant, ces tests ne

sont applicables qu'au laboratoire pour l'instant.

4.1.2 Indicateurs physiologiques

Les indicateurs physiologiques sont une mesure de réponse plus générale aux contaminants que les indicateurs biochimiques et constituent pour la plupart des outils de diagnostic préliminaires avant de passer à des tests plus spécifiques dans l'organisme.

Les observations de l'incidence de tumeurs et de maladies diverses dans la population d'une espèce constituent de telles mesures. Elles peuvent être facilement applicables sur le terrain et sont relativement peu coûteuses. Cependant, il faut noter que l'observation de tumeurs ou de maladies est souvent le résultat de l'exposition et de l'accumulation à long terme des contaminants dans les tissus et de la baisse de résistance générale de l'organisme (Hodson et al, 1985). Ils constituent donc une indication de l'état des dommages physiologiques causés par les polluants et non un indice de potentiel de dommage comme c'était le cas pour le dosage des OFM, de l'ALAD, des métallothionéine ou de la SSDH. Ces méthodes peuvent être appliquées en parallèle ou avant de passer à des tests biochimiques plus spécifiques.

Les tests de consommation d'O₂ en bocaux scellés, du stress métabolique et de la capacité de nage par respirométrie et la mesure du rythme cardiaque et respiratoire chez les poissons sont des indicateurs de réponses générales aux contaminants du milieu. Cependant, leur applicabilité dans le cadre d'un programme de biomonitoring est discutable puisque les coûts d'utilisation sont élevés, l'appareillage complexe et trop de facteurs extérieurs peuvent interférer avec les mesures (ex: stress dû aux manipulations, calibration des appareils, sensibilité des électrodes, etc.).

La mesure de l'acide ascorbique des tissus est un indicateur à court terme du potentiel de troubles hormonaux (stéroïdes), hépatiques (OFM) et vertébraux (collagène des os). C'est une méthode peu développée qui n'est applicable qu'au laboratoire seulement. Le dosage du Na-K ATPase est un indicateur de lésions branchiales et de dérèglements osmotiques potentiels causés principalement par les métaux lourds (bien que d'autres substances toxiques telles les effluents de pâtes et papier peuvent être impliqués). La mesure du taux de croissance instantanée par l'assimilation de ¹⁴C-glycine, à cause des nombreux facteurs intrinsèques et extrinsèques pouvant entrer en ligne de compte (âge,

température, diète, ...) et du faible rapport efficacité/coût est à proscrire.

4.1.3 Indicateurs de tératogénécité et du succès reproducteur

Encore une fois on mesure des réponses générales aux contaminants. Souvent les adultes des espèces exposées sont assez résistants aux contaminants mais leur système reproducteur est le premier à être affecté (Dixon, communication personnelle). Ainsi le taux d'éclosion et de survie des jeunes sera plus ou moins diminué suite à l'exposition des parents aux polluants du milieu (Munkittrick et Dixon, sous presse). De même, le taux de difformités chez les jeunes poissons O^+ , les larves de poissons ou les jeunes oiseaux fréquentant les milieux aquatiques sont de bons indicateurs de l'effet des contaminants à court terme. Une bonne partie des observations initiales peuvent se faire sur le terrain mais une certaine partie des tests doivent s'effectuer au laboratoire (incubation des oeufs et des larves, survie des larves, analyse chimique des oeufs d'oiseaux). Ces tests se doivent d'être intégrés dans un programme de biomonitoring en parallèle avec des mesures biochimiques et physiologiques plus spécifiques. On doit noter cependant pour le cas de l'incidence de difformités chez les chironomidés (insectes aquatiques), que les observations sont fastidieuses et demandent une excellente formation en entomologie. Un élément important à considérer pour l'observation des taux de difformités en général, est que l'interprétation du niveau de difformité des organismes peut être très subjective et des biais inhérents à l'observateur peuvent se produire.

4.1.4 Indicateurs de croissance planctonique

Les indicateurs de croissance algale, de production et photosynthèse algale, de même que les tests de fluorescence bactérienne (Microtox) constituent des tests sensibles de toxicité des contaminants. Cependant, ils impliquent l'utilisation de souches contrôlées de laboratoire; les résultats au niveau de ces dernières ne reflèteront pas nécessairement ce qui se passe dans le milieu avec des espèces in situ. De plus, on utilise surtout ces méthodes dans le cas de sources ponctuelles de pollution (ex: tests en amont ou en aval d'une décharge d'effluents industriels ou municipaux). Ils sont difficilement applicables pour de grands plans d'eau où la dilution des effluents est grande. Donc, on ne peut penser à appliquer ces méthodes qu'en eau douce dans des conditions bien précises. Cependant, elles constituent des bons indicateurs relatifs de l'effet des

contaminants sur les organismes planctoniques, lesquels sont des producteurs primaires dans la chaîne alimentaire.

4.1.5 Indicateurs de génotoxicité et de mutagénécité

Le SOS chromotest et le test d'Ames constituent de bons bioindicateurs de la présence dans l'eau, les sédiments, l'élutriat ou les tissus de poisson de produits potentiellement génotoxiques (endommagement de la chaîne d'ADN par destruction d'une ou plusieurs séquences de paires de base) ou mutagènes (mutation (s) dans un ou des gènes). On peut en plus mesurer avec ces tests le potentiel de réactivité génotoxique des algues, en ajoutant dans l'eau des cultures de Selenastrum capricornutum et en appliquant le test SOS chromotest ou le test Ames avant et après l'ajout des algues (Blaise et al., 1988). Mais encore une fois, ces méthodes ne sont que des indicateurs relatifs de potentiel toxique des contaminants et ne reflètent pas directement ce qui se passe in situ dans les organismes. De plus, ces tests doivent s'effectuer dans des conditions contrôlées en laboratoire.

4.1.6 Indicateur comportemental

Le test d'évitement chez les poissons est plus ou moins fiable car on ne peut relier qu'indirectement la présence de contaminants à la réponse comportementale. De plus, les variations dans les réponses peuvent être très grandes, difficiles à quantifier et d'interprétation subjective. Les biais potentiels dans l'interprétation des résultats sont énormes. Enfin, le rapport efficacité/coût de la méthode est relativement faible. On ne peut donc conseiller l'utilisation d'une telle méthode sur une grande échelle puisqu'elle ne donne que peu de renseignements pertinents sur l'état de santé du poisson.

4.2 Revue globale des indicateurs

A la lumière de cette revue globale des méthodes répertoriées, les indicateurs biochimiques (OFM, ALAD, métallothionéine, etc.) se distinguent des indicateurs physiologiques et autres de par leurs réponses spécifiques, leur sensibilité à un grand nombre de contaminants prioritaires et la fiabilité des résultats. Ce sont eux qui devraient être utilisés en priorité dans le cadre d'un programme de biomonitoring. Les indicateurs de tératogénécité et du succès reproducteur devraient eux aussi être utilisés en priorité car les premiers effets des polluants sur les organismes

s'exercent en général sur le système reproducteur et le développement embryonnaire (Hodson et al, 1985). De plus, les indicateurs de la condition physique de l'organisme tels l'incidence de lésions, de tumeurs et de maladies (entre autres chez le poisson) devraient être également investigués. Les indicateurs physiologiques sont une mesure de réponses moins spécifiques aux contaminants de façon générale mais constituent pour la plupart de bons éléments de diagnostic de l'état de santé des organismes; ils seraient donc à utiliser en parallèle avec les indicateurs biochimiques dont la réponse est plus ponctuelle. Les indicateurs de croissance planctonique sont des indicateurs relatifs du potentiel toxique des contaminants et sont généralement utilisés pour l'étude de l'impact de sources ponctuelles de pollution (décharges industrielles, municipales) et ne devraient donc être utilisées qu'en eau douce. Les indicateurs de génotoxicité et de mutagénécité sont des mesures relatives d'un potentiel toxique au niveau des gènes (endommagement ou mutation) et les résultats obtenus avec les souches bactériennes de laboratoire contrôlées ne reflèteront pas nécessairement le potentiel toxique in situ pour les cellules de l'organisme exposées aux contaminants; cependant ils demeurent des indicateurs intéressants à utiliser à titre de tests statiques préliminaires. Les tests d'évitement, à cause de l'énorme variabilité des résultats, sont peu fiables, peu pratiques à utiliser sur une grande échelle et procurent peu d'information.

4.3 RECOMMANDATIONS

Suite à l'analyse critique des méthodes répertoriées, nous recommandons 3 niveaux d'intervention afin d'établir un programme de biomonitoring dans le réseau du Saint-Laurent, par ordre croissant d'importance.

Niveau 3: Observations générales sur la condition physique des organismes aquatiques:

- Incidence de lésions, tumeurs et maladies (poissons et oiseaux aquatiques)
- Analyses sanguines (poissons)
- Intégrité structurale des os (poissons)
- Indice de réponse morphologique des larves de chironomidés (insectes aquatiques)

Les mesures effectuées par l'utilisation de ces méthodes permettront d'établir un premier bilan provisoire de l'état de santé des organismes du fleuve.

Niveau 2: Mesure des indicateurs de tératogénécité et du succès reproducteur:

- Croissance et fécondité (poissons)
- Succès de fertilisation, survie des oeufs et difformités larvaires (poissons)
- Succès d'éclosion des oeufs, incidence de difformités chez les embryons et les jeunes (oiseaux, chélydre serpentine)
- Epaisseur des coquilles d'oeufs (oiseaux et chélydre serpentine)

La reproduction est un des premiers éléments affectés par la pollution et c'est donc un des premiers paramètres à mesurer chez les espèces retenues.

Niveau 1: Tests biochimiques et physiologiques spécifiques:

Cela inclut les indicateurs suivants:

- Activité des oxydases à fonction multiple (OFM) (poissons, oiseaux, crustacés)
- Mesure des métallothionéines du foie (poissons)
- Charge énergétique en adénylates dans le muscle blanc axial (poissons)
- Activité de l'ALAD sérique (poissons)
- Activité de la $\text{Na}^+ - \text{K}^+$ ATPase des branchies (poissons)
- Activité de la SSDH du sang (poissons)

Ces indicateurs constituent des mesures de l'état fonctionnel des organismes exposés à des contaminants et s'effectuent dans un organe précis (foie, branchies, etc.)

Sur une base ponctuelle en eau douce et à titre de tests préliminaires ou de routine, on peut également effectuer les tests suivants:

- Croissance algale avec Selenastrum capricornutum
- fluorescence algale, assimilation de ^{14}C , charge énergétique en adénylates, etc., avec Selenastrum capricornutum
- Test Microtox avec Phosphobacterium phosphoreum
- Test de reproduction et de mobilité avec Daphnia sp. et Ceriodaphnia sp.

Afin d'évaluer le potentiel cytotoxique des contaminants contenus dans l'eau libre, les sédiments, les tissus végétaux ou animaux, les tests suivants pourraient être effectués:

- Test Ames, avec Salmonella typhimurium
- SOS chromotest, avec E.coli.

Partie 2

Les espèces bioindicatrices

Résumé

Cette étude vise à effectuer une synthèse critique de l'information portant sur les espèces bioindicatrices d'effets sous-létaux des contaminants en milieu aquatique et de déterminer l'applicabilité d'utilisation de celles-ci dans le cadre d'un plan d'échantillonnage dans le réseau Saint-Laurent. Les espèces sélectionnées ont toutes fait l'objet d'études sur les indicateurs d'effets sous-létaux des contaminants (présentés dans la section précédente) et représentent des habitats aquatiques et semi-aquatiques en eau douce et en eau salée.

D'après les données de la littérature et l'opinion des chercheurs rencontrés lors de cette étude, nous avons pu tracer les caractéristiques d'un bioindicateur "idéal". Ainsi, les espèces retenues devraient présenter une bonne sensibilité aux contaminants, une utilisation antérieure de l'espèce avec succès pour des méthodes de biomonitoring, une durée de vie relativement courte (ou possibilité d'utilisation des jeunes de l'espèce), une mobilité relativement faible, une distribution géographique assez étendue le long du réseau Saint-Laurent, une facilité d'échantillonnage et d'analyse des spécimens.

D'après les critères ainsi établis et l'analyse critique des bioindicateurs répertoriés, vingt espèces sont recommandées prioritairement pour la détermination de l'état de santé des organismes du Saint-Laurent. Les espèces les plus intéressantes sont le meunier noir (Catostomus commersoni), la perchaude (Perca flavescens), le queue à tache noire (Notropis hudsonius), le choquemort (Fundulus heteroclitus), la plie rouge (Pseudopleuronectes americanus), la morue atlantique (Gadus morhua), le goéland argenté (Larus argentatus), le cormoran à double crête (Phalacrocorax auritus) et la chélydre serpentine (Chelydra serpentina). L'utilisation des espèces retenues, de par leurs caractéristiques respectives et leur distribution géographique, couvrirait l'étude des effets sous-létaux des contaminants prioritaires sur tout le réseau Saint-Laurent et il est réaliste d'établir un programme de biomonitoring avec ces bioindicateurs du milieu.

Les espèces bioindicatrices

Table des matières

	Page
Résumé	82
Table des matières	83
1.0 Introduction	84
1.1 Problématique	84
1.2 Objectifs	85
1.3 Méthodologie	85
2.0 Caractéristiques d'un bioindicateur idéal	87
2.1 Sensibilité	87
2.2 Utilisation de l'espèce	87
2.3 Durée de vie	87
2.4 Sédentarité	88
2.5 Abondance et ubiquité	88
2.6 Echantillonnage	88
2.7 Analyse des spécimens	88
3.0 Bioindicateurs des effets sous-létaux des contaminants	90
4.0 Discussion et recommandations	140
4.1 Analyse des espèces	140
4.1.1 Espèces d'eau douce	140
4.1.2 Espèces d'eau salée	142
4.1.3 Espèces semi-aquatiques	143
4.2 Recommandations	144

1.0 INTRODUCTION

1.1 Problématique

Des programmes de surveillance des produits toxiques ont été établis ces dernières années dans le fleuve Saint-Laurent afin de connaître leur concentration dans l'eau et les sédiments, d'établir le niveau de contamination des organismes aquatiques. Jusqu'à maintenant, des études portant sur la bioaccumulation des contaminants dans les tissus et leur niveau de létalité ont surtout été effectuées. Quelques études sur les effets sous-létaux des contaminants ont été réalisées au cours des dernières années. Entre autres, l'effet des contaminants sur la charge énergétique en adénylates (ATP, ADP, AMP) du muscle des poissons et sur l'incidence de difformités des os et la composition de ceux-ci chez la perchaude O^+ et le queue à tache noire O^+ a été étudié (Guay, Dandurand et Sloterdijk, 1986). Cependant, aucun programme organisé de biomonitoring des indicateurs d'effets sous-létaux des contaminants n'a été établi dans le réseau Saint-Laurent.

Etant donné l'ampleur de la contamination des habitats du Saint-Laurent, il importe d'établir l'état de santé des organismes aquatiques et semi-aquatiques vivant le long du réseau. Les bio-essais sous-létaux en laboratoire et sur le terrain permettent la mesure des indicateurs biochimiques, physiologiques, de tératogénécité et du succès reproducteur de l'état de santé des organismes exposés. Les résultats tirés permettent d'obtenir une vue plus globale de la condition physico-chimique et biologique du milieu et d'ainsi pouvoir intervenir plus efficacement auprès des sources d'effets toxiques. Il est alors important, dans le cadre du Plan d'Action Saint-Laurent, de faire le point sur les méthodes de détection des effets sous-létaux des contaminants et d'établir un programme d'échantillonnage avec des bioindicateurs du milieu sur lesquels ces méthodes seront testées. Une revue des bioindicateurs potentiels dans le réseau Saint-Laurent et de l'applicabilité de leur utilisation est donc toute indiquée.

1.2 Objectifs

Le but de cette étude est de faire une synthèse critique de l'information existante sur les méthodes de biomonitoring utilisées en milieu aquatique et sur les bioindicateurs employés par celles-ci. De façon plus spécifique, les objectifs sont les suivants:

- 1) produire un répertoire des bioindicateurs des effets létaux des contaminants potentiellement utilisables dans le réseau du Saint-Laurent;
- 2) procéder à une classification et une analyse critique des bioindicateurs répertoriés;
- 3) faire une sélection des meilleurs bioindicateurs à utiliser dans le cadre d'un programme de biomonitoring du réseau Saint-Laurent;
- 4) Produire une bibliographie à jour sur les bioindicateurs.

1.3 Méthodologie

La première étape consistait en une interrogation de bases de données informatisées (serveurs CAN/OLE et DIALOG) afin d'identifier un certain nombre de publications à consulter. Puis, par des recherches dans diverses bibliothèques scientifiques nous avons complété l'identification des sources bibliographiques. Les bibliothèques visitées furent celle de l'Université Laval, de l'INRS-Eau, du CRIQ, de l'Université Mc Gill, de l'Université Concordia, de l'UQAM, de l'Université de Montréal et du National Water Research Institute.

Des rencontres avec des chercheurs impliqués dans le domaine de l'écotoxicologie ont eu lieu afin de discuter des récentes méthodes de détection des effets sous-létaux des contaminants aquatiques et de leur applicabilité dans le cadre du Saint-Laurent. Les personnes rencontrées furent: George Dixon (Université de Waterloo), John Carey (NPWRI, Burlington), Harm Sloterdijk (Centre Saint-Laurent, Montréal), Jacques Bureau (Centre Saint-Laurent, Montréal), Christine Bishop (NWRI, Burlington), Peter Hodson (NWRI, Burlington), Yves Roy (Eco-Recherches, Pointe-Claire), Christian Blaise (labo. Capitaine Bernier, Longueuil), Perry Anderson (Université Concordia), Pierre Couture (INRS-Eau, Ste-Foy), Claude Thellen (Env. québec, Ste-Foy), Raymond Van Coillie (Env. Canada, Montréal). Ces

personnes ont en outre fourni des documents supplémentaires ou ont indiqué des sources à consulter afin de compléter notre interrogation bibliographique. Suite aux entrevues avec les chercheurs et à la recherche bibliographique, nous avons répertorié des indicateurs des effets sous-létaux des contaminants ainsi que les méthodes de détection de ceux-ci. Ces méthodes ont été classées selon le type d'indicateur et nous avons procédé à une analyse critique de ceux-ci. A partir des méthodes répertoriées, les espèces bioindicatrices utilisées ont été mises en évidence et ont fait l'objet d'une analyse critique. Les bioindicateurs des effets sous-létaux sont présentés sous forme de fiches analytiques.

2.0 CARACTERISTIQUES D'UN BIOINDICATEUR IDEAL

D'après une revue de la littérature portant sur les méthodes de monitoring et selon l'opinion des chercheurs que nous avons rencontrés, plusieurs points essentiels ont été mis en évidence dans le choix d'espèces aquatiques ou semi-aquatiques bioindicatrices de l'effet des contaminants. Ces points constituent en quelque sorte les caractéristiques d'un bioindicateur idéal et devraient se retrouver en bonne partie chez les espèces sélectionnées dans le cadre d'un programme d'échantillonnage. Ils sont classés ici par ordre d'importance, selon les priorités mises en évidence par les chercheurs rencontrés.

2.1 Sensibilité

L'organisme testé doit être sensible à un nombre élevé de contaminants. Il doit accumuler ceux-ci à des concentrations détectables dans ses tissus. Il doit pouvoir bioaccumuler ces produits et/ou les biotransformer. On doit pouvoir posséder des renseignements sur les niveaux de concentrations des contaminants dans les tissus et les effets sous-létaux possibles d'une telle concentration.

2.2 Utilisation de l'espèce

L'organisme-sujet doit être utilisable dans le cadre d'une approche méthodique efficace et intéressante dans l'optique des buts visés par le programme de biomonitoring. Si possible, il devrait être utilisé pour plus d'une méthode de monitoring et donc pour plusieurs types d'indicateurs sous-létaux.

2.3 Durée de vie

La durée de vie de l'organisme-sujet devrait être de préférence relativement courte afin de pouvoir investiguer les effets sous-létaux de l'accumulation à court et à moyen terme des contaminants. Une autre option serait la possibilité d'utiliser les jeunes de l'espèce pour des méthodes de biomonitoring. Un exemple serait l'utilisation des jeunes 0+ de perchaude et de queue à tache noire (Guay, Dandurand et Sloterdijk, 1986).

2.4 Sédentarité

L'organisme-sujet devrait être relativement peu mobile, c'est-à-dire qu'il devrait passer une majeure partie de son existence dans une région donnée. Alternativement, si on utilise l'organisme à un stade de maturité précis, celui-ci devrait être relativement sédentaire pendant cette période de son cycle vital. La sédentarité du bioindicateur permet ainsi de détecter les effets sous-létaux des contaminants d'une région précise du fleuve.

2.5 Abondance et ubiquité

L'organisme-sujet devrait être retrouvé en abondance dans les eaux du Saint-Laurent et devrait posséder une distribution géographique assez large le long du réseau.

2.6 Echantillonnage

Les méthodes d'échantillonnage de l'organisme-sujet devraient être connues et relativement économiques. L'espèce sélectionnée doit être facile à échantillonner dans le fleuve. De plus, la méthode d'échantillonnage ne devrait pas, de par le stress imposé aux spécimens capturés, influencer avec les résultats d'analyses physiques ou physiologiques subséquents.

2.7 Analyse des spécimens

Les spécimens échantillonnés devraient être faciles à utiliser pour des analyses de l'organisme entier ou de ses tissus lors de tests biochimiques ou autres. Le cas échéant, les spécimens devraient être faciles à transporter au laboratoire et faciles à garder en captivité.

Les espèces sélectionnées pour un programme d'échantillonnage et de biomonitoring doivent donc dans leur ensemble représenter une sensibilité au plus grand nombre possible de contaminants prioritaires du Saint-Laurent et doivent représenter tous les habitats possibles du fleuve (eau douce, eau salée, milieu semi-aquatique, etc.). Il doivent représenter le plus possible les différents niveaux trophiques de la chaîne alimentaire (producteurs primaires, brouteurs, prédateurs de premier ordre, etc.) et donc posséder à peu près tous les types d'alimentation (planctivores, carnivores, insectivores, benthivores, etc.). Les espèces sélectionnées doivent aussi représenter les modes de vie benthiques et/ou pélagiques ou doivent être

associés à l'habitat visé (oiseaux aquatiques). Les distributions géographiques des espèces doivent se recouper le plus possible ou être adjacentes afin que l'on puisse couvrir tout le réseau Saint-Laurent. Il faut enfin que ces espèces soient utilisables pour des études de terrain et de laboratoire.

3.0 BIOINDICATEURS DES EFFETS SOUS-LETAUX DES CONTAMINANTS

Dans cette section, les fiches analytiques des espèces sont présentées. Les espèces décrites ont soit été utilisées lors d'étude antérieures sur les effets sous-létaux des contaminants (voir rapport 1) ou ont été suggérés comme bioindicateurs potentiels par les chercheurs que nous avons rencontrés ou dans la littérature. Seules les espèces indigènes au réseau Saint-Laurent utilisées dans le cadre des méthodes de biomonitoring feront l'objet de discussion. Une brève description est effectuée pour chaque espèce de la systématique, la distribution géographique, la mobilité et le mode d'échantillonnage. On indique également les niveaux de sensibilité aux contaminants, l'utilisation du bioindicateur pour des méthodes de biomonitoring (selon le(s) stade(s) de maturité impliqué(s)). finalement, les avantages et désavantages de l'utilisation de chaque espèce comme bioindicateur sont présentés succinctement.

1. BAR-PERCHE (adultes)

Roccus americanus Morone

Systématique: embranchement des chordés, classe des osteichthyens, superordre des téléostéens, ordre des perciformes, famille des percichthyidés.

Chaîne alimentaire: le bar-perche se nourrit de larves d'insectes, de poissons (perchaude, raseux-de-terre, éperlan). Il est la proie de sa propre espèce.

Cycle vital: La durée de vie est de 5 à 7 ans. La fraie a lieu au printemps, de la mi-mai à la fin juin, lorsque la température est d'environ 11-15°C. La fraie a lieu en eau peu profonde (0 à 4 m) et dure de 1 à 2 semaines. Durant cette période, la femelle peut pondre 2 à 3 fois. Les oeufs ont de 0-92 mm de diamètre après la fécondation et restent collés au substrat. L'éclosion a lieu après 4 à 4 1/2 jours. Les jeunes bars perches mesurent 2.3 mm de longueur en moyenne à l'éclosion et croissent rapidement, atteignant 40-65 mm de longueur en juillet.

Distribution géographique: le bar-perche se retrouve dans les eaux saumâtres le long de la côte Atlantique. Il est rare dans la région du golfe St-Laurent. Dans les eaux douces du St-Laurent, on peut le retrouver entre Québec et Montréal.

Mobilité: le bar-perche effectue des migrations verticales vers la surface la nuit et vers le fond le jour. Parfois, il peut se former des bancs très denses. Les mouvements sont associés à l'alimentation.

Méthode d'échantillonnage: capture au filet maillant ou au hameçon.

Sensibilité aux contaminants: le bar-perche accumule entre autres des BPCs, des HAP et des métaux lourds, dont le plomb. On a trouvé chez les bars-perches de régions contaminées au plomb des Grands-Lacs et du haut Saint-Laurent une diminution de l'activité de l'ALAD (Hodson et al, 1984).

Méthodes d'analyse: dosage de l'ALAD sérique par rapport à l'exposition au plomb.

Avantages: cette espèce semblerait être un bon bioindicateur de l'exposition aux métaux.

Désavantage: la mobilité des poissons d'un endroit à l'autre.

2. BAR RAYE (adultes)

Morone saxatilis (Walbourn)

Systématique: Embranchement des chordés, classe des osteichthyens, superordre des téléostéens, ordre perciformes, famille percichthyidés.

Chaine alimentaire: C'est un carnivore vorace qui consomme une grande variété d'aliments. Se nourrit de poissons vivants, crustacés et invertébrés tels les insectes et annélides.

Les larves se nourrissent de zooplancton, de petites crevettes.

Le jeune bar se nourrit de petits crustacés, de vers et de petits poissons.

Le bar adulte n'est la proie que de l'homme. Le jeune est apprécié par les poissons plus gros que lui, entre autres le poulamon, la morue, le merlin et le bar rayé.

Reproduction: S'effectue en eau douce dans le Saint-Laurent. Il y a montaison en automne; les géniteurs passent l'hiver dans le fleuve et remontent dans les frayères au printemps. La fraie a lieu en juin. La femelle fraie plusieurs fois mais pas tous les ans nécessairement les oeufs ont 1.0 à 1.35 mm de diamètre avant l'expulsion et environ 3.6 mm après la fécondation les oeufs éclosent 70 à 74 heures après la ponte à une température de 14.4⁰ à 15.6⁰C. Le développement de la larve après éclosion est rapide.

Distribution géographique: Se retrouve dans le fleuve Saint-Laurent en amont de Sorel mais rarement dans le Golfe.

Mobilité: Migration pour la fraie dans les rivières au mois de juin. Ne s'éloigne pas plus que de quelques milles des côtes, sauf durant la migration.

Méthode d'échantillonnage: Capture au filet maillant, trappe/verveux, fascine

Sensibilité aux contaminants: Lorsque le poisson est exposé à des concentrations élevées en métaux, l'accumulation de ceux-ci dans le tissu osseux a une influence sur le taux de collagène et l'élasticité de la colonne vertébrale.

Méthode d'analyse: Cette espèce a été utilisée pour des études sur l'intégrité structurale des os par rapport à l'exposition du poisson à des contaminants. Les adultes ont été utilisés mais l'emploi de jeunes afin de déterminer l'effet de l'accumulation à court terme des contaminants dans les os est possible.

Avantage: - Carnivore vorace. L'utilisation de cette espèce permettrait de déterminer l'effet de l'accumulation de polluants chez un consommateur au sommet de la chaîne alimentaire.

Désavantage: - Espèce peu utilisée auparavant pour des études de biomonitoring
- sensibilité aux contaminants peu ou pas connue.
- espèce de plus en plus rare.

3. BARBUE DE RIVIERE
(adultes et jeunes)

Ictalurus punctatus Rafinesque

Systématique: embranchement des chordés, classe des osteichthyens, superordre des téléostéens, ordre des siluriformes, famille des ictaluridae.

Chaîne alimentaire: Les jeunes se nourrissent d'insectes aquatiques. Les adultes se nourrissent d'éphémères, de chironomides, de mollusques, d'écrevisses, de crabes, d'algues et de poissons comme la perchaude et les ménés. Les jeunes peuvent être la proie de plusieurs poissons mais les adultes ne connaissent pas de problème de prédation à cause de leur grosse taille.

Cycle vital: La durée de vie est de 24 ans dans le Saint-Laurent. La fraie a lieu au printemps et en été, dans des endroits obscurs. Le mâle construit un nid dans un trou, une dépression ou une roche. La femelle fraie une seule fois par saison tandis que le mâle peut frayer plusieurs fois. La femelle pesant entre 1 et 4 lbs contient 4000 oeufs. Le mâle produit un mucus qui rend la surface des nids cirieux et recueille les oeufs après la ponte. Les oeufs éclosent 5 à 10 jours après la ponte à des températures allant de 15.6 à 27.8°C. Les jeunes restent au fond de 2 à 5 jours avant de commencer à nager.

Distribution géographique: Le barbue de rivière est limité à l'eau douce mais on le rencontre occasionnellement en eau saumâtre. Son aire de distribution dans le Saint-Laurent s'étend à l'ouest de Québec.

Mobilité: On retrouve le barbue de rivière en eau profonde, claire, froide. Le jour, il se met à l'abri dans le fond et se nourrit la nuit. En automne, il descend vers l'aval des cours d'eau sur de courtes distances.

Méthode d'échantillonnage: Capture au hameçon.

Sensibilité aux contaminants: Mal connue. On sait cependant qu'une exposition à des concentrations élevées de métaux peuvent altérer la composition en collagène des os et l'élasticité des vertèbres et de la colonne vertébrale.

Méthodes d'analyse: Cette espèce a été utilisée afin d'étudier l'effet des métaux sur l'intégrité structurale des vertèbres et de la colonne vertébrale. Les adultes mâles et femelles ont été utilisés.

Avantage: La mobilité des individus est faible.

Désavantages: - espèce peu utilisée pour des méthodes de biomonitoring.
- pas de renseignement sur le niveau de sensibilité aux contaminants.

4- CARPE (adultes)

Cyprinus carpio

Systematique: embranchement des chordés, classe des osteichthyens, superordre des téléostéens, ordre des cypriniformes, famille des cyprinidés,

Chaîne alimentaire: La carpe est omnivore, consommant une grande variété de tissus végétaux et animaux. Elle se nourrit entre autre d'insectes aquatiques, de crustacés, de mollusques, d'algues et les jeunes carpes sont souvent la proie de plusieurs espèces de poissons et d'oiseaux. Les carpes adultes subissent peu de prédation.

Cycle vital: La durée de vie de la carpe est de 16-20 ans. La maturité sexuelle survient à 3-4 ans chez le mâle et à 4-5 ans chez la femelle. La reproduction a lieu fin de printemps-début été, à mesure que la température de l'eau se réchauffe, dans les hauts-fonds herbeux. La fraie dure plusieurs semaines jusqu'à ce que la température atteigne les 20°C. Les oeufs ont un diamètre de 1 mm, sont adhésifs et se collent au hasard sur les végétaux submergés. L'éclosion a lieu en-dedans de 3 à 6 jours, selon la température. Les larves mesurent de 10 à 30 mm de longueur; les écailles commencent à apparaître à une longueur de 16-18 mm et la formation d'écailles est complétée à une longueur d'environ 130-190 mm.

Distribution géographique: la carpe a été introduite en Amérique du Nord en 1831 et est maintenant largement répandue au Canada. La limite de son aire dans le Saint-Laurent est la rivière Ouelle en aval de Québec, où elle a été signalée en 1960.

Méthode d'échantillonnage: Capture à l'hameçon ou au filet maillant.

Sensibilité aux contaminants: Pour ce qui est de l'exposition aux métaux, on note une résistance à des concentrations élevées de Cd, Zn, Cu et Pb. On note une moins grande accumulation de métaux dans la carpe que pour d'autres espèces plus fragiles (les salmonidés tels que la truite arc-en-ciel). La diminution d'activité de l'ALAD (spécifique à une contamination au plomb) a été notée chez des carpes de région fortement contaminées au plomb dans les Grands Lacs (Hodson et al, 1984). Pour ce qui est de l'accumulation des HAP dans les tissus de la carpe, on a noté un potentiel mutagène significatif lorsque l'on expose les poissons à du benzo (a) pyrène (NRCC, 1983).

Méthodes d'analyse: - Dosage de l'activité de l'ALAD
- Mesure de la métallothiamine du foie

- Mesure du taux de croissance instantanée par l'assimilation de ^{14}C - glycine dans les écailles
- Ames test

Dans tous les cas, des adultes mâles et femelles sont utilisés.

Avantages: - Espèce assez bien répandue
- Espèce assez résistante aux contaminants mais capable de bioactiver ceux-ci. Il serait donc intéressant d'investiguer les effets sous-létaux des contaminants chez la carpe.

5. CHOQUEMORT
(adultes-oeufs-larves)

Fundulus heteroclitus (Linné)

Systématique: Ménés d'eau salée. Embranchement des chordés, classe des osteichthyens, superordre des téléostéens. Ordre cyprinodontiformes, famille cyprinodontidé.

Chaîne alimentaire: Ils sont la proie de loutre, vison, ombles de fontaine et ouaouaron ainsi que des Martin-Pêcheurs. Omnivore, se nourrissent de diatomées, mollusques, oeufs de poissons, petits poissons, plantes (Zostère).

Cycle vital: La reproduction a lieu au printemps et en été dépendant de la température (peut aller jusqu'en août). Elle s'effectue en eau peu profonde. Le mâle est actif et agressif durant la cour, la femelle attire son attention en se retournant de côté et en battant de la queue. Il n'y a pas de nid. Le mâle presse la femelle sur une paroi dure le corp entier en contact tête à tête, queue à queue. Le contact dure 1 à 2 seconde; il y a frémissement et expulsion des oeufs et de la laitance. Les oeufs sont jaunes pâles, d'un diamètre de 2mm. Une femelle peut pondre 460 oeufs. Les oeufs sont adhésifs et se collent ensemble, se fixe sur le matériel du fond. Ils éclosent après de 24 jours à 12.8 à 17.2 OC. Les larves mesurent 7.0 à 7.7 mm à l'éclosion, nageoire dorsale pleinement développer à 11 mm de la longueur, les pelviennes à 16 mm jusqu'à 20 mm le jeune ressemble à ses parents. Les écailles apparaissent à une longueur de 12.4 à 12.7 mm.

Distribution géographique: Golfe du Saint-Laurent, estuaire, mares saumâtre. Signaler à l'Ile d'Anticosti, Ile-de-la-Madeleine, Côte de Gaspé au Cap Breton.

Mobilité: Se rencontre le plus souvent dans les hauts fonds des marais salés, dans les estuaires et les zones de marées.

Méthodes d'échantillonnage: Seinage (nasse de poisson), ou senne de plage.

Sensibilité aux contaminants: Possède une certaine sensibilité aux contaminants, en accumulant dans ses tissus. On a noté entre autre chez des choquemorts d'une région contaminée par des hydrocarbures une hausse de l'activité des MFOs hépatiques, plus particulièrement de l'AHH (Payne *et. al.*, 1987). C'est donc dire que cette espèce peut bioactiver les contaminants au niveau du foie. On a également remarqué une diminution du taux d'adénylates dans le muscle, ce qui est un indice de stress physiologique face aux contaminants.

Méthodes d'analyse: Dosage des MFOs au niveau du foie, mesure des adénylates du muscle blanc axial, succès de fertilisation, suivie des oeufs et incidence de difformités larvaires.

Avantages: Espèce facile à capturer et à conserver en laboratoire, assez grande utilisation antérieure de ce poisson pour des études physiologiques et d'écotoxicologie.

Désavantages: Aucun désavantage évident n'a été trouvé quant à l'utilisation de cette espèce.

6. GRAND COREGONE
(adultes-oeufs-larves)

Coregonus clupeaformis

Systématique: embranchement des chordés, classe des osteichthyens, superordre des téléostéens, ordre des salmoniformes, famille des salmonidés, sous-famille des corégonidés.

Chaîne alimentaire: Le grand corégone est un consommateur benthique se nourrissant d'invertébrés et de petits poissons. Il est la proie de plusieurs espèces dont le touladi, le grand brochet, la lotte, le doré. Les larves du grand corégone sont mangées par la perchaude et la cisco. Le grand corégone peut manger ses propres oeufs.

Cycle vital: La durée de vie du grand corégone est de 14 à 17 ans. La maturité sexuelle est atteinte aux environs de 4 ans. La reproduction a lieu généralement aux environs de novembre-décembre dans les fonds durs rocaillieux ou sur le sable. Les oeufs sont déposés au hasard et reposent au fond jusqu'à l'éclosion en avril-mai.

Distribution géographique: le grand corégone est un poisson d'eau douce signalé très rarement en mer sauf le long de la côte est de la Baie James et de la Baie d'Hudson. Au Québec, il fréquente la partie inférieure du fleuve Saint-Laurent.

Mobilité: Le grand corégone recherche les eaux froides. L'été, il migre par bancs vers des profondeurs allant de 18 à 53 m. Il remonte pour la fraie. Il possède une grande mobilité.

Méthode d'échantillonnage: capture au filet maillant ou au hameçon.

Sensibilité aux contaminants: Le corégone peut accumuler dans ses chairs de fortes concentrations de mercure et d'autres métaux; des BPC, HAP et organochlores peuvent également s'accumuler dans ses tissus, particulièrement dans ses lipides. Chez des espèces de corégones de régions de Norvège contaminées par le plomb, l'activité de l'ALAD sérique des individus testés diminuait de façon significative. (Haux et al, 1986).

Méthode d'analyse: - Dosage de l'ALAD sérique (effectuée chez des corégonidés de Norvège).

- Des expériences de respiromètre pourraient être effectuées.
- Munkittrick et Dixon (1988) suggèrent l'utilisation des corégonidés pour des études sur la croissance et la fécondité des poissons, sur le succès de fertilisation et la survie des oeufs par rapport à l'exposition à des contaminants.

Avantages:

- Espèce répandue en eaux douces
- Puisque le grand corégone accumule dans sa chair de fortes concentrations de mercure et d'autres produits toxiques, il serait une bonne espèce à utiliser pour détecter l'effet sous-létal des contaminants.

Désavantage:

- Aucun test de biomonitoring n'a été directement effectué sur le grand corégone (effets sous-létaux)
- Mobilité assez grande des individus, ce qui fait qu'on ne peut utiliser le grand corégone comme bioindicateur de l'effet des contaminants sur une base locale.

7. CRAPET ARLEQUIN
(adultes-juvéniles)

Lepomis macrochirus

Systématique: embranchement des chordés, classe des osteichthyens, superordre des téléostéens, ordre des perciformes, famille des centrachidés,

Chaîne alimentaire: Les crapets se nourrissent d'insectes, de crustacés et de matériel végétal. Les jeunes sont la proie du grand brochet et de l'achigan à grande bouche.

Cycle vital: La durée de vie est de 8 à 10 ans. La maturité sexuelle est atteinte à 2-3 ans chez les mâles et à 3-4 ans chez les femelles. La reproduction a lieu de la mi-juin à mi-juillet, entre des températures de 10°C et 24°C. Les mâles creusent les nids; les crapets arlequins peuvent nicher en colonie de 30 nids sur une surface de 160 pieds carrés dans l'eau peu profonde. Plusieurs mâles et femelles peuvent se servir du même nid. Il y a donc plusieurs pontes intermitantes. A l'éclosion, les jeunes mesurent 2 à 3 mm de longueur. Les juvéniles connaissent une croissance rapide et ont des longueurs entre 18 et 81 mm. Les adultes peuvent atteindre en moyenne des longueurs entre 152 et 203 mm.

Distribution géographique: On retrouve le crapet arlequin dans les lacs et rivières du sud du Québec et dans le haut Saint-Laurent jusqu'à Montréal.

Mobilité: Le crapet arlequin fréquente les régions peu profondes et herbeuses. Sa mobilité est faible puisque le territoire d'occupation est restreint autant chez les adultes que chez les juvéniles.

Méthode d'échantillonnage: capture par trappe/verveux ou au hameçon.

Sensibilité aux contaminants: l'exposition aux métaux diminue le taux d'adénylates musculaires chez le crapet arlequin, ce qui est un indicateur de stress métabolique dû à la contamination du milieu. De plus, l'exposition aux métaux lourds fait augmenter l'incidence de troubles respiratoires chez le crapet ("toux"), ce qui est un autre indice de sensibilité aux contaminants.
(Carlson et Drummond, 1978)

Méthodes d'analyses:

- Dosage d'adénylates dans le muscle blanc axial (adultes)
- Mesure du rythme cardiaque et du rythme respiratoire (adultes)
- Taux de croissance "instantané" par l'assimilation de 14C- glycine (adultes)

- Etudes sur l'intégrité structurale des os (juvéniles)
- Mesure de la consommation d'O₂ en bocaux scellés (juvéniles)

Avantages: - Faible mobilité des adultes et des juvéniles, ce qui en font de bons bioindicateurs des effets sous-létaux locaux des contaminants.

Désavantages: - L'applicabilité de certaines des méthodes pour lesquelles le crapet arlequin a été utilisé est discutable.

8. EPINOCHÉ À TROIS ÉPINES
(adultes-oeufs-alevins)

Gasterosteus aculeatus (Linné)

Systématique: embranchement des chordés, classe des osteichthyens, superordre des téléostéens, ordre des gasterosteiformes, famille des gasterosteidés.

Chaîne alimentaire: L'épinoche à trois épines est très vorace. Se nourrit de vers, de petits crustacés, d'insectes aquatiques, de larves d'insectes, d'oeufs et d'alevins de poisson, y compris ceux de sa propre espèce. Elle est la proie du bec scie commun, du saumon, de la truite et de grands poissons des eaux côtières.

Cycle vital: L'épinoche à trois épines ne dépasse pas plus de 3 1/2 ans et peut atteindre entre 35 et 55 mm de longueur. Dans la région de l'estuaire, les populations ne dépassent pas 2 1/2 ans. La maturité sexuelle est atteinte au cours de la première année. En eau douce, la reproduction a lieu en juin-juillet et en eau salée, elle a lieu de la fin avril à la mi-juillet, en eau peu profonde sur des surfaces sableuses. (rivières, marelles). Le mâle change de couleur durant la période reproductive; son abdomen devient rouge et le contour de l'iris devient bleu. Le mâle construit un nid sur le fond en forme de baril et fait de brindilles et de fragments végétal. L'ensemble est colmaté par un mucus rénal. Le mâle attire la femelle dans le nid en produisant une danse en zigzag et en passant son museau à l'ouverture du nid. Les oeufs peuvent provenir de plusieurs femelles. Le mâle chasse la femelle après la ponte. Il défend son territoire avec vigueur et aère les oeufs constamment avec ses nageoires pectorales. L'éclosion a lieu au bout de 7 jours à 19°C. On retrouve jusqu'à 600 oeufs/nid. Ils sont jaunes et opaques et ont un diamètre de 1.5 à 1.7 mm. La taille des larves après l'éclosion est de 4.2 à 4.5 mm de long.

Distribution géographique: Au Québec, on retrouve des populations d'épinoches à trois épines d'eau douce et anadromes tout le long des rives du Saint-Laurent, dans le golfe jusqu'à Trois-Pistoles, l'île d'Anticosti, Gaspé, île de la Madeleine.

Mobilité: Reste le 3/4 de l'année dans les eaux libres (dans l'estuaire ou en eau douce, selon les populations). Pendant la période de reproduction, l'épinoche effectue une migration selon les marées vers les marais et rivières pour y frayer. À la fin de juillet, il y a retour dans les eaux libres.

Méthode d'échantillonnage: seinage au filet dans les rivières ou marais ou sur le bord des rives.

Sensibilité aux contaminants: L'épinoche accumule dans ses tissus des BPC, des HAP, des organochlorés. On a trouvé entre autre une hausse de l'incidence d'épithéliomes chez les individus exposés aux HAP (CNRC, 1983).

Méthode d'analyse:

- respirométrie (stress métabolique par rapport aux contaminants)
- effets des contaminants sur la croissance et fécondité, sur le succès de fertilisation et de la survie larvaire
- observations sur l'incidence de lésions ou de tumeurs

Avantages: La durée de vie de l'épinoche est courte, ce qui en fait un bon indicateur potentiel de l'effet de l'accumulation des contaminants à court terme. La distribution de l'espèce est très large, les populations sont abondantes et faciles à échantillonner.

Désavantage: Espèce peu employée encore pour des études sur les effets sous-létaux des contaminants.

9. HARENG ATLANTIQUE
(adultes-oeufs-laves)

Clupea harengus harengus

Systématique: Embranchement des chordés, classe des osteichthyens, superordre des téléostéens, famille des clupeidés.

Chaîne alimentaire: Le hareng se nourrit de plancton, de petits crustacés, de copépodes, de larves de lançon, de capucette, de capelan et de hareng. Il est la proie de tous les prédateurs pélagiques et constitue pour eux un aliment de base. Entre autre, il est la proie de la morue, du merlu, du saumon, du thon, du requin, du chien de mer, de l'encornet, des oiseaux marins, des phoques, du marsouin et des baleines.

Cycle vital: La durée de vie du hareng peut atteindre 20 ans. Il y a 2 fraies, une au large en été et à l'automne et une sur la côte au printemps. Une femelle de 345 mm peut pondre 72 065 oeufs d'un diamètre de 1\25 à 1\18 de pouce. Les oeufs tombent au fond et demeurent collés au substrat. L'éclosion a lieu après 11 jours environ. Les larves mesurent 1\4 de pouces de long et sont entraînées par le courant à plusieurs centaines de km de leur lieu de départ.

Distribution géographique: Au Québec, on retrouve le hareng dans l'estuaire du Saint-Laurent en aval de Kamouraska et de l'Île aux Coudes.

Mobilité: Durant la période de fraie, le hareng se regroupe en grands bancs. Cette formation a lieu lorsque la température baisse. Bonne mobilité des individus.

Méthode d'échantillonnage: Capture au filet maillant, trappe\verveux, au chalut pélagique, par senne coulissante, ou par hameçon.

Sensibilité aux contaminants: Inconnue

Méthode d'analyse: Succès de fertilisation, suivie des oeufs et incidence de difformités larvaires par rapport à l'exposition aux contaminants

Avantage: Espèce bien répandue dans l'estuaire et le Golfe du Saint-Laurent.

Désavantage: Grande mobilité des poissons, ce qui fait que l'accumulation de contaminants n'est pas seulement restreinte à une région en particulier.

10. MENE A NAGEOIRES ROUGES
(adultes-oeufs-larves)

Nostropis cornutus

Systématique: Embranchement des chordés, classe des osteichthyens, superordre des téléostéens, ordre des cypriniformes, famille des cyprinidés.

Chaîne alimentaire: Le méné à nageoires rouges se nourrit d'insectes aquatiques (larves et adultes), d'algues et de plantes aquatiques, de protozoaires et de petits poissons. Il est une proie importante pour le bec scie et le martin pêcheur, l'achigan à petite bouche, le grand brochet et d'autres poissons de grande taille.

Cycle vital: La fraie a lieu en rivière sur les hauts-fonds granuleux au printemps (mai-juin) à des températures entre 16 et 18 °C. Le mâle construit un nid sur un lit de gravier en eaux courantes. La femelle relâche 50 oeufs à la fois à plusieurs reprises. Les oeufs sont 1.5 mm de diamètre, sont adhésifs et sont déposés sur le gravier.

Distribution géographique: Dans le sud du Québec, dans le bassin du haut Saint-Laurent.

Méthode d'échantillonnage: Seinage (nasse)

Sensibilité aux contaminants: inconnue

Méthodes d'analyse: Cette espèce est suggérée par George Dixon pour des études sur l'effet des contaminants sur la croissance et la fécondité des poissons (Dixon, communication personnelle).

Avantage: pas d'avantage évident connu quant à l'utilisation de cette espèce.

Désavantages: - Pas de donnée sur la sensibilité de cette espèce aux contaminants.
- Aucune donnée sur la mobilité de cette espèce.

11. MENE TETE-DE-BOULE
(adultes-oeufs-larves)

Pimephales promelsa

Systématique: Embranchement des chordés, classe des osteichthyens, superordre des téléostéens, ordre des cypriniformes, famille des cyprinidés.

Chaîne alimentaire: Mange des larves d'insectes, du zooplancton et des algues. C'est un poisson fourrage idéal. Il est la proie d'oiseaux ichthyophages et de tous les autres poissons.

Cycle vital: La durée de vie du méné Tête-de-boule est de 2 à 3 ans. La fraie se produit à des températures au delà de 15.6 °C et a lieu sur une période prolongée (pouvant aller jusqu'en août dans certaines régions). Pour la fraie, le mâle choisit la surface inférieure d'une planche, d'une racine ou d'une roche dans des eaux de 2 à 3 pieds de profondeur. Il recherche une femelle qu'il place en position pour le dépôt des oeufs, féconde et chasse par la suite. Le mâle est territorial et défend le nid de toute intrusion. Il peut féconder plus d'une femelle et les femelles peuvent pondre dans plus d'un nid. Les oeufs ont un diamètre de 13 mm environ et éclosent après 4 à 5 jours. Les larves nouvellement écloses sont blanches et ont 5 mm de longueur. La croissance est rapide dans les eaux chaudes et riches en nourriture. 80% des adultes meurent après la fraie.

Distribution géographique: Dans le sud du Québec, dans le bassin du haut Saint-Laurent (eaux douces).

Mobilité: Peu mobile, préfère les fossés vaseux et les eaux tranquilles.

Méthode d'échantillonnage: seinage (masse)

Sensibilité aux contaminants: Assez grande, surtout au niveau des oeufs et des larves (Dixon, communication personnelle; USEPA, 1987).

Méthodes d'analyse: Cette espèce est utilisée pour des tests standard de 8 jours sur la survie des embryons (USEPA, 1987). On peut également utiliser cette espèce pour des études sur la croissance et la fécondité des poissons (Dixon, communication personnelle).

Avantages: -C'est une espèce facile à élever en laboratoire. - Courte durée de vie, ce qui permet de voir l'effet de l'accumulation des contaminants à plus court terme chez les adultes. - Mobilité assez faible, ce qui permet de déterminer l'effet de l'accumulation des contaminants sur une base locale. - sur des lignes différentes.

Désavantage: pas de désavantage évident quant à l'utilisation de cette espèce.

12. MENE EMERAUDE (O+) Notropis atherinoides atherinoides

Systématique: Embranchement des chordés classe des osteichthyens, superordre des téléostéens, ordre des cypriniformes, famille des cyprinidés.

Biologie: Petit poisson au corps élancé et allongé de longueur moyenne de 2 à 3 pouces (51-76 mm), fortement comprimé latéralement. Sa durée de vie est au maximum de 3 ans.

Mobilité: Le méné émeraude est une espèce pélagique ou de grande eau, habitant les lacs et les grandes rivières. L'adulte vit en bancs et se retrouve au large durant les mois d'été, habituellement près de la surface. En automne, les jeunes de l'année se rassemblent le long des quais et jetées en nombres considérables. Pendant cette période, les jeunes sont peu mobiles. A l'hiver, ils se déplacent vers les profondeurs pour ne remonter en surface qu'au printemps.

Cycle vital: La reproduction a lieu du mois de juin à la fin de juillet environ. Les larves mesurent en mai 4,0 mm à l'éclosion, 4,9 mm après 30 hres, 6,1 mm à 96 hres, 8,9 mm après 11 jours. A l'automne, les jeunes de l'année mesurent environ 51 mm.

Distribution géographique: Au Canada, il est distribué dans l'ouest, les Grands Lacs et le Saint-Laurent supérieur jusqu'à Trois-Rivières.

Chaîne Alimentaire: Le méné émeraude se nourrit abondamment de petits crustacés, de larves de moucheron et d'algues. Il se nourrit surtout de nuit en surface. Il est la cible d'un très grand nombre de prédateurs dont entre autres le touladi, l'achigan à petite bouche, la lotte et le grand brochet. Les goélands, les sternes, les becs scie et les cormorans se nourrissent de ménés émeraudes lorsque ceux-ci nagent en surface. Il est largement utilisé par l'homme comme appât pour la pêche sportive.

Méthodes d'échantillonnage: Seinage (nasse)

Sensibilité aux contaminants: Les jeunes sont particulièrement sensibles aux contaminants, accumulant des BPC et organochlorés dans leurs tissus.

Méthodes d'analyse: Cette espèce a été employée pour l'étude de l'intégrité structurale des os chez les jeunes O+ (Sloterdijk, communication personnelle). Cette espèce sera probablement utilisée pour des dosages de l'acturle des MFO dans le foie de jeunes O+ (Sloterdijk, communication personnelle).

Avantage: C'est une espèce assez bien répendue dans le haut Saint-Laurent. La population de jeunes 0+ est assez importante en automne. Les jeunes sont peu mobiles et nombreux en automne, ce qui en fait de bons bioindicateurs de l'effet de l'accumulation sur une base locale à court terme.

Désavantage: pas de désavantage évident quant à l'utilisation de cette espèce.

13. MEUNIER NOIR
(adultes-oeufs-larves)

Catostomus commersoni

Systématique: Embranchement des chordés, classe des osteichthyens, superordre des téléostéens, ordre des cypriniformes, famille des Catostomidés.

Chaîne Alimentaire: Les alevins (12 mm) se nourrissent à la surface de plancton et de petits invertébrés. De 16 à 18 mm, lorsque leurs bouches deviennent verticales ils deviennent benthique, ils se nourrissent de mollusques, de larves et de pulpes de chironomidés. Les individus de moins de 300mm de longs sont la proie du grand brochet, maskinongé, achigan, doré, lotte, les jeunes sont la proie d'oiseaux, de saumon atlantique et de l'omble de fontaine.

Cycle vital: La durée de vie est de 17 ans maximum. La maturité sexuelle est atteinte à 3-4 ans. Le meunier noir fraie au printemps, en mai-juin. Les géniteurs quittent les bancs et vont frayer dans des cours d'eau graveleux et à température de 10 OC mais il peuvent frayer aussi dans des lacs. La fraie a lieu ordinairement du crépuscule à l'aurore. Il n'y a pas de nid, les oeufs se disposent et adhèrent au substrat. Les géniteurs retournent au lac 10 à 14 jours après le début de la fraie. Les oeufs éclosent après 8 à 10 jours (10 OC à 15 OC) en laboratoire. Les jeunes séjournent dans le gravier pendant 1 à 2 semaines, migre vers le lac 1 mois après le début de la fraie, ils mesurent alors 12 à 17 mm de longueur. Taux de survie entre l'oeuf et la migration de l'alvin de 3%.

Distribution géographique: Limité à l'Amérique du Nord dans les eaux douces. Au Canada, disséminé dans le centre de l'Ungava au Labrador, N.-B., N.-E.. Largement répandu au sud du Québec et dans les provinces de l'ouest.

Mobilité: Assez grande mobilité des individus.

Sensibilité aux contaminants: Le meunier noir est assez résistant aux contaminants, pouvant accumuler de plus fortes concentrations que des salmonidés tels la truite brune ou le touladi (NRCC, 1983). Dans les eaux du Saint-Laurent, il accumule entre autres dans ses chairs des BPC, des métaux lourds (Hg) et des composés organochlorés en fortes concentrations (Sloterdijk, 1977). Le meunier noir est directement exposé aux contaminants des sédiments, puisqu'il est un consommateur benthique. Il accumule des produits toxiques dans le foie et les muscles, particulièrement dans les lipides. Il existe une corrélation entre la hausse de l'incidence des tumeurs chez le meunier noir et la concentration de contaminants dans leur tissu (Munkittrick et Dixon, sous presse; Dixon, communication

personnelle). Entre autre, on a noté dans certaines régions polluées des Grands Lacs, plus particulièrement entre Oakville et Burlington, une hausse de l'incidence de papillomes cutanés pour monitorer l'incidence de tumeurs chez les poissons (Kauss et al. 1985).

Méthodes d'analyse:

- Monitoring de l'incidence de lésions ou de tumeurs (adultes).
- Dosage de l'activité de l'ALAD sérique par rapport à l'exposition au plomb (adultes).
- Mesure de la métallothionéine du foie chez les adultes.
- Croissance et fécondité des poissons, succès de fertilisation et survie des oeufs. Des études sont présentement en cours sur les populations des Grands-Lacs (Dixon, communication personnelle).

Avantages:

- Espèce assez répandue dans le fleuve.
- Espèce très utilisée pour des études d'impact des contaminants sur la santé des poissons.
- Consommateur benthique, ce qui en fait un bon bioindicateur de l'effet de l'accumulation des produits toxiques des sédiments.

Désavantages:

- La mobilité des individus fait qu'on ne peut déterminer l'effet des contaminants sur une base locale.

14- MORUE DE L'ATLANTIQUE
(adultes)

Gadus morhua

Systématique: embranchement des chordés, classe des osteichthyens, superordre des téléostéens, ordre des gadiformes, famille des gadidés.

Chaîne alimentaire: Les alevins se nourrissent principalement de copépodes, d'amphipodes et d'autres petits crustacés vivants. Les jeunes poissons se nourrissent surtout de crevettes, d'amphipodes, et de larves de poissons, de mollusques et de crustacés. Les adultes se nourrissent en grande quantité de poissons tels le capelan, le hareng, le lançon, la plie, le jeune flétan. Ils se nourrissent aussi de crevettes, de cténophores, de mollusques et de crustacés. Les oeufs de la morue sont très vulnérables à la prédation par d'autres poissons.

Cycle vital: La durée de vie est de 4-8 ans. La maturité sexuelle est atteinte à 6 ans chez la femelle (45-60cm) et un peu plus tôt (4-5 ans) chez le mâle. La reproduction a lieu entre les âges de 5 à 8 ans. La fraie a lieu dans un secteur du plateau continental et dans les eaux dont la profondeur varie de 200 à 600m. La fraie se produit de mars à mai. Les femelles d'environ 80 cm de long peuvent pondre jusqu'à 2 millions d'oeufs et à 130 cm ce nombre augmente jusqu'à atteindre 110 millions. Les oeufs sont ronds et ont un diamètre de 1 à 2 mm. Ils sont flottant et remontent à la surface, ce qui les rend très vulnérables à la prédation. En fait, seulement 1 oeuf/million parviendra à devenir un individu mature. La larve (5 mm en moyenne à l'éclosion) se nourrit sur les réserves du sac vitellin pendant les 2 premières semaines après quoi, elle chasse pour sa subsistance. Lorsque la larve atteint 4cm, elle descend au fond pour s'y nourrir.

Distribution géographique: On retrouve la morue dans l'estuaire du Saint-Laurent jusqu'aux comtés de Kamouraska et de Charlevoix et dans le golfe du Saint-Laurent, plus particulièrement sur la côte de Gaspé.

Mobilité: Horizontalement, la morue peut parcourir jusqu'à 800 km pour se rendre d'un lieu de fraie à une aire d'alimentation. Elle effectue des déplacements verticaux selon la température de l'eau à des profondeurs de 200-600m.

Méthode d'échantillonnage: capture au filet maillant, trappe/verveux, chalut de fond, hameçon.

Sensibilité aux contaminants: Sensible aux BPC, aux hydrocarbures et au mercure. On a démontré chez des morues de la Mer du Nord exposées à des hydrocarbures une hausse de l'activité de l'AHH, une OFM (Payne et al., 1987)

Méthodes d'analyse: -Dosage de l'activité des OFM dans le foie (adultes)

Avantage: - Espèce d'importance économique pour le pêche commerciale. Elle serait donc un bioindicateur potentiel des effets sous-létaux des contaminants sur une espèce destinée à la consommation humaine.

Désavantage: - grande mobilité des individus, ce qui fait que la morue ne peut pas constituer un bioindicateur d'effets sous-létaux des contaminants d'une région précise.

15. MULET A CORNES (adultes)

Semotilus atromaculatus

Systématique: embranchement des chordés, classe des osteichthyens superordre des téléostéens, ordre des cypriniformes, famille des cyprinidés.

Chaine alimentaire: Les jeunes se nourrissent de plancton puis lorsqu'ils grossissent se nourrissent de larves d'insectes, insectes aquatiques et terrestre.

Les adultes mangent des écrevisses, des petits poissons. Les insectes, les cladocères, des algues et des tissus de plante jouent un rôle très important dans leur régime.

Cycle vital: La fraie a lieu au printemps lorsque l'eau est aux environs de 12°C, en eau tranquille, dans de petits cours d'eau a fond de gravier (mai, juin).

Le mâle creuse une dépression en nageant vigoureusement sur le fond et en enlevant du matériel avec sa bouche. Son nid a la forme d'une tranchée qui peut mesurer jusqu'à 10-12 pouces (30 à 36 cm) de largeur par plusieurs pieds de long.

La fraie a lieu dans la fosse, les oeufs tombent aussitôt dans le fond et sont ensuite recouverts par des roches. Le mâle fraie avec plusieurs femelles, il n'a qu'à agrandir sa tranchée.

La femelle libère 50 oeufs puis épuisée, elle flotte comme morte. Elle fraie ainsi plusieurs fois, sans distinction de nid sur une période de plusieurs jours, jusqu'à ce qu'elle ait expulsé tous ses oeufs.

Croissance rapide; le jeune atteint une longueur de 51-89 mm la première année et 102-178 mm à la fin de la quatrième.

Maturité sexuelle atteinte chez les femelles à 3 ans (Lac Michigan) et chez les mâles à 4 ans.

Distribution géographique: De la Gaspésie au Montana, de chaque côté des Appalaches depuis la Gaspésie vers l'ouest dans le bassin du Saint-Laurent, le Saguenay et le Lac St-Jean. Dans le bassin de la Baie de Janvier.

Méthode d'échantillonnage: Seinage (nasse) où à l'hameçon.

Sensibilité aux contaminants: Il y a une corrélation entre l'accumulation de BPC dans le foie et l'induction des OFM (Mélançon et. al., 1988). Le niveau de sensibilité générale aux contaminants est inconnu.

Méthode d'analyse: On a utilisé cette espèce pour doser l'activité des OFM dans le foie.

Avantage: Durée de vie courte, ce qui permet une estimation de l'effet de l'accumulation des contaminants au plus court terme.

Désavantages:

- Sensibilité aux contaminants inconnue.
- Pas de donnée sur la mobilité des mullets.
- Espèce peu utilisée pour des méthodes de biomonitoring.

16. OMBLE DE FONTAINE
(adultes-oeufs-larves)

Salvelinus fontinalis

Systématique: embranchement des chordés, classe des osteichthyens, superordre des téléostéens, ordre des salmoniformes, sous-ordre des salmonoides, famille des salmonidés.

Chaîne alimentaire: poisson carnivore. Les adultes se nourrissent de vers, d'éperlans, de capucettes, de choquemorts, de petites anguilles, de petits crapauds de mer, d'amphipodes et d'isopodes (crustacés). Le régime alimentaire varie selon l'habitat (eau douce ou eau salée) et le stade de croissance. Les jeunes se nourrissent surtout de larves d'insecte. Les principaux prédateurs de l'omble de fontaine sont le martin pêcheur et le bec-scie.

Cycle vital: La durée de vie est 5-8 ans, à l'état sauvage. La maturité-sexuelle est atteinte à 2-3 ans. La reproduction à l'est du Canada a lieu de la fin septembre jusqu'à la fin novembre dans les hauts-fonds graveleux à courant modéré. Les mâles sont territoriaux pour les nids. Il y a plusieurs pontes, entrecoupées de périodes de repos. Après la ponte, la femelle recouvre ses oeufs. La période d'incubation est de 100 jours à 6.10°C (varie selon la température). La femelle pond 1300 oeufs/livre de son poids corporel. Les oeufs ont un diamètre de 3.5 à 5.0 mm. A l'éclosion, les alevins séjournent dans le gravier jusqu'à ce que le sac vitellin se soit résorbé. Ils commencent à nager à une longueur de 38 mm environ et les écailles apparaissent à 50 mm de longueur. Le rythme de croissance varie selon l'habitat. Les lignées anadromes croissent plus rapidement que celles d'eau douce.

Distribution géographique: Les lignées anadromes sont distribuées dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent le long des rives. Les lignées d'eau douce sont réparties tout le long du haut Saint-Laurent.

Mobilité: L'omble de fontaine recherche des eaux d'environ 20°C. De juillet à août, il peut descendre à des profondeurs de 15-27 pieds (4.6-8.2m). Les poissons matures remontent les cours d'eau en automne sur une distance de plusieurs km avant d'atteindre les frayères.

Méthode d'échantillonnage: capture au filet maillant, à la nasse ou à l'hameçon.

Sensibilité aux contaminants: Assez sensible. Il existe une corrélation entre la teneur en BPC du foie des ombles de fontaine et l'induction de l'activité des OFM (Melançon, 1988).

Méthodes d'analyse: - Dosage de l'activité des OFM
- Des études sur la croissance et la fécondité des poissons par rapport aux contaminants sont également suggérés.

Avantage: - Espèce assez répandue dans les eaux douces et salées du Saint-Laurent.

Désavantage: - Mobilité assez grande des individus adultes, ce qui empêche la caractérisation de l'effet de l'accumulation des produits toxiques sur une base locale.

17. PLIE ROUGE (adultes)

Pseudopleuronectes americanus

Systematique: embranchement des chordés, classe des osteichthyens, superordre des téléostéens, ordre heterosomata, famille des pleuronectidés.

Chaîne alimentaire: Se nourrit d'amphipodes, d'isopodes, de vers marins, de petites myes, d'oeufs de nasses, d'herbes marines, petits crabes et crevettes. Peut être nécrophage à l'occasion.

Cycle vital: La maturité sexuelle est atteinte à 4 ans chez les femelles et à 2-3 ans chez les mâles. La reproduction a lieu en eau peu profonde durant les mois d'avril et mai. La femelle peut produire jusqu'à 1500000 oeufs mais en moyenne ce nombre est aux environs de 500000. Les oeufs ont 0.8 mm de diamètre en moyenne et sont sphériques. Les oeufs coulent au fond où ils se déposent en grappes. L'éclosion a lieu après 18-26 j, dépendant de la température. La croissance s'effectue plus vite chez la femelle que chez le mâle.

Distribution géographique: On rencontre la plie rouge dans des régions côtières d'eau peu profonde, en eau salée. On en retrouve notamment dans le sud du Golfe du Saint-Laurent.

Mobilité: Sédentaire, déplacement de quelques mètres seulement.

Méthode d'échantillonnage: Capture au filet maillant, trappe/verveux, fascine, chalut de fond, hameçon.

Sensibilité aux contaminants: Sensible aux BPC, HAP, Hg,. Chez la plie rouge exposée à des sédiments contaminés par le pétrole, on a observé une hypertrophie du foie, caractérisée par une augmentation de la teneur en lipides. Il semble qu'il y ait aussi induction du système des OFM.
(CNRC, 1983).

Méthodes d'analyses:

- Dosage de l'activité des OFM (adultes)
- Dosage de la concentration en adénylates du muscle axial chez l'adulte.

Avantages:

- Espèce sédentaire, ce qui en fait un bon bioindicateur des effets sous-létaux des contaminants sur une base locale.
- Espèce assez bien répandue dans le Golfe du Saint-Laurent et assez facile à échantillonner.

18. PERCHAUDE
(o⁺ et adultes)

Perca flavescens

Systématique: embranchement des chordés, classe des osteichthyens, superordre des téléostéens, ordre des perciformes, famille des percidés.

Chaîne alimentaire: La perchaude se nourrit d'insectes immatures, de gros invertébrés et de poissons. C'est une proie importante pour plusieurs espèces telles l'achigan, le crapet, le marigane, le doré, le doré noir, le maskinongé. Les goélands, les becs-scie, les huarts et les martins-pêcheurs se nourrissent également de perchaude. Les concurrents alimentaires de la perchaude sont l'omble de fontaine, le cisco, le grand corégone, les achigans, le marigane, le crapet arlequin.

Cycle vital: La durée de vie va de 5 à 10 ans (310 mm). La maturité sexuelle est atteinte vers l'âge de 3 ans chez les mâles et de 4 ans chez les femelles. La reproduction a lieu vers la mi-avril et peut se poursuivre dans certaines régions jusqu'en mi-juillet. Elle se produit sur le rivage et souvent dans des tributaires. La fraie a lieu la nuit et tôt le matin, à proximité de végétation (arbres ou racines submergés) mais parfois sur le sable ou le gravier du fond. La quantité d'oeufs produits peut aller de 109000 à 366000 chez des poissons entre 147-254 mm de longueur. Les oeufs sont transparents et ont un diamètre de 3.5 mm. Les oeufs forment un chapelet qui peut atteindre 2 m X 5 mm; cette masse peut contenir de 2000 à 90000 oeufs et l'aération des oeufs est assurée par une circulation d'eau dans des ouvertures et un canal central. L'éclosion a lieu ordinairement au bout de 8-10 jours. A l'éclosion, les jeunes mesurent 5 mm de long et demeurent inactifs pendant la durée de l'absorption du sac vitellin. La croissance est rapide au début.

Distribution: Se rencontre depuis la Nouvelle-Ecosse vers l'ouest à travers le Nouveau-Brunswick. Au Québec, on rencontre la perchaude à partir de Baie-Comeau jusqu'à la Baie James, dans le nord-est et le sud du Québec. C'est une espèce abondante dans les eaux douces du Saint-Laurent jusqu'aux environs de Québec. On le rencontre rarement dans les eaux saumâtres.

Mobilité: Les adultes et les jeunes sont grégaires, se déplaçant souvent en bandes de 50-200 individus, groupés selon la taille. Les jeunes de l'année fréquentent des eaux peu profondes à proximité du rivage; leur mobilité est plutôt faible et ils se rassemblent en bancs mixtes.

La nuit, la perchaude est inactive et en repos sur le fond. Il y a des mouvements journaliers horizontaux et verticaux au printemps et des mouvements saisonniers en réponse à la température et à la distribution de la nourriture. La perchaude est active tout l'hiver sous la glace en eau peu profonde ou en profondeur.

Méthode d'échantillonnage: jeunes O⁺: seinage sur le bord des rives (nasse).

Sensibilité aux contaminants: il y a accumulation de contaminants (BPCs, métaux lourds, organochlorés) dans le foie, les os et les muscles (Sloterdijk, 1977). On a observé une induction de l'activité des OFM par l'exposition aux hydrocarbures (Monod et al., 1987). De plus, l'exposition aux contaminants cause une diminution du collagène dans les os des jeunes de l'année (Sloterdijk, communication personnelle) du St-Laurent. Les jeunes de l'année peuvent accumuler dans leur tissus de fortes concentrations de BPC, pesticides organochlorés, Mirex, Hg et autres métaux (Kauss et al., 1985). Un échantillonnage dans le tronçon Cornwall-Portneuf du Saint-Laurent a démontré que les perchaudes O⁺ sont de bons bioindicateurs de la contamination aux BPCs, métaux lourds (Hg) et organochlorés (Guay, Dandurand et Sloterdijk, 1986).

Méthodes d'analyse:

- Mesure de l'intégrité structurale des os des adultes et des O⁺
- Mesure du taux de croissance instantané par l'assimilation de ¹⁴C- glycine (adultes)
- des dosages sur l'activité des OFM seront effectués sur des poissons O⁺ durant les 2 prochaines années (Sloterdijk, communication personnelle).

Avantages:

- Espèce répandue dans les eaux douces du Saint-Laurent.
- Les perchaudes sont sensibles aux contaminants; il existe un fort potentiel d'accumulation chez les jeunes de l'année ce qui en fait de bons bioindicateurs des effets à court terme des contaminants.
- Les jeunes O⁺ sont peu mobiles, ce qui permet la caractérisation des effets sous-létaux locaux des produits toxiques.
- Il s'agit d'une des espèces du Saint-Laurent les plus étudiées en tant que bioindicateur.

Désavantage: aucun désavantage évident quant à l'utilisation de cette espèce n'a été trouvé.

19. POULAMON ATLANTIQUE
(adultes-jeunes)

Microgadus tomcod

Systématique: Embranchement des chordés, classe des osteichthyens, superordre des téléostéens, ordre des gadiformes, famille des gadidés.

Chaîne alimentaire: le poulamon est un poisson vorace se nourrissant de petits crustacés (crevettes, amphipodes), vers marins, petits mollusques. Il se nourrit également d'éperlans, d'épinoches, de jeunes bars rayés, gaspareaux, aloses savoureuses et harengs.

L'homme est un prédateur important puisque la pêche au poulamon est très répandue et est d'une importance économique importante notamment pour la région de Sainte-Anne-de-la-Pérade ("petits poissons des chenaux").

Cycle vital: le poulamon atlantique fraie à la mi-hiver, sous la glace. Les adultes en voie de maturation peuvent frayer en eau salée mais semblent préférer les estuaires et les rivières pour y frayer sur fonds de sable ou de gravier, en eau saumâtre ou douce, à de faibles profondeurs. Les oeufs mesurent environ 1.5 mm de diamètre et adhèrent facilement sur le gravier ou le sable de fond.

Distribution géographique: Espèce marine mais que l'on retrouve aussi dans les eaux douces. Le poulamon est répandu dans les eaux côtières et saumâtres du sud du Labrador jusqu'en Virginie. Il est distribué de l'estuaire du Saint-Laurent jusqu'aux environs du lac St-Pierre.

Mobilité: Le poulamon atlantique semble être une espèce marine des eaux côtières peu profondes qui pénètre régulièrement en eau douce et saumâtre au moment de la migration de la fraie à la fin de l'automne et en hiver. Des études sur ses déplacements dans le golfe Saint-Laurent suggèrent qu'il existe plusieurs populations locales et que, bien que quelques individus peuvent se déplacer sur des distances allant jusqu'à 150 milles, la plupart demeurent dans un territoire beaucoup plus restreint. En outre, le poulamon atlantique dans le secteur de Sainte-Anne-de-la-Pérade passe sa vie à peu près dans cette région.

Méthode d'échantillonnage: filet maillant, hameçon.

Sensibilité aux contaminants: le poulamon atlantique est très sensible à l'accumulation de contaminants dans ses chairs, notamment les BPC, les HAP, les organochlores, les métaux lourds. Les effluents de pâtes et papier de la région de Trois-Rivières lui sont particulièrement néfastes. On pense que les BPC pourraient jouer un rôle dans l'incidence de tumeurs et de lésions hépatiques. (Smith et al., 1979; Klauda et al., 1981; NRCC, 1983)

Méthodes d'analyses: Des études sur l'incidence de tumeurs, de lésions et pathologies particulières et sur l'incidence de difformités chez les jeunes sont à venir pour le poulamon atlantique.

Avantages: - populations assez locales et de mobilité limitée, ce qui en fait de bons bioindicateurs des effets sous-létaux de la contamination locale.

Désavantage: - il n'y a pas en tant que tel d'indicateur de stress qui ait été mis au point présentement sur cette espèce.

Systématique: Embranchement des chordés, classe des osteichthyens, superordre des téléostéens, ordre des cypriniformes, famille des cyprinidés.

Chaîne alimentaire: C'est un poisson fourrage important. Il est la proie de tous les poissons prédateurs, y compris de sa propre espèce. Il se nourrit au fond de plancton, de larves d'insectes aquatiques et d'algues.

Cycle vital: La fraie a lieu au printemps et au début de l'été en eau peu profonde sur un fond de sable. Les femelles de 2 ans pondent en moyenne de 1300 à 2600 oeufs. Les oeufs ont en moyenne 0.8 mm de diamètre et sont de couleur jaune. Les adultes ne dépassent pas 127 mm.

Distribution géographique: Dans le Saint-Laurent, on le retrouve du début jusqu'aux environs de Trois-Rivières.

Mobilité: Les jeunes 0⁺ ont une mobilité limitée ne se déplaçant que dans un rayon de 2 km environ.

Méthode d'échantillonnage: Les jeunes 0⁺ sont collectés par seinage le long des rives (nasse).

Sensibilité aux contaminants: Les jeunes de l'année sont assez sensibles aux contaminants, accumulant de grandes concentrations de BPC, HAP, Mirex et pesticides dans leur tissus. Ils sont d'ailleurs utilisés dans le Saint-Laurent comme indicateurs de la charge en contaminants des organismes aquatiques, (Kauss et al., 1985). En 1984, un échantillonnage le long du tronçon Cornwall-Portneuf a permis de trouver dans la chair des jeunes 0⁺ des niveaux appréciables de BPC, de mercure et autres métaux lourds, d'organochlores particulièrement au niveau du lac St-louis et du lac St-François, (Guay, Dandurand et Sloterdijk, 1986). L'exposition aux contaminants a une incidence sur le taux de difformités de la colonne vertébrale des jeunes poissons 0⁺ et sur la teneur en collagène et hydroxyproline des os, (Sloterdijk, communication personnelle).

Méthodes d'analyse: - Cette espèce a été utilisée pour l'étude de l'intégrité structurale des os par rapport à l'exposition aux contaminants (jeunes 0⁺)

- Des dosages de l'activité des OFM du foie des poissons 0⁺ dans le Saint-Laurent seront effectués d'ici les 2 prochaines années, (Sloterdijk, communication personnelle).

Avantages: - La mobilité faible des jeunes font que les niveaux de contaminants des tissus représenteraient l'accumulation

locale. Il est donc intéressant dans cet optique d'étudier les effets sous-létaux de cette accumulation.

- Le potentiel d'accumulation de contaminants des jeunes O^+ en font de bons bioindicateurs des réponses physiologiques sous-létales.

Désavantage: aucun désavantage évident n'a été trouvé quant à l'utilisation de cette espèce.

21. TRUITE BRUNE
(adultes-juvéniles)

Salmo trutta (Linné)

Systématique: embranchement des chordés, classe des osteichthyens, superordre des téléostéens, ordre des salmoniformes, familles des salmonidés, sous-famille des salmoninés.

Chaîne alimentaire: La truite brune est carnivore et a un régime varié composé d'insectes aquatiques et terrestres, de larves, de crustacés (surtout les écrevisses), de mollusques, de salamandres et grenouilles. La truite de plus de 4 pouces mange d'autres truites brunes. Le bec-scie est considéré comme un prédateur important.

Cycle vital: La durée de vie est de 13 ans.

La fraie a lieu tard l'automne en eau peu profonde sur fond de gravier, à la tête des cours d'eau. La femelle creuse un nid peu profond dans le gravier et les géniteurs y déposent les oeufs et le sperme. L'opération est répétée plusieurs fois, puis la femelle recouvre le nid de gravier. Les oeufs sont ordinairement de couleur ambrée et d'un diamètre de 4 à 5 mm. A 1 an, les jeunes ont à peu près 165 mm de long, 249 mm à 2 ans, 388 mm en moyenne à 3 ans, 427 mm à 4 ans.

Distribution géographique: Au Canada, on la retrouve dans toutes les provinces sauf l'Ile-du-Prince-Edouard. On la retrouve dans les régions d'eau douce du haut Saint-Laurent et dans le sud du Québec.

Mobilité: La truite brune se nourrit le soir et est donc plus active pendant cette période. Elle est assez mobile.

Méthode d'échantillonnage: Capture au filet maillant ou à l'hameçon.

Sensibilité aux contaminants: On rapporte une hausse de l'activité des OFM des truites brunes des régions contaminées par les hydrocarbures, (Monod et al., 1987). Les truites brunes sont comme les autres espèces de salmonidés, très sensibles aux contaminants. Elles accumulent de fortes concentrations de HAP et BPC dans leurs tissus, (CNRC, 1983)

Méthodes d'analyse: - Dosage de l'activité des OFM dans le foie
- Consommation d'O₂ en bocaux scellés

Avantages: Espèce sensible aux contaminants.

Désavantages: - Espèce peu utilisée pour des études de biomonitoring (effets sous-létaux)
- Distribution limitée dans le Saint-Laurent

22. UMBRE DE VASE (adultes)

Umbra limi

Systématique: Embranchement des chordés, classe des osteichthyens, ordre des cypréniformes, famille des umbridés,

Chaîne alimentaire: L'ombre est carnivore. Les jeunes se nourrissent d'ostracodes et de limaces nouvellement écloses. Passé une longueur de 20 mm, ils se nourrissent d'insectes larvaires et adultes, de mollusques, d'amphipodes, d'isopodes, d'arachnides et de sa propre espèce. Elle est la proie de brochet vermiculé, du brochet maillé, du grand brochet, des crapets, de la barbotte, des barbus, des oiseaux, des rats musqués et des renards.

Cycle vital: La durée de vie est de 7-9 ans (longueur moyenne de 137 mm). La maturité sexuelle est atteinte à 1 an chez la femelle et à 2 ans chez le mâle. La reproduction a lieu en avril dans des terrasses inondées par les pluies et la fonte des neiges. Une femelle de 52-94 mm pond de 220 à 2280 oeufs de 1.6 mm de diamètre. Les oeufs sont adhésifs à la végétation de l'habitat; ils sont déposés un à un par les géniteurs sur la végétation et par la suite aucune surveillance n'est effectuée. Les oeufs éclosent après 6 jours; les alevins ont une longueur de 5 mm. Les jeunes retournent au cours d'eau principal lorsqu'ils mesurent 30 mm.

Distribution géographique: Au Québec, on retrouve l'ombre de vase à l'ouest de Trois-Rivières, entre autres dans le lac St-Pierre.

Méthode d'échantillonnage: Capture à la nasse.

Sensibilité aux contaminants: Inconnue.

Méthode d'analyse: Dosage de l'activité des OFM du foie.

Avantages: - Consommateur benthique. Il serait donc un indicateur potentiel de l'effet des contaminants dans les sédiments sur la santé des poissons.

Désavantages: Sensibilité aux contaminants inconnue.

23. VERS DE SABLE

Nereis virens

Systématique: Embranchement des annélidés, classe des polychètes, sous-classe errantia, famille des néréidés.

Particularités: Polychètes mobiles vivant dans des tranchés de sédiments à proximité des zones de marées. Peuvent être trouvés sous des roches. Actifs durant la nuit, où ils sortent de leur cachette et nagent ou rampent sur le sable de fond à la recherche de nourriture. Corps de 30 à 40 cm de long à maturité, de 200 somites.

Chaîne alimentaire: Se nourrissent d'autres vers, de larves trouvés dans le sable.

Cycle vital: Les sexes sont séparés, mais les organes reproducteurs ne sont pas permanents; les cellules sexuelles sont formées par bourgeonnement à partir de la paroi coelomique et sont portées à l'extérieur par les néphridies ou par diffusion à travers la paroi corporelle. La fertilisation est externe et le zygote se développe pour former une larve trocophore à nage libre, laquelle se métamorphose éventuellement en adulte.

Habitat: Plage abritée, composé de sable vaseux, fins ou grossier, sable graveleux, argiles, sous des roches, parmi les bancs de moules.

Répartition géographique: On retrouve des Néréidés un peu partout le long du Saint-Laurent maritime.

Méthodes d'échantillonnage: Echantillonnage manuel des sédiments.

Sensibilité: Très sensibles aux contaminants. Peuvent accumuler jusqu'à 280 fois la concentration ambiante de BPC dans leurs tissus en 2 semaines d'exposition (Carr et Neff, 1981). De plus, on note une hausse du taux de glucose coelomique suite à l'exposition de vers de sables aux métaux et au BPC (Carr et Neff, 1981; Carr et Neffe, 1982).

Méthodes d'analyse: Dosage de l'activité des OFM du corps total.

Avantage:

- Permet d'évaluer les effets sous-létaux de la concentration de contaminants sur une espèce faisant partie des sédiments.
- Mobilité faible, ce qui permet une estimation de l'effet des contaminants.
- Grande distribution géographique.
- Très facile à échantillonner.

Désavantage:

- Aucune méthode d'analyse au point.

24- OURSIN VERT (adultes)

Strongylocentrotus droebachensis

Systématique: Embranchement des échinodermes, sous-embranchement des échinozaires, classe des échinoides, famille des strongylocentrolidés.

Chaîne alimentaire: Leur nourriture est composé d'algues brunes, plus particulièrement Laminaria et Alaria esculenta. Leurs prédateurs sont les étoiles de mer (Leptasterias polaris, Solaster endeca, Crossaster pepossus), les crabes (Cancer irroratus, Hyas araneus), l'anémone (Tealia felina), les homards (Homarus americanus) et les canards.

Cycle vital: La période de reproduction au Québec s'effectue d'avril à juin. Les sexes sont séparés; les oeufs et le sperme sont éjectés dans l'eau de mer pour fertilisation externe. Les larves vivent une existence pélagique pour plusieurs mois avant de se métamorphoser en oursins et se fixer au fond.

Distribution géographique: Dans tout le golfe du Saint-Laurent et l'estuaire maritime.

Méthodes d'échantillonnage: récolte manuelle en plongée ou par chalut de fond ou avec aspirateur.

Sensibilité: Peu connue; on sait cependant que la fertilisation des oeufs peut être affecté par les contaminants aquatiques (Dinnel et al., 1982), en effet pour une exposition de 60 min., on obtient un EC50, (50% des spermes non-mobiles donc présumés morts) de 76 mg/l et 168 mg/l pour l'Ag et l'endosulfane.

Méthode d'analyse: Cette espèce est utilisée pour étudier le succès de fertilisation des oeufs suivant l'incubation du sperme avec des contaminants toxiques.

Avantage: - Espèce bien répandue dans le Golfe du Saint-Laurent et dans l'estuaire.

- Espèce très abondante et sédentaire.

Désavantage: Sensibilité aux contaminants peu connue, espèce peut utilisée pour des tests de toxicité sous-létale.

Systématique: Embranchement des échinodermes, sous-embranchement des echinozoaires, classe des échinoides, famille des échinarachnidés.

Chaîne alimentaire: Se nourrit de fines particules de matière organique. Il est la proie de la morue, de l'aiglefin et autres poissons de fond.

Cycle vital: Sexes séparés, fécondation externe, larves pélagiques avant de se métamorphoser en adultes sédentaires.

Méthode d'échantillonnage: Récolte manuelle en plongée ou au chalut de fond.

Sensibilité aux contaminants: Indéterminé pour l'adulte, bien qu'il semble que la présence de contaminants influence le succès de fertilisation (Dinnel, 1985).

Méthode d'analyse: Succès de la fertilisation des oeufs.

Avantage: Espèce commune dans la région de l'estuaire du Saint-Laurent.

Désavantage: Nécessite récolte en plongée; la pertinence de la méthode pour laquelle cette espèce est employée est discutable (voir rapport I); peu de renseignements sur la sensibilité aux contaminants.

26. CREVETTE DE SABLE
(adultes)

Crangon septemspinosus

Systématique: Embranchement des arthropodes, sous-embranchement des mandibulés, classe des crustacés, ordre des décapodes, sous-ordre des eucaridés, famille des crangonidés.

Chaîne alimentaire: Détritivore; se nourrit de débris de végétaux, carnivore; se nourrit de petit crustacés et de polychètes. Est la proie de l'anguille, Anguilla rostrata.

Cycle vital: Les jeunes crevettes fréquentent des marécages durant leurs 4 premiers mois avant d'aller au large.

Distribution géographique: Nord-est de l'Atlantique jusqu'en Floride. Présente dans le Golfe du St-Laurent jusqu'aux Iles-de-la-Madeleine et dans le Saguenay. Fréquente les baies et les estuaires. Présente à des profondeurs comprises entre 0 et 90 m. Fréquente les fonds sableux.

Mode de capture: Seine dans des marais (senne de plage), récolte dans les casiers ou récolte manuelle.

Méthodes d'analyse: Mesure de l'activité des OFM du corps total (Payne et. al., 1987)

Avantage: Facile à capturer en bonne quantité.

Désavantage: Pas de données sur sensibilité aux contaminants.

27. MOULE BLEUE (adulte)

Mytilus edulis

Systématique: Embranchement des mollusques, classe des pélécy-podes (bivalves), famille des Mytilidae.

Chaine alimentaire: La moule se nourrit par filtration du plancton et des particules en suspension contenus dans l'eau environnante. Elle est la proie des échinodermes et de certaines espèces de poissons.

Cycle vital: La moule atteint la maturité sexuelle à l'âge de 2 à 3 ans. Le taux de croissance est directement relié à la durée d'immersion. Dans l'estuaire du Saint-Laurent les moules dépassent rarement la taille de 2.5-3 cm.

Distribution géographique: La moule bleue est abondante le long de toutes les côtes de l'estuaire et du Golfe du Saint-Laurent. Elle se retrouve principalement sur des substrats rocheux dans la zone intertidale et dans l'infralittorale supérieur.

Mobilité: La moule bleue se fixe habituellement en agrégat très dense.

Méthode d'échantillonnage: Collecte des spécimens à la main à marée basse.

Sensibilité aux contaminants: La moule bleue est très sensible aux contaminants aquatiques. Elle peut bioaccumuler dans ses tissus des quantités appréciables de métaux lourds (Hg et autres) et autres produits toxiques. Chez ces mollusques, les métaux lourds s'accumulent dans des vésicules cellulaires associées aux membranes; ces vésicules s'apparentent à des lysosomes. A de fortes concentrations, l'activité lysosomal peut être perturbée, ce qui peut entraîner la libération d'hydrolases qui peuvent endommager ou détruire les cellules. A la limite, le taux de croissance des individus et leur fécondité seront affectés (Bayne et al, 1979).

Méthode d'analyse: - mesure du taux de croissance et de l'activité enzymatiques des tissus.

Avantages: - L'utilisation de la moule bleue comme bioindicateur de l'effet sous-létal des contaminants compléterait les études déjà faites sur la bioaccumulation de produits toxiques chez cette espèce. La moule de la bioaccumulation de produits nocifs, entre autres pour les métaux lourds.

Désavantages: Peu de désavantage si ce n'est le nombre réduit de méthodes utilisant cette espèce.

28. CHIRONOMIDES (larves)

Systématique: Embranchement des arthropodes, classe des insectes, superordre des endopterygota, ordre des diptères, famille des chironomides. Les chironomides, de l'ordre des dyptères, font partie d'une famille d'insecte aquatique contenant environ 120 genres et plus de 5000 espèces.

Cycle vital: Les adultes en général atteignent la maturité sexuelle peu après l'émergence. La femelle va pondre les oeufs peu après l'accouplement et meurt. Le mâle peut avoir plus d'une partenaire. Le nombre d'oeufs peut varier énormément selon l'espèce. Le développement larvaires peut prendre de 2 à 7 ans tandis que le stade pupal ne dure que quelques jours. Les adultes ne vivent de quelques heures à quelques jours selon les espèces et se tiennent au-dessus des cours d'eau et des marais.

Chaîne alimentaire: Les larves de chironomides se nourrissent en général de débris algueux et de diatomés. Elles sont la proie de certains crustacés (ex. crabes)

Mobilité: Chez certaines espèces les larves sont pélagiques mais pour la plupart de celles-ci on retrouve les larves dans les fonds intertidaux et sur le bord des rives. Elles sont très peu mobiles.

Distribution: A peu près partout le long de l'axe du Saint-Laurent.

Méthode d'échantillonnage: On récolte les larves avec des filets de 200m dans les fonds d'eau à faible courant le long des rives.

Sensibilité aux contaminants: Les larves de chironomides sont très sensibles à la présence de contaminants, entre autres aux métaux lourds et aux hydrocarbures. On note une incidence de difformités plus grande chez les larves de régions contaminées par ces produits, notamment dans certaines régions des Grands-Lacs et dans le haut Saint-Laurent (Warwick, 1988; Sloterdijk, communication personnelle).

Méthode d'analyse: Les larves de chironomides sont employées comme bioindicateurs du potentiel tératogène des contaminants (Warwick, 1985; Warwick, 1988).

Avantages: Les larves sont distribuées partout sur le réseau Saint-Laurent. Bons indicateurs de tératogénécité.

Désavantages: La méthode d'observation des larves et la classification est quelque peu fastidieuse et requiert des bonnes connaissances en entomologie. Il faut être capable d'identifier les espèces et de déterminer les types de difformités.

29. CHELYDRE SERPENTINE
(oeufs et jeunes)

Chelidra serpentina

Systématique: Embranchement des chordés, classe des reptiles, ordre des testudines, sous-ordre des cryptodirés, famille des chélydridés.

Chaîne alimentaire: Alimentation mixte. Consomme une grande variété de plantes et d'animaux, des insectes, des mollusques, des crustacés, des salamandres, des grenouilles, des reptiles, des petits mammifères, visons, rat musqué, poissons, cannetons. C'est aussi un charognard. Les oeufs de tortue serpentine sont la proie d'oiseaux tels le cormoran et de mammifères.

Cycle vital: La durée de vie des tortues serpentines peut atteindre jusqu'à 70 ans, dépendant des populations. La maturité sexuelle est atteinte entre 6 à 20 ans, selon les populations. L'accouplement a lieu d'avril à novembre. La ponte a lieu de juin à la mi-juillet. Les oeufs sont pondus sur la terre ferme à plusieurs km des rives. La femelle pond de 20 à 40 oeufs blancs et ronds. L'éclosion a lieu de la fin août au début octobre; si la température est trop froide, l'éclosion peut aller au printemps suivant.

Habitat: On retrouve des chélydres serpentines dans les étangs, les marécages, les lacs et rivières, les eaux riches en végétaux.

Distribution géographique: La chélydre serpentine est une espèce semi-aquatique d'eau douce très répandue au Canada au sud-est et au centre tout particulièrement. On retrouve la chélydre serpentine le long des rives du Saint-Laurent jusqu'aux environs de Portneuf. Leur répartition géographique est en pleine expansion le long du Saint-Laurent.

Mobilité: Chaque année, les femelles entreprennent un voyage sur la terre ferme de plusieurs km pour aller pondre. Elle sont surtout actives la nuit.

Méthode d'échantillonnage: Collecte des oeufs dans les nids.

Sensibilité: Une analyse des contaminants contenus dans les tissus de plusieurs espèces de tortue démontre que c'est la tortue serpentine qui en accumule le plus. Les principaux contaminants contenus dans les tissus de chelydre sont, par ordre décroissant: BPC, DDT et ses dérivés, dieldrine, mirex, lindane, Hg, Cd, Pb, As, Tetrachlorodibenzofuranes et 2, 3, 7, 8 tetrachlorodibenzo-p-dioxine (Bishop, 1987). Les oeufs peuvent contenir des BPC, DDT et dérivés, mirex, dieldrine, chlordane, hexachlorobenzene, endrine, transnonachlon, hexachlorocyclohexane (Bishop, 1987). Les contaminants chez les adultes sont concentrés dans les lipides, le foie, les reins, le cerveau et la chair. Les adultes sont résistants aux effets des contaminants, lesquels ont un impact surtout au niveau de leur reproduction, entre

autres du succès d'éclosion des oeufs et de l'incidence de difformités chez les embryons et les jeunes (Bishop, en préparation).

Méthode d'analyse: Succès d'éclosion et incidence de difformités chez les embryons et jeunes tortues.

Avantage: -Ces tortues ont un régime omnivore et accumulent donc de fortes concentrations d'organochlorés dans leurs tissus et les oeufs.

-Ces tortues possèdent une grande longévité et leur mode de vie est sédentaire. Elles semblent donc constituer des bons bioindicateurs des effets des contaminants sur une base régionale.

-Leur répartition géographique étant en pleine expansion le long du Saint-Laurent, ces tortues devraient donc être utiles dans le cadre d'un programme de biomonitoring du réseau Saint-Laurent.

Désavantage: Coût d'utilisation de la méthode pour l'analyse chimique des oeufs (voir à cet effet le rapport 1).

30. GOELAND ARGENTE
(oeufs et jeunes)

Larus argentus

Systématique: Embranchement des chordés, classe des oiseaux, ordre charadriiforme, famille laridae.

Chaîne alimentaire: Il est nécrophage, mange des déchets que les bateaux de pêcheurs rejettent à la mer, fréquente les dépotoirs et bouches d'égouts. Il mange du poisson d'eau douce ou d'eau salé, des invertébrés, d'autres espèces d'oiseaux (juvénile) et des baies sauvages.

Cycle vital: Niche en colonie très nombreuses, parfois avec d'autres espèces, par exemple les sternes et les cormorans. Très forte mobilité, 1 couple par années = 1 poussin, le nid est au sol, c'est une dépression tapissée de différents matériaux. 1\3 des poussins meurt moins d'un an plus tard, la 0+ pond 2 à 3 oeufs gris bleuâtre à brunâtre, l'incubation dure 26 à 28 jours. Au Québec niche de la mi-avril à la mi-mai.

Distribution géographique: Partout au Québec

Mobilité: Malgré le fait qu'il soit surnommé le Goeland des mers ils ne s'aventurent pas au large. Assez mobiles cependant.

Méthodes d'échantillonnage: Les oeufs et les jeunes sont échantillonnés (récolte manuelle).

Sensibilité aux contaminants: Le goéland peut accumuler de très grandes concentrations de contaminants organochlorés, de BPC, de HAP, Mirex, DDT et dérivés, furane, chlordanes et autres dans ses lipides et ses autres tissus. Les oeufs ont de fortes teneurs de ces contaminants; on a noté une corrélation entre la teneur en DDT et ses dérivés et l'épaisseur de la coquille des oeufs. Les contaminants ont une incidence sur le succès d'éclosion et l'incidence de difformités des embryons et des jeunes. De plus, on note une augmentation de l'activité de l'AHH, une MFO, dans le foie des embryons et des jeunes de régions fortement contaminées des Grands-Lacs (Mineau et. al., 1984; Boesma et. al., 1986). L'adulte est très résistant aux contaminants mais ceux-ci ont des répercussions sur sa fécondité, le succès d'éclosion des oeufs et donc son succès reproducteur est affecté.

Méthodes d'analyse: Dosage de l'activité des OFM dans le foie d'embryons et de jeunes. Mesure de l'épaisseur des oeufs par rapport à la teneur en contaminants. Succès d'éclosion et d'incidence de difformités des embryons et des jeunes.

Avantages: Espèce répandue sur tout le réseau Saint-Laurent. Très grande population. Son potentiel d'accumulation de contaminants et la sensibilité aux contaminants des oeufs et des jeunes en font une espèce bioindicatrice utile de l'effet des produits toxiques. On peut échantillonner les oeufs sans affecter les colonies.

Désavantages: La grande mobilité des adultes d'une région à une autre fait qu'on ne peut caractériser l'effet de la contamination d'une région en particulier en se servant de cette espèce.

31. CORMORAN A AIGRETTES
(oeufs et jeunes)

Phalacrocorax auritus

Systématique: Embranchement des chordés, classe des oiseaux, ordre Pélécaniformes, famille Phalacrocoracidae.

Chaîne alimentaire: Se nourrit de poissons et de crustacés.

Reproduction: Niche sur des falaises, rocher ou sommet de bâtonnets d'herbier et de fientes. Nichent en colonies. La femelle pond 4 oeufs qui vont éclore après 24 à 26 jours d'incubation. Au Québec, niche d'avril à août.

Distribution géographique: Présent dans presque toute l'Amérique du Nord, hiverne jusqu'au Belize. Migre lorsque l'endroit où il est ne peut plus lui fournir de nourriture.

Méthode d'échantillonnage: Oeufs et jeunes échantillonnés (capture manuelle).

Sensibilité aux contaminants: Ces oiseaux sont très sensibles aux contaminants. Les BPC, HAP, DDT et dérivés, les furanes, chlordanes, entre autres s'accumulent dans les tissus et ont une incidence sur l'épaisseur des oeufs, le succès d'éclosion, la fécondité, le taux de difformités des becs et des membres des embryons et des jeunes (Ross et Weseloh, soumis).

Méthode d'analyse: Mesure de l'épaisseur des oeufs, succès d'éclosion et incidence de difformités du bec et des membres chez les embryons et les jeunes.

Avantage: Espèce répandue sur tout le réseau Saint-Laurent, espèce très sensible aux contaminants, ce qui en fait un bon bioindicateur de l'effet des contaminants, facilité d'échantillonnage des nids.

Désavantages: Grande mobilité des individus, migration sur de longues distances. On ne peut caractériser l'effet de la contamination d'une région en particulier en se servant de cette espèce.

4.0 DISCUSSION ET RECOMMANDATIONS

En tenant compte des caractéristiques d'un bioindicateur idéal et en passant en revue les bioindicateurs fichés dans la section précédente, nous pouvons discuter de la pertinence d'utilisation de ces espèces dans le cadre d'un programme de biomonitoring sur le réseau Saint-Laurent. Cette discussion se fera en fonction des habitats des espèces (eau douce, eau salée, milieu semi-aquatique), du nombre de méthodes pour lesquelles ces espèces sont utilisées, de leur mode alimentaire et leur distribution géographique.

4.1 Analyse des espèces

4.1.1 Espèces d'eau douce

Les espèces du Saint-Laurent les plus utilisées pour des études de biomonitoring sont le meunier noir (Catostomus commersoni), la carpe (Cyprinus carpio), le crapet arlequin (Lepomis macrochirus), la perchaude (Perca flavescens) et le queue à tache noire (Notropis hudsonius).

Le meunier noir est un poisson benthivore largement utilisé comme bioindicateur dans les Grands Lacs, notamment pour l'observation de l'incidence de tumeurs dans la population, pour des études sur la fécondité et le succès reproducteur suite à l'exposition à des contaminants, et pour des dosages de l'ALAD et des métallothionéine (indicateurs de l'exposition au Pb et aux métaux en général, respectivement). Le meunier noir est en contact direct avec les sédiments contaminés de par son mode de nutrition, ils sont répandus dans les eaux douces du fleuve et les effets de différentes concentrations de contaminants sur cet organisme ont été largement étudiés. L'étude des populations de meunier noir serait donc utile afin de déterminer l'effet des contaminants accumulés dans les sédiments du fleuve par les organismes benthivores (Munkittrick et Dixon, sous presse).

La carpe est également une espèce se nourrissant d'animaux benthiques. Elle a été utilisée dans les Grands Lacs et le haut Saint-Laurent comme bioindicateur de la contamination au Pb et aux autres métaux lourds. Elle est assez répandue dans les eaux douces du fleuve jusqu'à Rivière-Ouelle en aval de Québec. La mobilité du meunier noir et de la carpe cependant en font des bioindicateurs de la contamination du fleuve sur une base générale et non localisée, ce qui

est un désavantage. Le crapet arlequin, une espèce distribuée dans les eaux douces en amont de Montréal, est très utilisée pour des études de biomonitoring; cependant, on peut s'interroger sur la pertinence de l'utilisation de 3 des 5 méthodes impliquant cette espèce. Il reste que cette espèce serait un bon bioindicateur de l'effet des contaminants sur le métabolisme (adénylates) et l'incidence de difformités des os et sur la composition des os. La perchaude et la queue à tache noire ont été utilisées ces dernières années pour étudier l'effet des contaminants sur la composition des os et le taux d'adénylates dans le muscle blanc axial. Des études sur l'effet des contaminants du fleuve sur l'activité des OFM seront effectuées d'ici les deux prochaines années (Sloterdijk, communication personnelle). L'utilisation des jeunes perchaudes et queues à tache noire de l'année comme bioindicateurs de l'accumulation à court terme de BPCs, HAPs, pesticides organochlorés et métaux lourds est très pertinente, d'autant plus que la faible mobilité des O^+ permet de déterminer les effets de cette accumulation sur une base locale (Guay, Dandurand et Sloterdijk, 1986). De plus, leurs distributions géographiques respectives se recoupent, la perchaude allant jusqu'aux environs de Québec et la queue à tache noire se retrouvant jusque dans la région de Trois-Rivières.

D'autres espèces d'eau douce intéressantes à utiliser comme bioindicateurs seraient le méné émeraude (Notropis atherinoides) et le méné tête-de-boule (Pimophales promelas). Les jeunes de méné émeraude sont peu mobiles et seraient de bon bioindicateurs de la contamination sur une base locale à court terme; ils sont (ou seront) notamment utilisés pour déterminer l'effet des polluants sur les os et sur l'activité des OFM du foie. Le méné tête-de-boule est régulièrement utilisé pour étudier l'effet des contaminants sur la croissance et la fécondité des poissons, le succès de fertilisation, la survie des oeufs et l'incidence de difformités larvaires. Le USEPA utilise cette espèce pour des tests statiques d'incubation des oeufs et d'éclosion de 8 jours (USEPA, 1987). Cette espèce est en outre facile à garder en laboratoire et se prête bien à ce genre de tests.

Certaines espèces peuvent se retrouver en eau douce mais aussi dans les eaux saumâtres. L'omble de fontaine (Salvelinus fontinalis) est distribuée tout le long du réseau Saint-Laurent. C'est une espèce piscivore qui est sensible aux contaminants. Elle serait un bon bioindicateur notamment pour le dosage de l'activité des OFM du foie et pour des études sur la croissance et la fécondité des poissons par rapport à la présence de

contaminants. Le bar-perche (Roccus americana), que l'on retrouve à l'occasion dans le golfe Saint-Laurent mais surtout dans les eaux douces entre Québec et Montréal a été utilisé comme bioindicateur de la contamination au plomb (dosage de l'ALAD) dans les Grands Lacs et le haut Saint-Laurent. Le poulamon atlantique (Microgadus tomcod) est retrouvé un peu partout dans le réseau du Saint-Laurent. La mobilité des individus est relativement faible, notamment dans la région de Saint-Anne-de-la-Pérade. Cette espèce serait utilisée comme bioindicateur de l'incidence de tumeurs et de difformités suite à l'exposition aux contaminants sur une base régionale. Enfin, l'épinoche à trois épines (Gasterosteus aculeatus) est assez répandue dans les eaux douces et saumâtres du Saint-Laurent. Cette espèce a une durée de vie assez courte (3 ans max.), ce qui en ferait un bon bioindicateur de l'effet des contaminants à court terme.

On pourrait notamment l'utiliser pour des études sur la croissance et la fécondité des poissons, sur le succès de fécondation et l'incidence de difformités chez les alevins.

4.1.2 Espèces d'eau salée

Chez les espèces d'eau salée, le choquemort (Fundulus heteroclitus) est un des bioindicateurs les plus utilisés pour étudier l'effet des contaminants. Il est employé pour le dosage des OFM hépatiques, de la charge en adénylates dans le muscle blanc axial et pour des études sur le succès de fertilisation et l'incidence de difformités larvaires. Il est largement distribué dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent, est relativement facile à capturer dans les hauts fonds et zones de marées et est facile à garder en laboratoire. Beaucoup d'études antérieures sur la physiologie des poissons se sont effectuées sur cette espèce et celle-ci est donc bien connue. La plie rouge (Pseudopleuronectes americanus) serait également un bon bioindicateur à utiliser, notamment pour le dosage des OFM du foie et des adénylates du muscle blanc. C'est une espèce relativement sédentaire, ce qui permet de déterminer les effets locaux des contaminants et est assez répandue le long des rives du golfe du Saint-Laurent et de l'estuaire. La morue (Gadus morhua), que l'on retrouve dans l'estuaire à partir de la région de Kamouraska, est une espèce piscivore utilisée pour le dosage des OFM hépatiques. Le hareng (Clupea harengus) que l'on retrouve dans l'estuaire et le golfe, serait utilisable pour des études sur le succès de fertilisation, la

survie des larves et l'incidence de difformités larvaires.

La crevette grise (Crangon septemspinosus) serait également un bon bioindicateur de l'effet des contaminants. Elle est utilisée notamment pour le dosage des OFM (corps total). On la retrouve dans le Golfe Saint-Laurent et dans l'estuaire maritime.

Les polychètes marins de la famille des néréidés (Nereis sp.) seraient des bioindicateurs de l'effet des contaminants contenus dans les sédiments. Ils ont été utilisés pour le dosage des OFM du corps total et sont distribués un peu partout dans l'estuaire et le golfe.

4.1.3. Espèces semi-aquatiques

Chez les oiseaux deux espèces sont largement utilisées comme bioindicateurs de l'effet des polluants. Il s'agit du goéland argenté (Larus argentatus) et le cormoran à double crête (Phalacrocorax auritus). L'effet des contaminants sur la reproduction de ces espèces, sur le succès d'éclosion, l'épaisseur des coquilles d'oeuf et sur l'incidence de difformités chez les embryons et les jeunes a été étudiée dans les populations des Grands Lacs. Comme ces espèces se retrouvent tout le long du réseau Saint-Laurent et qu'elles sont des prédateurs d'espèces de poissons du fleuve, elles seraient importantes à utiliser comme bioindicateurs de l'effet de l'accumulation de contaminants chez des espèces du haut de la chaîne alimentaire. Dans le même ordre d'idée, la chelydre serpentine (Chelydra serpentina) serait également une espèce intéressante à utiliser comme bioindicateur de l'effet des contaminants sur le succès reproducteur (oeufs). La distribution géographique de cette espèce de tortue est en pleine expansion le long du Saint-Laurent et la sensibilité aux contaminants (BPC, HAP; organochlorés, DDT et dérivés, etc.) des adultes, des oeufs et des jeunes a été étudiée chez les populations des Grands Lacs.

4.2 Recommandations

Suite à l'analyse critique des espèces aquatiques et semi-aquatiques répertoriées, nous recommandons l'utilisation des espèces suivantes comme bioindicateurs de l'effet sous-létal des contaminants dans le réseau Saint-Laurent.

1- Bioindicateurs d'eau douce

- .le meunier noir (Catostomus commersoni)
adulte-oeufs larves
- .la perchaude (Perca flavescens) O⁺
- .le queue à tache noire (Notropis hudsonius) O⁺
- .la carpe allemande (Cyprinus carpo) adulte
- .le méné tête-de-boule (Pimophales promelas)
adulte-oeufs larves
- .le méné émeraude (Notropis atherinoides) O⁺
- .le crapet arlequin (Lepomis macrochirus)
adultes

2- Bioindicateurs d'eau douce et d'eau salée

- .l'omble de fontaine (Salvelinus fontinalis)
adultes-oeufs-larves
- .le bar-perche (Roccus americana) adultes
- .le poulamon atlantique (Microgadus tomcod)
adultes-O⁺
- .l'épinoche à trois épines (Gasterosteus aculeatus) adultes-oeufs-larves

3- Bioindicateurs d'eau salée

- .le choquemort (Fundulus heteroclitus) adultes-
oeufs-larves
- .la plie rouge (Pseudopleuronectes americanus)
adulte
- .la morue (Gadus morhua) adultes
- .le hareng (Clupea harengus) adultes-oeufs-
larves
- .la crevette grise (Crangon septemspinosus)
adulte
- .le ver de sable (Nereis sp.) adulte

4- Espèces semi-aquatiques

- .le goéland argenté (Larus argentatus) oeufs et
jeunes
- .le cormoran à double crête (Phalacrocorax auritus) oeufs et jeunes
- .la chélydre serpentine (Chelydra serpentina)
oeufs et jeunes

D'autres espèces d'eau douce et d'eau salée pourraient être utilisées de façon secondaire: le barbeau de rivière (Ictalurus punctatus), le bar rayé (Morone saxatilis), la truite brune (Salma trutta), le grand corégone (Coregonus clupeaformis), le mené à nageoires rouges (Notropis cornutus) et les chironomidés (insectes aquatiques).

L'utilisation de l'ensemble de ces bioindicateurs couvrirait, de par la distribution géographique des espèces et leurs caractéristiques respectives, les effets des contaminants des habitats aquatiques et semi-aquatiques du réseau Saint-Laurent. La sensibilité des espèces choisies couvrirait l'ensemble des contaminants prioritaires et ces bioindicateurs seraient utilisables aux 3 niveaux de méthodes recommandées (voir rapport 1). Les modes d'échantillonnage de ces espèces sont connues et il serait réaliste d'établir un programme de biomonitoring le long du réseau Saint-Laurent avec ces bioindicateurs.

Partie 3

Scénario général d'échantillonnage et d'analyse

SCENARIO GENERAL D'ECHANTILLONNAGE ET D'ANALYSE

La partie 1 du présent document se conclue par des recommandations portant sur les méthodes d'analyse des effets sous-létaux des contaminants sur les organismes aquatiques. La partie 2, pour sa part, identifie les espèces d'eau douce, d'eau salée et semi-aquatique se prêtant le mieux aux méthodes répertoriées. Dans cette troisième section nous utiliserons conjointement les recommandations des deux premières parties pour proposer une (ou des) combinaison(s) méthode(s)-espèce(s) se prêtant le mieux à un programme de monitoring dans le réseau Saint-Laurent.

Il s'agit plus ici d'établir la base et les lignes directrices d'un scénario d'échantillonnage que de préciser le détail d'un tel programme. Cet aspect relève plutôt des gestionnaires des ministères concernés.

Nous avons donc retenu les méthodes et les espèces rencontrant le mieux certains critères que nous avons jugés nécessaires. Ce sont:

- a) pour les méthodes
 - souplesse et facilité d'emploi sur le terrain et au laboratoire
 - valeur scientifique reconnue
 - précision et fiabilité des résultats
- b) pour les espèces
 - possibilité d'emploi dans le cadre des méthodes retenues
 - abondance de l'espèce
 - distribution de l'espèce
 - niveau de sédentarité des individus
 - facilité de capture.

Les méthodes semblant les plus fiables sont les méthodes biochimiques et plus particulièrement le dosage de l'activité des OFM (méthode #1), le dosage de l'activité de l'ALAD (méthode #2) et le dosage des métallothionéines (méthode #7). Cette combinaison de méthodes permet de couvrir une gamme assez large de contaminants parmi ceux jugés prioritaires:

- . OFM, réponse générale aux contaminants mais plus particulièrement aux contaminants organiques
- . ALAD, réponse spécifique au Pb.
- . Métallothionéines, réponse générale aux métaux lourds et particulièrement au Cu, Zn, Cd.

Toutes trois présentent une bonne corrélation entre la concentration en contaminants et celle du produit dosé (OFM, ALAD ou métallothionéine). Ajoutons aussi que la méthode des OFM et de la métallothionéine fera l'objet de projets-pilotes par Environnement Canada dans le tronçon fluvial du Saint-Laurent.

Les analyses biochimiques pourraient être jumelées à l'observation de l'incidence de lésions et de tumeurs (méthode #9). Il serait en effet facile de procéder aux observations requises avant de prélever les tissus nécessaires aux analyses biochimiques. Cette méthode permet d'évaluer sommairement " l'état de santé " de la population échantillonnée.

Les méthodes biochimiques retenues requièrent l'utilisation du foie ou du sang des poissons sans réelle exigence en ce qui concerne l'espèce. Le choix des espèces à utiliser s'est donc basé principalement sur la distribution géographique des populations, de façon à couvrir tout le réseau Saint-Laurent avec un minimum d'espèce, et aussi sur l'abondance des populations. Nous avons également favorisé les espèces relativement sédentaires.

Les espèces retenues sont:

- . la perchaude
- . l'épinoche à trois épines
- . le choquemort et/ou la plie rouge.

Cette combinaison d'espèce se prête bien aux méthodes retenues et couvrent l'ensemble du réseau Saint-Laurent tout en assurant une superposition de distribution eau douce/eau salée grâce à l'emploi de l'épinoche. On peut sommairement décrire la distribution de ces espèces dans le réseau Saint-Laurent de la façon suivante:

perchaude:	de Cornwall à Québec
épinoche: à trois épines	de Cornwall aux Iles-de-la-Madeleine
choquemort:	de l'estuaire moyen aux Iles-de-la-Madeleine
plie rouge:	de Trois-Pistoles aux Iles-de-la-Madeleine

Notons que la perchaude, l'épinoche et la plie rouge sont des espèces fréquemment utilisées lors de travaux de physiologie animale et de monitoring des contaminants. La comparaison avec les travaux d'autres équipes canadiennes et américaines en sera facilitée. Toutes ces espèces peuvent être facilement capturées en milieu côtier avec des engins de pêche conventionnels tels: verveux, seine de plage, filet maillant.

Il appartiendra au gestionnaire de préciser la localisation exacte des stations d'échantillonnage. A priori nous suggérons de prévoir une douzaine de stations de façon à bien couvrir le réseau Saint-Laurent.

Fleuve:	4 stations
Estuaire moyen:	4 stations
Estuaire maritime: et Golfe	4 stations

Il importe également d'avoir une couverture temporelle adéquate pour être en mesure d'observer les variations saisonnières et annuelles. Nous suggérons un échantillonnage au 2 mois (ce qui représente 5 échantillonnages par année compte tenu de la présence des glaces). Cette grille temporelle permettra de couvrir les concentrations maximums de contaminants dans les organismes observés en période hivernales/printanières et minimum en période estivales/automnales (Cossa, comm. pers.).

Ces grandes lignes d'un plan d'échantillonnage devront être précisées en fonction des autres programmes mis en branle dans le réseau Saint-Laurent.

Organisation sommaire d'un programme de monitoring
des effets sous-létaux des contaminants.

Région	Méthodes	Espèces
Tronçon fluvial (jusqu'à Québec)	OMF ALAD Métallothionéines	perchaude épinoche 3 épines
Estuaire moyen	OMF ALAD Métallothionéines	épinoche 3 épines choquemort plie rouge
Estuaire maritime et Golfe	OMF ALAD Métallothionéines	épinoche 3 épines choquemort plie rouge

1

2

3

4

5

6

7

8

9

10

11

12

13

14

15

16

17

18

19

20

BIBLIOGRAPHIE

ADELMAN, I.R. 1980. Uptake of C-Glycine by scales as an index of fish growth: effect of fish acclimation temperature. Trans. Am. Fish. Soc. 109: 187-194.

BENGTSSON, B.E. 1974. Vertebral damage to minnows *Phoxinus* exposed to zinc. OIKOS 25: 134-139.

BISHOP, C.A. 1986-1988. Biological effects of contaminants on common snapping turtles in the great lakes. Submitted

BISHOP, C.A. 1987. An investigation of the value of the common snapping turtles, (*Chelydra serpentina*) as a biomonitor of organochlorine contamination in wetland habitats. Aquatic Ecology Division National Water Research Institute Environment Canada. Control no. AED51, 16 p.

BLACKSTOCK, J., P.J. JOHANNESSEN and T.H. PEARSON. 1986. Use of a sensitive indicator species in the assessment of biological effects of sewage disposal in fjords near Bergen, Norway. Mar. Biol. 93: 315-322.

BLAISE, C., B. TROTTIER, R.V. COILLIE et P. COUTURE. 1986. Evaluation de la toxicité sublétales des effluents industriels vis-à-vis du poisson en mesurant l'ATP du muscle squelettique. Wat. Poll. Res. J. Canada. 21(1): 71-90.

BLAISE, C., G. SERGY, P. WELLS, N. BERMINGHAM, R. VANCOILLIE 1988. Biological testing-development: application and trends in Canadian environmental protection laboratories. Tox. Assess. 3: 385-406.

BLAISE, C., P. COUTURE. 1984. Détection à l'aide d'un bioessai (*Selenastrum capricornutum*) des répercussions d'un rejet minier sur l'environnement aquatique: toxicité ou enrichissement en substance essentielle. Hydrobiol. 114 : 39-50.

BLAISE, C., R. LEGAULT, N. BERMINGHAM, R. VAN COILLIE, and P. VASSEUR. 1986. A simple microplate algal assay technique for aquatic assessment. Tox. Assess. 1: 261-281.

BLAISE, C., R. VAN COILLIE, N. BERMINGHAM et G. COULOMBE. 1987. Comparaison des réponses toxiques de trois indicateurs biologiques (bactéries, algues, poissons) exposés à des effluents de fabriques de pâtes et papiers. Revue Internationale des sciences de l'eau. Vol. 3, no 1, février 1987, pp.9-17.

BOERSMA, D.C., J.A. ELLENTON and A. YAGMINAS. 1986. Investigation of the hepatic mixed function oxidase system in herring gull embryos in relation to environmental contaminants. Environm. Toxicol. Chem. 5: 309-318.

BOUCK, R.G. 1984. Physiological responses of fish: problems and progress toward use in environmental monitoring. Contaminants Effects on Fisheries, V.W. Cairns, P.V. Hodson and J.O. Nriagu eds., John Wiley and Sons, New York, Adv. Environm. Sci. Technol. 16: 60-71.

BROWN, R.E., J.J. HAZDRA, L. KEITH, I. GREENSPAN, J.B.G. KWAPINSKI, and P. BEAMER. 1973. Frequency of fish tumors found in a polluted watershed as compared to nonpolluted Canadian waters. Cancer Res. 13: 189-198.

BULICH, A.A., M.W. GREENE and D. L. ISENBURG. 1981. Reliability of the bacterial luminescence assay for determination of the toxicity of pure compounds and complex effluents. Aquatic Toxicology and Hazard Assessment : Fourth Conference, D.R. Branson and K.L. Dickson eds., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, ASTM STP 737: 338-347.

CARLSON, R.W., and R.A. DRUMMOND. 1977. Fish cough response, a method for evaluating quality of treated complex effluents. Water Res. 12:1-6.

CARR, R.S. and J.E. NEFF. 1981. Biochemical indices of stress in the sandworm (*Neanthes virens* (Sars)). 1. Responses to pentachlorophenol. Aquat. Toxicol. 1.:313-327.

CARR, R.S. and J.E. NEFF. 1982. Biochemical indices of stress in the sandworm (*Neanthes virens* (Sars)). 2. Sublethal responses to cadmium. Aquat. Toxicol. 2.:319-333.

CLARK, T.P., R.J. NORSTROM, G.A. FOX, and H.T. WON. 1987. Dynamics of organochlorine compounds in herring gulls (*Larus argentatus*): 2. A two-compartment model and data for ten compounds. Environm. Toxicol. Chem. 6 : 547-559.

COUTURE, P., C. THELLEN and P.-A. THOMPSON. Phytoplankton recovery responses at the population and community levels in a hazard and risk assessment study. INRS-EAU, Ministère de l'Environnement du Québec.

COUTURE, P., C. THELLEN, P.A. THOMPSON, and J.C. AUCLAIR. 1987. Structure and function of phytoplanktonic and microbial communities relation to industrial wastewater discharge : an ecotoxicological approach on a lotic system. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques. 44 (1): 167- 175.

COUTURE, P., S.A. VISSER, R.V. COILLIE and C. BLAISE. 1985. Algal bioassays : their significance in monitoring water quality with respect to nutrients and toxicants. Schweiz. Z. Hydrol. 47 (2):128-158.

COUTURE, P., V. COILLIE, R. CAMPBELL, P.G.C. et THELLEN, C. 1981. Le phytoplancton, un réactif biologique sensible pour détecter rapidement la présence de toxiques. INSERM.106: 255-272.

DESILETS, L., D. BERRYMAN, R. KWIATKOWSKI, F. RICHARD, R.VANCOILLIE, and C. THELLEN. 1988. Inventaire illustratif des méthodes utilisées dans le bassin versant des grands lacs et du St-Laurent pour le suivi des substances toxiques dans le milieu aquatique. Environnement Canada, Ministère de l'environnement du Québec.

DINNEL, A.P., J.M. LINK and Q.J. STOBBER. 1987. Improved methodology for sea urchin sperm cell bioassay for marine water. -SOURCE- Arch. Environ. Contam. Toxicol.16: 22-33.

DINNEL, P.A., Q.J. STOBBER, S.C. CRUMLET, and R.E. NAKATANI. 1982. Development of a sperm cell toxicity test for marine water. Aquatic toxicology and hazard assessment : Fifth conference, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, ASTM STP 766: 82-98.

DIXON, D.G., C.E.A. HILL, P.V. HODSON, E.J. KEMPE and K.L.E. KAISER 1985 Plasma leucine aminonaphthylamidase as an indicator of acute sublethal toxicant stress in rainbow trout. Environ. Toxicol. Chem. 4: 789-796.

DIXON, D.G., P.V. HODSON and K.L.E. KAISER 1983 The use of rapid biochemical indicators of toxicant stress to generate biological data bases for QSAR. QSAR in Environmental Toxicology, edited by K.L.E. Kaiser, D. Reidel Publ. Co., pp. 67-73

DIXON, D.G., P.V. HODSON and K.L.E. KAISER 1987 Serum sorbitol dehydrogenase as an indicator of chemically induced liver damage in rainbow trout. Environm. Toxicol. Chem. 6: 685-696.

DUNCAN, F.A.W. and E.M. NEIL 1987 Improving aquatic environmental impact assessment in Canada: a northern case study. Water Poll. Res. J. Can. 22 (4): 545-559.

FISHER, J.W., C.B. HARRAH, R. D'ALLESSANDRIS, G.T. COLLINS, L.A. MUHIC, J.F. UMINA, R.E. BLANCHARD and E.L. KLOSTERMAN 1982 A monitoring technique for assessing effects of pollutants on fish activity. Aquatic Toxicology and Hazard Assessment: Fifth Conference, J.G. Pearson, R.B. Foster and W.E. Bishop, eds., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, ASTM STP 766: 196-205.

GEIGER, J.G., A.L. BUIKEMA Jr. and J. CAIRNS Jr. 1980 A tentative seven-day test for predicting effects of stress on populations of *Daphnia pulex*. Aquatic Toxicology, J.G. Eaton, P.R. Parrish and A.C. Hendricks eds., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, ASTM STP 707: 13-26.

GIDDINGS, J.M., P.J. FRANCO, S.M. BARTELL, R.M. CUSHMAN, S.E. HERBES, L.A. HOOK, J.D. NEWBOLD, G.R. SOUTHWORTH and A.J. STEWART 1985 Effects of contaminants on aquatic ecosystems: experiments with micro- cosms and outdoor ponds. Environmental Sciences Division (USEPA), publication no. 2381.

GILANI, S.H. and M. CHATZINOFF 1980 Aluminum poisoning and chick embryogenesis. Env. Res. 24: 1-5.

GILBERTSON, M., J.E. ELLIOT, D.B. PEAKALL 1987 Seabirds as indicators of marine pollution. ICBP Technical Publication No.6: 231-247.

GILES, M.A. and D. KLAPRAT 1981 Essai sur l'oxygène résiduel: méthode rapide pour évaluer la toxicité létale aigue des contaminants Essais de toxicité pour organismes d'eau douce, E. Scherrer, ed. Publication spéciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques no. 44F, ministère Pêches et Océans Canada.

GOOLISH, E.M. and I.R. ADELMAN. 1983. C-Glycine uptake by fish scales: refinement of a growth index and effects of a protein-synthesis inhibitor. Trans. Am. Fish. Soc. 112: 647-652.

GORDON, R.M. and D.J. MCLEAY. 1977. Sealed-jar bioassays for pulpmill effluent toxicity: effects of fish species and temperature. J. Fish. Res. Board Can. 34: 1389-1396.

GOULD, R.W., R. ANTIPA and D.F. AMEND. 1979. Immersion vaccination of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) with tow pathogenic strains of *Vibrio anguillarum*. J. Fish. Res. Board Can. 36: 222-225.

GRAY, R.H., D.D. DAUBLE, and J.R. SKALSKI. 1985. Use of ecotoxicological and avoidance data to assess effects of hazardous materials on fish. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1369: 321-335.

GROBERG, W.J. Jr., R.H. MCCOY, K.S. PILCHER, and J.L. FRYER. 1978. Relation of water temperature to infections of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*), chinook salmon (*O. tsawyscha*), and steelhead trout (*Salmo gairdneri*) with *Aeromonus salmonicida* and *Aeromonus hydrophila*. J. Fish. Res. Board Can. 35: 1-7

Hall, L.W.Jr., A.E. PINKNEY, L.O. HORSEMAN. 1985. Mortality of striped bass larvae in relation to contaminants and water quality in a Chesapeake Bay tributary. Trans. Am. Fish. Soc. 114: 861-868.

HAMILTON, S.J., and P.M. MEHRLE. 1986. Metallothionein in fish: review of its importance in assessing from metal contaminants. Trans. Am. Fish. Soc. 115: 596-609.

HAMILTON, S.J., P.M. MEHRLE, F.L. MAYER, and J.R. JONES. 1981. Method to evaluate mechanical properties of bone in fish. Trans. Am. Fish. Soc. 110: 708-717.

HARWOOD, M., C. BLAISE, and P. COUTURE. Algal interactions with the genotoxic activity of selected chemicals and complex liquid samples. Aquatic Toxicology, in press.

HATTINGH, J. 1975. Blood sugar as an indicator of stress in freshwater fish, (*Labeo capensis* (Smith)). J. Fish. Biol. 10: 191-195.

HAUX, C., A. LARSSON, G. LITHNER, and M.L. SJOBECK. 1986. A field study of physiological effects on fish in lead contaminated lakes. Environm. Toxicol. Chem. 5: 283-288.

HAYA, K., and B.A. WAIWOOD. 1981. Adenylate energy charge and ATPase activity: potential biochemical indicators of sublethal effects caused by pollutants in aquatic animals. Aquatic Toxicology, J.O. Nriagu ed., John Wiley and Sons, New York, Adv. Environm. Sci. Tech. 13: 306-333.

HODSON, P.V. 1986 Water quality criteria and the need for biochemical monitoring of contaminant effects on aquatic ecosystems. Water Quality Management: Freshwater Ecotoxicity in Australia, B. Tihart, ed., Water Studies Centre, Chisholm Institute of Technology, Melbourne, Australia, pp. 7-21.

HODSON, P.V., B.R. BLUNT and D.J. SPRY 1978 Chronic toxicity of water-borne and dietary lead to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in Lake Ontario water. Water Res. 12: 869-878.

HODSON, P.V., B.R. BLUNT and D.M. WHITTLE 1983 Suitability of a biochemical method for assessing the exposure of feral fish to lead. Aquatic Toxicology and Hazard Assessment: Sixth Conference, W.E. Bishop, R.D. Cardwell, B.B. Heidolph eds., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, ASTM STP 802: 389-405.

HODSON, P.V., B.R. BLUNT and D.M. WHITTLE 1984 Monitoring lead exposure of fish. Contaminants Effects on Fisheries, V.W. Cairns, P.V. Hodson and J.O. Nriagu eds., John Wiley and Sons, New York, Adv. Environm. Sci. Technol. 16: 87-113.

HODSON, P.V., D.G.DIXON and K.L.E. KAISER 1984 Lethal dose versus lethal concentration as indicator of contaminant toxicity to fish. QSAR in Environmental Toxicology, K.L.E. Kaiser ed., D. Reiddel Publishing Co., pp. 179-187.

HODSON, P.V., D.G. DIXON, J.F. KLAVERKLAMP, K.M. LLOYD and J.R. ROBERTS 1985 The role of biochemical indicators in the assessment of aquatic ecosystem health: Their development and validation. Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality, NRCC no. 24371, pp. 33-119.

HOLDWAY, D.A., E.J. KEMPE and D.G. DIXON. 1987. Acute toxicity of methoxychlor to larval white sucker (*Catostomus commersoni*) as modified by age, food, availability, and egg preexposure. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 227-232.

HUNN B.J. 1988. Field assessment of the effects of contaminants on fishes. Biol. Rep. 88: (19), 20 p.

JAMES, M.O., and J.R. BEND. 1980. Polycyclic Aromatic Hydrocarbon induction of Cytochrome p 450 dependent mixed function oxidases in marine fish. Toxicol. Appl. Pharmacol. 54: 117-133.

JOUBERT, G. 1983. Detailed method for quantitative toxicity measurements using the green algae (*Selenastrum capricornutum*). Aquatic Toxicology, J.O. Nriagu ed., John Wiley and Sons, Adv. Env. Sci. Technol. 13: 467-485.

KANIA, H.J., and J. O' HARA. 1970. Behavioral alterations in a simple predator-prey system due to sublethal exposure to mercury. Trans. Am. Fish. Soc. 103 (1): 134-136.

KUBIAK, T.J., H.J. HARRIS, L.M. SMITH, T.R. SCHWARTZ, D.L. STARLLING, J.A. TRICK, L. SILEOT, D.E. DOCHERTY and T.C. ERDMAN. 1983. Microcontaminants and reproductive impairment of the Forster's tern on Green Bay, Lake Michigan. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 18, 000-000.

KUMAR, S. and S.C. PANT. 1985. Renal pathology in fish (*Puntius conchoni* (Ham.)) following exposure to acutely lethal and sublethal concentrations of monocrotophos. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 35: 228-233.

LARSSON, A., B.E. BENGTSSON and O. SVANBERG. 1976. Some haematological and biochemical effects of cadmium on fish. Effects of pollutants on aquatic organisms, A.P.M. Lockwood editor, Cambridge University Press, London, pp. 35-46.

LEE, R.F. 1988 Possible linkages between mixed function oxygenase systems, steroid metabolism, reproduction, molting and pollution in aquatic animals. Toxic Contaminants and Ecosystem Health: a Great Lakes Focus, M.S. Evans eds., John Wiley and Sons, New York, Adv. Environm. Sci. Tech. 21: 200- 213.

LEONHARD, S.L. 1981. Effets sur la survie, la croissance et la reproduction chez (*Daphnia magna*). Essais de toxicité pour organismes d'eau douce, Publication spéciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques no. 44 F, Min. Pêches et Océans.

LOCKART L.W. and D.A. METNER. 1984 Fish serum chemistry as a pathology tool. Contaminants effects on fisheries, V.W. Cairns, D.V. Hodson and J.O. Nriagu (eds), John Wiley and Sons, New York, Adv. Environm. Sci. Technol. 16: 73-85.

LORZ H.W. and B.P. MCPHERSON. 1976. Effects of copper or zinc in fresh water on the adaptation to sea water and ATPase activity, and the effects of copper on migratory disposition of coho salmon (*Oncorhynchus kitsutch*) J. Fish. Res. Board Can. 33: 2023-2030.

LUXON, P.L. P.V. HODSON and U. BORGMANN. 1987. Hepatic aryl hydrocarbon hydroxylase activity of lake trout (*Salvelinus namaycush*) as an indicator of organic pollution. Environm. Toxicol. Chem. 6: 649-657.

MACDONALD, W.A. 1981. Essai pour les stades embryonnaires et larvaires des poissons. Essais de toxicité pour organismes d'eau douces . Publications spéciales canadiennes des sciences halieutiques et aquatiques 44F, Min. Peches et Océans.

MAJEWSKI, H.S., J.F. KLAVERKAMP et M.A. GILES. 1981. Essai pour les fonctions cardiovasculaire et respiratoire chez les poissons. Essais de toxicité pour organismes d'eau douces . Publication spéciales canadiennes des sciences halieutiques et aquatiques 44 F. Min. Peches et Océans.

MCCARTER, J.A. and M.ROCH. 1984. Chronic exposure of coho salmon to sublethal concentration of copper III. Kinetics of metabolism of metallothionein. Comp. Biochem. Physiol. 77C: 83-87.

MCLEAY, D.J. 1975. Sensitivity of blood cell in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kitsutch*) to stressors including sublethal concentrations of pulpmill effluent and zinc. J. Fish. Res. Board Can. 32 (12): 2357-2363.

MCLEAY, D.J. 1977. Development of a blood sugar bioassay for rapidly measuring stressful levels of pulpmill effluent to salmonid fish. J. Fish. Board Can. 34: 477-485.

MEHRLE, P.M., T.A. HAINES, S. HAMILTON, J.L. LUDKE, F.L. MAYER, and M.A. RIBICK. 1982. Relationship between body contamination and bone development in east-coast striped bass. Trans. Am. Fish. Soc. 111: 231-241.

MELANCON, M.J., R.L. BINDER, and J.J. LECH. 1988. Environmental induction of monooxygenase activity in fish. Toxic contaminants and ecosystem health: a Great Lakes focus, M.S. Evans ed., John Wiley and Sons, New York, Adv. Environm. Sci. Technol. 21: 215-235.

METCALFE, C.D., R.A. SONSTEGARD, and M.A. QUILLIAM. 1985. Genotoxic activity of particulate material in petroleum refinery effluents. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 35:240-248.

MINEAU, P., G.A. FOX, R.J. NORSTROM, D.V. WESELOH, D.J. HALLETT, and J.A. ELLENTON. 1984. Using the herring gull to monitor levels and effects of organochlorine contamination in the Canadian Great Lakes. Contaminants Effects on Fisheries, V.W. Cairns, P.V. Hodson and J.O. Nriagu eds., John Wiley and Sons, New York, Adv. Environm. Sci. Technol. 16: 426-451.

MONOD, G., A. DEVAUX, and J.L. LECH. 1987. Characterization of some monooxygenase activities and solubilization of hepatic cytochrome P-450 in two species of freshwater fish, the nase (*Chondrostoma nasus*) and the roach (*Rutilus rutilus*). Comp. Biochem. Physiol. 88 C (1): 83-89.

MONOD, G., A. DEVAUX, and J.L. RIVIERE. 1988. Effects of chemical pollution on the activities of hepatic xenobiotic metabolizing enzymes in fish from the river Rhone. Sci. Total Env. :189-201.

MOODY, R.P., P. WEINBERGER, and R. GREENHALGH. 1980. Algal fluorometric determination of the potential phytotoxicity of environmental pollutants. Aquatic toxicology, J.O. Nriagu ed., John Wiley and Sons, New York, Adv. Environm. Sci. Tech. 13: 504-511.

MORGAN, J.D., G.A. VIGIERS, P.G. NIX, and J.M. PARK. 1987. Determination of hydrocarbon uptake and effects on Macenzie river fishes using bile analysis. Water Poll. J. Can. 22 (4) : 603-616.

MOUNT, D.I. Ambient toxicity to assess biological impact. Toxic Contaminants and Ecosystem Health: a Great Lakes Focus, M.S. Evans ed., John Wiley and Sons, New York, Adv. Environm. Sci. Technol. 21: 237-244.

MUNKITTRICK, K.R. and D.G. DIXON. A holistic approach to ecosystem health assessment using fish population characteristics. Hydrobiologia, sous presse, 36 p.

MUNKITTRICK, K.R. and D.G. DIXON. 1988. Evidence for a maternal yolk factor associated with increased tolerance and resistance of feral white sucker (*Catostomus commersoni*) to waterborne copper. *Ecotoxicol. Environm. Safety* 15: 7-20.

MUNKITTRICK, K.R., and D.G. DIXON. 1988. Growth, fecundity, and energy stores of white sucker (*Catostomus commersoni*) from lakes containing elevated levels of copper or zinc. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1355-1365.

MUNKITTRICK, K.R. and D.G. DIXON. 1988. The use of white sucker (*Catostomus commersoni*) populations to assess the health of aquatic ecosystems exposed to low-level contaminant stress. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 000-000.

NEISH, G.A. 1976. Observations on saprolegniasis of adult sockeye salmon, (*Oncorhynchus nerka* (Walbaum)). *J. Fish Biol.* 10: 513-522.

PART, P., and O. SVANBERG. 1981. Uptake of cadmium in perfused rainbow trout (*Salmo gairdneri*) gills. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 917-924.

PASSINO, D.R.M. 1984. Biochemical indicators of stress in fish: an overview. Contaminant effects on fisheries, V.W. Cairns, P.V. Hodson, J.O. Nriagu eds., John Wiley and Sons, New York, *Adv. Environm. Sci. Technol.* 16: 36-50.

PAYNE, J.F., L.L. FRANCEY, A.D. RAHIMTULA, and E.L. PORTER. 1978. Review and perspective on the use of mixed-function oxygenase enzymes in biological monitoring. *Comp. Biochem. Physiol.* 86 C (2): 233-245.

PERRY, M., J.S. WEIS and P. WEIS. 1988. Cytogenetic effects of methylmercury in embryos of the killifish (*Fundulus heteroclitus*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 17: 569-574.

REINERT, R.E. and D.W. HOHREITER. 1984. Adenylate energy charges as a measure of stress in fish. Contaminants effects on fisheries V.W. Cairns, P.V. Hodson and J.O. Nriagu (eds.), John Wiley and Sons, New York, *Adv. Environm. Sci. Technol.* 16: 151-161.

ROCH, M. and J.A. MACCARTER. 1984. Hepatic metallothionein production and resistance to heavy metals by rainbow trout (*Salmo gairdneri*) : I, Exposed to an artificial mixture of zinc, copper, and cadmium. *Comp. Biochem. Physiol.* 77 C (1): 71-75.

ROCH, M. and J.A. MACCARTER. 1984. Hepatic metallothionein production and resistance to heavy metals by rainbow trout (*Salmo gairdneri*) : II, Held in a series of contaminated lakes. *Comp. Biochem. Physiol.* 77 C (1): 77-82.

ROCH, M., J.A. MCCARTER , A.T. MATHESON , M.J.R. CLARK, and R. W. OLAFSON. 1982. Hepatic metallothionein in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) as an indicator of metal pollution in the Campbell River system. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 1596-1601.

ROSS, P.S. and D.V. WESELOH. Severity of bill deformities as a measure of contaminant stress in double-crested cormorans from the Great Lakes and Lake Winnipegosis, Manitoba, Canada. Soumis, 12 p.

SCHERER, E. 1981. Essai d'évitement pour les poissons et les invertébrés. Essais de toxicité pour organismes d'eau douces. Publication spéciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques, Min. Pêches et Océans.

SCHWARZBACH, S.E., L. SHULL, and C.R. GRAU. 1988. Eggshell thinning in ring doves exposed to p, p' - Dicofol. Arch. Environ. Toxicol. 17: 219-227.

SIPPEL, A.J.A., J.R. GERACI, and P.V. HODSON. 1982. Histopathological and physiological responses of rainbow trout (*Salmo gairdneri* (Richardson)) to sublethal levels of lead. Water Res. 17 (9): 1115-1118.

SIVARAJAH, K., C.S. FRANKLIN and W.P. WILLIAMS. 1978. The effects of polychlorinated biphenyls on plasma steroid levels and hepatic microsomal enzymes in fish. J. Fish. Biol. 13: 401-409.

SKADSEN, J.M., P.W. WEBB, and P.T. KOSTECKI. 1980. Measurement of sublethal metabolic stress in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) using automated respirometry. J. Environ. Sci. Health B, 15 (2): 193-206.

SMITH, C.E., T.H. PECK, R.J. KLAUDA and J.B. MCLAREN. 1979. Hepatomas in Atlantic tomcod (*Microgadus tomcod* (Walbaum)) collected in the Hudson River estuary in New-York. J. Fish. Dis. 2: 313-319.

SOMASUNDARAM, B., P.E. KING and S.E. SHACKLEY. 1984. Some morphological effects of zinc upon the yolk-sac larvae of (*Clupea harengus* L.). J. Fish Biol. 25: 333-343.

SYLVESTRE, C., and Y. LEGAL. 1987. In situ measurements of adenylate energy charge and assessment of pollution. Mar. Pollut. Bull. 18 (1): 36-39.

THOMAS, P. 1987. Influence of some environmental variables on the ascorbic acid status of striped mullet, (*Mugil cephalus* L.), tissues. III. Effects of exposure to oil. J. Fish. Biol. 30: 485-494.

THOMAS, P., M. BALLY and J.M. NEFF. 1982. Ascorbic acid status of mullet, (*Mugil cephalus* (Linne)), exposed to cadmium. J. Fish. Biol. 20: 183-196.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Standard operating procedure for chronic static renewal toxicity testing, using the *Ceriodaphnia*. Method toxicology N. USEPA

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1978. Standard operating for the extraction of water samples for the Ames mutagenicity test. Methode mut. test N. USEPA

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1978. Standard operating procedure for screening effluents for inhibitory or stimulatory effect using algal assay. Method toxicology N. USEPA

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1987. Standard operating for the use of the Ames mutagenicity test with environmental extracts. Method mut-test N. USEPA

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1987. Standard operating procedure for acute static effluent toxicity testing, using the daphnia. Method toxicology N. USEPA

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1987. Standard operating for subchronic static larval survival and growth effluent toxicity testing, using the fathead minnow. Method toxicology N. -SOURCE- USEPA

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1987 Standard operating procedure for chronic static effluent toxicity testing using the algal growth test. USEPA

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1987. Standard operating procedure for conducting chronic, static embryo-larval survival and teratogenicity testing of effluents. Method toxicology N. USEPA

VAN COILLIE, R., P. COUTURE, and S.A. VISSIER. 1983. Use of algae in aquatic ecotoxicology. Aquatic Toxicology, J.O. Nriagu ed., John Wiley and Sons, New York, Adv. Environm. Sci. Tech. 13: 488-501.

VANDERMEULEN, J.H., and W.R. PENROSE. 1978. Absence of aryl hydrocarbon hydroxylase (AHH) activity in three marine bivalves. J. Fish. Res. Board Can. 35: 643-647.

VETTER, R.D., and R.E. HODSON. 1982. Use of adenylate concentrations and adenylate energy charge as indicators of hypoxic stress in estuarine fish. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 535-541.

VETTER, R.D., H.M. HWANG, and R.E. HODSON. 1986. Comparison of glycogen and adenine nucleotides as indicators of metabolic stress in mummichogs. Trans. Am. Fish. Soc. 115: 47-51.

WALLACE, B.M., R.J. WARREN, T.T. TAYLOR, and F.S. GUTHERY. 1985. DDE residues and eggshell thickness of ring-necked pheasant eggs from the Texas High Plain. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 35: 505-509.

WARWICK, W.F. 1988. Morphological deformities in chironomidae (diptera) larvae as biological indicators of toxic stress. Toxic contaminants and ecosystem health: A Great Lakes focus, M.S. Evans ed., John Wiley and Sons, New York, Adv. Environm. Sci. Technol. 21: 281-321.

WEDEMEYER, G.A., and D.J. MCLEAY. 1981. Methods for determining the tolerance of fishes to environmental stressors. Stress and Fish, A.D. Pickering ed., Academic Press. New York, pp. 248-275.

WEDEMEYER, G.A., D.J. MCLEAY, and C.P. GOODYEAR. Assessing the tolerance of fish and fish populations to environmental stress: the problems and methods of monitoring. Toxic Contaminants in the Great Lakes, J.O. Nriagu ed., John Wiley and Sons, New York, Adv. Environm. Sci. Technol. 16: 164-195.

WEINBERGER, P., and R. GREENHALGH. Review of ecotoxicity of matacil in freshwater environment: chemical and phytobiological impact studies. Aquatic Toxicology, J.O. Nriagu ed., John Wiley and Sons, New York, Adv. Environm. Sci. Technol. 13: 436-447.

WEIS, J., P. WEIS., and M. HEBER. 1982. Variation in response to methylmercury by killifish (*Fundulus heteroclitus*) embryos. Aquatic toxicology and hazard assessment: fifth conference, ASTM STP 766, J.G. Pearson, R.B. Foster, and W.E. Bishop eds., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp. 109-119.

WESTLAKE, G.F., J.B. SPRAGUE, and I.T. BROWN. 1983. Sublethal effects of treated liquid effluents from a petroleum refinery. IV, Respiratory movements and coughing of rainbow trout. Aquat. Toxicol. 4: 317-325.

WONG, P.T.S., Y.K. CHAU, and D. PATEL. The use of algal batch and continuous culture techniques in metal toxicity study. Aquatic toxicology, J.O. Nriagu ed., John Wiley and Sons, New York, Adv. Environm. Sci. Tech. 13: 448-465.

Annexe 1

Liste des personnes ressources rencontrées

Perry Anderson (Université Concordia)
Christine Bishop (NWRI, Burlington)
Christian Blaise (labo. Capitaine Bernier, Longueuil)
Jacques Bureau (Centre Saint-Laurent, Montréal)
John Carey (NWRI, Burlington)
Pierre Couture (INRS-Eau, Ste-Foy)
George Dixon (Université de Waterloo)
Peter Hodson (NWRI, Burlington)
Yves Roy (Eco-Recherches, Pointe-Claire)
Harm Sloterdijk (centre Saint-Laurent, Montréal)
Claude Thellen (Environnement Québec, Ste-Foy)
Raymond VanCoillie (Environnement Canada)

Annexe 2

Liste des fiches

Liste des fiches

3.1 Indicateurs biochimiques

1. Dosage de l'activité des oxydases à fonction multiple (OFM).
2. Dosage de l'activité de l'acide amino-levulinique déshydratase (ALAD): indicateur d'une contamination au plomb.
3. Dosage de l'activité de la leucine aminonaphthylamidase plasmatique (LAN): indicateur de stress hépatique chez le poisson.
4. Dosage de l'activité de la sorbitol déshydrogénase du sérum (SSDH): indicateur de lésions hépatiques.
5. Mesures de l'ATP du muscle blanc axial: indicateur de stress.
6. Mesure de la concentration en adénylates: indicateur de stress.
7. Mesure de la concentration en metallothionéine du foie des poissons: indice de pollution aux métaux.
8. Mesure du taux de croissance de la moule bleue (Mytilus edulis) et de l'activité enzymatique du muscle abducteur.

3.2 Indicateurs physiologiques

9. Incidence de lésions ou de tumeurs dans les tissus du poisson.
10. Analyses sanguines chez des poissons exposés à des contaminants.
11. Consommation d'oxygène en bocaux scellés.
12. Tests de respirométrie: indicateurs de stress métaboliques sous-létal.

Liste des fiches (suite)

13. Mesure du rythme cardiaque et respiratoire le poisson.
14. Indice du taux de croissance "instantannée" l'assimilation de ^{14}C glycine dans les écailles de poisson.
15. Mesure de l'acide ascorbique chez le poisson.
16. Dosage de l'activité du $\text{Na}^+ - \text{K}^+$ ATPase des branchies des poissons.

3.3 Indicateurs de tératogénécité et du succès reproducteur

17. Détermination de l'intégrité structurale des os des poissons.
18. Succès d'éclosion et incidence de difformités chez les embryons de la chélydre serpentine (Chelydra serpentina).
19. Succès de fertilisation, survie des oeufs et des larves et incidence de difformité larvaire.
20. Indice de réponse morphologique chez les larves de chironomidés (diptères).
21. Succès d'éclosion des oeufs d'oiseau et incidence de difformités des embryons et des jeunes.
22. Mesure de l'épaisseur des coquilles d'oeufs chez les oiseaux.
23. Succès de fertilisation des oeufs de l'oursin vert et de l'oursin plat.
24. Croissance et fécondité chez les poissons.

Liste des fiches (suite)

3.4 Indicateurs de croissance au niveau planctonique

- 25. Test de croissance algale avec Selenastrum capricornutum.
- 26. Test de bioluminescence Microtox.
- 27. Test de 7 jours avec Daphnia sp. (reproduction) ou Cerodaphnia sp. (mobilité)

3.5 Indicateurs de génotoxicité et mutagénécité des contaminants

- 28. Mesure du potentiel génotoxique: SOS chromotest.
- 29. Test de mutagénécité avec des souches de Salmonella typhimurium (Ames test).

3.6 Indicateur comportemental

- 30. Essai d'évitement pour les poissons.

Partie 2

Les espèces bio-indicatrices

1. BAR-PERCHE (adultes)
2. BAR RAYE (adultes) Morone saxatilis (Walboom)
3. BARBUE DE RIVIERE (adultes et jeunes)
Ictalurus punctatus Rafinesque
4. CARPE (adultes) Cyprinus carpio
5. CHOQUEMORT (adultes-oeufs-larves)
Fundulus heteroclitus (Linné)
6. GRAND COREGONE (adultes-oeufs-larves)
Coregonus clupeaformis
7. CRAPET ARLEQUIN (adultes-juvéniles)
Lepomis macrochirus
8. EPINOCHÉ À TROIS ÉPINES (adultes-oeufs-alevins)
Gasterosteus aculeatus (Linné)
9. HARENG ATLANTIQUE (adultes-oeufs-larves)
Clupea harengus harengus
10. MÈNE À NAGEOIRE ROUGES (adultes-oeufs-larves)
Nostropis cornutus
11. MÈNE TÊTE-DE-BOULE (adultes-oeufs-larves)
Pimephales promelsa
12. MÈNE ÉMERAUDE (0+) Notropis atherinoides
atherinoides
13. MEUNIER NOIR (adultes-oeufs-larves)
Catostomus commersoni
14. MORUE DE L'ATLANTIQUE (adultes) Gadus morhua
15. MULET À CORNES (adultes)
Semotilus atromaculatus
16. OMBLE DE FONTAINE (adultes-oeufs-larves)
Salvelinus fontinalis
17. PLIE ROUGE (adultes) Pseudopleuronectes americanus
18. PERCHAUDE (0⁺ et adultes) Perca flavescens

Liste des fiches (suite)

19. POULAMON ATLANTIQUE (adultes-jeunes)
Microgadus tomcod
20. QUEUE A TACHE NOIRE (0+) Notropis hudsonius
21. TRUITE BRUNE (adultes-juvéniles)
Salmo trutta (Linné)
22. UMBRE DE VASE (adultes) Umbra limi
23. VERS DE SABLE Nereis virens
24. OURSIN VERT (adultes)
Strongylocentrotus droebachensis
25. OURSIN PLAT (adultes)
Echinarachnius parma
26. CREVETTE DE SABLE (adultes) Crangon septemspinosus
27. MOULE BLEUE (adulte) Mytilus edulis
28. CHIRONOMIDES (larves)
29. CHELYDRE SERPENTINE (oeufs et jeunes)
Chelidra serpentina
30. GOELAND ARGENTE (oeufs et jeunes)
Larus argentus
31. CORMORAN A AIGRETTES (oeufs et jeunes)
Phalacrocorax auritus

GLOSSAIRE

Toxicologie: science portant sur l'étude des agents nocifs (chimiques, bactériologiques ou autres), leur détection, leurs effets et les moyens de remédier à ces effets sur les organismes vivants.

Toxicité: abilité inhérente d'un agent chimique ou autre de causer des perturbations physiologiques nocives à un organisme vivant.

Ecotoxicologie: science étudiant l'impact des produits toxiques sur les espèces vivantes et sur l'environnement.

Stress: réponse de l'organisme à des facteurs agressants externes qui nécessitent une adaptation physiologique ou autre (Hans Selye).

Tératogénécité: développement embryonnaire anormale menant à des malformations congénitales ou difformités de par l'action d'un agent toxique externe.

Génotoxicité: dommages causés au matériel génétique de la cellule (ADN) de par l'action d'un agent toxique externe.

Mutagénécité: potentiel d'un agent toxique externe de causer des mutations dans un locus (gène) de la cellule.

Carcinogénécité: potentiel d'un agent toxique externe de causer des tumeurs malignes chez un organisme.

Effets létaux: perturbations physiologiques d'un organisme menant à la mort de celui-ci.

Effets sous-létaux: perturbations physiologiques d'un organisme menant à la mort de celui-ci.

Effets aigus: perturbations physiologiques de l'organisme découlant de l'exposition à un ou plusieurs produits toxiques durant une période de 24 heures ou moins.

Effets chroniques: perturbations physiologiques à long terme de l'organisme découlant de l'exposition à un ou plusieurs produits toxiques.

Indicateur: organisme vivant dans le milieu affecté par la pollution permettant d'évaluer, de par l'étude de son état de santé, l'impact des produits toxiques sur l'environnement.