

**Record Number:** 650  
**Author, Monographic:** Lapointe, R.//Sasseville, J. L.  
**Author Role:**  
**Title, Monographic:** Indices de danger environnemental sur les bassins des rivières Yamaska et Saint-François  
**Translated Title:**  
**Reprint Status:**  
**Edition:**  
**Author, Subsidiary:**  
**Author Role:**  
**Place of Publication:** Québec  
**Publisher Name:** INRS-Eau  
**Date of Publication:** 1976  
**Original Publication Date:**  
**Volume Identification:**  
**Extent of Work:** vi, 59  
**Packaging Method:** pages  
**Series Editor:**  
**Series Editor Role:**  
**Series Title:** INRS-Eau, Rapport de recherche  
**Series Volume ID:** 65  
**Location/URL:**  
**ISBN:** 2-89146-066-9  
**Notes:** Rapport annuel 1975-1976  
**Abstract:** Rapport rédigé pour le ministère des Richesses naturelles du Québec  
10.00\$  
**Call Number:** R000065  
**Keywords:** rapport/ ok/ dl

Indices de danger environnemental sur les  
bassins des rivières Yamaska et  
Saint-François

INRS-Eau  
UNIVERSITE DU QUEBEC  
C.P. 7500, Sainte-Foy  
Québec G1V 4C7

RAPPORT SCIENTIFIQUE No 65  
1976

Rapport rédigé pour  
le ministère des Richesses naturelles, Québec

par  
R. Lapointe, J.L. Sasseville

ISBN 2-89146-066-9

DEPOT LEGAL 1976

Tous droits de traduction, de reproduction et d'adaptation réservés

© 1976 - Institut national de la recherche scientifique

## R E S U M E

L'élaboration de nombreuses stratégies d'acquisition des connaissances sur le milieu aquatique a engendré une foule d'"indices de qualité" visant à l'évaluation de l'état de santé des écosystèmes aquatiques et à sa surveillance en contenu. Cependant, cet effort de perception n'est pas intégré dans les entreprises de gestion et de planification actuelles. Dans le cadre d'un effort de rationalisation d'une approche environnementale intégrée aux préoccupations de gestion de la qualité du milieu, on a tenté de jeter les bases d'une méthodologie permettant l'identification d'indices de dégradation de la qualité des eaux des rivières Yamaska et St-François.

### Mots clés:

indices, mercure, plomb, embouchure, bio-activité, sédiments, scénario environnemental, catostome, moxostome, écailles, muscle, tissus osseux, rivières.

Référence: Lapointe, R. et Sasseville, J.L. (1976)

"Indices de danger environnemental sur les bassins des rivières Yamaska et St-François". INRS-Eau, rapport scientifique No 65, 57 p. (Pour le Ministère des Richesses naturelles du Québec).

## Table des matières

	page
<u>INTRODUCTION</u>	1
1. Problématique	5
1.1 La qualité du milieu aquatique	6
1.2 L'évaluation de la qualité du milieu	7
1.3 A la recherche d'un indice	8
1.4 Elaboration d'indices de perception	10
1.4.1 La matrice minérale d'un poisson	13
1.4.2 L'embouchure d'un bassin, lieu de détermination de l'indice	14
1.4.3 Le plomb et le mercure	15
2. Méthodologie	16
2.1 Analyse de l'eau	16
2.1.1 L'échantillonnage	16
2.1.2 L'analyse	19
2.2 Analyse des particules en suspension	19
2.2.1 L'échantillonnage	19
2.2.2 L'analyse	19
2.3 Analyse des sédiments de fond	20
2.3.1 L'échantillonnage	20
2.3.2 L'analyse	20
2.4 Analyse des plantes	23
2.4.1 L'échantillonnage	23
2.4.2 L'analyse	23
2.5 Analyse des poissons	23
2.5.1 L'échantillonnage	23
2.5.2 L'analyse	25

	page
3. Résultats	27
3.1 Caractérisation de l'eau	27
3.2 Caractérisation de la phase particulaire	29
3.3 Caractérisation des sédiments de fond	29
3.4 Caractérisation des plantes	29
3.5 Caractérisation des poissons	33
4. Synthèse et discussion	37
4.1 Substances transportées	40
4.2 Les sédiments du lit des rivières	43
4.3 Présence du mercure et du plomb dans les organismes	44
4.3.1 Le mercure	44
4.3.2 Le plomb	47
4.4 Un moyen d'estimer la santé des poissons	49
<u>CONCLUSION</u>	57
<u>BIBLIOGRAPHIE</u>	58

## LISTE DES FIGURES

	page
1.1 Schéma des relations vivant-milieu dans un système aquatique	12
2.1 Localisation des points d'échantillonnage sur les rivières Yamaska et Saint-François	17
4.1 Schéma du renforcement itératif d'un scénario de situation environnementale par la vérification des indices du comportement	38
4.2 Scénario simplifié du danger environnemental causé par une surutilisation d'un bassin qui entraîne une injection de substances bioactives dans l'écosystème aquatique	39
4.3 Relation entre la concentration en mercure dans la chair des poissons et celle dans la colonne vertébrale	48
4.4 Schéma du modèle d'échange métabolique des ions dans un poisson (Flemming, 1974)	55

## LISTE DES SCHEMAS

	page
2.1 Analyse de l'eau	18
2.2 Analyse des sédiments	21
2.3 Analyse des plantes	24
2.4 Analyse des poissons	26

## LISTE DES TABLEAUX

	page
2.1 Etude de lessivage du mercure dans les sédiments (Smith, 1972)	22
3.1 Qualité chimique de l'eau des rivières Yamaska et Saint-François	28
3.2 Caractéristiques granulométriques des sédiments en suspension des rivières Yamaska et Saint-François	30
3.3 Détermination de la matière organique, du mercure et du plomb dans les sédiments des rivières Yamaska et Saint-François	31
3.4 Concentration en Pb et Hg dans des plantes aquatiques supérieures des rivières Yamaska et Saint-François	32
3.5 Caractéristiques morphologiques de poissons capturés dans les rivières Yamaska et Saint-François	34
3.6 Composition chimique de poissons capturés dans la rivière Yamaska rapportée au poids frais	35
3.7 Composition chimique de poissons capturés dans la rivière Saint-François rapportée au poids frais	36
4.1 Caractérisation sommaire de substances véhiculées hors du bassin des rivières Yamaska et Saint-François	41
4.2 Répartition du mercure dans les organes du poisson ( <i>Salmo gairdneri</i> ) (Gibblin et Massaro, 1973)	45
4.3 Concentration en mercure dans certains tissus des poissons	46
4.4 Proportion relative (P) et domaine de variation des valeurs de P pour les catostomes des rivières Yamaska et Saint-François	51
4.5 Comparaison des matrices minérales T des poissons des rivières Yamaska et Saint-François	52

## INTRODUCTION

Les assises présidant à l'implantation de réseaux d'acquisition de données de qualité ont été constituées lors de la prise de conscience du besoin fondamental de la connaissance du milieu dans un contexte de sur-utilisation. Ce besoin "de connaître" et d'y investir des efforts importants est une étape normale du renversement d'une situation où l'homme domine son milieu vers un contexte d'asservissement des besoins sociaux à l'offre environnementale; ainsi, cette recherche d'harmonie entre l'homme et son milieu s'engage alors dans le désarroi de l'urgence de l'intervention concertée. La carence mondiale en protéine qui s'annonce en même temps qu'une perte de fertilité des sols ou de la désorganisation croissante de l'agriculture artisanale, les besoins croissants en communication et la complexité des interactions qu'elle provoque, la remise en question de l'énergie nucléaire à l'heure de la rareté de l'énergie fossile, l'apparition dans les endroits les plus reculés des séquelles de la super-industrialisation, et même le "Minamata Québécois" sont des signes qui présagent un déplacement profond des systèmes de valeurs.

L'évaluation de la qualité du milieu et sa surveillance en continu, justifiées à ses débuts par des pressentiments alarmistes, ne peuvent et ne doivent pas se poursuivre avec la même frénésie technologique qui a édifié la "civilisation industrielle". Les répercussions d'une telle démarche seraient tellement considérables sur les systèmes économiques et sociaux, qu'elles conduiraient à l'abandon de la pensée conservatrice. Cette situation favoriserait l'apparition de tendances à surexploiter l'environnement, attitude garantie par la maîtrise de l'énergie solaire et atomique. Cette possibilité, que certains envisagent déjà, est le reflet d'une politique à court terme qui handicaperait lourdement le futur pour un présent insatisfaisant.

Le système aquatique occupe une place prépondérante dans l'univers des relations entre l'homme et son milieu; en plus d'être le vecteur support à la vie (flux de matière et d'énergie dans les milieux naturels et dans le vivant) le milieu aquatique est le point terminal des produits de transformations physiques, chimiques et biologiques se déroulant sur l'ensemble des territoires drainés. Ainsi, l'environnement aquatique est-il sujet aux pressions multiples exercées par le "métabolisme physique, chimique et biologique" de l'environnement terrestre et atmosphérique. Il est donc normal que le système aquatique soit le siège de préoccupations grandissantes; l'homme s'assure ainsi que ses activités n'en détériorent pas le comportement auquel sa survie est intimement liée.

Pour satisfaire aux besoins d'intervention que cette situation engendre et éviter une escalade dans les préoccupations environnementales, il est indispensable d'élaborer un cadre général de rationalisation des activités. Ainsi, s'interroge-t-on sur des modes intégrés de caractérisation du milieu aquatique visant à la connaissance des lieux d'interventions (*Où faut-il intervenir?*), des raisons de l'intervention (*Pourquoi?*), de la priorité de l'intervention (*Quand?*), et enfin de la stratégie globale d'intervention (*Comment et avec quels moyens?*).

*"Il existe actuellement beaucoup plus que 100 indicateurs ou indices de la qualité de l'eau en usage à travers les Etats-Unis. Les cinq dernières années ont été les témoins d'une prolifération intense des méthodes pour l'interprétation et l'évaluation des données de qualité.*

*... Cette grande disponibilité d'indicateurs provient du fait que plusieurs différents types de paramètres sont mesurés et qu'il existe un grand nombre d'usages différents de la ressource pour lesquels l'évaluation de la qualité doit être faite. Cependant, il est possible de classifier ces différents indices à l'intérieur de dix catégories:*

- paramètre unique comme indicateur
- la violation des normes comme indicateur
- indices de qualité permettant un jugement diversifié de la qualité
- indices de qualité permettant une évaluation diversifiée par comparaison empirique
- indices de qualité des lacs
- indices biologiques
- indicateurs basés sur les sens
- indicateurs pour l'usage de la ressource
- indicateurs pour sources ponctuelles
- indicateurs pour sources diffuses

(Anonyme, 1976).

Bien que la diversité des "indices de qualité" soit une bonne chose en soi, il n'en demeure pas moins qu'elle est la hantise des officines technocratiques chargées de l'évaluation et la surveillance de la qualité du milieu. En effet, même si la recherche et l'application d'indices spécialisés de qualité contribuent à l'augmentation des connaissances sur le milieu et diminuent les risques d'une calamité surprise, il est difficile et même inutile d'en centraliser l'usage ou d'en normaliser les interprétations. Ainsi, plutôt que de voir dans la diversité de ces indices un apport permettant de faciliter leur mission, les agences de surveillance du milieu constatent des contradictions dans les perceptions scientifiques qui ont permis d'établir ces différents indices et les usages prioritaires pour lesquels ils ont été établis.

*Le nombre élevé d'indices de qualité du milieu est le fruit d'une pensée linéaire, où, en additionnant les moyens techniques à sa disposition, l'ingénieur de l'environnement tente d'asservir la technique du contrôle de la qualité du milieu, elle-même détériorée par les techniques d'asservissement de l'environnement.*

Est-il possible d'imaginer un type d'indices facilement accessible par l'observation du milieu et qui témoignerait globalement de la santé de l'écosystème, de sa dynamique et de l'état d'activité des pressions exercées par l'ensemble du bassin sur le vivant aquatique?

## 1. PROBLEMATIQUE

L'exploitation d'un réseau d'acquisition de données de qualité des eaux est un complément essentiel aux efforts de caractérisation de la ressource permettant, d'une part, la description de son état, et d'autre part, l'analyse systémique de son comportement. Cette exploitation n'est donc pas un geste unique et une fin en soi; elle est subordonnée à une approche stratégique du milieu qui intègre le besoin de comprendre le comportement général de la ressource aux activités de gestion et de planification s'y rapportant.

*Mieux on connaîtra le comportement physique, chimique et biologique de la ressource, plus les activités de gestion et de planification seront intenses et adéquates.*

Bien que l'on connaisse peu de chose sur la dynamique environnementale du système aquatique, on doit admettre que ce que l'on en sait déjà est fort peu mis en valeur (*ou intégré*) dans les entreprises actuelles de gestion et de planification. Un effort énorme doit être fait dans la mise en relation des connaissances acquises sur le milieu avec les politiques d'intervention.

En matière d'intervention, les paliers décisionnels qui établissent les priorités sont mal servis par les descriptions nuancées de nombreux phénomènes témoignant tous à leur façon d'états de qualité du milieu. Ainsi, on décide d'intervenir quand "l'image" de la ressource semble suffisamment détériorée (quand l'usage en devient de plus en plus difficile), sans que l'on s'interroge plus en profondeur sur les répercussions réelles de cette détérioration et conséquemment sur les méthodologies d'intervention les plus adéquates. On ignore même si le choix du lieu d'intervention se justifie par son état et par le tort national qu'il cause.

*En accordant trop d'importance à la perte d'usage de la ressource causée par son état de qualité, on néglige le rôle important d'avertisseur de plus grands maux qu'est la qualité détériorée du système aquatique.*

### 1.1 La qualité du milieu aquatique

Plusieurs mutations se sont produites récemment dans la perception de la qualité du milieu aquatique. La diversité et la croissance des utilisations de la ressource (*industrie, agriculture, alimentation, évacuation, récréation, énergie, etc.*) ont entraîné l'élaboration d'un appareil social de gestion visant à garantir, pour un mieux-être collectif, un niveau de base quantitatif et qualitatif propre à chacun des usages. Après qu'eurent été satisfaits les besoins en alimentation pour les diverses fins de la croissance économique par l'élaboration d'une technologie permettant, à partir de n'importe lequel système aquatique, d'obtenir des eaux en qualité et en quantité suffisante, il est devenu évident que la ressource se détériorait à un point tel qu'il n'était plus économique de l'asservir. On s'est alors interrogé progressivement sur la qualité du milieu en tant que telle, se donnant bonne conscience de s'être causée des torts considérables: "l'usage loisir" allait se manifester avec autant d'impératifs que "l'usage essentiel". L'appareil de gestion engendra une conscience planificatrice qui se rendit compte rapidement de la dégradation accélérée de la ressource et du peu de moyens réels dont la société industrielle disposait pour la contrecarrer. Fébrilement, le besoin de connaître et de comprendre imposa un tempo plus lent à la croissance économique anarchique qui, en retour, y déversa son trop plein d'énergie; on vit apparaître partout des systèmes de surveillance et d'étude de la qualité de l'eau. C'était là l'effort ultime de la conscience planificatrice: il faut se battre contre tout ce que les indices de dégradation identifient, sans tenir compte du véritable comportement de la ressource et de la signification systémique de cette dégradation.

*(Il faut lutter, mais comment? avec quels moyens? par où commencer? à quels problèmes s'attaquer? serait-ce un fardeau trop lourd que notre économie, dans sa philosophie court-terme actuelle, ne saurait supporter?).*

*Il faut optimiser les efforts d'acquisitions de connaissances en les axant sur la compréhension des processus en milieu aquatique et des interactions entre les composantes du système. Ainsi, la compréhension des interactions air-sol-eau permettront-elles la formulation d'une politique globale d'intervention tenant compte de la réalité systémique des relations entre l'homme et la ressource.*

Ces efforts de compréhension sont nécessaires à long terme et doivent être acquis lors de l'élaboration indispensable des stratégies d'intervention dans le contexte actuel. En effet, il est important que les démarches conservacionistes actuelles qui exigent des investissements de capitaux énormes ne présentent pas de solutions à court terme qu'il faudra améliorer ou rejeter dans l'avenir car on compromettra ainsi des investissements encore plus grands qu'il sera essentiel de consentir pour la survie de notre système social.

*Il est nécessaire à court terme de disposer d'outils de perception du milieu permettant de préciser les lieux, le moment et le mode d'intervention sans avoir à comprendre l'ensemble des processus dominants du système aquatique.*

## 1.2 L'évaluation de la qualité du milieu

Il est évident qu'il faut être en mesure d'évaluer la qualité du milieu aquatique dans le cadre des opérations normales de planification, d'aménagement et de gestion de la ressource. La sectorialisation des mandats technocratiques a tendance à masquer les utilisations nombreuses d'une telle démarche. En effet, les retombées d'une évaluation de la qualité du milieu sont nombreuses et diversifiées.

- I. *On évalue la qualité de la ressource pour en connaître les usages possibles et pour comprendre comment ces usages la détériorent. De cette façon, on est en mesure de formuler des politiques d'optimisation entre les besoins environnementaux et les besoins sociaux (planification, aménagement et gestion).*
  
- II. *Les efforts d'évaluation de la qualité du milieu permettent de dégager une façon de voir les interactions du bassin avec ses eaux de drainages. Dans ce contexte, c'est une idée de l'état global du bassin qui permet d'établir des politiques d'interventions en vue d'améliorer et de maintenir le comportement général du bassin.*
  
- III. *L'évaluation de la qualité, faite dans le sens d'une évaluation biogéologique, permet de comprendre l'évolution de l'écosystème sous les pressions multiples exercées par les activités naturelles et industrielles du territoire drainé. Elle permet de rechercher un équilibre biogéochimique qui tienne compte de l'intégration des activités de l'homme à l'ensemble des phénomènes naturels.*

En poursuivant simultanément ces objectifs (*et un ensemble d'autres non encore identifiés*), on cherchera à savoir comment la présence de l'homme s'exerce en tant que grande contrainte naturelle sur le milieu aquatique tout comme le sont les grands cycles climatiques; ainsi, connaissant la dynamique de l'évolution non-anormale du système aquatique, il sera possible d'établir les priorités nationales visant à la correction des trajectoires anormales qui, doit-on l'admettre, sont très nombreuses.

### 1.3 A la recherche d'un indice

La recherche d'indicateurs généraux de la qualité du milieu aquatique

semble se poser comme un objectif fondamental qui doit se réaliser dans un court terme si on veut être en mesure de pratiquer une gestion éclairée de la ressource. De nombreux efforts de recherche (*créant plusieurs écoles de pensée*) y ont été engouffrés et la plupart ont donné naissance à un ou plusieurs indices spécifiques, chacun témoignant d'aspects particuliers de détérioration de la ressource. Ces efforts ne nous apparaissent pas tous justifiés dans le contexte environnemental actuel; ils ont créé une foule d'indices difficiles à obtenir et à interpréter sur une base courante. Les énergies à investir pour les intégrer dans les méthodologies d'évaluation de la qualité du milieu sont démesurées par rapport à l'information qu'ils donnent. Par exemple, on a beaucoup utilisé l'indice de diversité de la faune benthique pour situer l'étendue des zones affectées et des zones de récupération en aval de rejets d'eaux résiduaires. Toutefois, la connaissance de certains processus en cause permet d'affirmer qu'il y aura une zone d'impacts, une zone de récupération (*auto-épuration*) et une zone dite de bonne qualité; un expert, connaissant le type d'écoulement des eaux réceptrices et certains aspects hydrauliques et biochimiques des eaux usées peut estimer globalement le comportement des eaux en aval.<sup>1</sup>

*Un indice de qualité doit être perçu comme descriptif d'un état non quantifiable de fonctions métaboliques complexes se déroulant au sein des écosystèmes aquatiques. La quantification diminue la portée environnementale de l'indice tout en augmentant la difficulté de son évaluation.*

Aussi, doit-on s'interroger sur l'utilisation d'indices de qualité plutôt que sur leurs fins interprétatives. Parmi les utilisations nombreuses d'indices de perception qu'il est possible d'imaginer, nous avons

---

<sup>1</sup> Les ingénieurs de l'environnement s'opposeront à une telle perception prétextant l'importance de connaître les zones de bonne qualité dans l'affectation de la ressource. Cette attitude est naïve et compromet d'autant la recherche des véritables problèmes environnementaux et la formulation de solutions adéquates.

retenu la suivante: la justification de l'intervention par l'évaluation du danger d'une situation environnementale.

*L'absence de danger apparent pour l'homme ne signifie pas qu'il y a absence de danger pour le milieu; par conséquent, il n'est pas possible d'affirmer qu'il n'y a pas de danger actuel pour l'homme s'il y a dégradation en profondeur de son milieu: tôt ou tard la santé de l'homme est le reflet de la santé de son milieu.*

En effet, si l'écosystème aquatique est mis en péril par les activités actuelles de l'homme, les usages naturels de la ressource deviendront impossibles sans une mutation profonde du système de valeur<sup>1</sup>. Ainsi, il est possible de justifier l'importance de connaître et de respecter l'état de santé d'un écosystème aquatique; dans ce contexte, l'indice devient un outil permettant l'évaluation de la condition générale de vie d'un écosystème.

#### 1.4 Elaboration d'indices de perception

La perception du danger d'une situation environnementale par une évaluation du comportement du système aquatique apparaît, à première vue, comme une méthode qui risque de reculer d'autant l'intervention dans les cas apparents de sur-utilisation des ressources. En effet, nul ne voudrait attendre que les répercussions environnementales d'une mauvaise exploitation minière sur un bassin se manifeste par un désordre profond dans le comportement du système aquatique avant qu'il y ait intervention pour modifier le mode d'exploitation. Toutefois, les situations sont habituellement plus obscures; des bassins peu utilisés peuvent présenter un état anormal tandis que d'autres où les activités sont intenses mais compatibles avec le milieu ont une dynamique évolutive normale.

---

<sup>1</sup> Il faudra admettre, par exemple, que l'eau de consommation puisse provenir d'une rivière ou d'un lac impropre à la vie et que sa potabilité est assurée par des systèmes de traitement avancés.

Les eaux de drainage d'un bassin, en contact intime avec les éléments systémiques sont le lieu de transport (ou d'évacuation) des produits du "métabolisme industriel, urbain, agricole et sylvi- cole" et des substances naturellement produites par le couvert végétal, la faune, les sols et les sous-sols. La figure 1.1 schématise ce système.

*On retrouve dans les eaux de drainage d'un bassin:*

- *des éléments support à la vie ( $H_2O$ ), substances minérales et organiques) présents à des concentrations suffisamment élevées pour ne pas exercer de contraintes sur les flux d'énergie dans l'écosystème et dans les organismes;*
- *des éléments actifs (C, N, P, Co, Mo, Mn, Fe, Cu, molécules organiques complexes facteur de croissance, de communication, de reproduction, etc.) essentiels exerçant des pressions normales sur la vie aquatique et sur son organisation;*
- *des éléments actifs (toxiques inorganiques et organiques) non essentiels à la vie et exerçant des pressions anormales sur la vie aquatique et sur son organisation.*

Les situations présentant un danger environnemental seront celles où la santé des organismes et les flux d'énergie et de matière dans l'écosystème seront anormaux. Les flux d'énergie et de matière pourront être trop élevés pour maintenir une harmonie systémique dans l'organisation de la vie aquatique ou trop faible, compte tenu de la présence normale et abondante d'éléments actifs essentiels et de la structure physique du bassin. Dans ce dernier cas, il est évident que le métabolisme des organismes responsables de la circulation de l'énergie est affecté par la présence d'éléments actifs non essentiels.

Il n'est pas possible d'opérer sur une base routinière un réseau d'acquisition de données qui, par l'inventaire des composantes du milieu support et des éléments actifs essentiels et non essentiels, permettrait

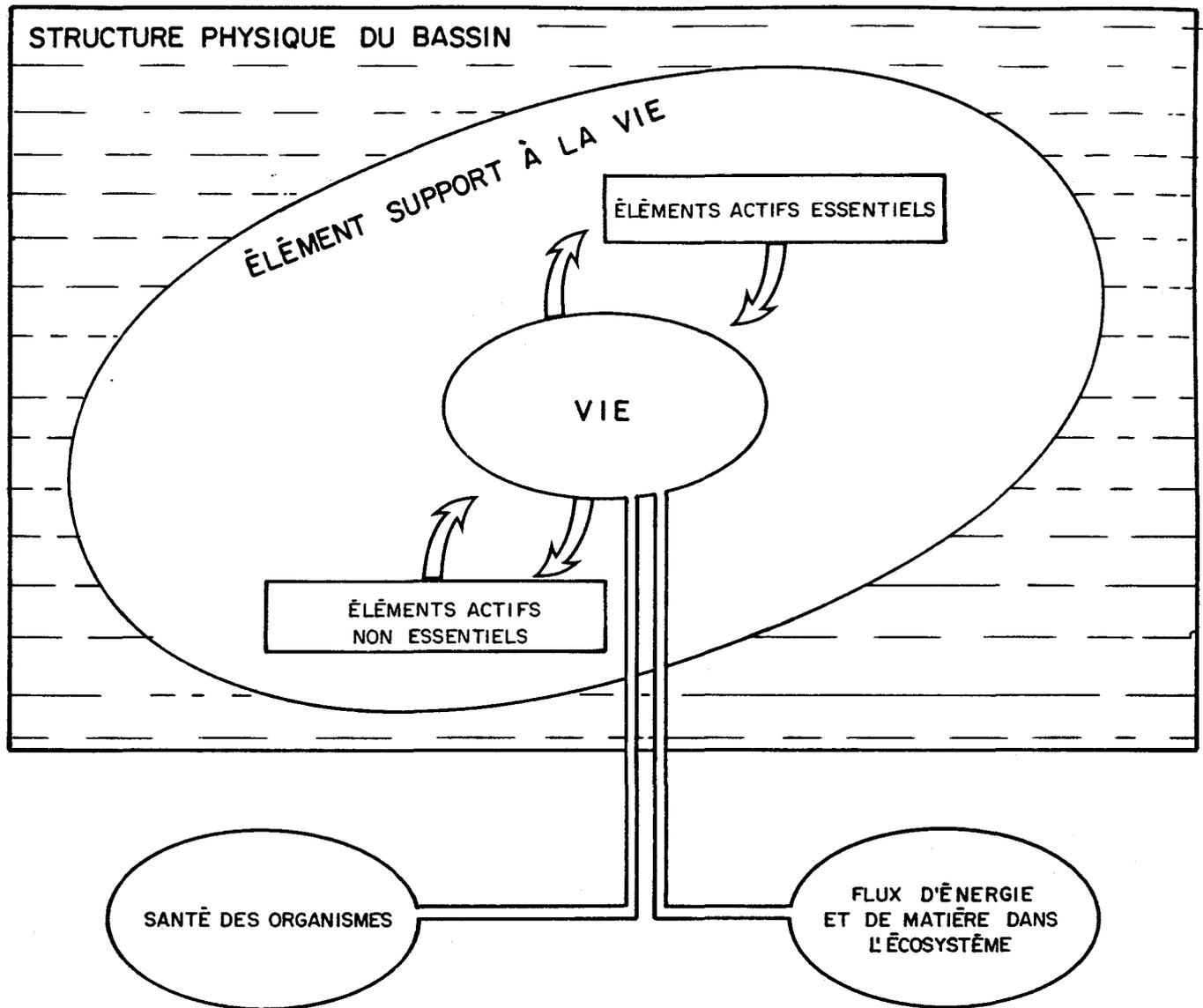


Fig. 1. 1 . Schéma des relations vivant-milieu dans un système aquatique .

de déterminer la "distance métabolique" séparant l'état de l'écosystème étudié (*donc l'intensité du danger environnemental*) de son "état biogéologique" normal. D'où l'importance capitale d'être en mesure d'évaluer la santé des organismes vivant dans ce milieu.

*La détérioration de l'état de santé d'organismes aquatiques supérieurs constitue un indice important de la présence de pressions anormales exercées par les activités du bassin; ceci constitue un élément fondamental dans la justification d'une intervention concertée visant à réduire ou éliminer un danger environnemental déjà présent pour éviter le développement de situations catastrophiques qui entraîneront des coûts sociaux inutiles.*

#### 1.4.1 La matrice minérale d'un poisson

Lorsqu'il y a présence d'un désordre physiologique important dans une espèce, on peut admettre que nous sommes en présence d'un ou plusieurs stress qui s'exercent sur l'ensemble des organismes; en conséquence, malgré qu'il soit pratiquement impossible d'évaluer l'impact de ce stress sur l'écosystème, on peut assumer qu'il y a modification des voies d'interaction ou encore de l'intensité des interactions entre les différentes composantes de l'écosystème. La valeur de l'indice sera d'autant plus grande qu'il permettra d'évaluer l'intensité du désordre métabolique dans une espèce; ainsi, sommes-nous amenés à utiliser l'hypothèse de travail suivante:

*Les éléments dans un organisme, dont la concentration et la distribution sont contrôlées par des fonctions physiologiques importantes, qui sont en même temps le support de ces fonctions physiologiques, ont une distribution relative qui doit être maintenue; ainsi, le calcium, le magnésium, le sodium et le potassium dans différents tissus de l'organisme (exemple: le muscle et les os) auront des concentrations comparables pour une même espèce d'un individu à un autre et d'un milieu sain à un autre.*

Selon cette hypothèse et pour les organismes aquatiques, les variations de la composition minérale d'un tissu témoigneraient de modifications de fonctions physiologiques non mesurables (en pratique) causées par des désordres métaboliques profonds.

#### 1.4.2 L'embouchure d'un bassin, lieu de détermination de l'indice.

Dans un bassin, l'effet des mécanismes de régulation "métabolisme global du bassin" et phénomènes physiques, chimiques et biologiques se déroulant dans ses eaux de la qualité de l'eau, est intégré dans les masses d'eaux en aval. Plusieurs des processus se déroulant dans le bassin qui ont une importance locale n'auront, à toute fin pratique, aucune importance sur le comportement global du cours d'eau; à l'inverse, plusieurs phénomènes qui sont sans effet à l'échelle locale pourront, en se manifestant en de nombreux endroits dans le bassin, être déterminants dans le comportement de l'écosystème de l'embouchure (exemple: lessivage de pesticides dans un bassin à vocation agricole).

*Les études de la qualité de l'eau à l'embouchure ont un effet tamis; elles permettent de dégager les grandes pressions exercées par le métabolisme global du bassin des pressions faibles, sans importance réelle à l'échelle régionale.*

L'effet tamis permet de replacer dans leur contexte environnemental les problèmes locaux spectaculaires et d'élaborer des stratégies d'intervention basées davantage sur des politiques protectionnistes pertinentes et réalistes; ainsi, des interventions coûteuses pour corriger des désordres locaux ne viendront pas compromettre des interventions plus capitales pour l'ensemble du bassin.

Les eaux de l'embouchure d'un bassin, étant le pont écologique entre les eaux en amont et celles du cours d'eau récepteur, présentent un intérêt écologique considérable. L'écosystème aquatique du bassin

peut être affecté considérablement si la qualité détériorée des eaux de l'embouchure modifie le type de contrôle écologique qu'elle exerçait auparavant. On constate aisément le caractère unique de ce milieu. Un "cours d'eau sain", malgré les charges organiques et minérales élevées véhiculées en aval, devrait normalement comporter un écosystème à l'embouchure qui soit sain; les structures d'un tel écosystème sont fluides, variables selon les saisons et les épisodes hydrologiques.

*L'évaluation de la santé d'une espèce à l'embouchure est un indice du comportement acceptable du contrôle écologique de ces eaux; le bassin tout entier y imposant ses pressions, l'embouchure est le lieu privilégié pour évaluer l'anormalité du comportement de l'écosystème aquatique.*

#### 1.4.3 Le plomb et le mercure.

Il n'est pas exclu que des processus naturels (activité micro-biologique, érosion chimique et physique, respiration, etc.) puissent avoir une influence déterminante sur l'organisation métabolique de certains organismes aquatiques; ces processus apparaissent cependant moins importants dans le contrôle de la santé que les stress provenant des activités humaines comme les toxiques organiques et inorganiques. De plus, il n'est pas évident que la composition minérale du poisson puisse être un indice suffisamment sensible et intégrant pour rendre compte de pressions anormales sur le bassin; c'est pourquoi on doit chercher dans les organismes la présence de substances toxiques qui peuvent témoigner de pressions masquées, mais considérables. La détermination de substances toxiques bio-accumulables, tels que le Hg et le Pb dans les organismes, est un indice de l'intensité de certaines activités humaines du bassin.

## 2. METHODOLOGIE

Nous avons procédé à l'échantillonnage de certaines composantes de l'écosystème de façon à rechercher un indice de l'intensité des pressions exercées par le métabolisme du bassin sur des organismes aquatiques supérieurs vivant dans les eaux de drainage. Le lieu de l'expérience, conformément aux hypothèses de travail, est situé aux embouchures des rivières. Les points d'échantillonnage sont disséminés sur un court tronçon de rivière (environ 2 milles) de façon à éliminer les erreurs causées par des particularités de site et à obtenir une représentation plus globale; à la Fig. 2.1 apparaissent les points d'échantillonnage.

La numérotation s'accroît de l'amont vers l'aval; la rivière St-François étant représentée par la lettre F et la Yamaska par Y. A chaque point, la lettre A, B ou C indique que le point se situait sur la rive droite (A) ou gauche (C) ou encore au centre (B).

Les deux campagnes intensives d'échantillonnage ont été réalisées aux dates suivantes:

- pour la rivière Yamaska: 8 - 12 juillet 1974;
- pour la rivière St-François: 28 - 29 août 1974.

## 2.1 Analyse de l'eau

### 2.1.1 L'échantillonnage

L'eau prélevée avec un échantillonneur intégrant sur la verticale a été immédiatement transférée dans une bouteille de pyrex contenant les préservatifs nécessaires dans le cas du mercure, ou encore dans une bouteille de polyéthylène pour les autres paramètres. La préparation de l'échantillon avant analyse est décrite au schéma 2.1.

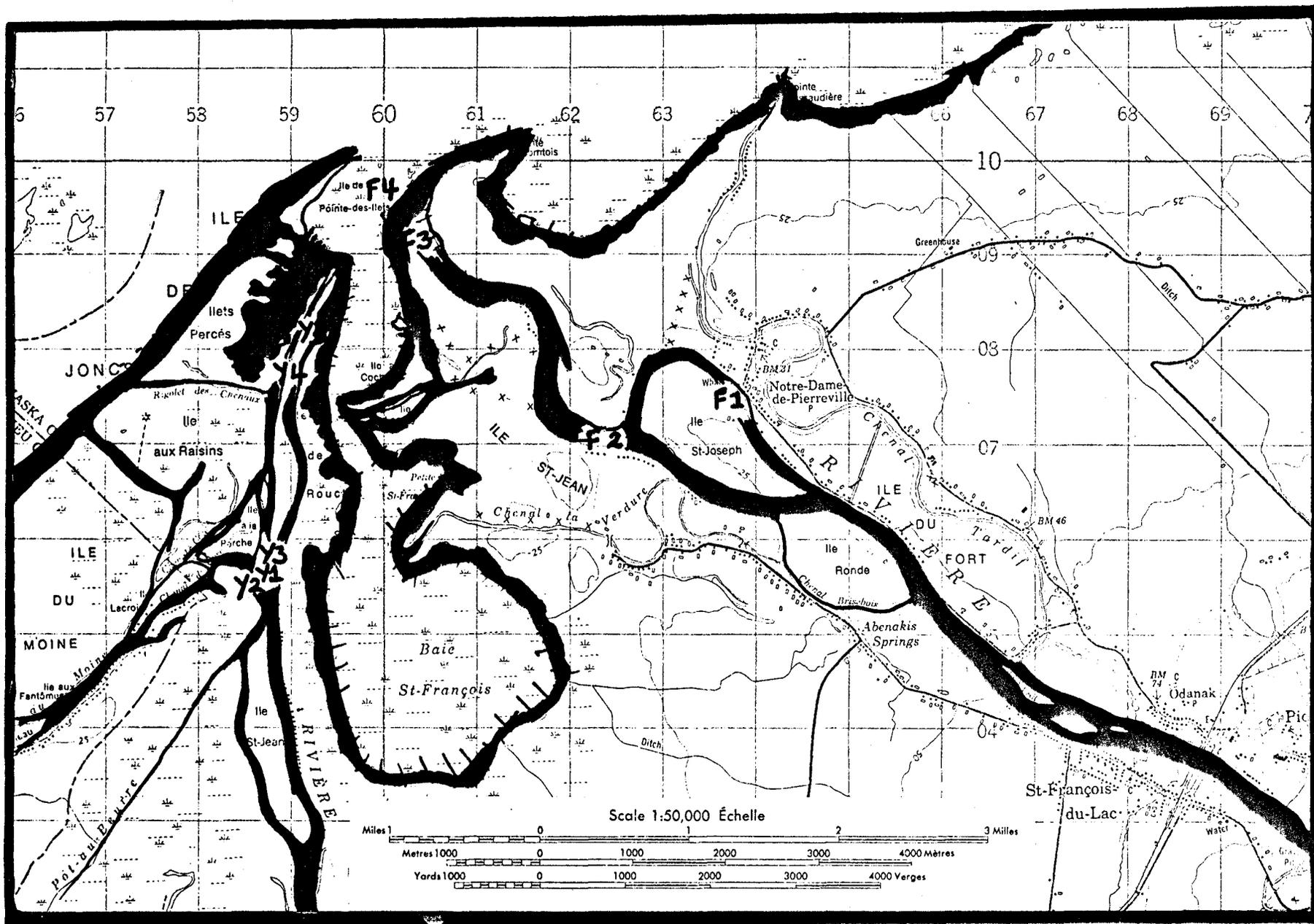
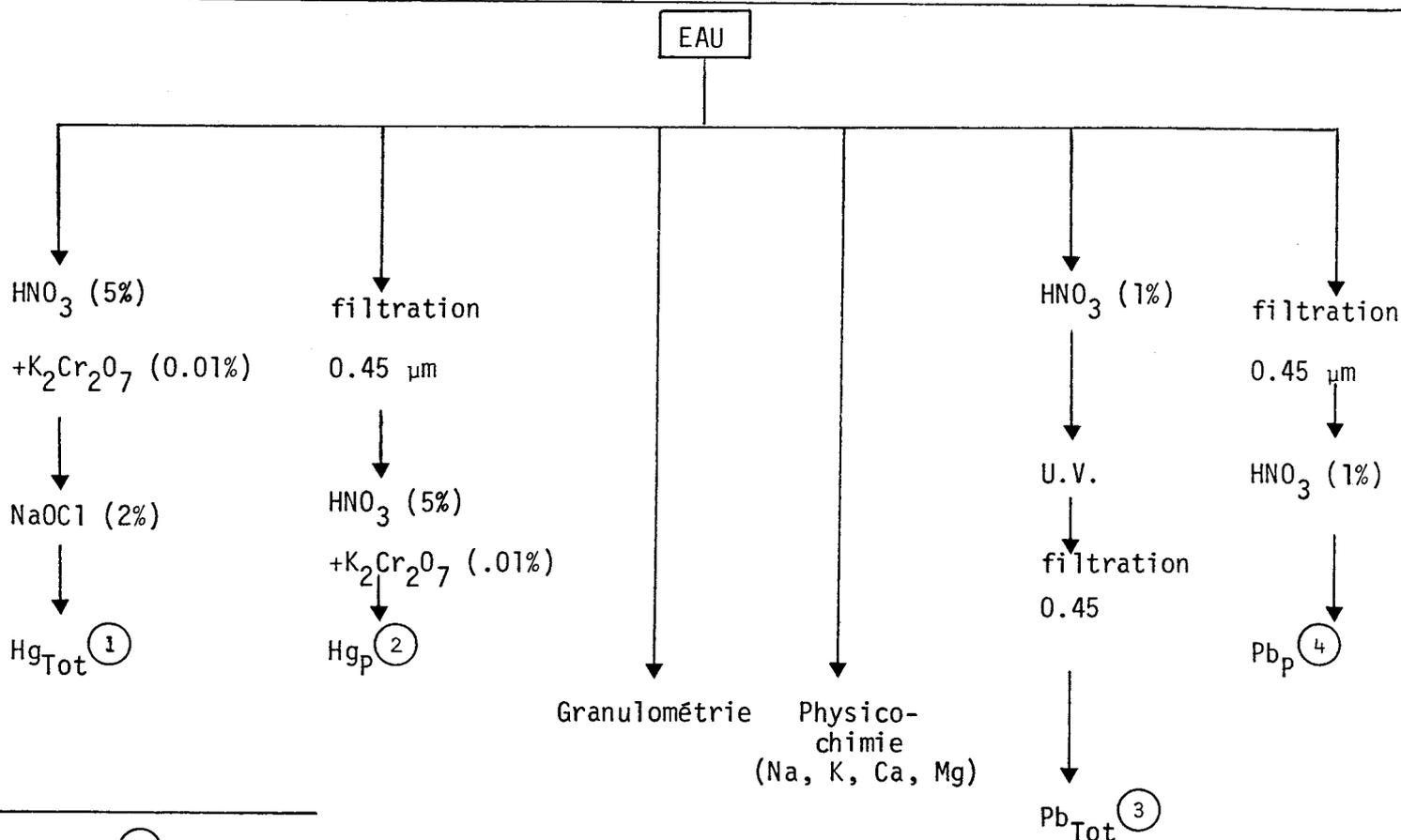


Fig. 2.1: Localisation des points d'échantillonnage sur les rivières Yamaska et Saint-François.

## SCHEMA 2.1 ANALYSE DE L'EAU



- ① Mercure total disponible: ( $Hg_{Tot}$ )  
Toute forme de mercure solubilisable par  $HNO_3$  (5%),  $K_2Cr_2O_7$  (0.01%) et NaOCl (2%) avant filtration.
- ② Mercure disponible à court terme: ( $Hg_p$ )  
Toute forme de mercure présente dans l'eau brute de rivière et passant à travers un filtre Millipore HAWP - 0047 (0.45  $\mu m$ )  
Mercure disponible à long terme:  $Hg_{Tot} - Hg_p$
- ③ Plomb disponible total: ( $Pb_{Tot}$ )  
Toute forme de plomb solubilisée par  $HNO_3$  (1%) et U.V. (1 hre) avant filtration.
- ④ Plomb disponible à court terme: ( $Pb_p$ )  
Toute forme de plomb présente dans l'eau brute de rivière et passant à travers un filtre Millipore de 0.45  $\mu m$ .  
Plomb disponible à long terme:  $Pb_{Tot} - Pb_p$

### 2.1.2 L'analyse

L'analyse du mercure en solution aqueuse a été réalisée à l'aide de la méthode de digestion totale de Kapp (1972). Nous avons utilisé des réactifs à faible teneur en mercure et procédé à des lavages rigoureux de la verrerie (acide sulfo-chromique, acide nitrique, eau déminéralisée). La validité de la méthode a été vérifiée par la détermination de la concentration dans l'échantillon, suite à l'addition de quantités connues de mercure et en comparant les résultats à une courbe étalon.

Le plomb en solution a été analysé par absorption atomique avec flamme après chélation-extraction au moyen de APDC-MIBK<sup>1</sup>. Il est essentiel de procéder ainsi en raison de la limite de détection trop élevée en absorption atomique avec flamme et pour éliminer les effets de matrice qui ont tendance à entraîner une surestimation des concentrations réelles.

## 2.2 Analyse des particules en suspension

### 2.2.1 L'échantillonnage

L'échantillonnage a été réalisé au moyen du même échantillonneur utilisé pour l'eau; une intégration verticale était alors réalisée à chaque point de prélèvement. L'échantillon était conservé par addition d'acide de sodium ( $\text{NaN}_3$ ) de façon à obtenir en concentration finale de 0.1% ( $\text{NaN}_3$ ).

### 2.2.2 L'analyse

La granulométrie des sédiments en suspension a été déterminée à l'aide d'un compteur de particules modèle TA de Coulter en utilisant deux tubes dont les orifices étaient respectivement de 30  $\mu\text{m}$  et 200  $\mu\text{m}$ . Du chlorure de sodium a été ajouté aux échantillons de façon à obtenir une concentration de 1% en  $\text{NaCl}$ . Avant d'analyser avec le tube de 30  $\mu\text{m}$ ,

---

<sup>1</sup> Agent chélateur: Ammonium pyrrolidine dithiocarbamate (APDC)  
Solvant: Méthyl iso-butyl cétone (MIBK).

nous avons tamisé préalablement l'échantillon sur un tamis de nylon dont la maille est de 20  $\mu\text{m}$  de côté. L'appareil permet d'obtenir la distribution relative du volume des particules dans 14 canaux différents et ceci pour des particules dont le diamètre se situe entre 2% et 40% du diamètre de l'orifice du tube. Au moyen d'un programme d'ordinateur, nous avons pu obtenir la distribution spectrale des particules entre 0.768  $\mu\text{m}$  et 78.0  $\mu\text{m}$  de diamètre, ainsi que les données suivantes: la concentration volumique (ppm) du matériel en suspension, le nombre total des particules par ml et le diamètre moyen géométrique des particules.

### 2.3 Analyse des sédiments de fond

#### 2.3.1 L'échantillonnage

Aux différents points, les sédiments de fond ont été prélevés au moyen d'une drague "Ekman" et acheminés au laboratoire, à 0°C, dans des sacs de polyéthylène.

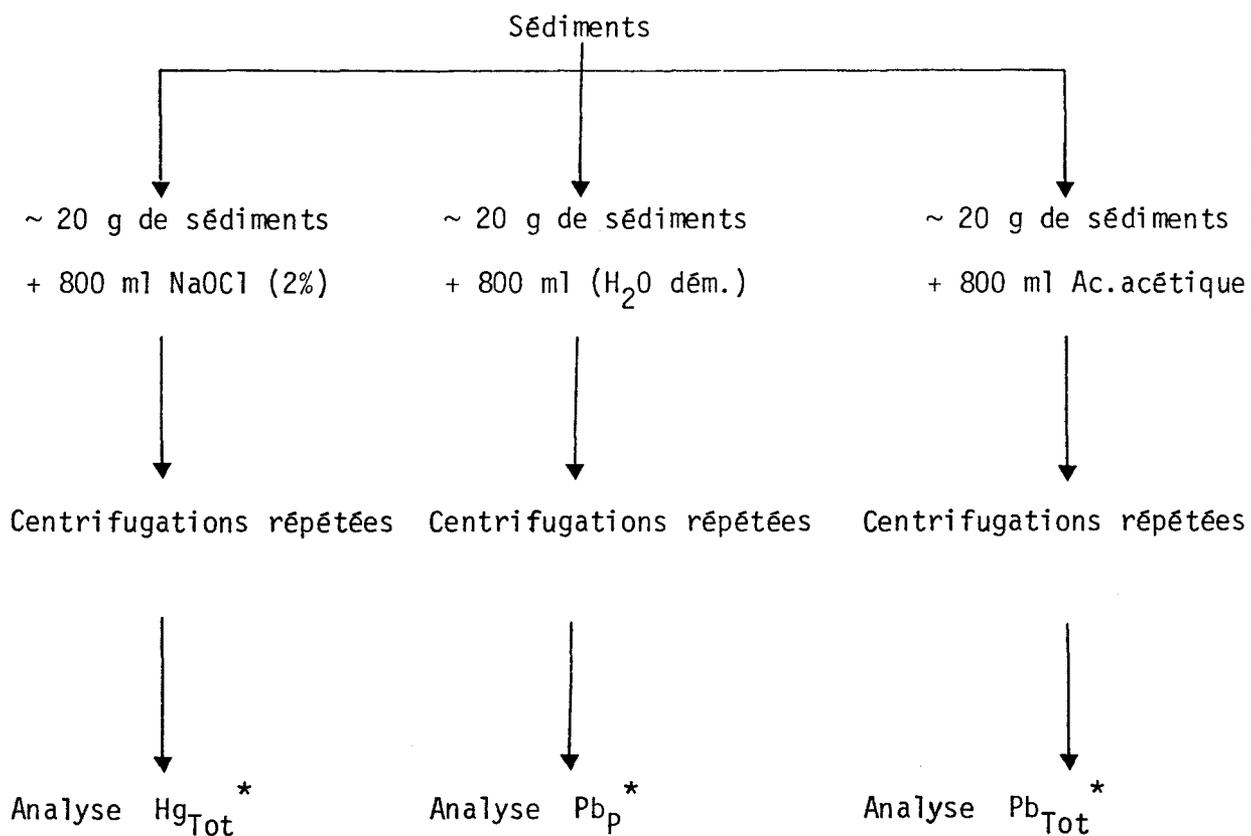
#### 2.3.2 L'analyse

Le pourcentage de matière organique a été établi gravimétriquement par la mise en cendres à 550°C (4 hres) après séchage à 104°C (12 hres). La détermination des concentrations métalliques a été réalisée selon le protocole décrit au schéma 2.2.

La solubilisation du plomb par l'acide acétique avait pour but de rendre compte du plomb disponible à long terme. Au pH d'extraction de l'acide acétique, on solubilise les carbonates de plomb et une partie du plomb associé au matériel organique sans attaquer la matrice cristalline des sédiments ou même le revêtement résultant de la coprécipitation.

Le lessivage du mercure organique, que ce soit sur les particules en suspension de la rivière ou les sédiments de fond, a été réalisé avec NaOCl 2% à pH 6. Le tableau 2.1 montre que l'hypochlorite de soude est le meilleur agent de lessivage du mercure organique à la concentration de 2% et au pH de 6.

SCHEMA 2.2 ANALYSE DES SEDIMENTS



\* Les mêmes définitions que dans le cas de l'eau de la rivière s'appliquent ici.

TABLEAU 2.1 ETUDE DE LESSIVAGE DU MERCURE DANS LES SEDIMENTS (Smith, 1972).

Agent de lessivage	Temp. °C	pH	pourcentage de récupération de 5 types de sédiments				
			1	2	3	4	5
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (5%)	25		21	-	0	0	-
	100		12	-	-	-	101
NaCl (7.5%)	25		11	-	13	-	~ 2
HCl (3.5%)	25		0	-	-	-	-
	100		60	-	-	-	97
HNO <sub>3</sub> (3.5%)	100		30	-	-	-	98
NaOCl (1%)	25	6	-	82	86	.5	97
(3%)	25	6	-	-	-	-	97
(4%)	25	6	-	95	92	88	
(5%)	25	12	68	-	-	-	50
(5%)	25	6	98	-	-	-	98

Le mercure, dans les extraits, était analysé après digestion selon le protocole décrit par Kopp et al. (1972). Les extraits destinés à l'analyse du plomb subissaient, avant la mesure par absorption atomique, la chélation-extraction à l'APDC-MIBK.

## 2.4 Analyse des plantes

### 2.4.1 L'échantillonnage

Les plantes ont été prélevées aux différents sites d'échantillonnage, emballées individuellement dans des sacs de polyéthylène et conservées à  $-40^{\circ}\text{C}$  jusqu'au moment de l'analyse.

### 2.4.2 L'analyse

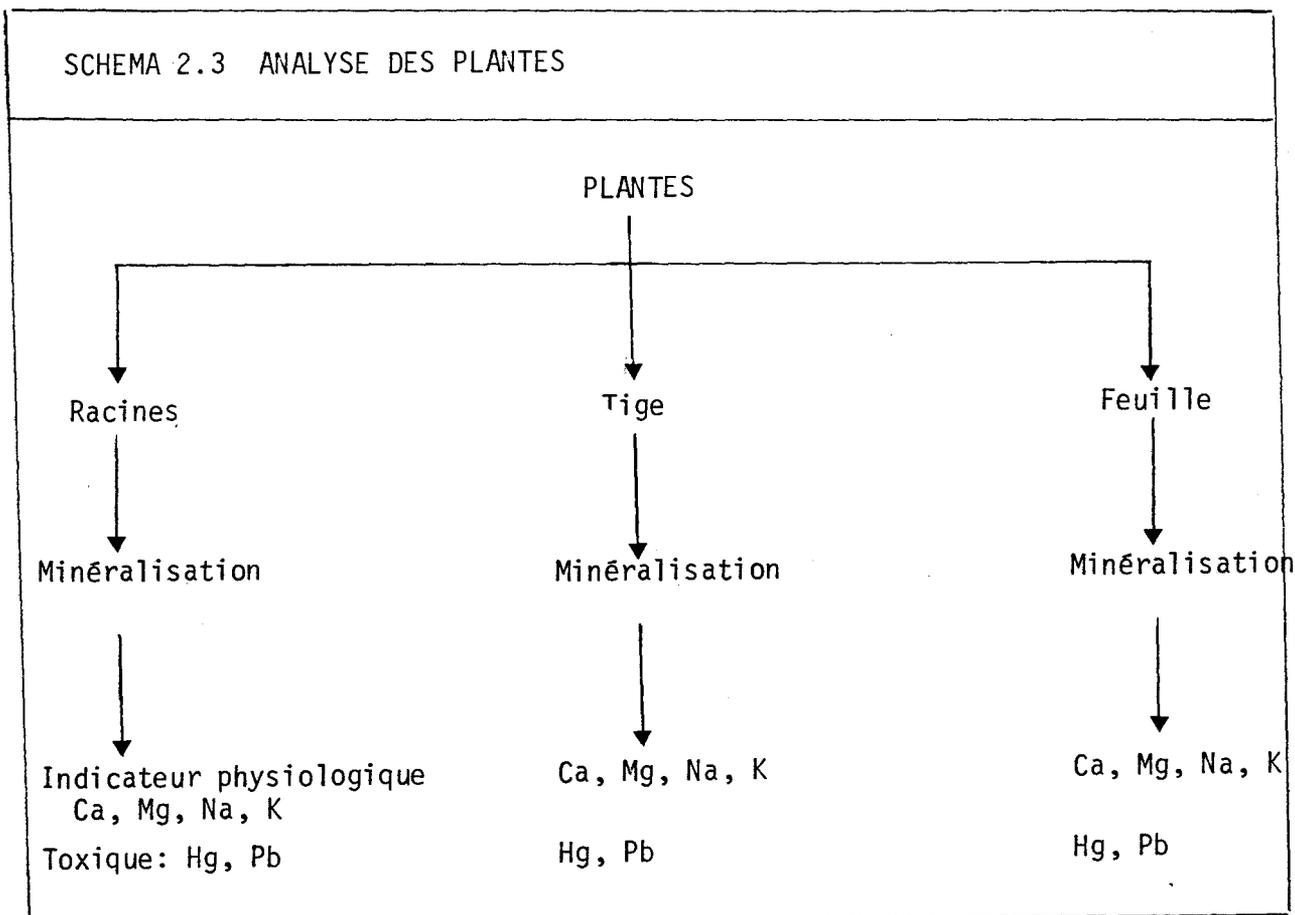
Pour l'analyse du mercure, les diverses parties de la plante ont été digérées selon la méthode de Deitz et al. (1973) et la détermination se réalisait dans la solution aqueuse de la même façon que pour l'eau. Pour le plomb et les autres métaux, la digestion humide ne pouvait être utilisée en raison des nombreuses contaminations des réactifs et des effets de matrice considérables occasionnés par ceux-ci. Nous avons opté pour la réduction en cendres du matériel biologique selon un protocole rigoureusement éprouvé par Childs et Gaffke (1974) pour le plomb. Les métaux résiduels étaient resolubilisés par l'acide chlorhydrique (1N). Le plomb était ensuite chélaté et extrait à l'APDC-MIBK pour sa détermination. Au schéma 2.3 on présente sommairement le protocole analytique utilisé.

## 2.5 Analyse des poissons

### 2.5.1 L'échantillonnage

Les poissons ont été pêchés à l'aide de filets maillants que nous avons posés à différents endroits de chaque embouchure. Chaque poisson était alors mesuré, pesé, identifié, vidé de ses entrailles et emballé dans des sacs en polyéthylène avant d'être congelé sur glace carbonique et conservé à  $-40^{\circ}\text{C}$  jusqu'à l'analyse.

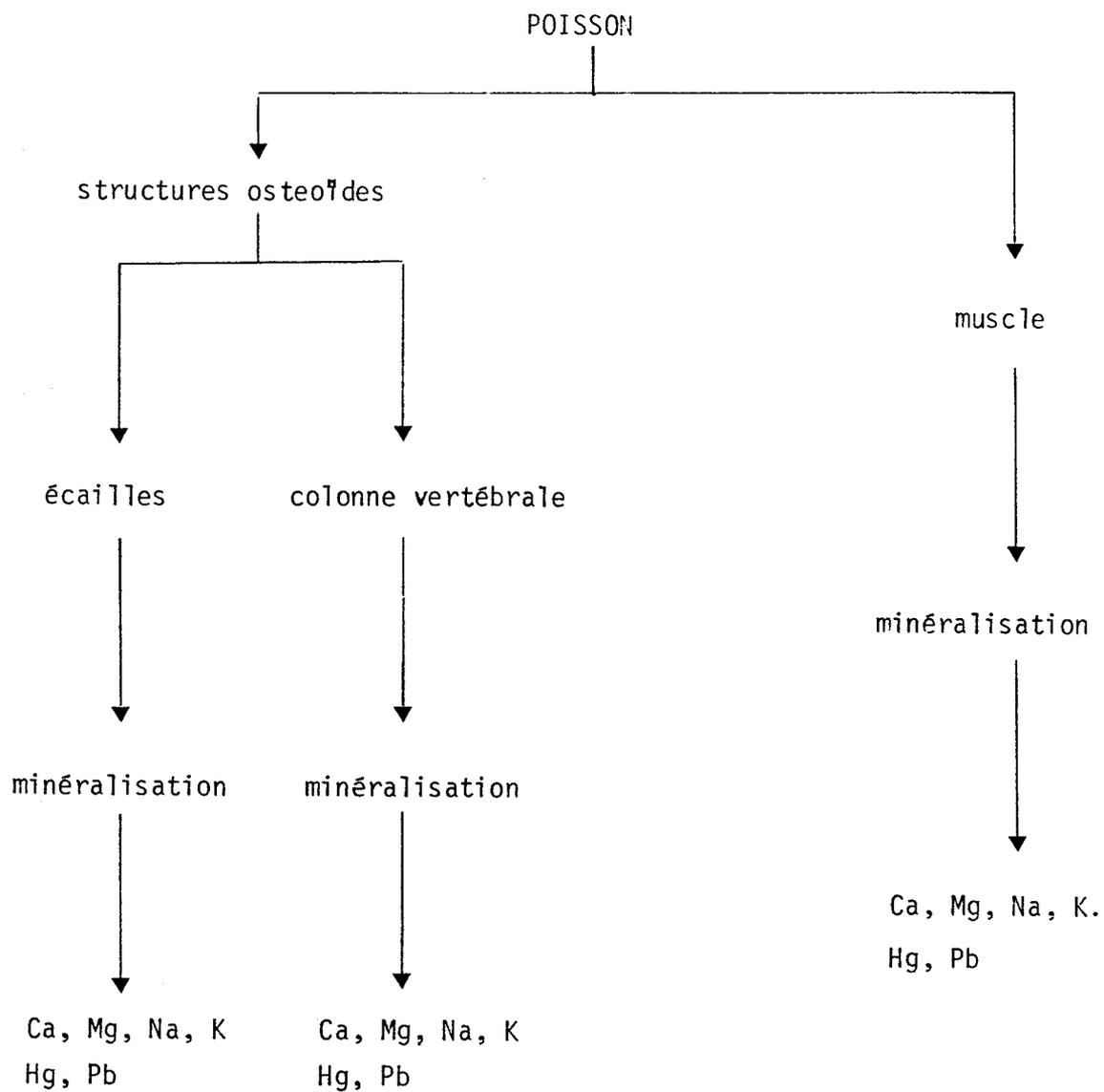
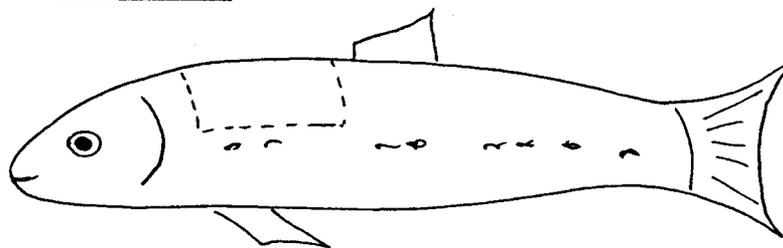
SCHEMA 2.3 ANALYSE DES PLANTES



### 2.5.2 L'analyse

Des écailles, un morceau de muscle et une partie de la colonne vertébrale avec la moelle épinière de chaque poisson étaient prélevés entre l'opercule et la nageoire dorsale et au-dessus de la ligne latérale. Les méthodes analytiques utilisées sont les mêmes que pour les plantes en regard de chaque métal. Le schéma 2.4 présente le protocole analytique dans son ensemble.

## SCHEMA 2.4 ANALYSE DES POISSONS

Localisation du prélèvement

### 3. RESULTATS

L'élaboration d'un indice de perception systémique de la qualité du milieu, en vue d'évaluer l'intensité du danger environnemental (*santé des organismes et dynamique de la transformation de l'énergie*) comporte plusieurs observations que nous n'avons pu réaliser. On s'est surtout attaché à percevoir la santé de "l'écosystème" de l'embouchure par l'évaluation de la santé d'organismes qui y vivent; ainsi, une description sommaire de la structure chimique du milieu (*analyses physico-chimiques de l'eau et des sédiments, granulométrie des sédiments en suspension*), une évaluation de la teneur en mercure et plomb dans certaines plantes supérieures et la détermination de la matrice minérale (Ca, Mg, Na, K) de poissons vivant aux embouchures de la Yamaska et Saint-François constituent l'approche préliminaire retenue dans la recherche d'indices de perception.

### 3.1 Caractérisation de l'eau (Tableau 3.1)

Les concentrations en Ca, Mg, Na et K dans les embouchures des deux rivières sont semblables. Comme on devait s'y attendre, les concentrations ne varient pas de l'amont à l'aval; on peut être assuré ainsi que les stations d'échantillonnage étaient situées dans la voie de l'écoulement majeur de chacun des cours d'eau. De plus, les faibles différences observées entre les deux rivières (Ca et K) ne nous apparaissent pas comme pouvant jouer un rôle déterminant sur les teneurs ioniques mesurées dans les organismes aquatiques. Les concentrations en plomb total sont plus élevées dans la rivière Yamaska que dans la rivière Saint-François, tandis que c'est le contraire pour le plomb disponible. Dans le cas du mercure, on retrouve des concentrations qui ont tendance à être plus élevées dans la rivière Yamaska. De façon générale, les concentrations en mercure et en plomb sont très variables<sup>1</sup> de l'amont vers l'aval; ceci témoigne évidemment de la forme particulière (organique et inorganique) sous laquelle se retrouvent ces éléments et de la variabilité dans le temps et dans la nature

<sup>1</sup> La variation de la concentration dans le milieu est nettement supérieure à la fidélité de la méthode.

TABLEAU 3.1: QUALITE CHIMIQUE DE L'EAU DES RIVIERES YAMASKA ET SAINT-FRANÇOIS

Rivière Yamaska								
Station*	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Pb <sub>Tot</sub> µg/l	Pbp µg/l	Hg <sub>Tot</sub> µg/l	Hgp µg/l
Y1C	23	3.6	6.4	3.2	25	< 3	—	.20
Y2C	20	3.9	6.8	2.7	15	< 3	.22	.42
Y3A	20	3.7	6.4	3.5	25	< 3	.15	.12
Y4C	20	3.7	6.2	3.3	39	< 3	.37	.12
Y5A	24	3.7	6.6	3.4	53	< 3	.25	.23
Rivière St-François								
Station	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Pb <sub>Tot</sub> µg/l	Pbp µg/l	Hg <sub>Tot</sub> µg/l	Hgp µg/l
F1B	14	3.5	9.2	1.2	14	8	.10	.03
F2A	14	3.7	9.2	1.3	4	5	—	.16
F2C	14	3.7	9.1	1.2	11	5	.27	.22
F3A	14	3.7	9.2	1.3	10	5	.18	—
F3C	14	3.7	9.2	1.3	11	6	.14	.07
F4B	14	3.5	8.9	1.1	8	4	.26	.16

\* Y = Yamaska

F = St-François

1 à 5: indique le numéro de la station

A, B, C: indique A: Rive droite

B: Centre

C: Rive gauche

des phénomènes responsables de leur présence dans le milieu.

### 3.2 Caractérisation de la phase particulaire (Tableau 3.2)

L'évolution du diamètre moyen des particules en suspension dans la rivière Saint-François semble indiquer des aires de sédimentation dans l'embouchure, tandis que ce phénomène n'a pas été observé dans la rivière Yamaska où les particules sont suffisamment petites pour être véhiculées sans sédimenter. Le nombre et la concentration volumique des particules sont beaucoup plus élevés dans la rivière Yamaska; ainsi, les interactions directes et indirectes de la phase particulaire avec le vivant aquatique (*bactéries, protozoaires, algues, invertébrés, plantes supérieures, poisson, etc.*) seront plus intenses et plus déterminantes dans la rivière Yamaska si ces tendances se maintiennent au cours des saisons.

### 3.3 Caractérisation des sédiments de fonds (Tableau 3.3)

Les sédiments du lit des deux rivières ont des teneurs en matières organiques voisines (moyennes de 3.3 et 4.2%), mais sont nettement différents dans leur concentration en plomb et en mercure. En effet, le mercure associé à la fraction organique est d'environ 20 fois plus élevé dans la Yamaska; alors que le plomb n'a pu être détecté dans la rivière Yamaska (< .15 ppm), cet élément précipité dans les sédiments, atteint 3.3 ppm dans la rivière Saint-François. Il semble donc, si la disponibilité du plomb et du mercure est semblable dans les deux rivières, que la rivière Yamaska prédisposerait à une bio-accumulation de mercure tandis que la Saint-François favoriserait l'absorption biologique du plomb.

### 3.4 Caractérisation des plantes (Tableau 3.4)

Deux espèces de plantes aquatiques supérieures sont présentes en abondance dans les deux rivières; ce sont Sagittaria cuneata et Butomus umbellatus. Le nombre insuffisant de plantes analysées ne permet pas de discerner l'existence de caractéristiques différentes pour les deux embouchures.

TABLEAU 3.2: CARACTERISTIQUES GRANULOMETRIQUES DES SEDIMENTS EN SUSPENSION DES RIVIERES YAMASKA ET SAINT-FRANÇOIS			
Rivière Yamaska			
Station <sup>1</sup> d'échantillon- nage	Concentration volumique ( $\mu\text{l/l}$ )	Nombre de particules	Diamètre moyen <sup>2</sup> des particules ( $\mu\text{m}$ )
		$10^6$ .ml	
Y1C	87	13.7	6.3
Y2C	24	6.8	4.5
Y3A	59	12.3	4.8
Y4C	79	13.7	5.6
Y5A	85	19.6	4.8
Rivière Saint-François			
Station d'échantillon- nage	Concentration volumique ( $\mu\text{l/l}$ )	Nombre de particules	Diamètre moyen des particules ( $\mu\text{m}$ )
		$10^6$ .ml	
F2A	6.7	1.51	14.3
F2C	7.3	2.21	12.7
F3A	6.7	3.88	6.4
F3C	10.	3.90	5.2
F4B	12.	3.39	7.3

<sup>1</sup> Voir Figure 2.1

<sup>2</sup> Diamètre moyen géométrique calculé d'après le spectre de distribution en volume des particules.

TABLEAU 3.3: DETERMINATION DE LA MATIERE ORGANIQUE, DU MERCURE ET DU PLOMB DANS LES SEDIMENTS DES RIVIERES YAMASKA ET SAINT-FRANÇOIS				
Rivière Yamaska				
Station	Matière volatile (%)	Hg (ng/g)	Pb (µg/g)	
			H <sub>2</sub> O*	CH <sub>3</sub> COOH**
Y1C	3.40	610	<.15	<.15
Y2C	4.11	170	<.15	<.15
Y3A	3.25	270	<.15	<.15
Y4C	3.06	410	<.15	<.15
Y5A	2.64	720	<.15	<.15
Rivière St-François				
Station	Matière volatile (%)	Hg (ng/g)	Pb (µg/g)	
			H <sub>2</sub> O*	CH <sub>3</sub> COOH**
F1C	1.19	37	<.04	1.4
F2A	4.55	18	.27	2.5
F3C	4.23	5	.14	3.3
F4C	6.67	20	.20	2.7

\* Extraction à l'eau déminéralisée

\*\* Extraction à l'acide acétique

TABLEAU 3.4: CONCENTRATION EN Pb ET Hg DANS DES PLANTES AQUATIQUES SUPERIEURES DES RIVIERES YAMASKA ET SAINT-FRANÇOIS.

Rivière Yamaska							
ESPECE	Lieu d'origine <sup>2</sup>	MERCURE ng/g <sup>1</sup>			PLOMB µg/g <sup>1</sup>		
		Feuille	Tige	Racine	Feuille	Tige	Racine
<i>Butomus umbellatus</i>	Y5A	12	7	20	3.1	1.3	4.2
<i>Butomus umbellatus</i>	Y3A	5	13	26	.18	.31	.59
<i>Butomus umbellatus</i>	Y3A	33	—	21	.13	.73	.73
<i>Sagittaria cuneata</i>	Y5A	29	12	20	1.5	2.5	5.5
<i>Alisma</i>	Y3A	67	52	69	19.6	3.0	7.6
Rivière Saint-François							
ESPECE	Lieu d'origine <sup>2</sup>	MERCURE (ng/g)			PLOMB (µg/g)		
		Feuille	Tige	Racine	Feuille	Tige	Racine
<i>Butomus umbellatus</i>	F4C	150	190	32	—	<.005	.03
<i>Butomus umbellatus</i>	F4C	56	4.6	—	.13	—	.28
<i>Sagittaria cuneata</i>	F3C	7.5	4.2	14	1.2	.66	11.
<i>Sagittaria cuneata</i>	F4C	21	7.7	44	—	.09	4.1
<i>Elodea Anacharis</i>	F4C	27	23	—	.44	.29	—

<sup>1</sup> Les concentrations de mercure et de plomb sont rapportées au poids frais de tissus.

<sup>2</sup> Voir Fig. 2.1

### 3.5 Caractérisation des poissons (Tableaux 3.5, 3.6 et 3.7)

Seul un moxostome et trois catostomes ont été capturés dans la rivière Yamaska malgré des efforts intenses de pêche; dans la Saint-François, une carpe et six catostomes ont été retenus pour l'analyse de la matrice minérale, du mercure et du plomb dans leur tissus. Comme on s'y attendait, on remarque que le mercure est surtout fixé aux tissus musculaires tandis que le plomb se fixe préférentiellement aux structures ostéoïdes. Les concentrations en calcium et magnésium dans les tissus des poissons sont très différentes selon la rivière d'origine.

TABLEAU 3.5: CARACTERISTIQUES MORPHOLOGIQUES DE POISSONS CAPTURES DANS LES RIVIERES YAMASKA ET SAINT-FRANÇOIS.

Rivière Yamaska (10/07/74)					
No.	IDENTIFICATION	Poids (g)	Longueur (cm)		Coeff. de <sup>1</sup> condition
			F.L. <sup>2</sup>	T.L. <sup>3</sup>	
Y1	Moxostome jaune	843	37.8	41.2	15.0
Y2	Catostome noir	1036	41.5	43.6	14.5
Y3	Catostome meunier	1009	40.5	44.1	15.2
Y4	Catostome meunier	663	35.3	37.9	15.1
Rivière St-François (28/08/74)					
No.	IDENTIFICATION	Poids (g)	Longueur (cm)		Coeff. de condition
			F.L.	T.L.	
F1	Carpe allemande	1296	40.0	43.0	20.3
F2	Catostome noir	1080	39.5	42.0	17.5
F3	Catostome noir	850	36.5	39.0	17.5
F4	Catostome noir	930	39.0	41.5	15.7
F5	Catostome noir	760	36.5	39.0	15.6
F6	Catostome noir	827	37.0	40.0	16.3
F7	Catostome noir	816	38.0	39.5	14.9

$$^1 \text{ Coefficient de condition} = \frac{\text{Poids}}{(\text{F.L.})^3} \times 1000$$

<sup>2</sup> Longueur à la fourche: F.L.

<sup>3</sup> Longueur totale: T.L.

TABLEAU 3.6: COMPOSITION CHIMIQUE DE POISSONS CAPTURES DANS LA RIVIERE YAMASKA  
RAPPORTEE AU POIDS FRAIS.

	No.	Ca ( $\mu\text{g/g}$ )	Mg ( $\mu\text{g/g}$ )	Na ( $\mu\text{g/g}$ )	K ( $\mu\text{g/g}$ )	Pb ( $\mu\text{g/g}$ )	Hg (ng/g)
M U S C L E	Y1	13	520	380	3100	<.002	1200
	Y2	4	330	520	2706	.004	560
	Y3	7	460	560	2800	<.002	650
	Y4	6	390	460	2800	.010	630
V E R T E B R E S	Y1	1900	2800	1600	2100	.05	360
	Y2	1600	2000	1400	2200	<.002	110
	Y3	1500	2100	1300	2400	.07	180
	Y4	1300	1800	1100	2000	.03	240
E C A I L L E	Y1	6600	7800	17000	390	.09	50
	Y2	7100	7700	13000	330	2.8	90
	Y3	3900	4800	9100	370	1.3	90
	Y4	5900	6600	10000	260	2.3	40

TABLEAU 3.7: COMPOSITION CHIMIQUE DE POISSONS CAPTURES DANS LA RIVIERE SAINT-FRANÇOIS  
RAPPORTEE AU POIDS FRAIS.

	No.	Ca ( $\mu\text{g/g}$ )	Mg ( $\mu\text{g/g}$ )	Na ( $\mu\text{g/g}$ )	K ( $\mu\text{g/g}$ )	Pb ( $\mu\text{g/g}$ )	Hg (ng/g)
M U S C L E	F1	230	280	700	3300	<.15	240
	F2	40	220	730	3500	<.15	290
	F3	20	230	730	3100	<.15	280
	F4	30	240	730	3100	<.15	590
	F5	20	200	350	2000	<.15	550
	F6	20	230	500	3400	<.15	340
	F7	70	250	720	3000	<.15	500
V E R T E B R E S	F1	23000	920	880	2670	.40	20
	F2	34400	1350	1540	2640	<.15	40
	F3	29000	1050	1700	2190	.50	70
	F4	38400	1370	1760	3280	.50	220
	F5	25500	870	900	2270	2.5	190
	F6	21900	1030	1640	3110	.15	110
	F7	23300	830	1170	1760	.80	150
E C A I L L E	F1	830	60	80	60	<.15	120
	F2	16700	640	610	480	<.15	30
	F3	30200	1240	1170	610	<.15	10
	F4	3640	240	270	150	<.15	140
	F5	30300	2480	1700	850	<.15	180
	F6	26300	1060	900	960	<.15	10
	F7	25800	1180	1130	320	<.15	70

#### 4. SYNTHÈSE ET DISCUSSION

L'intervention technocratique, qu'il s'agisse de la planification, de l'aménagement ou de la gestion des ressources, doit reposer d'abord sur la perception systémique du comportement environnemental; mais on sait que les démarches visant à la description des relations entre les composantes du milieu sont complexes et ne permettent pas d'anticiper, dans de brefs délais, l'établissement de stratégies d'intervention adéquates. Il est cependant possible d'imaginer la description systémique des problèmes auxquels on s'attaque, identifiant ainsi les indicateurs environnementaux qui permettront le renforcement des scénarios formulés (Fig. 4.1).

*L'identification des indices ou indicateurs environnementaux est subordonnée à la perception d'un état systémique; cet état est décrit par un scénario environnemental élaboré à la suite d'une synthèse associative de phénomènes se déroulant dans le milieu.*

La figure 4.2 présente le scénario simplifié témoignant de la consolidation progressive d'un danger environnemental causé par un apport anormal de substances bioactives en provenance du bassin. En choisissant quatre (4) indices (no. 1, 2, 3 et 4) en des points clefs dans le scénario, il est possible d'y cheminer en le renforçant ou en l'affaiblissant par des vérifications environnementales simples et rapides. Les vérifications environnementales sont les suivantes:

- No. 1 Evaluation du transport hors du bassin par la caractérisation de la phase particulaire en suspension dont l'étendue de sa surface spécifique témoigne de l'intensité des interactions potentielles entre les substances toxiques et les particules. Le transport hors du bassin est un indice important de l'influence à longue portée des substances toxiques et de l'importance environnementale de leur source: ainsi, s'il y a transport hors du bassin, il ne s'agit plus d'un problème local.

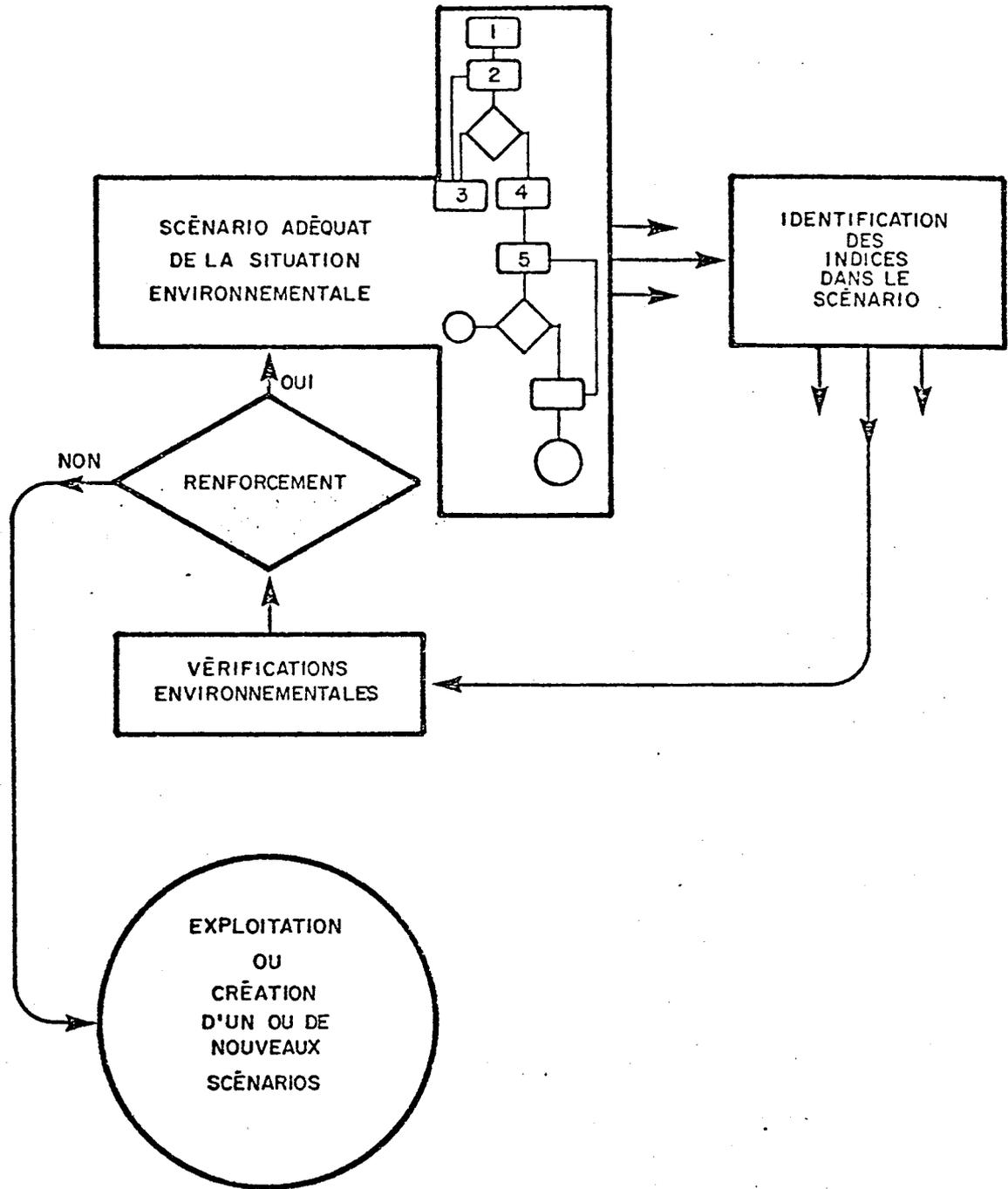


Fig. 4.1 .Schéma du renforcement itératif d'un scénario de situation environnementale par la vérification des indices du comportement.

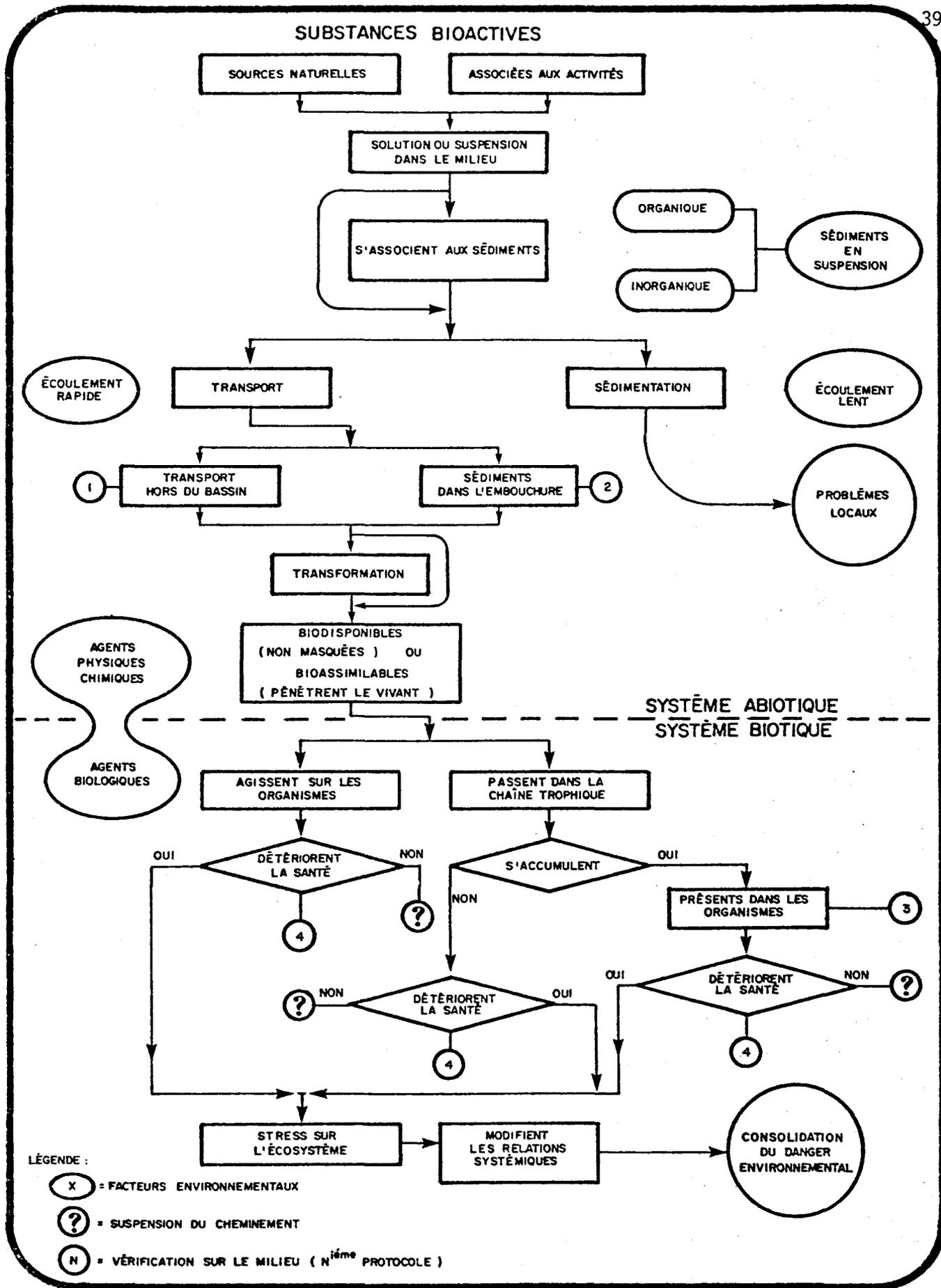


Fig. 4.2. Scénario simplifié du danger environnemental causé par une surutilisation d'un bassin qui entraîne une injection de substances bioactives dans l'écosystème aquatique.

- No. 2 La sédimentation à l'embouchure nous renseigne sur le niveau d'association de substances bio-actives avec les sédiments; ainsi, s'il y a sédimentation, on peut affirmer que le temps de séjour de ces substances est élevé et qu'il est probable qu'elles subissent des transformations chimiques et biochimiques ou encore que leur bioassimilation, en se manifestant sur des longues périodes de temps, puissent avoir un effet sur les organismes aquatiques.
- No. 3 Considérant que les substances bioactives peuvent s'accumuler dans les organismes, il faut en vérifier la présence dans certains d'entre eux. Ainsi, en choisissant des végétaux et des animaux aquatiques à l'embouchure, on vérifie la validité du scénario: les substances bio-actives séjournant peu (en suspension) ou longtemps (sédimentées) dans l'embouchure, passent dans la chaîne trophique, s'accumulent ou ne s'accumulent pas dans les organismes.
- No. 4 Ce point d'intervention est critique dans le scénario; on vérifie en une seule fois les quatre voies hypothétiques retenues. Que les substances soient ou non assimilables, qu'elles s'accumulent ou non dans les organismes, vérifiant l'état de santé d'organismes aquatiques, on estime par le désordre métabolique l'intensité des stress qu'elles causent sur l'écosystème et le danger environnemental qu'elles présentent pour l'homme.

#### 4.1 Substances transportées (Tableau 4.1)

La phase particulaire transportée dans la rivière Yamaska est beaucoup plus dense que celle de la Saint-François; les concentrations volumiques y sont en effet 8 fois plus élevées que dans la Saint-François tandis que les rapports du nombre de particules n'est que 4 environ (particules plus grandes que 0.8  $\mu$ ). Si on ne tient pas

TABLEAU 4.1: CARACTERISATION SOMMAIRE DE SUBSTANCES VEHICULEES HORS DU BASSIN DES RIVIERES YAMASKA ET SAINT-FRANÇOIS.

Rivière	Sédiments en suspension			Substances associées à la phase particulaire		Substances en solution	
	Conc. moyen <sup>1</sup> µl/l	Nombre moyen <sup>2</sup> de particules	Diam. moyen <sup>3</sup> µm	Pb	Hg	Pb	Hg
				(ng/g)	(ng/g)	(ng/g)	(ng/g)
Yamaska	66.8	13 x 10 <sup>6</sup>	5.2	~ 30	.03	< 3	.22
Saint-François	8.5	3 x 10 <sup>6</sup>	6.3	5	.06	7	.13

<sup>1</sup> Concentration moyenne de la phase particulaire en µl/l

<sup>2</sup> Nombre de particules par ml

<sup>3</sup> Moyenne des diamètres moyens géométriques excluant les points F2A et F2C dans la Saint-François.

compte des points F2A et F2C situés plus en amont dans la rivière Saint-François, on constate que les diamètres moyens géométriques des particules sont semblables dans les deux rivières. Ainsi, le nombre des particules étant beaucoup plus élevé dans la rivière Yamaska que dans la Saint-François, la surface transportée y sera plus grande; les réactions chimiques et biochimiques aux interfaces peuvent y être plus nombreuses et plus intenses, favorisant ainsi un accroissement de la bio-activité des substances associées. Réciproquement, l'accroissement des liens de complexation (ou de chélation) avec la surface peut diminuer la bio-activité des substances. On voit donc que la toxicité de certaines substances sous leur forme organique pourrait être atténuée par association aux sédiments en suspension lorsque les charges sont élevées. De plus, lorsque la toxicité de substances augmente en fonction de certaines transformations structurelles et chimiques, elle pourrait être favorisée par la présence de charges élevées. Quelque soit le cas considéré, on admettra qu'une portion importante de la phase particulaire sédimentera plus ou moins loin en aval de l'embouchure et ces sédiments de fond sans cesse renouvelés amèneront des conditions benthiques défavorables si les substances bioactives qui y sont associées exercent un stress indu sur le vivant aquatique.

Le plomb, associé à la phase particulaire (probablement sous forme de carbonate insoluble), est six fois plus élevé dans la rivière Yamaska que dans la rivière Saint-François tandis que le mercure semble du même ordre de grandeur dans les deux rivières. Cependant, le plomb en solution ou associé à la matière organique dissoute est plus élevé dans la rivière Saint-François tandis que le mercure "soluble" semble atteindre des concentrations plus élevées dans la Yamaska (.22 ppb) que dans la Saint-François (.13 ppb).

*Il est possible, selon les considérations faites et si les tendances se maintiennent, que le plomb ait une "bio-activité" plus élevée dans les eaux de la Saint-François et que le mercure soit plus bio-actif dans celles de la Yamaska.*

#### 4.2 Les sédiments du lit des rivières

Les sédiments du lit des rivières Yamaska et Saint-François peuvent être caractérisés ainsi:

	Mat. Volatile %	Plomb (ng/g)	Mercure (ng/g)
Rivière Yamaska	3.3	< 150	430
Rivière Saint-François	4.2	2500	20

Les sédiments de la rivière Saint-François ont des teneurs en matière volatile au moins aussi élevées que ceux de la rivière Yamaska (*ils sont possiblement plus riches en matière organique*). Les teneurs en matière volatile indiquent que les embouchures des deux rivières sont des aires de sédimentation d'intensité moyenne; l'observation de la variabilité des teneurs en matière volatile dans les sédiments des deux rivières nous amène à constater que dans la rivière Saint-François les aires de sédimentation sont distribuées de façon hétérogène tandis que le phénomène est plus uniforme sur la rivière Yamaska.

Il semble, à la lumière de nos résultats, que les sources de mercure dans la Yamaska et de plomb dans la Saint-François ont une importance environnementale considérable.

*Le mercure dans la rivière Yamaska et le plomb dans la Saint-François sont susceptibles d'interférer avec la vie aquatique; leur abondance est un indice de la présence de pressions importantes exercées par le métabolisme du bassin.*

### 4.3 Présence du mercure et du plomb dans les organismes

#### 4.3.1 Le mercure

On se rappellera que les concentrations en mercure dans l'eau des deux rivières sont comparables alors qu'elles sont élevées dans les sédiments de la rivière Yamaska et faibles dans ceux de la Saint-François. Il est normal que la concentration de mercure dans l'eau soit faible, car il est peu hydrophile: il est absorbé par le biota, adsorbé par les sédiments tant inorganiques qu'organiques, complexé et sédimenté ou encore volatilisé lorsqu'il est transformé en mercure organique par les microorganismes (Reimers et al., 1974).

Le mercure pénètre dans le vivant aquatique par les différentes muqueuses ou les systèmes membranaires, surtout lorsqu'il est sous sa forme organique (Bisogni et al., 1975). La concentration de mercure dans les macrophytes analysés est de l'ordre de celle rencontrée dans les plantes marines: 18-37 ng/g frais (Jonasson et Boyle, 1971). Nous n'avons pu distinguer si l'une ou l'autre des parties de la plante avait une affinité particulière pour le mercure. Il n'en va pas de même pour le poisson où les concentrations en mercure sont plus élevées que normalement (30-200 ng/g frais) (Jonasson et Boyle, 1971). Dans le cas du muscle, tissus où les valeurs sont les plus élevées, les concentrations trouvées varient entre 250 et 1200 ng/g frais. La distribution du mercure dans les différents organes des poissons a été étudiée (Gibblin et Massaro, 1973), ce qui nous permet de penser que nous avons localisé dans les organes étudiés au moins 72% du mercure dans le poisson (Tableau 4.2) présent dans 65% du poids du poisson.

A l'examen du Tableau 4.3, on remarque que la concentration en mercure est plus élevée dans les poissons de la rivière Yamaska (chair et colonne vertébrale) que dans ceux de la rivière Saint-François.

Dans le cas des poissons des deux rivières, une relation intéressante se dégage entre la concentration de mercure dans le muscle et la concentration de mercure dans la colonne vertébrale (Tableau 4.3).

TABLEAU 4.2: REPARTITION DU MERCURE DANS LES ORGANES DU POISSON  
(Salmo gairdneri) (Gibblin et Massaro, 1973).

TISSU	Pourcentage du Hg total	Pourcentage du poids du poisson
Muscles	70	55
Cerveau	.1	.1
Foie	1.6	1.2
Rein	.5	.8
Contenu intestinal	.05	1.1
Tête	7.7	18.7
Peau	1.3	8.3
Intestins	2.9	3.5
Gonades	1.0	3.1
Sang	6.8	1.5
Os	.4	1.0
Branchies	.5	.1
Coeur	.1	.1
Rate	.1	

TABLEAU 4.3: CONCENTRATION EN MERCURE DANS CERTAINS TISSUS DES POISSONS.			
Rivière Yamaska			
	ng/g (poids frais)		
	MUSCLE	Colonne vertébrale	ECAILLES
Moxostome	1200	360	50
Catostome	650	175	90
Catostome	560	110	90
Catostome	630	240	44
Rivière St-François			
	ng/g (poids frais)		
	MUSCLE	Colonne vertébrale	ECAILLES
Carpe	240	23	120
Catostome	285	36	24
Catostome	280	68	12
Catostome	590	215	135
Catostome	550	190	180
Catostome	340	110	11
Catostome	510	150	70

Cette relation, indépendante du lieu d'origine des organismes et des différentes espèces, peut être représentée par une droite qui intercepte l'ordonnée à une concentration de 170 ng/g de mercure (Fig. 4.3). Ce point semble correspondre à un seuil de concentration dans le muscle avant qu'il y ait accumulation dans la colonne vertébrale. La détermination plus exacte de cette valeur permettrait de connaître la quantité de mercure que peut absorber un poisson sans qu'il s'accumule dans le tissu nerveux ou osseux. La concentration de 170 ng/g trouvée est voisine des concentrations maximales normalement trouvées dans le muscle des poissons d'eau douce (Jonasson et Boyle, 1971).

D'autre part, on remarque qu'il existe une relation<sup>1</sup> entre les concentrations en mercure dans le muscle et leur proportion en calcium et en magnésium: les poissons ayant des concentrations en mercure élevées ont des proportions de calcium plus faibles et des proportions de magnésium plus élevées (Tableau 3.6 et 3.7). Les mesures étant exprimées en terme de poids frais, il est important de considérer l'influence de la perte ou du gain en eau du matériel biologique causée par leur état de santé; le potassium demeurant constant et les différences étant considérables pour les autres ions, ceci exclut cette alternative et nous sommes donc en mesure de comparer les poissons de la Yamaska avec ceux de la Saint-François. Comme on le verra plus loin, la concentration totale en milli équivalent de la matrice minérale dans la chair est demeurée constante (Tableau 4.5). On peut donc supposer qu'il y a remplacement du calcium par le magnésium suivi d'un réajustement par le sodium et le potassium (Tableau 4.4).

#### 4.3.2 Le Plomb

Compte tenu des teneurs élevées en plomb des sédiments de la rivière Saint-François par rapport à la Yamaska, on devrait s'attendre à trouver

---

<sup>1</sup> Ceci ne signifie pas que la relation est de type "cause à effet". Il n'est pas possible d'affirmer que le mercure joue un rôle déterminant dans le déplacement de la matrice minérale.

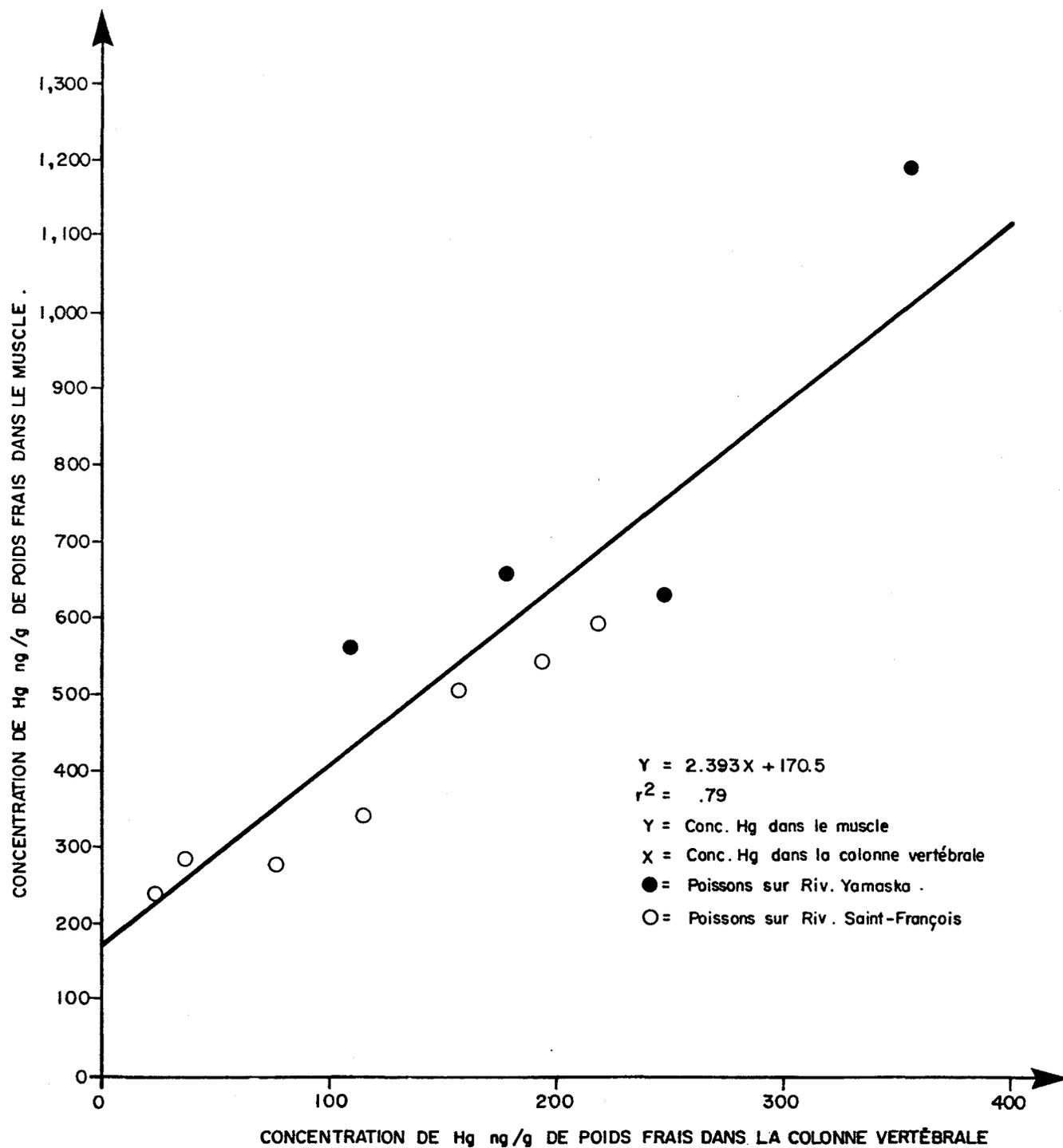


Fig. 4.3. Relation entre la concentration en mercure dans la chair des poissons et celle dans la colonne vertébrale .

du plomb à des concentrations plus élevées dans les organismes de la Saint-François. Tel ne semble pas être le cas pour tous les organismes:

1. à l'examen du tableau 3.4, on remarque que les concentrations dans les plantes sont généralement plus élevées dans la Yamaska; toutefois, ce phénomène n'est pas aberrant si on considère que la concentration en "plomb particulaire" était plus élevée dans les eaux de la Yamaska que dans celle de la Saint-François. Si ces tendances se maintiennent au cours des saisons, il faudrait admettre que le plomb précipité dans les sédiments (sous forme de carbonate probablement) n'est pas disponible pour les plantes aquatiques, tandis que le plomb en solution (sous forme organique ou complexée) est beaucoup plus "bio-actif".
2. Les tableaux 3.6 et 3.7 indiquent cependant que malgré les concentrations élevées en plomb retrouvées dans les écailles des poissons de la Yamaska, la colonne vertébrale de ceux de la Saint-François en contient beaucoup plus.

*Les concentrations en plomb dans les sédiments, lorsqu'elles sont considérées seules, ne semblent pas être un indice valable de sa bio-activité. Le plomb, comme on s'y attendait, se fixe préférentiellement aux structures ostéoddes; le mécanisme de fixation à la colonne vertébrale semble différent du mécanisme de fixation aux écailles.*

#### 4.4 Un moyen d'estimer la santé des poissons

Pour témoigner de modifications métaboliques profondes au sein d'une espèce donnée, c'est-à-dire (*selon notre hypothèse*) de l'influence intégrée de l'ensemble des pressions exercées par le bassin, nous allons étudier le comportement de la matrice minérale du poisson<sup>1</sup>

---

<sup>1</sup> Une étude histopathologique réalisée de façon parallèle sur les mêmes poissons nous aurait probablement permis de confirmer que le déplacement de la matrice minérale était un indice important témoignant d'un dérèglement métabolique profond; elle aurait permis d'apporter des précisions sur l'état de santé des poissons et peut-être d'identifier les causes précises, s'il en est.

constituée par les ions Na, K, Ca et Mg. Ainsi, si les poissons réagissent de façon similaire à l'ensemble des stress et que ces stress entraînent un désordre métabolique profond, les proportions relatives de chaque ion dans la matrice minérale et la force ionique partielle qu'elle représente risquent d'être modifiées; dans ces circonstances, étant donné l'importance des mécanismes de régulation métabolique en cause, il sera possible de détecter une détérioration importante de la santé des organismes, et de la comparer à l'état d'autres organismes vivant dans un milieu différent.

Le tableau 4.4 présente les différentes proportions relatives de chaque ion dans les tissus musculaires et ostéodes pour les seuls catostomes. On observe des modifications importantes dans les proportions relatives des ions de la matrice minérale des poissons des rivières Yamaska et Saint-François.

- pour le muscle, il y a cinq (5) fois moins de calcium dans les poissons de la Yamaska et presque deux (2) fois plus de magnésium que dans ceux de la Saint-François;
- pour la colonne vertébrale, il y a cinq (5) fois moins de calcium, neuf (9) fois plus de magnésium, quatre (4) fois plus de sodium et de potassium dans les poissons de la Yamaska;
- pour les écailles, on observe dans les catostomes de la Yamaska cinq (5) fois moins de calcium, cinq (5) fois plus de magnésium, dix (10) fois plus de sodium et deux (2) fois moins de potassium.

Le tableau 4.5 montre que même si les proportions relatives sont très différentes dans chacun des tissus, la matrice minérale ( $[Na] + [K] + [Ca] + [Mg]$ ), ou le nombre d'équivalents par gramme de poids frais, est semblable dans les deux rivières pour le muscle et les écailles des poissons des deux rivières. Cependant, il y a cinq (5) fois moins de milli équivalents par gramme frais dans la colonne vertébrale des poissons de la Yamaska.

TABLEAU 4.4: PROPORTION RELATIVE (P) ET DOMAINE DE VARIATION DES VALEURS DE P POUR LES CATOSTOMES DES RIVIERES YAMASKA ET SAINT-FRANÇOIS.

Tissus	Ions (P)	Rivière Yamaska		Rivière Saint-François		P Yamaska P St-François
		$\bar{P}$	Domaine de P	$\bar{P}$	Domaine de P	
MUSCLE	$\frac{Ca}{T}$	.0023	.0016 - .0026	.0128	.0073 - .0254	0.2
	$\frac{Mg}{T}$	.255	.229 - .279	.153	.129 - .194	1.7
	$\frac{Na}{T}$	.177	.159 - .188	.215	.166 - .242	0.8
	$\frac{K}{T}$	.566	.536 - .582	.619	.581 - .676	0.9
COLONNE VERTEBRALE	$\frac{Ca}{T}$	.212	.205 - .219	.867	.823 - .883	0.2
	$\frac{Mg}{T}$	.465	.452 - .473	.054	.050 - .063	8.6
	$\frac{Na}{T}$	.162	.156 - .173	.039	.027 - .054	4.1
	$\frac{K}{T}$	.161	.155 - .168	.040	.034 - .060	4.0
ECAILLES	$\frac{Ca}{T}$	.217	.195 - .228	.877	.835 - .901	0.2
	$\frac{Mg}{T}$	.406	.396 - .417	.075	.057 - .113	5.4
	$\frac{Na}{T}$	.370	.350 - .400	.036	.027 - .054	10
	$\frac{K}{T}$	.007	.005 - .010	.012	.006 - .017	0.6

T = [Na] + [K] + [Ca] + [Mg] en meq/gramme de poids frais.

TABLEAU 4.5: COMPARAISON DES MATRICES MINÉRALES  $\bar{T}$  \* DES POISSONS DES RIVIÈRES YAMASKA ET SAINT-FRANÇOIS.

TISSUS	RIVIERE YAMASKA		RIVIERE SAINT-FRANÇOIS		$\frac{\bar{T} \text{ Yamaska}}{\bar{T} \text{ St-François}}$
	$\bar{T}$ meq/g frais	Domaine de $\bar{T}$	$\bar{T}$ meq/g frais	Domaine de $\bar{T}$	
CHAIR	127	119 - 134	125	83 - 140	1.01
COLONNE VERTEBRALE	346	320 - 360	1651	1320 - 2200	.21
ECAILLE	1280	992 - 1550	1251	220 - 1800	1.01

\*  $\bar{T}$  est exprimé en milli équivalent/gramme de poids frais.

La matrice minérale

La matrice minérale de chaque tissu dans le poisson peut être représentée comme suit:

$$T_j = [Na] + [K] + [Ca] + [Mg]$$

$T_j$  : matrice minérale en meq/g frais du tissu;  
(muscles, vertèbres, écailles)

$$\bar{T}_j = \frac{\sum T_j}{n}$$

où n est le nombre de poissons considérés.

Les proportions relatives

Les proportions relatives sont définies comme suit:

$$P_{ij} = \frac{[C_i]_j}{T}$$

$P_i$  correspond à la proportion relative

$[C_i]$  : [Na] , [K] , [Ca] , [Mg]

$$\bar{P}_{ij} = \frac{\sum P_{ij}}{n}$$

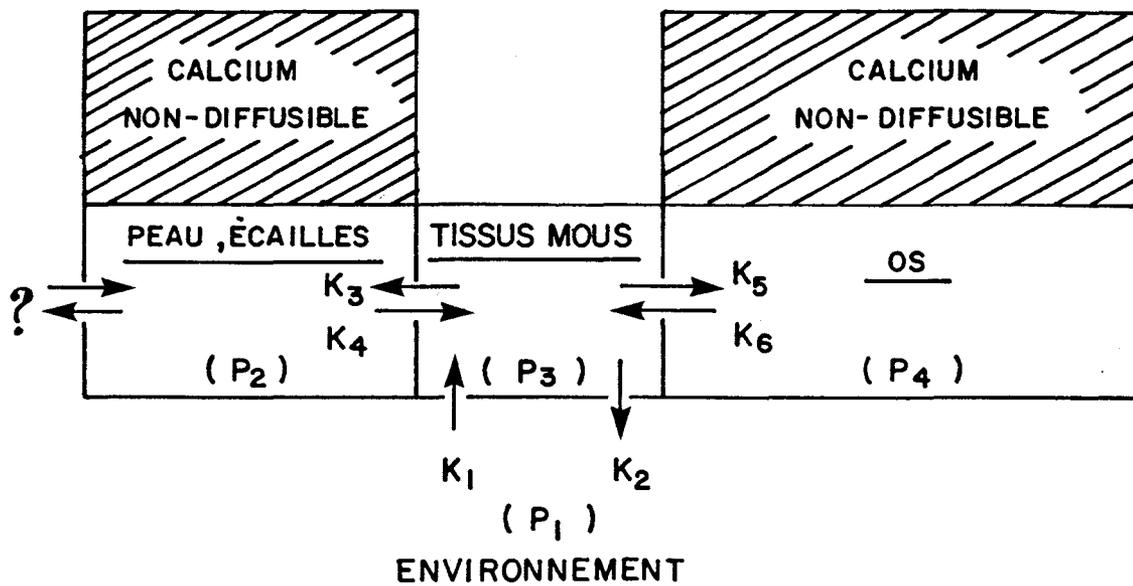
Dans des conditions idéales pour conserver son métabolisme minéral constant, l'animal puise dans les réservoirs d'ions à sa disposition. Il semble que ces poissons ont subi des modifications métaboliques importantes pour avoir puisé dans le réservoir minéral que sont les os; il est bien connu que le premier réservoir naturel de minéraux (surtout le calcium) à être utilisé est l'environnement immédiat du poisson, c'est-à-dire l'eau (Nelson, 1967; Flemming, 1974).

### Le modèle de Flemming

Le modèle de Flemming schématisé à la figure 4.4 peut être décrit de la façon suivante:

- le milieu environnant et les différents tissus forment des réservoirs ioniques qui échangent entre eux selon un mécanisme de régulation associé au métabolisme basal de l'organisme: milieu environnant ( $P_1$ ), la peau et les écailles ( $P_2$ ), les tissus mous ( $P_3$ ) et les os ( $P_4$ );
- la cinétique de ces échanges est exprimée par des taux d'échange constant ( $K_1, K_2, K_3, K_4, K_5, K_6$ , etc.) entre les réservoirs selon les directions métaboliques privilégiées.

On remarque d'après le modèle que les structures ostéoïdes sont des réservoirs peu disponibles, que la régulation s'effectue au niveau des tissus mous (branchies et intestins) et que la source première de calcium est l'environnement (Nelson, 1967). D'ailleurs, on a démontré pour le poisson rouge (goldfish) que l'échange de calcium entre le milieu environnant et le poisson est constant lorsque la concentration de calcium du milieu est supérieure à 2.2 mg/l (Berg, 1968); on sait que des concentrations entre 5 et 200 mg/l de calcium dans l'eau douce n'affecte pas le taux d'échange du calcium. Un phénomène intéressant se dégageant du modèle de Flemming est qu'une hypoalcémie soutenue ne pourrait être observée dans les tissus mous tant que  $P_2$  et  $P_4$  ne s'abaissent au point où  $P_3$  ne puisse être maintenu constant. Ainsi, on voit que les premiers signes d'une modification profonde du métabolisme minéral ne sauraient être détectés par l'examen unique du sang.



P<sub>1</sub> : Réservoir constitué par le milieu environnant .

P<sub>2</sub> : Peau , écailles

P<sub>3</sub> : Tissus mous ( branchies , intestin , foie , etc..... )

P<sub>4</sub> : Structures ostéoïdes

K<sub>1</sub>, K<sub>2</sub>, K<sub>3</sub>, etc... : Constante d'échange entre les réservoirs.

Fig. 4.4. Schéma du modèle d'échange métabolique des ions dans un poisson ( Flemming , 1974 ).

La décalcification des poissons de la Yamaska

Malgré que l'on ne puisse affirmer avec certitude que les organismes capturés dans la rivière Yamaska et présentant un syndrome de décalcification soient des habitants en titre de l'embouchure, il semble très probable que l'on soit en présence d'un "indice lourd" de pressions anormales exercées par les activités environnementales du bassin. On peut formuler deux hypothèses sur les mécanismes de dérèglement physiologique qui sont conformes au modèle de Flemming:

1. il est possible que les branchies, responsables de la majorité des échanges, subissent une perte d'efficacité causée par une maladie infectueuse ou enzymatique ou encore par la précipitation du mucus perméable de branchies en présence d'un agent minéral ou organique;
2. il est possible qu'un dérèglement des glandes ultimobranchiales qui régissent la résorption du calcium par production contrôlée de calcitonine provoque la décalcification des organismes (Copp, 1969; Simon, 1971). La cause potentielle de ce dérèglement hormonal demeure cependant obscure aux auteurs du rapport.

*Les poissons capturés dans la rivière Yamaska sont dans une condition physiologique misérable par rapport à ceux capturés dans la rivière Saint-François; cet état physiologique témoigne des pressions considérables exercées sur la santé des organismes aquatiques de ce bassin.*

CONCLUSIONASPECTS METHODOLOGIQUES

La perception systémique d'une situation environnementale permet d'établir, par synthèse associative, des scénarios de comportement.

Ces scénarios comportent des successions séquentielles ou alternatives d'événements de nature physique, chimique, biologique et de nature conceptuelle.

Ces scénarios environnementaux comportent des aspects critiques dont il est possible de dégager des indices de perception.

La vérification environnementale de ces indices renforce ou affaiblit les scénarios.

Ainsi, cette méthodologie permet d'établir les nombreuses interactions intra- et inter-systémiques qui formeront les assises d'une gestion adéquate de la ressource.

ASPECTS PRATIQUES ETUDES

La perception du danger environnemental a permis d'établir un scénario simplifié décrivant le comportement de substances bio-actives dans les eaux des bassins de la Yamaska et de la Saint-François.

Ce scénario décrit l'action de substances toxiques (mercure, plomb) bio-disponibles ou bio-assimilables.

Les points critiques qui s'en dégagent sont d'une part, la présence à l'embouchure du mercure et du plomb dans le milieu support (eau et sédiments) et dans les organismes, et, d'autre part, l'état physiologique des poissons.

Il y a présence de mercure dans la Yamaska (eau et sédiments) et présence de plomb dans les deux rivières. Les concentrations en mercure et en plomb sont élevées dans les organismes de la Yamaska. L'état physiologique des poissons de la Yamaska semble détérioré.

Le métabolisme global du bassin de la Yamaska, intense et anormal, nous amène à y percevoir un danger environnemental. Le bassin de la Saint-François, malgré les pressions qui se manifestent à l'embouchure, n'est pas apparu comme sur-utilisé.

BIBLIOGRAPHIE

Anonyme (1976)

A measure of Quality. Environmental Science and Technology;  
10(1): 18.

Berg, A. (1968)

Mem. Ist. Ital. Idriobiol. vol. 23, pp. 161-196.

Bisogni, J.J., Lawrence, A.W. (1975)

Kinetics of mercury methylation in aerobic and anaerobic aquatic environments. J. Water Pollut. Control Fed. vol. 47(1); pp. 135-152.

Childs, E.A., Gaffke, J.N. (1974)

Lead and cadmium content of selected Oregon groundfish. Journal of food Science, vol. 39; pp. 853-854.

Coop, D.H. (1969)

The Endocrine System. Fish physiology, vol. II; Ed. par W.S. Hoar et D.J. Randall, Acad. Press. N.Y. and London; 446 pages.

Deitz, F.D., Sell, J.L. and Bristol, D. (1973)

Rapid, sensitive method for determination of mercury in a variety of biological samples. Journal of the AOAC, vol. 56(2); pp. 378-382.

Fleming, W.R. (1974)

Electrolyte metabolism of Teleosts-Including calcified Tissues. Dans: Chemical Zoology Vol. VIII pp. 471-508; éd. par M. Florkin et B. T. Scheer, Acad. Press, N.Y. and London.

Gibblin, F.J. et Massaro, E.J. (1973)

Pharmacodynamics of Methyl Mercury in the Rainbow Trout (Salmo gairdneri): Tissue Uptake, Distribution and Excretion. Toxicology and applied pharmacology, vol. 24; pp. 81-91.

- Holmes, W.N. and Donaldson, E.M. (1969)  
The body compartments and the distribution of Electrolytes.  
Dans: Fish physiology, vol. I. Ed. par W.S. Hoar and Randall,  
Acad. Press. N.Y. and London.
- Jonasson, I.R. et R.W. Boyle (1971)  
Geochemistry of mercury. Dans: Proceedings. Special Symposium on Mercury in man's environment. 15 et 16 fév. 1971.  
Publié par la Société Royale du Canada.
- Kopp, J.F., Longbottom, M.C. et Lobring, L.B. (1972)  
Cold vapor method for determining Mercury. Journal AWWA, Jan. 20-25.
- Love, M.R. (1970)  
The Chemical biology of fishes. Acad. Press; 547 p.
- Nelson, D.J. (1967)  
The prediction of  $^{90}\text{Sr}$  uptake in fish using data on specific activities and biological half lives. In Radioecological Concentration Processes. Aberg, B. and Hungate, F.P. (eds)  
New York, Pergamon Press, pp. 843-851.
- Reimers, R.S., Krenkel, P.A., Engle, A.J. (1974)  
Transport and Distribution of Mercury in Sediments. Dans:  
Comptes rendus de la Conférence Internationale sur le transport des produits chimiques persistants dans les écosystèmes aquatiques. Ottawa, Canada, 1-3 mai 1974; pp. II-79.
- Simmons, D.J. (1971)  
Calcium and Skeletal Tissue physiology in Teleost fishes. Clinical orthopaedics and Related Research, vol. 76; pp. 244-280.
- Smith, I.C. (1972)  
Control of mercury pollution in Sediments. Environmental Protection Agency, EPA-R2-72-043, 55 p.