

1352

L'écotoxicologie au
Centre Saint-Laurent



3603262C

L'ÉCOTOXICOLOGIE AU CENTRE SAINT-LAURENT

par
R. Van Coillie

FC
2759
E3
V35
1989

Dossier 4132-0

**Centre Saint-Laurent
Environnement Canada
105, rue McGill
Montréal (Québec) H2Y 2E7**

II

REMERCIEMENTS

L'écotoxicologie a pu se développer depuis une dizaine d'années plus rapidement au Service de la conservation et de la protection d'Environnement Canada, région du Québec, que dans les autres régions, ceci grâce à l'appui accordé à ce nouveau domaine par les directeurs concernés. Nous nous permettons de mentionner en particulier monsieur Georges Mezetta qui a su entrevoir l'importance qu'allait prendre cette discipline.

De plus, le présent état de la question est le fruit d'une collaboration avec plusieurs collègues que j'estime vivement et que je tiens à remercier.

Le Module d'Édition française, Centre Saint-Laurent, a également apporté un soutien très apprécié.

Montréal, le 25 juin 1989

Raymond Van Coillie

III

TABLE DES MATIÈRES

1	NOTION D'ÉCOTOXICOLOGIE	
1.1	Définitions	1
1.2	Apports nécessaires	2
2	ÉCOTOXICOLOGIE, UNE PRIORITÉ AU CENTRE SAINT-LAURENT	
2.1	Mission du Centre Saint-Laurent	6
2.2	Dimensions écotoxicologiques de la mission du Centre Saint-Laurent	8
3	APPLICATION DE L'ÉCOTOXICOLOGIE AU CENTRE SAINT-LAURENT	
3.1	Démarche écotoxicologique générale	11
3.2	Application de la démarche écotoxicologique générale au Centre Saint-Laurent	13
4	BESOINS DU CENTRE SAINT-LAURENT EN ÉCOTOXICOLOGIE	
4.1	Bio-essais	26
4.2	Bio-indicateurs	29
4.3	Stratégies écotoxicologiques	31
	Références	36

IV

LISTE DES FIGURES

1	Organigramme du Centre Saint-Laurent (CSL)	9
2	Démarche écotoxicologique générale appliquée pour le PASL	26
3	Modèle de la démarche interdisciplinaire progressive d'opérationnalisation (DIPo)	32

LISTE DES TABLEAUX

1	Budget du Plan d'Action Saint-Laurent (PASL)	7
2	Bio-essais d'écotoxicité disponibles au Québec	18
3	Démarche interdisciplinaire progressive d'intégration (DIPi)	22
4	Bio-essais écotoxicologiques existants et à l'étape du développement au CSL	26
5	Développement de bio-indicateurs au CSL	30
6	Comparaison des coûts-bénéfices de la DIPo à ceux des stratégies conventionnelles	33

Dans le vaste domaine de l'environnement, on peut s'attendre à ce que l'écotoxicologie soit la discipline à la mode au cours de la décennie 1990 tout comme la biotechnologie (biodégradabilité, valorisation de la biomasse, biorecyclage, etc.) l'est depuis les années 1980.

En effet, le devenir des substances toxiques (environ 80 000 selon l'OCDE, 1986) présentes dans l'environnement préoccupe de plus en plus l'opinion publique et, subséquemment, les gouvernements et partis politiques. L'écotoxicologie est née du besoin pressant de comprendre les mécanismes de pollution de l'environnement.

Comme toute science nouvelle, l'écotoxicologie donne matière à des interprétations diverses.

1.1 Définitions

Il existe actuellement plusieurs définitions de l'écotoxicologie. Par souci de représentativité, nous en avons choisi quatre:

- Au point de vue historique, c'est la branche la plus récente des sciences toxicologiques. Les cas d'intoxication de personnes directement liés à la pollution de l'environnement à Minamata, au Japon (mercure) et à Love Canal, aux États-Unis (hydrocarbures) ont ouvert la voie à l'écotoxicologie...
- Au point de vue étymologique, mot d'origine grecque, l'écotoxicologie est la "science des toxiques dans les habitats", ce qui l'apparente aux sciences biologiques.
- Selon Butler (1978), un des pionniers de l'écotoxicologie au Canada, l'écotoxicologie est l'étude des "effets des substances toxiques sur les écosystèmes".
- Selon Ramade (1979), une sommité internationale en la matière, c'est "l'étude des modalités de contamination de l'environnement par les agents polluants naturels ou artificiels produits par l'activité humaine ainsi que de leurs mécanismes d'action et effets sur les êtres vivants qui peuplent la biosphère".

Ces définitions ont reçu un sens plus large par diverses institutions qui désirent s'impliquer dans ce nouveau domaine en vogue. Citons par exemple ce que le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada regroupe sous le mot écotoxicologie pour des subventions thématiques de recherche en 1989-1990:

"Étude du cheminement de substances toxiques et évaluation de leurs effets sur les systèmes vivants et les habitats; élaboration et évaluation de proto-

coles utilisant la structure et le fonctionnement de l'écosystème; modélisation en vue de la prédiction des transformations physiques, chimiques et biologiques requise pour le contrôle des sources spécifiques de pollution; mise au point de méthodologies pour l'évaluation des risques".

Comme souvent dans le domaine des sciences de l'environnement, il est difficile de préciser la portée de l'écotoxicologie... surtout lorsqu'il y a des crédits en jeu !

Face à cette confusion, nous préférons esquisser un portrait des exigences de l'écotoxicologie.

1.2 Apports nécessaires

L'écotoxicologie requiert:

(a) une **démarche interdisciplinaire** dans laquelle interviennent au moins trois à quatre sciences parmi les suivantes:

- chimie pour l'analyse des contaminants chimiques (métaux lourds, certains non-métaux, pesticides, autres organochlorés tels que BPC et dioxines ou halométhane, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), dérivés benzéniques tels que phénols et nitrobenzène, phtalates et(ou) certains autres composés organiques);
- microbiologie pour l'examen des contaminants microbiologiques (bactéries pathogènes, virus, moisissures, protozoaires parasites tels qu'amibes et sporozoaires, acariens et(ou) autres microorganismes infectieux);
- physique pour la détection des contaminants physiques (radioactivité et(ou) turbidité excessive);
- sciences de l'air pour le transport aéroporté des contaminants et leur dépôt;
- sciences de l'eau pour la diffusion et le transfert des contaminants dans les écosystèmes aquatiques;
- sciences des sols pour l'adsorption et l'infiltration des contaminants dans le sol et leur migration vers les eaux souterraines;
- modélisation du cheminement dynamique des contaminants dans l'environnement;
- biologie pour l'étude des effets des contaminants sur les êtres vivants de différents niveaux zoologiques et(ou) botaniques;
- écologie pour le cycle des contaminants dans les écosystèmes;
- épidémiologie pour le rapport de causes à effets des contaminants;

(b) une **complémentarité** entre les résultats d'analyses en laboratoire (*in vitro*) et les résultats d'observations en milieu naturel (*in situ*); à ce propos, soulignons que les bio-essais et les bio-indicateurs ne doivent pas être considérés séparément mais doivent plutôt être intégrés dans la même démarche; les bio-essais servent à étudier les effets et mécanismes d'action des contaminants en conditions contrôlées en laboratoire alors que les bio-indicateurs en révèlent les effets dans les conditions variables des écosystèmes;

(c) une **intégration** qui associe des analyses simples et limitées à des évaluations holistiques plus globales en tenant compte de budgets inévitablement limités, d'échéances contraignantes et de la complexité relativement peu connue des écosystèmes; dans cette perspective, le ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ, 1989) propose une **écotoxicologie de dépistage** détectant le rejet de toxiques et prédisant leurs effets et une **écotoxicologie d'évaluation** qui consiste à faire le suivi spatio-temporel de ces effets; la première caractérise la toxicité d'un rejet au moyen d'analyses physicochimiques et de bio-essais pour un dépistage de "toxicologie environnementale" tandis que la seconde fait appel à la surveillance des contaminants rejetés et des bio-indicateurs pour une évaluation des **conséquences écotoxiques**;

(d) une **attention prioritaire au milieu aquatique** car, tôt ou tard, les polluants évacués dans l'air ou entraînés dans le sol migrent vers les eaux douces d'abord et marines ensuite; d'ailleurs, les connaissances et outils (analyses, bio-essais et bio-indicateurs) dont on dispose en toxicologie aquatique sont plus nombreux et variés que ceux disponibles pour les études toxicologiques du sol et de l'air;

(e) une **orientation limitée vers l'écosalubrité***: en effet, on doit considérer qu'un environnement touché par des problèmes de toxicité a des répercussions sur la santé en raison de la contamination des eaux potables ou à vocation récréative, de l'air ambiant, et des ressources halieutiques ou terrestres comestibles; parmi les exemples de maladies écogéniques, rappelons la maladie de Minamata, résultant de la contamination des poissons par le mercure, le syndrome d'Itaï Itaï provoqué par le cadmium, les contaminations de Love Canal et de Ville Mercier, les teneurs en BPC anormalement élevées dans le lait maternel; si les répercussions sont moins évidentes que celles de la toxicité en milieu industriel, on ne peut les ignorer; certes, les effets de l'écotoxicité sur l'homme relèvent surtout du domaine de l'écosalubrité dont se préoccupent les DSC (Départements de santé communautaire) au Québec; il existe cependant plusieurs liens

* Appelée à tort santé environnementale, santé se rapportant à l'état physiologique d'un être vivant.

entre l'écotoxicologie et l'écosalubrité, et la tendance à oeuvrer séparément dans les deux sphères d'activités pour des raisons purement juridictionnelles n'est guère logique en plus d'occasionner des duplications coûteuses; afin de favoriser une complémentarité, deux spécialités écotoxicologiques sont en train de se développer, à savoir:

- **l'évaluation du biodanger**, basée sur des bio-essais faisant ressortir les effets (souvent génotoxiques) susceptibles d'affecter autant l'homme que divers êtres vivants;
- **l'analyse des risques**, qui relie les diverses dimensions toxiques environnementales aux activités humaines; certes, elle s'avère moins avancée qu'en toxicologie biomédicale, industrielle et agro-alimentaire où les variables sont mieux cernées, mais elle progresse indéniablement;

(f) une **vision non seulement spatiale mais aussi temporelle**: le devenir et les effets des polluants dans l'environnement sont souvent étudiés de façon spatiale à partir de leurs sources; par contre, leur évolution temporelle, moins connue et très variable, représente un des principaux défis actuels de l'écotoxicologie; de fait, alors que la diffusion, la létalité et les effets sublétaux des polluants peuvent être relativement bien déterminés, leur devenir et leur toxicité chronique à long terme comportent divers mécanismes qui n'ont fait l'objet jusqu'à maintenant que d'études à court terme, soit:

- adsorption particulière réduisant la biodisponibilité;
- piégeage dans les sédiments;
- biotransformation des polluants en dérivés plus toxiques, moins toxiques ou volatilissables;
- biodégradation;
- interaction d'organismes biologiques qui augmentent ou, au contraire, réduisent la toxicité dans le milieu;
- bio-accumulation et ensuite, par transfert alimentaire, bio-amplification aux niveaux trophiques supérieurs;
- toxicité retardée par une inhibition d'inducteurs;
- génotoxicité irréversible avec manifestations ultérieures telles que mutations et(ou) cancérogénicité.

Face à cette énorme tâche à accomplir, il y a trop peu de personnes-ressources en écotoxicologie pour en venir à bout... et le travail s'accumule.

Ceux qui oeuvrent aujourd'hui en écotoxicologie sont souvent des biologistes, chimistes ou hygiénistes qui évoluent vers cette nouvelle science interdisciplinaire avec

des compléments de connaissances acquises de façon empirique et(ou) par des cours d'appoint. L'expérience apparaît donc être plus déterminante que la formation pour devenir écotoxicologiste. Les universités semblent percevoir cette tendance car elles forment la relève avec prudence dans ce nouveau champ. Environ cinq diplômés de second cycle en écotoxicologie par année à l'Université Concordia qui est la seule à offrir au Québec un tel programme depuis 1985, et seulement une quinzaine de diplômés par année dans les autres universités du Québec ayant soumis un mémoire ou une thèse en écotoxicologie.

La demande étant pressante et le sujet étant à la mode, certains professionnels s'improvisent spécialistes en la matière... tout en considérant, pour préserver leurs arrières, que l'écotoxicologie est un prolongement de leur formation de base. Vu sous cet angle, l'écotoxicologie serait surtout une science d'essais biologiques, de spéciation chimique (biodisponibilité et bio-accumulation), de perturbation écologique ou de modélisation.

C'est fausser la réalité et masquer l'interdisciplinarité qui doit prévaloir. En fait, il y a diversité de composantes, qu'il faut préciser cas par cas. C'est cette approche que le Centre Saint-Laurent a choisie.

La dépollution du fleuve Saint-Laurent est devenue une préoccupation unanime et urgente. Elle fait appel à un regroupement d'efforts parmi lesquels l'écotoxicologie sera appelée à jouer un rôle de premier plan au Centre Saint-Laurent dont la mission est de les catalyser et de les coordonner.

2.1 Mission du Centre Saint-Laurent

Depuis l'étude fédérale-provinciale du fleuve Saint-Laurent effectuée au Québec entre 1974 et 1978 (CESL, 1978), de nombreux organismes dont les Directions des eaux intérieures et de la protection d'Environnement Canada, la Direction de l'habitat de Pêches et Océans Canada, plusieurs services du ministère de l'Environnement du Québec, le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, la Société pour vaincre la pollution, les universités québécoises et autres se sont efforcés de trouver des réponses aux recommandations de cette étude pour mieux connaître les problèmes de qualité du fleuve, leurs sources et leurs solutions.

Ces efforts ont été toutefois limités parce qu'ils n'étaient pas intégrés dans un plan d'ensemble et n'ont guère bénéficié de moyens appropriés aux défis.

Le 3 juin 1988, le **gouvernement fédéral** présentait le **Plan d'Action Saint-Laurent (PASL)** et annonçait la création du **Centre Saint-Laurent (CSL)** comme principal maître d'oeuvre, suite à une entente de collaboration fédérale-provinciale. Un budget de 110 millions de dollars (excluant les salaires des fonctionnaires) était alloué pour la période 1988-1993.

Des 110 millions de dollars alloués par le fédéral, 84 millions proviennent d'Environnement Canada, 20 millions du ministère de l'Industrie, Sciences et Technologie et 6 millions de Pêches et Océans. Ce budget quinquennal soutiendra quatre volets d'activités (tableau 1) dont le CSL assumera 51 % des coûts et plus de 60 % de la responsabilité (PASL, 1989).

Soulignons ici que le CSL et ses partenaires fédéraux veulent agir en concertation avec le milieu québécois, notamment avec le ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) et le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec (MLCP) avec lesquels des protocoles d'harmonisation ont officiellement pris force en juin 1989.

TABLEAU 1 BUDGET DU PLAN D'ACTION SAINT-LAURENT

PASL au Québec (110 M)	CSL (56 M) et partenaires fédéraux* (54 M)
PROTECTION (14 M)	
• Caractérisation et réduction des rejets toxiques de 50 industries d'intérêt prioritaire (4,5 M)	DPE (4,5 M) avec CSL
• Évaluation des apports toxiques d'amont et des principaux affluents au Québec (9,5 M)	CSL (9,5 M)
TECHNOLOGIE (50 M)	
• Traitabilité des rejets toxiques industriels (37 M)	MIST (20 M) CSL (17 M)
• Écotoxicologie avec soutien analytique (entre autres en chimie organique) (13 M)	CSL (13 M)
RESTAURATION (21 M)	
• Dépollution des sites fédéraux (ports de Montréal, Trois-Rivières, Québec et canal Lachine) (16 M)	SCP (10 M) DPE (6 M) avec CSL
• Confinement sécuritaire des résidus de dragage pour créer de nouveaux milieux humides (5 M)	DPE (4 M) avec CSL MPO (1 M)
CONSERVATION (25 M)	
• Création d'un parc marin au Saguenay (7,5 M)	SCP (7,5 M)
• Sauvegarde d'espèces menacées (béluga, esturgeon noir, faucon pèlerin, etc.) (3 M)	MPO (2 M) SCF (1 M)
• Sauvegarde d'habitats riverains et insulaires d'intérêt prioritaire (5,5 M)	DPE et SCF (5 M) MPO (0,5 M)
• État de l'environnement et des écosystèmes (9 M)	CSL (6,5 M) MPO (2,5 M)

- * DPE: Direction de la protection de l'environnement (Environnement Canada).
 MIST: Ministère de l'Industrie, Sciences et Technologie.
 MPO: Ministère des Pêches et Océans.
 SCF: Service canadien de la faune (Environnement Canada).
 SCP: Service canadien des parcs (Environnement Canada).

La principale mission du CSL est de fournir au PASL les instruments de sa réussite (PASL, 1989) et, à cette fin, il a adopté trois politiques:

- apporter le soutien nécessaire pour trouver et mettre au point des technologies environnementales pertinentes;
- favoriser le partenariat et donner à contrat le travail de recherche et de développement (avec une utilisation prioritaire des compétences québécoises afin de promouvoir un réseau régional de ressources et d'entreprises spécialisées dans le domaine de l'environnement);
- servir de catalyseur et de coordonnateur.

Pour répondre à sa mission, le CSL s'est doté d'une structure propice aux échanges et synergies interdisciplinaires (figure 1).

Le CSL constitue une composante permanente du Service de la conservation et de la protection d'Environnement Canada pour l'amélioration et le suivi de la qualité du fleuve Saint-Laurent au Québec. Il regroupe une quarantaine d'employés réguliers provenant en majorité d'Environnement Canada. Il est situé à Montréal avec toutefois des laboratoires temporaires à Longueuil et quelques bureaux à Québec.

2.2 Dimensions écotoxicologiques de la mission du Centre Saint-Laurent

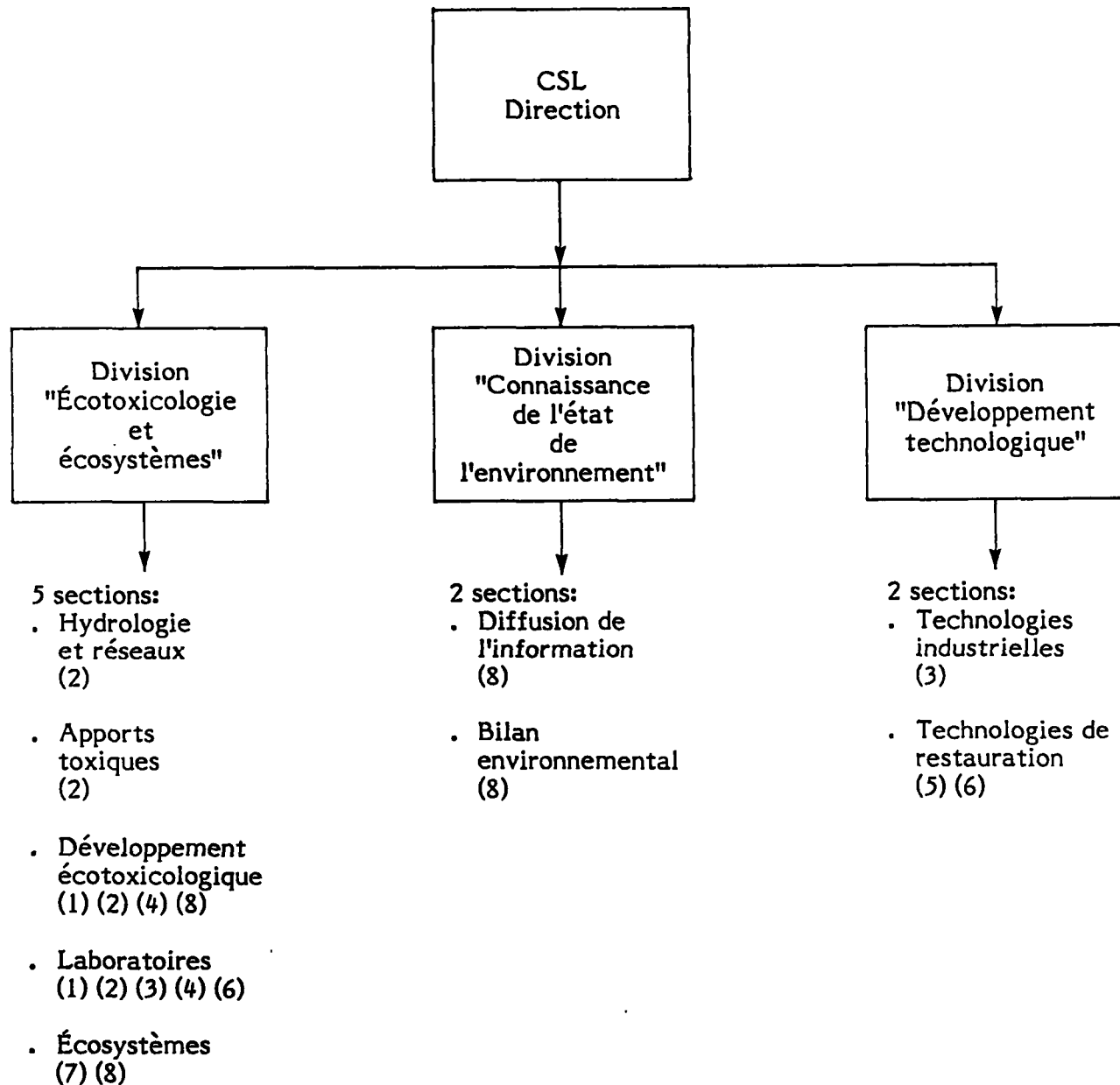
Parmi les trois axes principaux d'orientation du CSL (écotoxicologie, état environnemental et technologie) sur lesquels s'articulent ses trois divisions, l'écotoxicologie occupe une place prépondérante comme les éléments suivants le font ressortir:

(a) **Mandats.** - Quatre des huit rôles assumés par le CSL pour le PASL relèvent de l'écotoxicologie, à savoir: les rôles (1) (2) (4) et (8) de la figure 1.

(b) **Budget.** - Environ 50 % du budget du CSL sont consacrés à l'écotoxicologie lorsqu'on regroupe les activités du CSL qui s'y rapportent: rejets toxiques industriels (4,5 M), apports toxiques diffus (9,5 M), écotoxicologie avec soutien analytique (13 M) et état de santé des écosystèmes dans le bilan environnemental (6,5 M).

(c) **Personnel alloué.** - En raison du contexte préconisant le partenariat et l'impartition (c.-à.-d. appel à des services extérieurs), le CSL ne compte pas un personnel nombreux. La vingtaine d'employés réguliers attachés à la Division Écotoxicologie et écosystèmes représentent toutefois près de 50 % du personnel régulier du Centre, et la quinzaine de personnes engagées à contrat, 75 % du personnel contractuel.

(d) **Masse critique d'expertise.** - Le CSL peut compter sur une dizaine de scientifiques qui publient dans le domaine de l'écotoxicologie (travaux de recherche en laboratoire ou dans le milieu naturel), ce qui représente une force appréciable et une "masse critique" pour le développement.



Rôles assumés par les différentes sections du CSL pour le PASL:

- (1) Caractérisation des rejets toxiques industriels.
- (2) Apports toxiques d'amont et des affluents.
- (3) Traitabilité des rejets industriels.
- (4) Écotoxicologie avec soutien analytique.
- (5) Dépollution des sites fédéraux.
- (6) Confinement sécuritaire des résidus de dragage.
- (7) Sauvegarde des habitats d'intérêt prioritaire.
- (8) État de l'environnement et des écosystèmes.

FIGURE 1 ORGANIGRAMME DU CENTRE SAINT-LAURENT

(e) **Rayonnement et réseau.** - Les travaux de ces scientifiques leur ont valu un grand rayonnement et une solide réputation, et ces derniers sont sollicités pour présenter leurs travaux à des rencontres internationales, pour donner des cours universitaires avancés ou en tant qu'experts. Ceci a catalysé la formation d'un réseau actif d'une quarantaine de collaborateurs régionaux, nationaux et internationaux dans les secteurs gouvernementaux, universitaires et privés; ce réseau complète et accroît le potentiel à la disposition du CSL dans le domaine de l'écotoxicologie.

Une telle prépondérance de l'écotoxicologie ne correspond pas à un battage publicitaire de quelques employés d'Environnement Canada qui n'ont pas ménagé leurs efforts depuis une dizaine d'années dans ce nouveau champ interdisciplinaire. Elle répond plutôt aux nécessités du PASL qui considère les substances toxiques comme une priorité.

En effet, comment assainir le fleuve sans connaître vraiment les réponses aux questions suivantes?

- **D'où viennent les substances toxiques?** À ce sujet, il faut différencier les apports ponctuels des rejets des 50 industries québécoises d'intérêt prioritaire, rejets que le PASL espère réduire de 90 % d'ici 1993, et les apports diffus d'amont et des affluents du Saint-Laurent qui exigeront des négociations sur une plus grande échelle (USA, Ontario, Québec) et à plus long terme.
- **Comment et où cheminent les substances toxiques?** Pour préciser ceci, on doit expliciter leur suivi spatio-temporel dans les différentes composantes du fleuve, soit l'eau, les particules en suspension, les sédiments; leur bio-accumulation dans le plancton, le benthos, les poissons, etc.
- **Quels sont les dangers des substances toxiques rejetées?** Afin de répondre à cette question, les effluents des industries d'intérêt prioritaire et les apports diffus doivent faire l'objet de divers bio-essais en plus d'analyses physicochimiques.
- **Comment ces dangers influencent-ils le fleuve?** Une étude approfondie tant spatiale que temporelle, avec bio-essais *in situ* et bio-indicateurs, s'avère nécessaire pour évaluer l'impact des substances toxiques sur les écosystèmes du fleuve.
- **Quels sont les risques liés à la présence de substances toxiques dans le fleuve pour les êtres vivants?** Il s'agit de différencier les effets toxiques pour les communautés biologiques du fleuve de ceux pouvant altérer l'environnement au détriment de la santé des riverains.

Ces cinq questions constituent un défi majeur et montrent pourquoi l'écotoxicologie est une priorité au CSL.

Relever ce défi demandera de nombreuses études écotoxicologiques. À cette fin, le prochain chapitre présente les démarches nécessaires.

Les études écotoxicologiques à faire par le CSL doivent éviter une dispersion des activités. Cela exige une méthodologie générale avec des applications-cibles qui tiennent compte de certaines limites.

3.1 Démarche écotoxicologique générale

Une étude écotoxicologique intégrée, comme par exemple celle d'une zone d'intérêt prioritaire (ZIP) le long du fleuve Saint-Laurent, tend à répondre aux cinq questions énoncées à la section 2.2, et l'on devrait à cette fin suivre une démarche écotoxicologique générale (DEG) comme celle qui suit (Van Coillie, 1988):

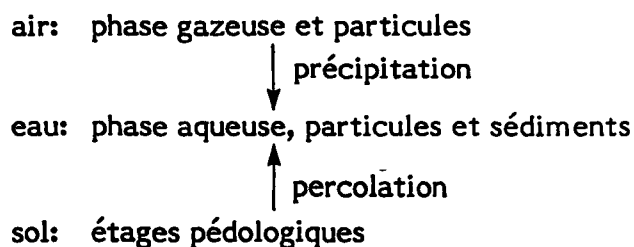
(a) **Source(s) de la substance toxique ou du rejet:**

(a.1) ponctuelle (?)

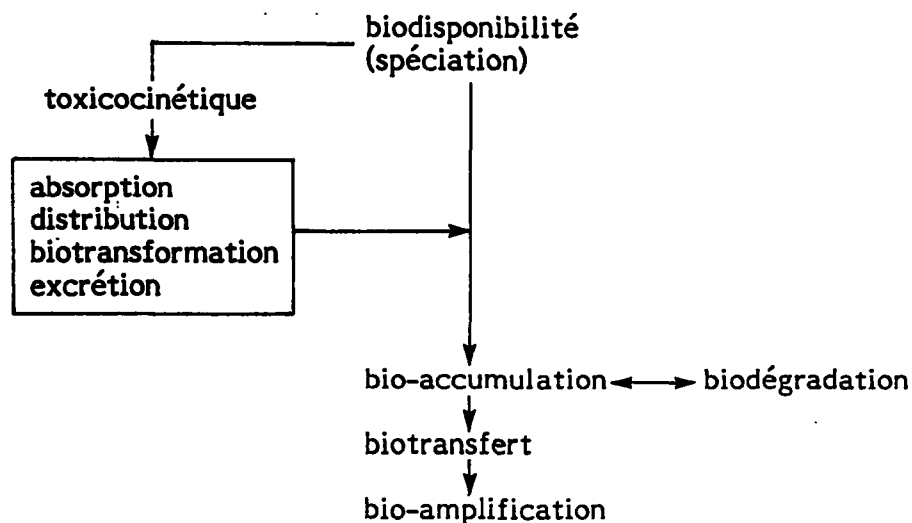
(a.2) diffuse (?)

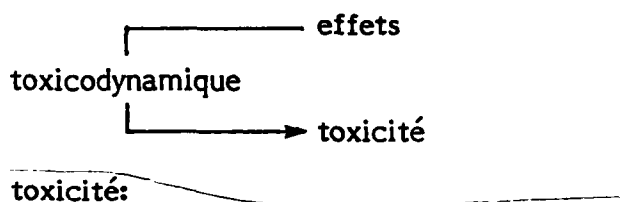
(b) **Cheminement de la substance toxique ou du rejet:**

(b.1) en milieu abiotique:



(b.2) en milieu biotique:



(c) **Nocivité de la substance toxique ou du rejet:**(c.1) **létale: aiguë et subaiguë**(c.2) **sublétale: aiguë et subaiguë**(c.3) **chronique:**

- persistance des toxiques:
cinétique de bio-accumulation $\longleftrightarrow$ biodégradation
- persistances des effets:
altérations irréversibles (neurologiques)
génotoxicité et mutagénicité
cancérogénicité
téatogénicité

(d) **Danger de la substance toxique ou du rejet:**

- intégration des causes (a) et (b) et des effets (c)

(e) **Exposition au danger lié à la substance toxique ou au rejet:**(e.1) **durée de l'exposition**(e.2) **fréquence de l'exposition**(e.3) **intensité de l'exposition**(f) **Risque lié à la substance toxique ou au rejet.** - Analyse englobant le danger (d) x l'exposition (e) x le calcul des probabilités et considérant les facteurs socio-économiques et l'écosalubrité.

L'examen des causes (a) et (b) se fait avec celui des effets (c) pour définir le danger (d). Ensuite, ce dernier est pondéré par l'exposition (e) en vue d'évaluer le risque (f).

Une telle démarche est à effectuer ZIP par ZIP pour le fleuve Saint-Laurent; ensuite, les évaluations des zones pourront être intégrées par tronçon pour tout le fleuve.

Cette "approche conceptuelle" regroupe la majorité des aspects écotoxicologiques. Cette démarche générale paraît relativement simple, mais son application à différents cas rencontre diverses limites ou difficultés que nous allons stipuler pour l'étude écotoxicologique du fleuve Saint-Laurent au Québec.

3.2 Application de la démarche écotoxicologique générale au Centre Saint-Laurent

(a) **Sources.** - Généralement, celles-ci ne sont que partiellement connues. On a certes identifié **50 industries d'intérêt prioritaire avec des rejets ponctuels à caractériser** (PASL, 1989). La réduction de 90 % des substances toxiques rejetées par ces industries, envisagée d'ici quatre ans, devrait considérablement contribuer à la dépollution du fleuve, mais son assainissement sera loin d'être atteint vu les multiples autres apports substantiels de polluants insuffisamment caractérisés qui ajoutent des charges polluantes provenant de **diverses origines diffuses**. Par exemple, le fleuve charrie une partie des polluants rejetés dans les Grands Lacs et le long de son cours en amont de Montréal (effluents industriels de Maitland, Brockville, Cornwall, Massena, etc.). À ces charges polluantes viennent s'ajouter celles des principaux affluents du Saint-Laurent au Québec (rivière des Outaouais, rivière des Prairies, rivière des Mille-Isles, Richelieu, rivière St-Maurice, etc.), celles du drainage des terrains industriels riverains, celles de la pollution agricole riveraine, celles des effluents évacués par les municipalités riveraines, après épuration ou non et les polluants aéroportés. Le cumul continu de ces divers apports diffus de polluants et la modélisation de leur cinétique d'entrée constituent une des grandes responsabilités de la Division Écotoxicologie et écosystèmes du CSL.

La **multiplicité des substances toxiques** provenant de l'activité humaine (environ 80 000) est un autre problème, aggravé par le fait que près de 2000 nouvelles substances chimiques sont introduites chaque année (OCDE, 1986). Bien que la plupart d'entre elles aient une structure organique assez rapidement (bio)dégradée, le nombre de substances toxiques à **analyser** augmente irrémédiablement. La liste conventionnelle des 169 substances d'intérêt prioritaire recommandées pour analyse par l'US EPA (United States Environmental Protection Agency) apparaît de plus en plus dépassée.

Outre cette multiplicité, il y a complexité croissante des analyses chimiques comme, par exemple, celles des congénères et isomères des polymères organiques tels que les BPC (biphényles polychlorés), furannes, dioxines et HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques).

Subséquemment, les coûts et équipements analytiques augmentent considérablement au point que les contraintes financières en amènent plusieurs à envisager qu'on accorde préséance à des bio-essais visant à déterminer les effets globaux de la toxicité plutôt que de procéder à de nombreuses analyses chimiques pour caractériser les substances toxiques présentes dans les rejets.

(b) **Cheminement des substances toxiques.** - Suivre le cheminement des substances toxiques est également complexe.

Le **cheminement en milieu abiotique** de certaines substances toxiques dans le fleuve Saint-Laurent et ses affluents fait l'objet de suivis tels que ceux du NAQUADAT (National Quality Data des Eaux intérieures du Canada) et du Réseau de surveillance des substances toxiques en rivière du MENVIQ. Mais ces suivis s'avèrent inévitablement limités en raison des coûts inhérents au nombre de polluants à surveiller (métaux lourds, certains non-métaux et plusieurs pesticides sans compter les BPC), le choix des stations d'échantillonnage et la fréquence d'échantillonnage. On trouve dans des ouvrages comme ceux de Désilets et Langlois (1989) et Germain et Langlois (1989), quelques vues d'ensemble du cheminement des polluants dans le fleuve, et dans des rapports sectoriels du MENVIQ, celles de leur cheminement dans les affluents du Saint-Laurent. Toutefois, des **questions importantes et complexes** sur le cheminement fluvial des polluants en milieu abiotique **restent sans réponse suffisante.**

Parmi les questions qu'il nous reste à éclaircir, mentionnons:

- . la diffusion de différents polluants à partir des rejets industriels;
- . la spéciation des formes de certains polluants dans le fleuve;
- . l'évolution temporelle (saisonnière et non saisonnière) des teneurs toxiques; Cluis et coll. (1989) proposent une méthodologie prometteuse à cette fin;
- . les vecteurs du transport des polluants; on s'est surtout intéressé à l'eau et très peu aux particules en suspension et aux sédiments; or, on sait aujourd'hui que les deux derniers sont préférables pour détecter la présence de polluants; une attention particulière doit donc être consacrée à l'échantillonnage et à l'analyse des particules en suspension et des sédiments, comme les études de Jarry et coll. (1985), Sloterdijk (1985), Champoux et coll. (1986 et 1988), Germain et Langlois (1989), et Langlois et Sloterdijk (1989) le soulignent pour les parties du fleuve formant les lacs Saint-Louis, Saint-François et Saint-Pierre.

On connaît peu le cheminement des polluants dans les biotes du fleuve Saint-Laurent malgré quelques études sectorielles faites par Guy et Dandurand (1986), Sloterdijk (1987) et Langlois et Sloterdijk (1989) sur la bio-accumulation *in situ* d'une dizaine de substances toxiques chez des jeunes poissons cyprinidés (*Notropis* sp.). Le nombre de substances et d'organismes biologiques à considérer et la grandeur du fleuve se révèlent toutefois des contraintes évidentes pour le suivi des polluants dans les composantes biologiques. Dans ce contexte restrictif, leur évolution toxicocinétique dans ces dernières (absorption, distribution, biotransformation, excrétion et renouvellement) ainsi que leur

transfert écologique (biotransfert et bio-amplification de certains toxiques seulement) apparaissent comme des études de raffinement à réserver pour quelques besoins particuliers. En préconisant plutôt des bilans de bio-accumulation des polluants chez certains bio-indicateurs représentatifs (algues, bivalves, jeunes cyprinidés ou autres) ainsi que des examens de leur biodégradation éventuelle *in situ*, on peut obtenir des informations certes sommaires mais suffisantes pour révéler le devenir des polluants dans les biotes.

En plus d'une caractérisation précise des sources ponctuelles de polluants d'une part et des apports diffus d'autre part, une connaissance de leur cheminement en milieu abiotique et dans les biotes du fleuve Saint-Laurent s'avère essentielle pour le suivi écotoxicologique. Cette explicitation et sa modélisation font partie des préoccupations de la Division Écotoxicologie et écosystèmes du CSL.

(c) **Toxicité.** - Trop souvent, on est tenté d'adopter une attitude tronquée à ce propos en se contentant de "prédire" la toxicité d'un rejet simplement en comparant les teneurs en polluants aux teneurs prescrites dans des guides de la qualité de l'eau comme celui d'Environnement Canada (1981). Ce genre de comparaison ne tient guère compte tenu des huit phénomènes suivants:

- relations entre structures et activités des toxiques (QSAR: Quantitative Structure-Activity Relationships; Kaiser, 1984) comme les BPC par exemple;
- biodisponibilité d'un polluant; en milieu aquatique, elle dépend de sa spéciation en fonction du pH, de la dureté (effet compétiteur avec les métaux lourds), des matières organiques et particulaires (effets d'adsorption) et(ou) d'autres variables; un exemple bien connu à ce sujet est l'aluminium dont la biodisponibilité se révèle souvent affaiblie;
- synergie et(ou) antagonisme entre plusieurs polluants dans un rejet: des "supra-additivités" et "infra-additivités" toxiques sont notamment observées entre les métaux lourds;
- adsorption *versus* absorption et incorporation des toxiques par les organismes biologiques; cette différence est importante, entre autres pour les polymères organiques;
- interaction entre certains organismes biologiques (bactéries, algues, détritivores) et certains toxiques, ce qui peut hyperactiver ou hypoactiver ceux-ci; à titre d'illustration, signalons la biométhylation extracellulaire augmentant la toxicité du mercure, la désactivation du cuivre par des sécrétions d'algues et le changement de la génotoxicité (accrue ou réduite) des effluents d'usines de produits organiques en présence d'algues;
- biotransformation et(ou) biodégradation relativement rapides de plusieurs polluants (organophosphates, carbamates, phénols, etc.);

- métabolisme des toxiques *via* leur toxicocinétique et leur toxicodynamique;
- durée des effets toxiques.

Des bio-essais ("essais biologiques avec une substance présumée toxique") **s'avèrent indispensables pour préciser ces différents phénomènes.**

Il faut cependant adopter une attitude sélective à leur sujet. De fait, on assiste actuellement à une prolifération de bio-essais de tout genre qui apparaît, selon une expression lancée au Symposium international d'écotoxicologie à Lyon, en 1987, comme une "pollution de bio-essais".

Ceci n'est pas étranger au fait que plusieurs scientifiques "découvrent" que des études toxicologiques aident à obtenir des crédits et appliquent dès lors un savoir-faire souvent assez fondamental dans des bio-essais. Nombre de ces derniers ont une portée restreinte en ne servant qu'à examiner les effets d'un polluant sur une réaction biochimique, une structure histologique ou une particularité éthologique. Ce genre de bio-essais est certes utile pour la connaissance toxicodynamique des mécanismes d'action d'un polluant mais, comme pour la toxicocinétique (voir paragraphe 3.2 (b)), la multiplicité des polluants et des organismes biologiques à considérer à la grandeur du fleuve Saint-Laurent oblige à se limiter à quelques bio-essais moins "raffinés" pour son étude écotoxicologique.

Le choix des bio-essais obéit autant à des critères de gestion et de coûts qu'à des critères de validité scientifique et environnementale, à savoir:

- simplicité des manipulations et mesures;
- reproductibilité des résultats;
- sensibilité à une très large gamme de polluants;
- optimisation économique (automation et/ou miniaturisation en séries);
- temps de réponse relativement rapide (moins de cinq jours généralement);
- facilité de se procurer et de conserver les organismes biologiques à tester;
- représentativité des organismes biologiques et des paramètres à tester;
- contrôle des variables de façon à focaliser l'effet toxique.

Bien qu'on ne s'attende pas à ce que tout bio-essai réponde aux huit critères précités, il doit cependant en respecter la majorité pour être recommandable pour des utilisations courantes. Bon nombre de bio-essais ne sont dès lors guère retenus dans ce contexte. Pour satisfaire le plus possible aux huit critères, on combine quelques bio-essais recommandés (au moins cinq) **en veillant que les trois niveaux d'écotoxicité, soit létal,**

subléta1 et chronique, et que les quatre niveaux trophiques, soit les décomposeurs, les producteurs, les consommateurs primaires et les consommateurs secondaires, soient suffisamment représentés. À cette fin, nous avons classé au tableau 2, par niveau d'écotoxicité et niveau trophique, les bio-essais recommandés actuellement disponibles au Québec pour le CSL (Bermingham et Van Coillie, 1989).

En examinant cet aperçu des bio-essais utiles au CSL, on perçoit cinq tendances:

- i) **la majorité des tests sont des micro-bio-essais** (c.-à-d. effectués avec des microorganismes): en effet, ces tests se révèlent plus intéressants au point de vue coûts-bénéfices que les macro-bio-essais (effectués avec des organismes supérieurs);
- ii) **ils sont plus nombreux et plus variés pour l'eau douce** que pour l'eau marine;
- iii) **les paramètres somatiques** (physiologie et biochimie) **sont plus souvent utilisés** que les paramètres germinaux (reproduction et génotoxicité) et éthologiques (évitement), comme Ramade l'avait déjà pressenti en 1979;
- iv) les bio-essais **les plus rapides font généralement appel à des réponses biochimiques** (bioluminescence, incorporation de ^{14}C , ATP, galactosidase, etc.);
- v) les mesures servant à déterminer la toxicité sont variées; toutefois, leur regroupement en **Unités toxiques** est préconisé mais il faut souligner que les UT dépendent des niveaux de toxicité (UT_I, UT_{sl}, UT_g), des niveaux trophiques, des espèces employées, des paramètres testés, des durées adoptées et des conditions physicochimiques, ce qui complique l'établissement des normes de comparaison pour les UT, comme celles qui existent pour les mesures physicochimiques et(ou) pour les comptes microbiologiques. Ce problème sera cependant résolu en partie dans un proche avenir au Canada, car une harmonisation nationale des protocoles est actuellement en cours pour certains des bio-essais mentionnés (MacGregor et Wells, 1984; Sergy, 1987 et 1989).

(d) **Danger.** - Expliciter celui-ci en intégrant les causes (a) et (b) et effets (c) toxiques paraît logique et simple, mais comment le faire? Pour cela, le groupe d'écotoxicologie du CSL, et antérieurement de la DPE-Québec, a proposé une **démarche interdisciplinaire progressive (DIP)** pour l'étude de divers effluents (dépotoirs, industries inorganiques ou organiques, etc.) (Van Coillie et coll., 1984 et 1989). Cette démarche comprend **deux volets complémentaires, l'un pour l'opérationnalisation (DIPo) et l'autre pour l'intégration (DIPi)**. D'une part, une démarche d'opérationnalisation DIPo a été graduellement développée pour les analyses et bio-essais à faire, à coûts-bénéfices optimisés, afin d'obtenir les résultats nécessaires au dépistage du danger. Ceci sera présenté au paragraphe 4.3 (a). D'autre part, une démarche d'intégration DIPi a été conçue pour

TABLEAU 2 BIO-ESSAIS D'ÉCOTOXICITÉ DISPONIBLES AU QUÉBEC

NIVEAU D'ÉCOTOXICITÉ et niveau trophique	Espèce testée	Paramètre testé	Durée du test	Mesure*
EAU DOUCE				
(1) LÉTAL				
(1.1) Décomposeurs	_____	_____	_____	_____
(1.2) Producteurs	_____	_____	_____	_____
(1.3) Consommateurs primaires	Microcrustacé** <i>Daphnia magna</i>		1 - 2 j	**
(1.4) Consommateurs secondaires	Truite arc-en-ciel <i>Salmo gairdneri</i> et autres sal- monidés	Mortalité juvénile	2 - 4 j	CL ₅₀ UTI LOEL NOEL
(2) SUBLÉTAL				
(2.1) Décomposeurs	Système bactérien Microtox avec <i>Photobacterium</i> <i>phosphoreum</i>	Bioluminescence	5 - 15 mn	CI ₅₀ UTsl
(2.2) Producteurs	Algues uni- cellulaires <i>Selenastrum</i> <i>capricornutum</i> et(ou) <i>Chlamydomonas</i> <i>variabilis</i> en culture dans des cupules ou des fioles Erlenmeyer	Stress ATP*** et(ou) CEA*** Croissance de la culture	4 h - 4 j 1 - 8 j	CI ₅₀ UTsl CMS CI ₅₀ UTsl
(2.3) Consommateurs primaires	Protozoaire unicellulaire <i>Colpidium</i> <i>Campylum</i> en culture Microcrustacé <i>Daphnia magna</i>	Croissance de la culture Mobilité**	1 - 2 j 2 j	CI ₅₀ UTsl CI ₅₀ UTsl
(2.4) Consommateurs secondaires	Truite arc-en-ciel <i>Salmo gairdneri</i> et autres salmonidés	Évitement Stress ATP	30 mn 4 j	CE ₅₀ ou CE ₂₀ CI ₅₀ UTsl CSM

TABLEAU 2 (suite)

NIVEAU D'ÉCOTOXICITÉ et niveau trophique	Espèce testée	Paramètre testé	Durée du test	Mesure*
(3) CHRONIQUE (dépistage du potentiel chronique avec des bio-essais de courte durée)				
(3.1) Décomposeurs	"Chromotest" avec <i>Escherichia coli</i> , souche biotechnolo- gique avec gènes "SOS" responsa- bles des enzymes de réparation de l'ADN génétique associés au gène de la galactosidase	Génotoxicité endogène via la galactosidase émise	4 h	SOSIP CMA UTg
	"Test d'Ames" avec <i>Salmonella typhimurium</i>	Génotoxicité mutagène de la dépendance à l'histidine	3 - 5 j	CMA UTg
	Mélange de microorganismes "BDC" biodégradeurs	Biodégradation des toxiques (toxicité testée avant et après la biodégradation)	4 - 5 j	Réduction des UTL ou UTsl ou UTg
(3.2) Producteurs	Algues unicellu- laires <i>Selenastrum capricornutum</i> et(ou) <i>Chlamydomonas variabilis</i> en culture dans des fioles Erlenmeyer	Bio-accumulation des toxiques (toxicité testée avant et après la bio-accumulation dans le milieu et dans les algues)	24 h	Change- ments des UTsl ou UTg ou FB
		Bio-accumulation limitée aux toxi- ques inorganiques (procédure ana- logue à celle suivie pour les producteurs avec oxydation de la matière organique)	24 h	Change- ments des UTsl ou FB

TABLEAU 2 (suite)

NIVEAU D'ÉCOTOXICITÉ et niveau trophique	Espèce testée	Paramètre testé	Durée du test	Mesure*
		par irradiation avec des ultra- violets)		
		Interaction des algues avec la génotoxicité (testée avant et après l'interaction dans le milieu et dans les algues avec extraction et concentration de la matière organique au chlorure de méthylène)	4 h	Change- ments des SOSIP ou CMA ou UTg
(3.3) Consommateurs primaires	_____	_____	_____	_____
(3.4) Consommateurs secondaires	_____	_____	_____	_____
EAU MARINE				
(4) LÉTAL				
(4.1) Décomposeurs	_____	_____	_____	_____
(4.2) Producteurs	_____	_____	_____	_____
(4.3) Consommateurs primaires	Microcrustacé <i>Artemia salina</i>	Mortalité larvaire	2 j	CL ₅₀ UTI
(4.4) Consommateurs secondaires	_____	_____	_____	_____
(5) SUBLÉTAL				
(5.1) Décomposeurs	Système bactérien Microtox avec <i>Photobacterium phosphoreum</i>	Bioluminescence	5 - 15 min	CI ₅₀ UTsl
(5.2) Producteurs	Diatomée <i>Thalassosira pseudonana</i>	Croissance de la culture	4 j	CI ₅₀ UTsl
(5.3) Consommateurs primaires	_____	_____	_____	_____

TABLEAU 2 (suite)

NIVEAU D'ÉCOTOXICITÉ et niveau trophique	Espèce testée	Paramètre testé	Durée du test	Mesure*
(5.4) Consommateurs secondaires	_____	_____	_____	_____
(6) CHRONIQUE				
(6.1) Décomposeurs	_____	_____	_____	_____
(6.2) Producteurs	_____	_____	_____	_____
(6.3) Consommateurs primaires	Moule <i>Mytilus edulis</i>	Bio-accumulation de substances toxiques	20 j	FB
(6.4) Consommateurs secondaires	_____	_____	_____	_____

- * Mesures:
- CE₅₀ ou CE₂₀ : Teneur occasionnant un effet à 50 % ou 20 %.
 - CI₅₀ : Teneur inhibant un paramètre physiologique à 50 %.
 - CL₅₀ : Teneur létale pour 50 % des individus.
 - CMA : Teneur minimale active en génotoxicité.
 - CMS : Teneur minimale de stress.
 - FB : Facteur de bio-accumulation dans l'organisme par rapport au milieu.
 - LOEL : *Lowest Observable Effect Level* (niveau produisant le plus petit effet observable).
 - NOEL : *No Observable Effect Level* (niveau sans effet observable).
 - SOSIP : *S.O.S. Inductor Potential* (tangente de la droite représentant la relation entre la concentration et l'effet "SOS" d'une substance génotoxique).
 - TL : Teneur létale.
 - UTg : Unité toxique génotoxique. Effluent: 100 %/CMA, substance simple: teneur/CMA.
 - UTI : Unité toxique létale. Effluent: 100 %/CL₅₀, substance simple: teneur/CL₅₀.
 - UTsl : Unité toxique sous-létale. Effluent: 100 %/CI₅₀, substance simple: teneur/CI₅₀.

** Certains associent la mortalité à l'inhibition de la mobilité chez les daphnies.

*** ATP: Adénosine-triphosphate du métabolisme.

CEA: Charge énergétique en adénylates du métabolisme.

l'évaluation du danger à partir des résultats obtenus au moyen des analyses et bio-essais effectués. Elle est examinée ici.

Cette intégration DIPi regroupe les résultats selon trois niveaux de protection environnementale (tableau 3).

TABLEAU 3 DÉMARCHE INTERDISCIPLINAIRE PROGRESSIVE D'INTÉGRATION (DIPi)

Niveau de protection environnementale	Étendue du rejet	Portée du danger	Causes de la toxicité: résultats des analyses	Effets nocifs: résultats des bio-essais
Primaire	Ponctuelle	Locale	Polluants Agents pathogènes	Toxicité létale
Secondaire	Diffusée	Zonale	Cheminement spatio-temporel	Toxicité sublétale
Tertiaire	Diffusée avec des substances insidieuses à long terme	Régionale	Bio-accumulation <i>in situ</i>	Toxicité chronique dépistée à court terme

Nous avons surtout utilisé la matrice DIPi pour le dépistage du danger en précisant seulement les causes et effets toxiques possibles d'un rejet (Van Coillie et coll., 1984 et 1989; Blaise et coll., 1985; Environnement Canada, 1985; et Bermingham et coll., 1989). On restreint alors la matrice DIPi au niveau de la protection environnementale primaire et à quelques bio-essais complémentaires de toxicité sublétale et de toxicité chronique du rejet en laboratoire. Certes, cette démarche a l'avantage d'être relativement simple, reproductible et d'un coût raisonnable et répond subséquemment aux besoins des gestionnaires. Il est judicieux de commencer ainsi mais cela ne suffit plus, car ce dépistage ne renseigne guère sur les interactions qui surviennent entre le rejet et le milieu récepteur.

Pour l'évaluation du danger il faut que la démarche suivie tienne compte de ces interactions et révèle les causes et effets toxiques réels du rejet dans le milieu récepteur. Toute la matrice DIPi doit alors être considérée non seulement pour le rejet mais aussi pour le milieu récepteur. Dans le fleuve Saint-Laurent, les causes et les effets toxiques possibles d'un rejet évoluent en causes et effets toxiques réels sous l'influence de plusieurs phénomènes qui modifient les teneurs en polluants et les effets nocifs. Parmi ces phénomènes, rappelons (voir paragraphes 3.2 (b) et (c)) la biodisponibilité, la dilution, l'adsorption particulaire, la sédimentation, la synergie ou l'antagonisme, l'interaction

biologique extracellulaire, la biotransformation, la biodégradation et la bio-accumulation des toxiques dans les eaux fluviales. Pour l'évaluation du danger d'un rejet dans le fleuve, il convient dès lors de **faire des analyses et bio-essais dans les conditions les plus réelles possibles du milieu récepteur, soit:**

- . l'eau fluviale immédiatement en amont du lieu de rejet;
- . l'eau du panache de diffusion du rejet dans le fleuve et l'eau en aval;
- . des "enclos" éventuels d'étude dans ce panache, en amont et en aval du rejet.

Bref, il s'agit de mieux étudier sur place le milieu récepteur avec le soutien technique d'un laboratoire d'analyse, pour en arriver à la signification réelle de l'écotoxicologie. Cette voie représente un des défis majeurs de la Division Écotoxicologie et écosystèmes du CSL à partir de ses acquis en bio-essais et stratégies d'écotoxicologie de dépistage.

(e) **Exposition.** - Les efforts en écotoxicologie ont été consacrés surtout à l'étude du danger, tandis que l'exposition à celui-ci dans l'environnement reste **généralement imprécisée**. Il est pourtant capital d'être informé sur ce dernier aspect car, en écotoxicologie comme dans toute toxicologie, le danger est réduit ou amplifié par l'exposition. Mais alors que les paramètres de l'exposition peuvent être assez facilement cernés et mesurés en toxicologie biomédicale, industrielle ou agro-alimentaire, les nombreuses variables de l'environnement compliquent considérablement l'évaluation de l'exposition écotoxicologique. On se limite actuellement à **estimer celle-ci en se basant sur les réactions du biote à une agression toxique** (PROCÉAN, 1989) dans le milieu récepteur. Selon Matthews et coll. (1982), ces réactions sont d'ordre:

- . **taxonomique:**
 - diminution de diverses espèces vulnérables;
 - augmentation de certaines espèces résistantes;
 - changement subséquent de l'indice de diversité dans des communautés comme le phytoplancton, le zooplancton et(ou) le benthos;
- . **non taxonomique:** réduction de paramètres physiologiques et biochimiques (respiration, photosynthèse, chlorophylle, etc.) par unité de poids pour des communautés.

Ces réactions étant assez longues ou complexes à examiner, il est opportun d'ajouter d'autres réactions plus rapides ou aisées à détecter, telles que celles qu'on observe chez des:

- . **bio-indicateurs de stress chez quelques espèces** représentatives et(ou) révélatrices à ce sujet aux niveaux des oxydases hépatiques (Payne, 1984)

des métallothionéines (Karin, 1985) et(ou) des ATP et CEA (Blaise et coll. 1986b; Couture et coll., 1987).

- **bio-indicateurs de bio-accumulation chez quelques espèces représentatives et(ou) révélatrices à ce sujet** (Sloterdijk, 1987; Bermingham et coll., 1989; Pelletier, 1989).

Ces quatre types de réaction ont une utilité indéniable pour diagnostiquer, au moins partiellement, l'état de santé des communautés et populations des écosystèmes exposés à des rejets toxiques. La Division Écotoxicologie et écosystèmes du CSL, dont une des préoccupations majeures concerne l'état des écosystèmes, accordera une importance croissante aux bio-indicateurs.

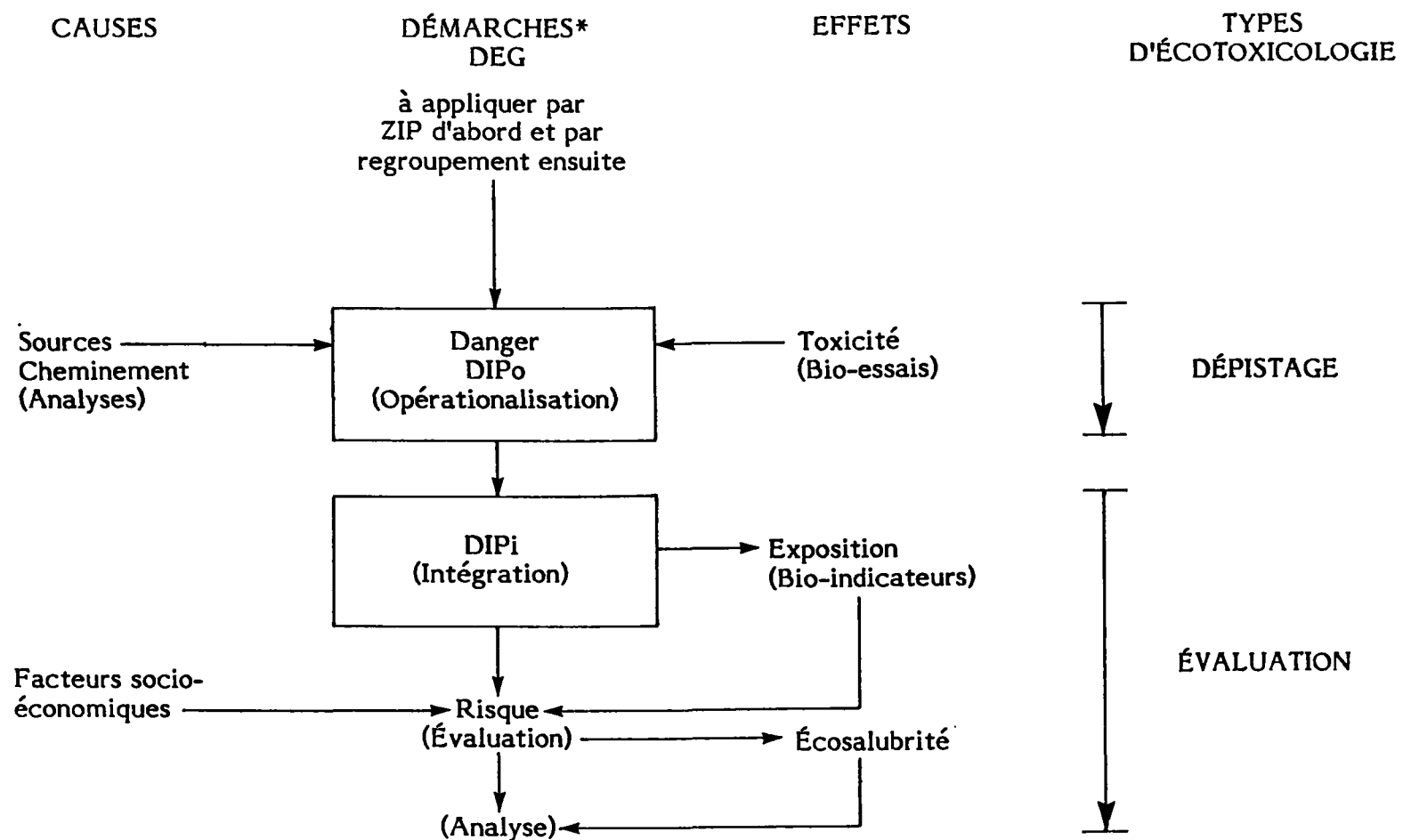
(f) **Risques.** - Les analyses et calculs des risques sont rares et(ou) au stade embryonnaire en écotoxicologie alors qu'ils sont assez courants en toxicologie biomédicale, industrielle et agro-alimentaire. La raison est que dans ces trois domaines, l'exposition est relativement bien connue, ce qui n'est pas le cas en écotoxicologie (voir paragraphe 3.2 (e)). Toutefois, l'attention prioritaire que le CSL apportera à l'état de santé des écosystèmes fluviaux du Saint-Laurent exposés à des agressions toxiques permettra d'entreprendre des évaluations des risques pour les différentes ZIP avec un soutien approprié pour les facteurs socio-économiques à considérer.

Entretemps, les implications de l'écotoxicité pour l'écosalubrité auront également fait l'objet de plusieurs études au Québec, notamment celles qui ont été récemment amorcées par le DCS du Centre hospitalier universitaire de Laval avec la collaboration du Centre de toxicologie du Québec sur les BPC dans le lait maternel, les trihalométhanes dans l'eau potable provenant du fleuve, etc.

Les deux orientations susmentionnées pour l'écotoxicologie et l'écosalubrité se complèteront progressivement et déboucheront sur des analyses ultimes des risques pour la santé des riverains du fleuve Saint-Laurent.

Ceci constituera l'aboutissement de la démarche écotoxicologique générale appliquée au CSL dont les différentes étapes sont récapitulées schématiquement à la figure 2.

Cette approche requiert certains développements méthodologiques qui feront l'objet du prochain chapitre.



25

* Démarches conçues au CSL:

DEG : Démarche écotoxicologique générale.

DIPi : Démarche interdisciplinaire progressive d'intégration des résultats.

DIPo : Démarche interdisciplinaire progressive d'opérationnalisation des analyses et des bio-essais à faire, à coûts-bénéfices optimisés, pour expliciter le danger.

FIGURE 2 DÉMARCHÉ ÉCOTOXICOLOGIQUE GÉNÉRALE APPLIQUÉE POUR LE PASL

Dès 1980, les Directions de la protection de l'environnement et des eaux intérieures d'Environnement Canada, région du Québec, ont réalisé que le suivi de la toxicité des rejets et des apports diffus de polluants exigeait trois outils: des bio-essais, des bio-indicateurs et des stratégies écotoxicologiques. Ces besoins sont apparus de plus en plus pressants au fil des années au point qu'ils constituent aujourd'hui trois priorités de développement au CSL.

4.1 Bio-essais

L'élaboration, à l'échelle régionale, de bio-essais écotoxicologiques a fourni et fournira au CSL les moyens suivants:

TABLEAU 4 BIO-ESSAIS ÉCOTOXICOLOGIQUES EXISTANTS ET À L'ÉTAPE DU DÉVELOPPEMENT AU CSL

NIVEAU D'ÉCOTOXICITÉ et niveau trophique	Période 1980-1989	Période 1989-1993 (PASL, 1989b)
(a) LÉTAL (eau douce)		
• Producteurs		• Létalité pour algues unicellulaires
• Consommateurs primaires		• Létalité pour micro-crustacé <i>Ceriodaphnia dubia</i> (US EPA, 1989)
• Consommateurs secondaires	• Bio-essais conventionnels avec truites (Bermingham et Van Coillie, 1987)	• Létalité pour cyprinidé <i>Pimephales promelas</i>
(b) SUBLÉTAL (eau douce)		
• Producteurs	• Bio-essais polyvalents avec algues unicellulaires testant leur croissance de culture, la fluorescence de la chlorophylle, l'incorporation photosynthétique de ^{14}C , l'ATP, la CEA, la synthèse des protéines, l'ARN ou l'ADN et(ou) la toxicité retardée (Joubert, 1980; Van Coillie et coll., 1980, 1981b et 1983b; Couture et coll., 1981, 1985 et 1987; et Blaise et coll., 1984)	• Lyophilisation des algues unicellulaires en vue de commercialiser les bio-essais avec celles-ci

TABLEAU 4 (suite)

NIVEAU D'ÉCOTOXICITÉ et niveau trophique	Période 1980-1989	Période 1989-1993 (PASL, 1989b)
	Miniaturisation et normalisation sur microplaque pour bio-essais avec algues unicellulaires (Blaise et coll., 1984 et 1986; Thellen et coll., 1989)	
Consommateurs primaires	Bio-essais conventionnels avec des daphnies ou des protozoaires (Bermingham et Van Coillie, 1987)	Paramètres ATP et CEA pour daphnies (Pinel-Alloul, 1989)
	Utilisation des rotifères et nématodes pour des bio-essais après élutriation des sédiments (Champoux et coll., 1988b)	Nouveaux groupes à vérifier
Consommateurs secondaires	Stress toxique sur l'ATP chez les truites (Blaise et coll., 1986b)	Autres paramètres métaboliques de stress chez les poissons: métallothionéines pour les métaux lourds et oxygénases à fonctions multiples pour les polluants organiques (Pagé, 1989)
	Inhibition du développement embryonnaire chez les salmonidés (Van Coillie, 1989b)	Cibles anaboliques telles que l'ARN, l'ADN et protéines chez les poissons pour les métaux lourds (Van Coillie et coll., 1989b)
		Inhibition de la croissance larvaire du cyprinidé <i>Pimephales promelas</i> (US EPA, 1989)
(c) CHRONIQUE (eau douce)		
Décomposeurs	- Génotoxicité mutagène avec le test conventionnel d'Ames (Bermingham et Van Coillie, 1987) - Génotoxicité endogène avec le chromotest (Harwood et coll., 1989)	Nouveaux bio-essais de génotoxicité plus efficaces et comparaison des bio-essais de génotoxicité pour l'écotoxicité et pour le biodanger

TABLEAU 4 (suite)

NIVEAU D'ÉCOTOXICITÉ et niveau trophique	Période 1980-1989	Période 1989-1993 (PASL, 1989b)
	• Biodégradation des polluants (CSL, 1989b) • Génotoxicité avec chromo-test (Harwood et coll., 1989) • Biodégradation des polluants (CSL, 1989b)	
• Producteurs	• Bio-accumulations de polluants par des algues unicellulaires avec évaluations ultérieures de la toxicité résultante (Blaise et coll., 1981; Bisson et coll., 1989) • Interactions entre algues unicellulaires et substances génotoxiques (Harwood et coll., 1989)	• Bio-accumulations analogues • Interactions analogues
• Consommateurs primaires	_____	• Inhibition de la reproduction chez des céridaphnies (US EPA, 1989)
• Consommateurs secondaires	_____	• Cultures cellulaires pour la cancérogénicité et l'immunotoxicologie pour le biodanger (Denizeau, 1989)
(d) COMPARAISON DES BIO-ESSAIS (eau douce)	• Bio-essais d'écotoxicité avec bactéries, algues et poissons (Joubert, 1981; Blaise et coll., 1987) • Bio-essais conjoints américains et canadiens de l'écotoxicité de certains rejets (Scroggins et coll., 1989)	• Optimisation de bio-essais pour l'écotoxicologie en dépistage • Sélection de bio-essais américains et canadiens pour l'évaluation de la réduction de la toxicité des effluents traités (US EPA, 1989)
(e) ÉCOTOXICITÉ TERRESTRE (associée à l'eau douce)	• Bio-essais conventionnels d'inhibition de la germination de plantes	• Bio-essais sublétaux biochimiques pour la migration des polluants terrestres vers le fleuve

TABLEAU 4 (suite)

NIVEAU D'ÉCOTOXICITÉ et niveau trophique	Période 1980-1989	Période 1989-1993 (PASL, 1989b)
(f) ÉCOTOXICITÉ MARINE	. Létalité pour microcrustacé larvaire <i>Artemia salina</i> (Bermingham et Van Coillie, 1987)	. Paramètres sublétaux biochimiques: malate déshydrogénase et lyso- somes chez les moules <i>Mytilus edulis</i> (Pelletier, 1989)

Durant la période 1980-1989, la mise au point de bio-essais dans la région du Québec était concentrée sur les bio-essais sublétaux avec des algues unicellulaires. Dans les prochaines années, le CSL orientera ses efforts surtout vers le dépistage de la toxicité chronique et vers des paramètres biochimiques de sublétaux. De plus, les bio-essais seront valorisés non seulement pour l'analyse des rejets mais aussi pour l'étude de la diffusion des polluants dans le fleuve en effectuant ces essais avec de l'eau prélevée directement dans les panaches de diffusion.

4.2 Bio-indicateurs

Les bio-indicateurs s'avèrent aussi indispensables que les bio-essais. En effet, pour passer du simple dépistage à une écotoxicologie d'évaluation (voir paragraphe 1.2 (c)), les bio-essais ne suffisent pas, même s'ils sont faits dans les conditions réelles du milieu récepteur, par exemple avec de l'eau prélevée directement dans les panaches de diffusion. Il faut recourir également aux bio-indicateurs qui révèlent les effets des toxiques dans un milieu récepteur complexe et variable.

Toutefois, le développement des bio-indicateurs a été moins poussé que celui des bio-essais pour l'étude écotoxicologique du fleuve Saint-Laurent. Certes, de jeunes cyprinidés ont servi de bio-indicateurs de la bio-accumulation de toxiques dans le fleuve (Guay et Dandurand, 1986; Sloterdijk, 1987; Langlois et Sloterdijk, 1989) et on a étudié, au moyen d'analyses biochimiques, les réactions de stress de communautés d'algues fluviales (Couture et coll., 1987). Mais ces deux contributions ne constituent qu'un début; en effet, comme on peut le constater dans le tableau 5, les recherches iront en s'amplifiant au CSL (PASL, 1989b).

Ce développement de bio-indicateurs mènera à des choix dont les coûts-bénéfices seront optimisés comme dans le cas des bio-essais. Les choix de ces "bio-outils" (bio-essais et bio-indicateurs) moduleront les stratégies écotoxicologiques pour le suivi du fleuve Saint-Laurent.

TABEAU 5 DÉVELOPPEMENT DE BIO-INDICATEURS AU CSL

Type de bio-indicateurs	Paramètre	Phyto-plancton	Zoo-plancton	Poisson	Benthos
Bio-indicateurs de stress:					
• Toxique	• ATP	X	X	X	X
• Général	• CEA	X	X		
	• Photosynthèse	X			
	• Enzymes sensibles telles que malate déshydrogénase			X	X
	• Hormone cortisol			X	
• Toxique inorganique	• Métallothionéines*			X	X
• Toxique organique	• Oxydases multiples hépatiques*			X	X
Bio-indicateurs de la bio-accumulation de toxiques	• Analyses chimiques	X	X	X	X
Bio-indicateurs de génotoxicité	• Potentiel génotoxique par chromotest	X	X	X	X
Indices de diversité	• Diminution de la diversité	X	X	X	X

NIVEAUX D'OBSERVATION:

- Panaches de diffusion des rejets
- Eaux interstitielles de sédiments suspects
- Habitats et(ou) écozones

* Détection par immunosonde biotechnologique (Pagé, 1989).

4.3 Stratégies écotoxicologiques

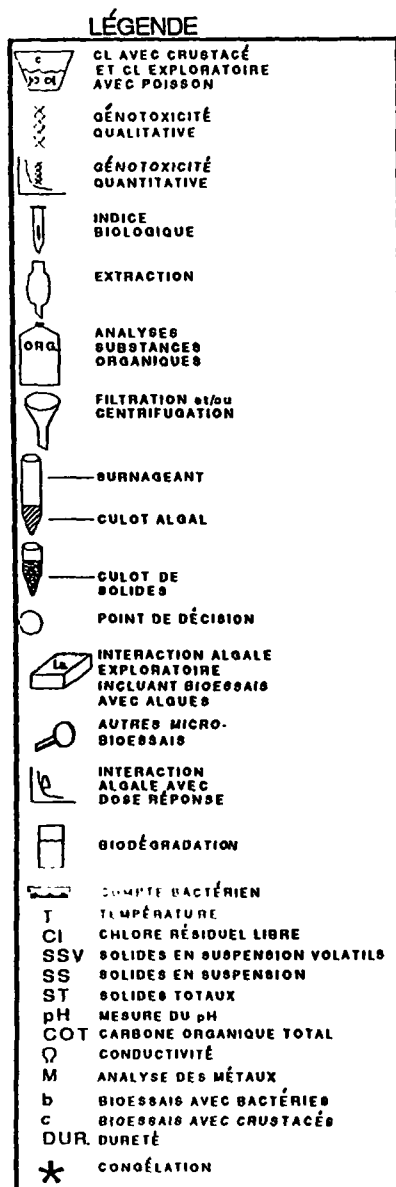
La démarche écotoxicologique générale (voir paragraphe 3.1 et figure 2) procure un cadre d'ensemble dans lequel se placent des stratégies écotoxicologiques de dépistage et/ou d'évaluation qui varient en fonction du problème à l'étude, du développement de bio-outils (bio-essais et bio-indicateurs) et surtout des contraintes financières ou de temps. Il n'y a donc pas une stratégie écotoxicologique à préconiser comme ligne directrice. On a plutôt affaire à diverses stratégies écotoxicologiques selon les conditions. Deux catégories de stratégies écotoxicologiques peuvent toutefois être distinguées:

(a) **Stratégies écotoxicologiques de dépistage du danger.** - Parmi les méthodes séquentielles et simultanées suggérées à cette fin, l'équipe d'écotoxicologie de la DPE, et ensuite du CSL, ont opté pour une démarche interdisciplinaire progressive (en abrégé DIP) qui a été graduellement adaptée depuis quelques années à l'étude de divers rejets (Van Coillie et coll., 1984 et 1989; Blaise et coll., 1985 et 1988b; Bermingham et coll., 1987 et 1989; CSL 1989b). Rappelons que cette DIP a deux volets complémentaires (voir paragraphe 3.2 (d) et figure 2): la DIPo pour l'opérationnalisation des analyses et des bio-essais à faire en vue d'acquérir des résultats suffisants au dépistage approprié du danger et la DIPi pour l'intégration de ces résultats.

L'actuel modèle de la DIPo est schématisé à la figure 3. Il est décrit en détail dans un autre ouvrage (Bermingham et coll., 1989 et CSL, 1989b).

Les principales caractéristiques de la DIPo sont résumées ci-après:

- Elle comporte **trois étapes opérationnelles de précision de plus en plus grande**: les première, seconde et troisième étapes contiennent respectivement seize (1.1 à 1.16), sept (2.1 à 2.7) et six (3.1 à 3.6) activités; le nombre de celles-ci diminue donc avec les étapes, mais leur complexité et leurs coûts vont croissant.
- **Chaque étape opérationnelle est interdisciplinaire**, car elle regroupe des analyses physicochimiques, des examens bactériologiques et des bio-essais en majorité miniaturisés pour la toxicité létale, sublétale et/ou chronique.
- **Le passage progressif d'une étape à l'autre dépend des réponses aux points décisionnels** qui se chiffrent à dix (1 à 10) entre la première et la seconde, et à onze (11 à 21) entre la seconde et la troisième; ce passage est souvent partiel en étant décidé que pour quelques activités après la première étape.
- **Les activités sont organisées selon quatre lignes d'opérationnalisation.** À cette fin, l'échantillon prélevé est subdivisé en quatre portions: soit une portion à l'état brut, une pour l'étude des fractions liquides et particulières, une pour la biodégradation et une pour l'examen bactériologique.



TROISIÈME MODÈLE DE DÉMARCHE INTERDISCIPLINAIRE PROGRESSIVE POUR L'ÉVALUATION DES EFFLUENTS INDUSTRIELS

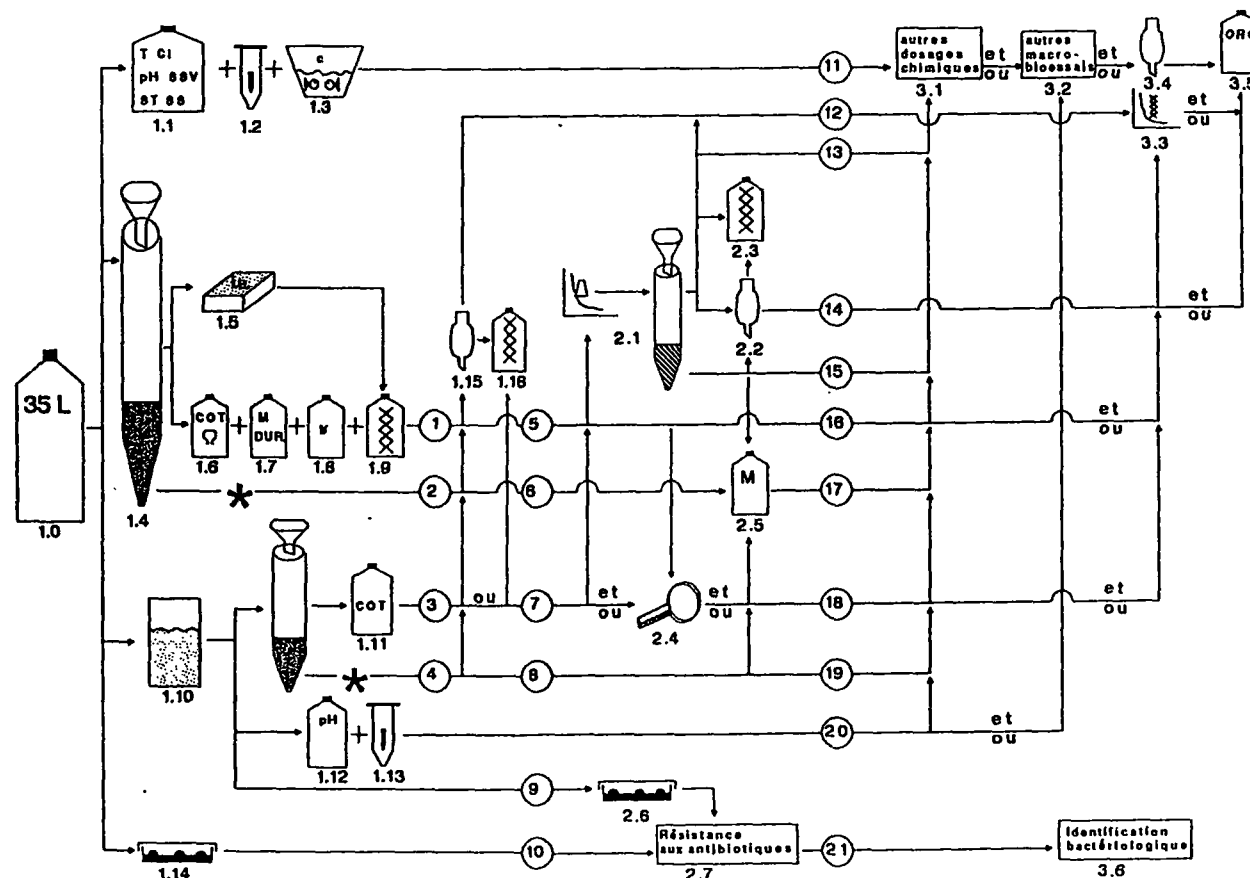


FIGURE 3 MODÈLE DE LA DÉMARCHE INTERDISCIPLINAIRE PROGRESSIVE D'OPÉRATIONNALISATION (DIP_o)

La DIPo proposée apparaît à la fois **sélective et souple**.

En outre, les coûts-bénéfices de la DIPo se révèlent **plus avantageux** que ceux des stratégies conventionnelles d'opérationnalisation pour le dépistage de la toxicité des rejets (tableau 6).

TABLEAU 6 COMPARAISON DES COÛTS-BÉNÉFICES DE LA DIPo À CEUX DES STRATÉGIES CONVENTIONNELLES

Coûts-bénéfices	Stratégies conventionnelles	DIPo
Coûts par échantillon en milliers de dollars canadiens de 1989	5 K	1 ^{re} étape complétée: 2 K 2 ^e étape complétée: 2 K 3 ^e étape complétée: 7 K TOTAL PRÉVU: 11 K Mais les activités des 2 ^e et 3 ^e étapes se limitent souvent à 3 K en moyenne, soit une réduction de 6 K TOTAL FRÉQUENT: 5 K
Bénéfices en informations	Physico-chimie Polluants Bactériologie Létalité	Physico-chimie Polluants Bactériologie + résistance aux antibiotiques Létalité Sublétalité Biodégradation des substances toxiques Potentiel de bio-accumulation de substances toxiques Potentiel de génotoxicité

Après l'obtention des résultats fournis par la DIPo, leur interprétation se fait via une intégration selon la DIPi (voir paragraphe 3.2 (d) et figure 2).

La DIPi a été conçue par la DPE-Québec à partir d'une spirale conceptuelle de l'écotoxicité qui s'ouvre de la toxicité létale vers la toxicité sublétale et ensuite vers

la toxicité chronique pour les quatre niveaux trophiques d'un écosystème (Van Coillie et coll., 1984 et 1989; Blaise et coll., 1985; Bermingham et coll., 1989). Elle a été articulée en une **matrice** intégrant les **causes et effets toxiques**, selon **trois niveaux** de diffusion des polluants, soit local, zonal et régional, correspondant aux trois niveaux de toxicité respectivement létale, sublétale et chronique. La DIPi est par conséquent interdisciplinaire et progressive.

La DIPi et la DIPo ont été utilisées et mises en valeur depuis cinq ans (Van Coillie et coll., 1984 et 1989; Environnement Canada, 1985; Bermingham et coll., 1989; CSL, 1989b). Toutefois, elle sera validée par le CSL lorsqu'on s'en servira pour le dépistage des dangers présentés par les rejets des 50 industries d'intérêt prioritaire, avant et après épuration, en vue de la dépollution du fleuve Saint-Laurent (PASL, 1989a et b).

(b) **Application de l'écotoxicologie pour l'évaluation des risques.** - Alors qu'il existe des stratégies écotoxicologiques pour dépister le danger que présente un rejet, il existe peu de stratégies d'évaluation des réactions du milieu récepteur pour préciser les risques d'écotoxicité. Le CSL a dès lors **besoin de développer une stratégie d'évaluation des risques d'écotoxicité.**

Pour répondre à ce besoin, il faut recourir aux DIPo et DIPi (voir paragraphe 4.3 (a)) pour le dépistage des dangers présentés par les rejets des 50 industries d'intérêt prioritaire et élaborer des stratégies complémentaires pour évaluer les effets de ces rejets sur le fleuve Saint-Laurent en tenant compte des polluants déjà présents dans ce dernier. Une telle démarche est initiée aux deuxième et troisième niveaux de protection environnementale de la DIP (voir paragraphe 3.2 (d)) et relève de la seconde partie de la DEG (voir figure 2). Pour pouvoir appliquer ce programme au PASL, le CSL envisage présentement **le développement des stratégies complémentaires suivantes** (PASL, 1989a et b):

- i) L'emploi et la validation des DIPo et DIPi non seulement pour l'étude des rejets des industries d'intérêt prioritaire, avant et après une épuration "améliorée", mais aussi pour l'étude des **panaches de diffusion** avec comparaison amont-aval. Ceci permettra d'évoluer d'une écotoxicologie du dépistage du danger vers une écotoxicologie d'évaluation du danger comme on l'a expliqué précédemment (voir paragraphe 3.2 (d)).
- ii) L'identification des sources d'apports diffus de polluants et de leur cheminement dans le fleuve Saint-Laurent, au Québec, à l'aide de modélisations (voir paragraphes 3.2 (a) et (b)).
- iii) Le recours aux DIPi et DIPo pour l'étude de l'eau interstitielle et des élutriats et(ou) lixiviats de **sédiments pollués** et des résidus de dragage (voir paragraphes 3.2 (c) et (d)).

- iv) **L'évaluation de la pollution du fleuve par les rejets de substances toxiques à l'aide de bio-indicateurs choisis pour diagnostiquer l'état de santé de ses écosystèmes (voir paragraphes 3.2 (e) et 4.2).**
- v) **Le recours à des stratégies d'évaluation finale des risques pour regrouper les informations obtenues à l'aide des quatre types de stratégies précitées et les intégrer en fonction de facteurs socio-économiques donnés et des implications pour l'écosalubrité (voir paragraphe 3.2 (f)).**

Le CSL considère appliquer ces stratégies pour l'étude de différentes ZIP du fleuve Saint-Laurent et ensuite pour l'étude de tronçons plus grands sur le territoire québécois.

Un tel programme de développement basé sur la DEG (voir figure 2) peut paraître ambitieux et nul doute que des contraintes de temps et d'argent restreindront sa réalisation et sa portée. Toutefois, sa cohérence favorisera une compréhension écotoxicologique judicieuse du fleuve qui, même si elle est partielle, aidera à optimiser le choix des solutions à apporter pour son épuration.

RÉFÉRENCES

Bermingham, N. et R. Van Coillie (1987)

"Comparaison coûts-bénéfices de différents essais biologiques".

Symp. Intern. Impacts cellulaires en écotoxicologie, Institut Pasteur et ministère de l'Environnement de France, Lyon, 18-20 mai 1987: 57.

Bermingham, N. et R. Van Coillie (1988)

"Plan de développement en écotoxicologie pour C et P d'Environnement Canada, région du Québec".

Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Montréal, 11 p.

Bermingham, N., R. Van Coillie, Y. Plunier, C. Blaise et R. Vezeau (1989)

"Bilan du développement en écotoxicologie de dépistage aux laboratoires d'Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Longueuil".

Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, CSL, section des laboratoires, Longueuil, 312 p.

Bisson, S., C. Blaise et N. Bermingham (1989)

"Assessment of the inorganic bioaccumulation potential of aqueous samples with two algal bioassays".

In: Aquatic Toxicology and Water Quality Management.

Nriagu J.A. et J.S.S. Lakeshminarayana, éditeurs, J. Wiley and Sons Inc., New York: 205-216.

Blaise, C., N. Bermingham et R. Van Coillie (1985)

"La méthode d'évaluation écotoxicologique intégrée: une contribution à la lutte contre l'écotoxicité".

Bulletin de la qualité des eaux, Office mondial de la santé 10: 4-10 et 58-59.

Blaise, C., R. Legault, N. Bermingham, R. Van Coillie et P. Vasseur (1984)

"Microtest mesurant l'inhibition de la croissance des algues (CI₅₀) par le dosage de l'ATP". Sciences et Techniques de l'Eau 17: 245-250.

Blaise, C., R. Legault, N. Bermingham, R. Van Coillie et P. Vasseur (1986)

"A simple microplate algal assay technique for aquatic toxicity assessment".

Toxicity Assessment 1: 261-281.

Blaise, C., G. Sergy, P. Wells, N. Bermingham et R. Van Coillie (1988)

"Biological testing: development application and trends in Canadian environmental protection".

Toxicity Assessment 3: 385-406.

Blaise, C., B. Ska, G. Sabatini, N. Bermingham et R. Legault (1981)

"Potentiel de bioaccumulation de substances toxiques d'eaux résiduelles industrielles à l'aide d'un essai utilisant des algues et des bactéries".

Int. Nat. Santé Rech. Méd., Paris 106: 155-165.

Blaise, C., B. Trottier, R. Van Coillie et P. Couture (1986b)

"Évaluation 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: 71-90.

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 fabrique de pâtes et papiers".
 Rev. Intern. Sci. Eau 3: 9-17.

Butler, G. (1978)
 "Principles of ecotoxicology".
 J. Wiley and Sons Inc., New York: 305 p.

Cairns, J. (1986)
 "What is meant by validation of predictions based on laboratory toxicity tests?"
 Hydrobiologia 137: 271-278.

CESL (Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent) (1978)
 "Rapport final".
 Environnement Canada, région du Québec et ministère de l'Environnement du Québec, Québec.

Champoux, L., P.E. Ross, V. Jarry, H. Sloterdijk, A. Murdock et Y. Couillard (1986)
 "Libération par élutriation des contaminants des sédiments du lac Saint-Louis (fleuve Saint-Laurent, Québec)".
 Rev. Intern. Sci. Eau 2: 95-107.

Champoux, L. et H. Sloterdijk (1988a)
 "Étude de la qualité des sédiments du lac Saint-Louis (fleuve Saint-Laurent) 1984-1985. Tome 1: Géochimie et contamination".
 Environnement Canada, Direction des eaux intérieures, région du Québec, Longueuil (sous presse).

Champoux, L., H. Sloterdijk, Y. Couillard, V. Jarry et P.E. Ross (1988b)
 "Étude de la qualité des sédiments du lac Saint-Louis (fleuve Saint-Laurent) 1984-1985. Tome 2: Contamination et toxicité des élutriats".
 Environnement Canada, Direction des eaux intérieures, région du Québec, Longueuil: 106 p. et annexes.

Cluis, D., C. Langlois, R. Van Coillie et C. Laberge (1989)
 "Development of a software package for trend detection in temporal series: application to water and industrial effluent quality data for the Saint Lawrence River".
 In: Proceedings of the Workshop Statistical Methods for the Assessment of Point-Source Pollution, Burlington, 19-21 septembre 1988 (sous presse).

Couture, P., C. Thellen, P.-A. Thompson et J.-C. Auclair (1987)
 "Structure and function of phytoplankton and microbial communities in relation to industrial wastewater discharge: an ecotoxicological approach in a lotic system".
 Can. J. Fish Aquat. Sci. 44: 167-175.

Couture, P., R. Van Coillie, P.G. Campbell et C. Thellen (1981)
 "Le phytoplancton, un réactif biologique sensible pour détecter rapidement la présence de toxiques".
 Int. Nat. Santé Rech. Méd., Paris 106: 255-272.

Couture, P., S. Visser, R. Van Coillie et C. Blaise (1985)

"Algal bioassays: their significance in monitoring water quality with respect to nutrients and toxicants".

Schweiz. Z. Hydrol. 47: 127-158.

CSL (Centre Saint-Laurent) (1989a)

"Centre Saint-Laurent".

Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, ISBN 0-652-56742-0: 15 p.

CSL (Centre Saint-Laurent), G. Costan (1989b)

"Approche intégrée pour l'évaluation toxicologique de rejets industriels".

Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, CSL, section des laboratoires, Longueuil: 18 p.

CSL (Centre Saint-Laurent) (1989c)

"Essai de biodégradation: protocole interne".

Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, CSL, section des laboratoires, Longueuil: 3 p.

Denizeau, F. (1989)

"Systèmes cellulaires dans l'évaluation écotoxicologique: le présent et le futur".

In: Comptes rendus du 15^e Colloque annuel sur la toxicologie aquatique, Montréal: 28-30 novembre 1988. Van Coillie, R. et collègues, éditeurs.

Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, CSL, Montréal: 85-102.

Désilets, L. et C. Langlois (1989)

"Variabilité spatiale et saisonnière de la qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent".

Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, CSL, Montréal: 112 p.

Environnement Canada, C. Garceau (1985)

"Rapport d'évaluation écotoxicologique d'effluents d'industries de chimie organique".

Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, région du Québec, Longueuil: 125 p.

Environnement Canada, McNeely, R.-N., V.-P. Neimalis et L. Dwyer (1981)

"Références sur la qualité des eaux: guide des paramètres de la qualité des eaux".

Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Qualité des eaux, Ottawa: 100 p.

Germain, A. et C. Langlois (1989)

"Contamination des eaux et des sédiments en suspension du fleuve Saint-Laurent par les pesticides organochlorés et les biphényles polychlorés".

Wat. Poll. Res. J. Canada (sous presse).

Guay, G. et J. Dandurand (1986)

"Utilisation des jeunes poissons de l'année comme bio-indicateurs des substances toxiques dans le fleuve Saint-Laurent (tronçon fluvial Cornwall-Portneuf)".

Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, région du Québec, Longueuil: 132 p. et annexes.

- Harwood, M., C. Blaise et P. Couture (1989)
 "Algal interactions with the genotoxic activity of selected chemicals and complex liquid samples".
Aquatic Toxicology 14: 263-276.
- Jarry, V., P.E. Ross, L. Champoux, H. Sloterdijk, Y. Couillard, A. Murdock et A. Lavoie (1985)
 "Répartition spatiale des contaminants dans les sédiments du lac Saint-Louis".
Wat. Poll. Res. J. Canada 20: 75-99.
- Joubert, G. (1980)
 "A bioassay application for quantitative toxicity measurements using the green alga *Selenastrum capricornutum*".
Water Res. 14: 1759-1763.
- Joubert, G. (1981)
 "Étude comparative des réactions à la toxicité entre la truite *Salmo gairdneri* et quatre autres intégrateurs biologiques sur 36 cas de bioessais statiques".
Can. Techn. Rep. Fish. Aquat. Sci. 990: 251-264.
- Kaiser, K.L., éditeur (1984)
 "QSAR in environmental toxicology".
In: Proceedings of the Workshop Quantitative Structure - Activity Relationships Proc. Workshop Quantitative Structure - Activity Relationships (QSAR) in Environmental Toxicology, McMaster University, Hamilton, Ontario, 16-18 août 1983, D. Reidel Publishing Co.: 401 p.
- Karin, M. (1985)
 "Metallothioneins: proteins in search of function".
Cellule 41: 9-10.
- Langlois, C. et H. Sloterdijk (1989)
 "Contamination du lac Saint-Pierre (fleuve Saint-Laurent) par certains polluants organiques et inorganiques".
Rev. Sci. Eau (sous presse).
- MacGregor, D.J. et P.G. Wells (1984)
 "The role of ecotoxicological testing of effluents and chemicals in the Environmental Protection Service".
 Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Direction du développement technologique et des services techniques, Hull: 56 p.
- Mattews, R.A., A.L. Buikema, J. Cairns et J.H. Rodgers (1982)
 "Biological monitoring. Part III: Receiving system functional methods, relationships and indices".
Water Res. 16: 129-139.
- MENVIQ (ministère de l'Environnement du Québec), Thellen, C., A. Bouchard et M. Goulet (1988)
 "Développement de l'écotoxicologie au ministère de l'Environnement: orientations et plan d'action".
 MENVIQ, Direction des laboratoires, Québec: 40 p.

OCDE (Office de coopération et de développement économique) (1986)

"Produits chimiques existants: examen systématique, établissement des priorités et étude sur les produits chimiques".

OCDE, Paris: 256 p.

Pagé, M. (1989)

"Détection par immunosonde des cytochromes oxydases P-450 et des métallothionéines".
Université Laval, Département de biochimie, Québec (en préparation).

PASL (Plan d'Action Saint-Laurent) (1989a)

"Plan d'Action du Saint-Laurent: rapport annuel 88-89".

Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Québec
ISBN-0-662-56743-9: 40 p.

PASL (Plan d'Action Saint-Laurent) (1989b)

"Plan opérationnel à long terme 1988-1989 à 1992-1993".

Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Québec.

Payne, J.F. (1984)

"Mixed-function oxygenases in biological monitoring in different phyla of aquatic animals".

In: Proceedings of International Conference on Ecotoxicological Testing for the Marine Environment.

Persoone, G., E. Jaspec et C. Kluis, éditeurs, Université de Gand, Belgique: 625-655.

Pelletier, E. (1989)

"Bioessais et détection de la toxicité sous-létale "in situ" à l'aide d'indicateurs biochimiques et cytochimiques chez des moules".

Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, INRS Océanologie, Rimouski (en préparation).

Pinel-Alloul, B. (1989)

"Développement d'un test écotoxicologique subléthal avec du zooplancton (au niveau des adénylates et CEA)".

Université de Montréal, Département des sciences biologiques (sous presse).

PROCÉAN (1984)

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

Pêches et Océans Canada, Institut Maurice Lamontagne, Mont-Joli, Québec: 164 p. et 2 annexes.

Ramade, F. (1979)

"Écotoxicologie".

Collection d'écologie, Masson, Paris: 228 p.

Scroggins, R., R. Van Coillie, L. Anderson-Carnahan et C. Fuller (1989)

"Evaluation of Canadian and American biological testing procedures used in the assessment of wastewater discharges".

Water Poll. Control Fed., USA (sous presse).

Sergy, G. (1987)

"Recommendations of aquatic biological tests and procedures for environmental protection".

Environnement Canada, Conservation et Protection, Direction du développement technologique et des services techniques, Hull: 100 p. et 8 annexes.

Sergy, G. (1989)

"Draft policy statement of aquatic biological testing for environmental protection".

Environnement Canada, Conservation et Protection, Direction du développement technologique et des services techniques, Hull (sous presse).

Sloterdijk, H. (1985)

"Substances toxiques dans les sédiments du lac Saint-François (fleuve Saint-Laurent, Québec)".

Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, région du Québec, Longueuil: 79 p. et 34 cartes.

Sloterdijk, H. (1987)

"Young-of-year fish as bioindicators of toxic chemicals to complement the water quality network in the Saint Lawrence River, Quebec Province".

In: Proceedings of the technology transfer workshop on water quality monitoring design, Burlington, 29 avril-1^{er} mai 1985. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Hull.

Thellen, C., C. Blaise, Y. Roy et C. Hickey (1989)

"Round robin testing with the *Selenastrum capricornutum* microplate toxicity assay".

Hydrologia (sous presse).

US EPA (United States Environmental Protection Agency) (1989)

"Methods for aquatic toxicity identification evaluations. Phase I: Toxicity characterization procedures. Phase II: Toxicity identification procedures. Phase III: Toxicity confirmation".

US EPA, Environmental Research Laboratory, Duluth, EPA-600-3-88-034, 035 et 036.

Van Coillie, R. (1988)

"Démarche toxicologique éco-industrielle".

Université de Montréal, facultés d'Éducation supérieure et d'Éducation permanente: 225 p.

Van Coillie, R., N. Bermingham et C. Blaise (1984)

"Approche intégrée suggérée pour l'évaluation de l'écotoxicité des effluents".

In: Proceedings of Conference on biological testing and hazard assessment.

Van Coillie, R., N. Bermingham et C. Blaise, éditeurs.

Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, région du Québec, Montréal: 189-254.

Van Coillie, R., N. Bermingham, C. Blaise et R. Vezeau (1989b)

"Ecotoxicology of heavy metals: cytochemical hazard assessment for fish development".

In: Proceedings of the 7th Intern. conference on heavy metal in the environment, Genève, 12-15 septembre 1989, Unesco (sous presse).

Van Coillie, R., N. Bermingham, C. Blaise et R. Vezeau (1989)

"Integrated ecotoxicological evaluation of effluents from dumpsites".

In: Aquatic Toxicology and Water Quality Management.

Nriagu, J.A. et J.S.S. Lakeshminarayana, éditeurs. J. Wiley and Sons Inc., New York: 161-191

Van Coillie, R., C. Blaise, P. Couture et F. Denizeau (1983)

"Caractérisation écotoxicologique des effluents provenant de 4 sites d'enfouissement".

Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, région du Québec, Montréal: 108 p. et 8 annexes.

Van Coillie, R., P. Couture, R. Shoenert et C. Thellen (1981)

"Mise au point d'une évaluation rapide de la toxicité originale des effluents et de leurs composantes à l'aide d'algues".

Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, région du Québec, Montréal: 130 p.

Van Coillie, R., P. Couture et S. Visser (1983b)

"Use of algae in aquatic ecotoxicology".

In: Aquatic Toxicology.

Nriagu J.A., éditeur, J. Wiley and Sons Inc., New York: 488-502.

Van Coillie, R., C. Thellen et J.-C. Dol (1981b)

"Détection des toxicités retardées en pollution aquatique".

Wat. Poll. Res. J. Canada 15: 203-216.

Van Coillie, R., S. Visser, P. Couture et J.-C. Dol (1980)

"Utilisation pluridisciplinaire des algues en écotoxicologie".

In: 7^e atelier annuel sur la toxicité aquatique, 5-7 septembre 1980, Montréal, Service de la protection de l'environnement, région du Québec, Longueuil: 22 p.

