QE 70.33
TD
428
.D74
B66
1997
ex.3

Développement d'une méthode pour évaluer et relativiser le danger écotoxicologique de sédiments destinés au dragage: le BEEP Sédiments

Manon Bombardier et Norman Bermingham
Section Écotoxicologie et chimie environnementale

Centre Saint-Laurent
Conservation de l'environnement
Environnement Canada

Mai 1997

COMMENTAIRES DES LECTEURS

Veuillez adresser vos commentaires sur le contenu du présent rapport au Centre Saint-Laurent, Conservation de l'environnement, Environnement Canada – Région du Québec, 105, rue McGill, 8e étage, Montréal (Québec), H2Y 2E7.

On devra citer la publication comme suit :
Bombardier, M. et N. Bermingham. 1996. *Développement d'une méthode pour évaluer et relativiser le danger écotoxicologique de sédiments destinés au dragage : le BEEP Sédiments*. Environnement Canada - Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-74, 86 pages.

Collaborateurs

Ont participé à la réalisation et (ou) supervision des bioessais :

Personnel de la Section Écotoxicologie et chimie environnementale Centre Saint-Laurent, Environnement Canada (Montréal,Québec)	*Personnel de la firme Environmental Bio Detection Products (EBPI, Brampton, Ontario)*	*Personnel de l'Institut d'Océanographie Bedford Environnement Canada (Dartmouth, Nouvelle-Écosse)*
Richard Legault Manon Harwood	Ran Lifshitz	Ken Doe

Remerciements

Nous tenons à remercier particulièrement les personnes suivantes pour leurs commentaires judicieux et leurs suggestions sur le contenu scientifique du présent rapport : Raymond Vezeau, Richard Legault et Christian Blaise (Centre Saint-Laurent), Michel Chevalier ~~(Direction du développement technologique d'Environnement Canada)~~, Raymond Van Coillie (Direction de la Protection de l'environnement d'Environnement Canada), ainsi que Benoît Pigeon (BPC environnement). La relecture du document par Mme Monique Simond (Centre Saint-Laurent) a également été très appréciée. Nous remerçions enfin Donald St-Laurent et Marc Provencher (Direction de la protection de l'environnement d'Environnement Canada) pour nous avoir permis d'utiliser les données afférentes au site de l'Anse-à-Beaufils (Québec).

Résumé

La présente étude, réalisée par l'équipe de la Section Écotoxicologie et chimie environnementale du Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, développe et propose un outil d'évaluation du danger écotoxicologique causé par la contamination de matériaux solides (des sédiments, par exemple) et de la colonne d'eau lors des activités de dragage. Cet outil, le BEEP Sédiments (Barème d'effets écotoxiques potentiels des sédiments), est un algorithme qui intègre les résultats d'un ensemble de tests de toxicité létale et sublétale et fournit un indice relatif de danger potentiel pour le biote aquatique.

Ce document présente les étapes de développement de l'algorithme et démontre son application à une zone de dragage et une zone d'immersion des déblais à l'Anse-à-Beaufils, dans la baie des Chaleurs (Québec). Le BEEP Sédiments a permis d'évaluer le potentiel de toxicité des sédiments, de préciser les effets nocifs et de classer les zones et stations selon la gravité du problème écotoxicologique.

Deux recommandations émanent de cette étude : *i)* une approche en triade intégrant l'algorithme BEEP Sédiments devrait être adoptée lors de l'étude du danger écotoxicologique des sédiments; *ii)* un ensemble de bioessais réalisés sur des fractions sédimentaires identifiées dans ce rapport (eau interstitielle, fraction solide-humide, extrait organique et sédiments entiers) devrait être utilisée et devrait regrouper des tests de toxicité chronique et aiguë conduits avec au moins trois espèces de niveaux trophiques différents.

Abstract

This study was undertaken by the Ecotoxicology and Environmental Chemistry Section, St. Lawrence Centre, Environment Canada, to develop an ecotoxicological hazard assessment tool of the contamination of solid matrices (e.g. sediments) and overlying water during dredging activities. This tool, the Sediment PEEP (Potentiel Ecotoxic Effects Probe), is an algorithm which combines the toxicity results from a set of lethal and sublethal toxicity tests in order to provide a relative index of the potential hazard to the aquatic biota.

This report presents the algorithm-development methodology and demonstrates its application to sediment dredging and disposal zones at Anse-à-Beaufils, in Chaleur Bay, Quebec. The Sediment PEEP was used to evaluate the toxicity potential of the sediments under study, to define the deleterious effets, and classify zones and sampling stations according to the severity of the ecotoxicological problem.

Two recommendations issue from this study : *i)* the algorithm should be used as part of the Sediment Quality Triad (SQT) approach for assessing the ecotoxicological potential of sediments; *ii)* a set of bioassays on fractions identified in this report (i.e. interstitial water, the wet-solid fraction, the organic extract and whole sediments) should be carried out and should comprise chronic and acute toxicity testing on a minimum of three species from different trophic levels.

Table des matières

RÉSUMÉ v

ABSTRACT vi

LISTE DES TABLEAUX ix

LISTE DES FIGURES x

ENCADRÉ x

DÉFINITIONS xi

1 PROBLÉMATIQUE 1

1.1 CONTEXTE 1

1.2 OBJECTIFS 2

2 APPROCHES EXISTANTES POUR L'ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DES SÉDIMENTS ET PROBLÉMATIQUE 4

2.1 COMBINAISON DE PARAMÈTRES CHIMIQUES ET DE SEUILS D'EFFET 4

2.2 INTÉGRATION DES MESURES CHIMIQUES, BIOLOGIQUES ET TOXICOLOGIQUES : L'APPROCHE EN TRIADE 5

3 PROBLÉMATIQUE DES SÉDIMENTS 8

3.1 PROBLÉMATIQUE ENVIRONNEMENTALE 8

3.2 PROBLÉMATIQUE LIÉE À LA CARACTÉRISATION BIOANALYTIQUE 10

3.2.1 Fractions sédimentaires 10

3.2.2 Bioessais 13

4 LE MODÈLE BEEP SÉDIMENTS 18

4.1 L'ALGORITHME 19

4.2 CRITÈRES DE DÉCISION 20

4.3 UNIFORMISATION DES DONNÉES DE TOXICITÉ 22

4.3.1 Sélection des paramètres de mesure 22

4.3.1.1 Incidences d'effets 23

4.3.1.2 Concentration seuil d'effet (CSE) 23

4.3.1.3 Prédiction dérivée d'une relation de concentration-réponse 24

4.3.2 Unités toxiques 25
4.3.3 Normalisation de la réponse toxique par rapport aux sédiments secs 25
4.3.3.1 Variable z 25
4.3.3.2 Composantes de la matrice sédimentaire pouvant contribuer à la toxicité 26
4.3.4 Limite de détection des bioessais 27
4.3.5 Facteurs d'accroissement de la toxicité 28

5 EXEMPLE D'APPLICATION DU BEEP SÉDIMENTS 29
5.1 CARACTÉRISATION BIOANALYTIQUE 29
5.2 RÉSULTATS BRUTS ET TRAITEMENT DES DONNÉES 33
5.3 INDICES BEEP DES SÉDIMENTS DU SITE DE L'ANSE-À-BEAUFILS 36
5.3.1 Comparaison des sites et zones sédimentaires à l'étude 39
5.3.2 Comparaison des fractions sédimentaires 40
5.3.3 Corrélations entre les teneurs en contaminants organiques et les indices BEEP Sédiments 42

6 VARIANTES ET LIMITATIONS DU BEEP SÉDIMENT 46

7 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS 49

RÉFÉRENCES 51

ANNEXES 59

Liste des tableaux

1	Degrés de perturbation associés à des sédiments contaminés, basés sur la variabilité naturelle et des écarts par rapport à des conditions normales	7
2	Tests de toxicité développés pour l'évaluation de la qualité des sédiments	15
3	Forces et faiblesses associées à l'utilisation des fractions sédimentaires dans les bioessais	17
4	Critères de décision définis pour certains bioessais	21
5	Classes de toxicité établies à partir des critères de décision	21
6	Tests de toxicité utilisés pour évaluer les sédiments de l'Anse-à-Beaufils	29
7	Toxicité des sédiment prélevés à l'Anse-à-Beaufils : mesures non traitées	34
8	Toxicité des sédiments prélevés à l'Anse-à-Beaufils : mesures exprimées en termes de poids sec*	35
9	Toxicité des sédiment prélevés à l'Anse-à-Beaufils : facteurs d'accroissement de la toxicité (FAC)	37
10	Toxicité des sédiment prélevés à l'Anse-à-Beaufils : Indices fractionnels de toxicité moyenne relative (IF_m) et indices BEEP Sédiments	38
11	Critères chimiques définis pour les sédiments du fleuve Saint-Laurent et teneurs en contaminants dans les sédiments de l'Anse-à-Beaufils	43
12	Coefficients de corrélation de *Spearman* entre les indices BEEP Sédiments et les teneurs en contaminants des sédiments prélevés dans la zone de dragage et au site de référence	44

Liste des figures

1	Problématique environnementale associée au dragage des sédiments	8
2	Approche proposée pour la préparation de sous-échantillons de sédiments pour les analyses	12
3	Schématisation simplifiée des fractions et composantes de la matrice sédimentaire	13
4	Biodisponibilité potentielle des contaminants selon la fraction sédimentaire considérée	14
5	Exemple de courbes de concentration-réponse pour un test de toxicité	24
6	Emplacement des stations échantillonnées au site de l'Anse-à-Beaufils, juillet 1993 et 1994	30
7	Indices fractionnels de toxicité moyenne estimée à l'Anse-à-Beaufils	40
8	Relation entre les teneurs en contaminants et les indices BEEP Sédiments des matériaux de l'Anse-à-Beaufils	45

Encadré

1	Algorithme du BEEP Sédiments	19

Définitions

Adsorption - Procédé de fixation à la surface de substances solides, liquides ou d'un gaz ou au niveau intra particulaire.

BEEP - Barème d'effets écotoxiques potentiels. Outil de gestion développé par la Section Écotoxicologie et chimie environnementale du Centre Saint-Laurent, Environnement Canada. Le *BEEP Rejets* se rapporte aux rejets liquides alors que le BEEP Sédiments s'applique à des matrices solides telles que des sédiments.

Benthique - Adjectif qualifiant les organismes qui vivent dans le fond d'un cours d'eau.

Benthos - Ensemble des organismes aquatiques associés au fond des cours d'eau ou vivant à proximité.

Bioaccumulation - Terme général désignant le processus par lequel les substances chimiques sont accumulées par les organismes aquatiques, directement à partir de l'eau ou par l'intermédiaire des aliments qui en renferment.

Bioconcentration - Processus d'accumulation nette par les organismes aquatiques d'un produit chimique directement par l'eau, l'air ou le sol en tenant compte simultanément de l'absorption (p. ex. par les branchies ou les tissus épithéliaux) et de l'élimination.

Biodégradation - Processus microbiologique (dû par exemple à l'activité de bactéries) qui altère la structure chimique d'un composé et cause généralement la décomposition des molécules organiques en composantes plus petites. Par exemple, la biodégradation des hydrocarbones en conditions aérobies libère ultimement du carbone organique (CO_2) et de l'eau (H_2O).

Biodisponibilité - En général, cette notion réfère à la portion dissoute ou adsorbée des contaminants qui est rapidement accessible au biote soit par contact physique ou par ingestion.

Bioessai - Test toxicologique permettant de déterminer l'effet d'une matière ou d'une matrice environnementale (p. ex., sédiments) chez un groupe choisi d'organismes d'une même espèce (p. ex. *Vibrio fischeri*), dans des conditions bien définies. Sert normalement à mesurer le pourcentage des organismes atteints, ou l'intensité de l'effet observé, après l'exposition à une matière ou une matrice expérimentale donnée.

Biotest - Voir bioessai.

CI_{50} - Concentration inhibitrice médiane. Teneur ou concentration qui inhibe une activité biologique (p. ex. croissance) en un temps déterminé chez 50 p. 100 de la population testée.

CMEO - Concentration minimale produisant un effet observé. Concentration minimale produisant un effet néfaste statistiquement significatif chez la population d'organismes exposés par rapport à la population témoin. Par exemple, la CMEO est la plus faible concentration à laquelle la luminescence chez des bactéries (*V. fischeri*) exposées à l'échantillon de sédiments diffère significativement de celle des témoins de laboratoire.

Contrôle de qualité - Ensemble de techniques et moyens de mesure et d'évaluation de la qualité des données et, le cas échéant, des correctifs à appliquer lorsque les objectifs de qualité ne sont pas atteints.

Critère chimique - Limite numérique recommandée pour protéger toutes les formes de vie aquatique et tous les aspects de leur cycle vital aquatique pendant une période d'exposition indéfinie à des substances associées aux sédiments. Synonymes : recommandation ou critère de qualité des sédiments.

CSE - Concentration seuil d'effet. Il s'agit de la moyenne géométrique de la CSEO et de la CMEO.

CSEO - Concentration sans effet observé. Concentration maximale ne produisant aucun effet néfaste statistiquement significatif chez la population d'organismes exposés par rapport à la population témoin. Par exemple, la CSEO est la plus forte concentration à laquelle la luminescence chez des bactéries (*V. fischeri*) exposées à l'échantillon de sédiments ne diffère pas significativement de celle de témoins de laboratoire.

Dragage - Activité qui consiste à enlever les sédiments.

Eau interstitielle - Eau occupant les interstices entre les particules de sédiments. S'exprime en pourcentage d'humidité totale. Elle peut être extraite des sédiments sur place au moyen d'un dialyseur ou en laboratoire par des procédés de filtration sous pression, centrifugation ou aspiration. Synonyme : eau de porosité.

Effet écotoxique - Effet toxique pour l'environnement.

Extrait organique - Solution obtenue par extraction Soxhlet, après ajout d'un agent d'extraction (p. ex. dichlorométhane) aux sédiments.

FET - Facteur d'équivalence toxique. Concept toxicologique permettant de relativiser la toxicité d'une substance chimique par rapport à une substance de référence (p. ex. la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-*p*-dioxine). Cette approche est basée sur l'existence d'un mode d'action commun pour ces composés.

Létal - Qui provoque la mort des organismes exposés. Par exemple, la mort des amphipodes est définie comme la cessation de tous les signes visibles de mouvement ou d'activité.

Lixiviat - Solution aqueuse obtenue après addition d'eau à une matrice solide (p. ex. des sédiments), par brassage du mélange puis par centrifugation, filtration ou décantation du surnageant.

Oxydation - Réaction chimique d'un composé avec l'oxygène par laquelle un atome ou groupe d'atomes perd plusieurs électrons.

Sédiments de référence - Sédiments relativement peu contaminés prélevés aux environs du lieu d'où proviennent les sédiments contaminés et qui possèdent des caractéristiques géochimiques (p. ex. granulométrie et teneur en matières organiques totales) semblables à celles des sédiments étudiés. Ils servent de point de comparaison pour l'interprétation des résultats des tests de toxicité.

Sédiments entiers - Sédiments intacts, qui n'ont subi que des manipulations minimes après le prélèvement.

SEM - seuil d'effets mineurs où l'on observe des effets minimes chez les organismes benthiques. Critère de qualité des sédiments du fleuve Saint-Laurent défini par le Centre Saint-Laurent et le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (1992).

SEN - seuil d'effets néfastes au-dessus duquel les dommages aux organismes benthiques sont importants. Critère de qualité des sédiments du fleuve Saint-Laurent défini par le Centre Saint-Laurent et le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (1992).

Site contaminé - Site de l'Anse-à-Beaufils faisant l'objet de la présente étude. Il inclut les zones de dragage des sédiments et d'immersion des déblais.

Solide-humide - Fraction sédimentaire obtenue par centrifugation des sédiments entiers. Elle correspond au sousnageant résultant de cette procédure et englobe, en plus des sédiments secs, une portion d'eau interstitielle non centrifugée.

Solution d'essai - Solution utilisée pour le témoin de laboratoire et pour diluer la matrice environnementale (p. ex. sédiments) à analyser.

SSE - Seuil sans effet chronique ou aigu observé chez les organismes benthiques. Critère de qualité des sédiments du fleuve Saint-Laurent défini par le Centre Saint-Laurent et le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (1992).

Suivi environnemental - Suivi de l'évolution des conditions de toxicité du milieu pendant et après la réalisation de travaux de restauration.

Sublétal - Qui est nocif pour l'organisme soumis à l'essai mais en-deçà du niveau qui entraîne la mort au cours d'un essai.

Témoin de laboratoire - Échantillon ayant subi un traitement représentant l'ensemble des conditions et facteurs qui pourraient influencer les résultats d'un test de toxicité. Cet échantillon est utilisé pour établir l'absence de toxicité mesurable en raison des conditions de base du test (p. ex. qualité de la solution d'essai, état de santé des organismes soumis au test).

Test de toxicité - Voir bioessai.

Toxicité - Propriété d'une matière ou d'une matrice (p. ex. un échantillon de sédiments) à provoquer des effets nocifs chez l'organisme exposé.

Toxicité aiguë - Toxicité qui se produit dans un bref délai (secondes, minutes, heures ou quelques jours) par rapport à la durée de vie des organismes soumis à l'essai.

Toxicité chronique - Effets à long terme liés à des changements de métabolisme, de reproduction, de croissance et génétiques.

Unité toxique - Unité relative de toxicité d'un échantillon expérimental résultant du rapport de la concentration originale de sédiments (avant d'effectuer les dilutions) sur le résultat bioanalytique (CSE, CI_{50}).

Zone de dragage - Zone où des travaux de dragage sont prévus ou en cours.

Zone d'immersion - Zone dans laquelle l'immersion, ou le rejet en eau douce ou en mer de déblais de dragage est autorisé, conformément aux modalités d'un permis valide d'immersion. Synonymes : zone de dépôt, zone de rejet.

1 Problématique

Environnement Canada a développé deux outils écotoxicologiques de gestion, l'indicateur *CHIMIOTOX* et le BEEP Rejets pour l'intégration, d'une part des charges chimiques rejetées dans le milieu récepteur, et d'autre part, des toximesures déterminées par une série de bioessais de toxicité pour les rejets liquides. Ces outils permettent de comparer la contamination et la toxicité potentielle de divers effluents entre eux et de suivre leur dépollution sur une base temporelle.

Les activités industrielles et l'expansion des municipalités ont non seulement entraîné une contamination de la colonne d'eau du milieu récepteur mais également des sédiments. L'entretien et l'agrandissement des ports et canaux de navigation par des activités de dragage posent donc une problématique importante pour le milieu aquatique et les organismes qu'il supporte. Il faut par conséquent, disposer d'outils permettant de mieux évaluer le danger inhérent à la contamination des sédiments pour appuyer les stratégies de protection et de gestion des écosystèmes dulcicoles, estuariens et marins.

1.1 CONTEXTE

Avant 1960, les options de gestion des sédiments contaminés étaient évaluées sur une base économique plutôt qu'environnementale (Demars *et al.*, 1995). Depuis la fin de cette décennie, de multiples études ont montré que les sédiments contaminés sont une source de contaminants pour les organismes aquatiques et possiblement terrestres par transfert aux niveaux supérieurs de la chaîne alimentaire (Opperhuizen et Schrap, 1988; Muir et Yarechewski, 1988; Landrum et Robbins, 1990). En plus d'imposer des restrictions au niveau des activités de dragage, ces contaminants peuvent notamment réduire les effectifs de poissons et autres groupes taxinomiques, provoquer des tumeurs et autres difformités chez certaines espèces biologiques, entraîner des problèmes de reproduction particulièrement chez les oiseaux et les poissons, affecter le benthos, causer l'eutrophisation ou l'enrichissement des cours d'eau et entraîner une perte d'habitats fauniques (IJC, 1994).

Pour prévenir de telles conséquences, de nombreux critères chimiques ont été développés afin de pouvoir rapidement identifier les sédiments contaminés et les classer selon le degré de contamination. Ces critères servent actuellement de points de repère pour évaluer les propriétés chimiques des sédiments et reconnaître les situations pouvant s'avérer problématiques pour les organismes aquatiques. Ils ont toutefois été définis pour des substances individuelles et ne tiennent pas compte des multiples contaminants présents dans les écosystèmes (Fabacher *et al.*, 1991; Nelson *et al.*, 1993). Par conséquent, ils peuvent difficilement permettre à eux seuls d'évaluer le potentiel d'effets toxiques pour le biote. Pour y remédier, d'autres méthodes (biologiques et toxicologiques) ont été proposées comme outils complémentaires pour évaluer les effets combinés des complexes chimiques. Quoi qu'il en soit, il demeure qu'il faut développer des outils permettant de définir les priorités de gestion et d'uniformiser la méthode d'évaluation de la qualité des sédiments.

La présente étude a été conduite dans le cadre d'un projet entrepris par la Section Écotoxicologie et chimie environnementale (ci-après dénommée «Section ÉCE») du Centre Saint-Laurent (CSL), Environnement Canada. Elle vise à développer un outil d'évaluation du danger et éventuellement du risque écotoxicologique posé par la contamination de matrices environnementales solides telles que les sédiments. Cet outil, le BEEP Sédiments (Barème d'effets écotoxiques potentiels), est un algorithme dont le calcul est basé sur les résultats d'un ensemble de tests de toxicité réalisés avec des espèces biologiques de niveaux trophiques variés et quatre fractions sédimentaires. L'algorithme intègre les données bioanalytiques servant à évaluer le potentiel écotoxique des sédiments, à préciser les effets des contaminants et, dans certains cas leur mode d'action (p. ex., tests de génotoxicité), à définir la gravité du problème et à faciliter la prise de décision à l'égard de l'application de mesures correctrices.

En fait, le BEEP Sédiments permet d'obtenir un indice intégrant l'ensemble des réponses toxiques moyennes relatives selon une approche similaire à celle développée pour la caractérisation bioanalytique des effluents : le BEEP Rejets (Bermingham et Boudreau, 1994).

1.2 OBJECTIFS

Ce document vise à décrire certaines approches d'évaluation de la qualité des sédiments basées sur des paramètres toxicologiques et à donner un aperçu de la problématique des

sédiments contaminés. Il expose aussi la stratégie de développement du BEEP Sédiments, décrit l'algorithme de façon détaillée, définit des critères intérimaires de décision et explique les différentes étapes menant à l'uniformisation des données bioanalytiques. Mentionnons ici que le BEEP Sédiments est encore à l'étape de mise au point et en conséquence ne peut, à l'heure actuelle, être appliqué de façon systématique pour diagnostiquer la qualité des matrices environnementales solides. Des études de validation devront être faites afin de permettre son application à divers projets d'évaluation.

Plus spécifiquement, les objectifs de ce document sont de :

i) formuler des critères de décision qui pourraient être utilisés individuellement ou en combinaison pour évaluer la toxicité des sédiments;

ii) développer un algorithme permettant de classifier les zones ou stations selon leur niveau relatif de toxicité pour une variété d'organismes aquatiques.

Les différentes étapes d'application de l'approche sont démontrées à l'aide de résultats de toxicité obtenus avec des sédiments recueillis à l'Anse-à-Beaufils (baie des Chaleurs, Québec) (données non publiées).

2 Approches existantes pour l'évaluation de la qualité des sédiments et problématique

Tel que mentionné en prémisse, certaines méthodes ont été proposées comme outil pour évaluer les effets combinés des complexes chimiques et rendre compte de la complexité de l'évaluation environnementale des sédiments. À ce titre, plusieurs auteurs recommandent de baser le diagnostic de l'état de l'environnement sur des mesures toxicologiques et biologiques, particulièrement lorsque les mesures chimiques indiquent un potentiel de toxicité (Van Coillie *et al.*, 1986; Karr, 1987; Chapman, 1989; Burton, 1991; Persaud *et al.*, 1992).

Cette section résume certaines approches qui impliquent, entre autres, l'utilisation de paramètres toxicologiques et les limitations qu'elles comportent, de façon à comprendre la problématique liée à l'évaluation de la qualité de sédiments.

2.1 COMBINAISON DE PARAMÈTRES CHIMIQUES ET DE SEUILS D'EFFET

Sprague et Ramsay (1965) ont proposé une méthode permettant d'exprimer les concentrations de chacun des métaux en fonction des teneurs létales mesurées pour ces éléments, soit les concentrations des constituants chimiques au-delà desquelles les organismes ne peuvent survivre pendant une période indéterminée. La méthode consiste à calculer le ratio (unité toxique) entre ces deux valeurs (concentration/teneur létale) et à faire la somme des unités toxiques pour estimer la toxicité totale du mélange. Cette méthode est encore utilisée pour les métaux (Enserink *et al.*, 1991; Hoke *et al.*, 1992).

Le concept des unités toxiques dont il est question ici est similaire à celui des facteurs d'équivalence toxique (FET - en anglais, Toxic Equivalency Factors ou TEFs) utilisés pour les équivalents en dioxines et certains groupes de composés organiques ayant une structure et un mode d'action similaire (Safe, 1990). Un FET est en fait le ratio de la toxicité d'un contaminant organique planaire sur celle de la TCDD (2,3,7,8-tétrachlorodibenzodioxine), exprimée sur une base molaire ou de poids. Ce concept a été appliqué entre autres à des échantillons de sédiments contaminés par des polychlorobiphényles (BPC) (Engwall *et al.*, 1996). La concentration de

TCDD toxique (TCDD-EC_{25}) est d'abord déterminée à partir de la courbe de concentration-réponse. On estime ensuite la concentration de l'échantillon causant une réponse toxique (EC_{25}) pour calculer la teneur équivalente en TCDD :

$$\text{TEF}\left[\text{TCDD}\right](\text{pg.g}^{-1}) = \frac{\text{toxicité du TCDD (pg.mg}^{-1})}{\text{toxicité de l'échantillon (g.mL}^{-1})}$$

La toxicité des sous-échantillons de sédiments est ensuite comparée sur la base des FET [TCDD],obtenus. Le concept des FET est de plus en plus utilisé dans l'évaluation toxicologique des matrices environnementales telles que les sédiments (Tillitt *et al.*, 1993; Tysklind *et al.*, 1994).

Ces deux approches comportent d'importantes lacunes. Tout d'abord, elles ne considèrent pas les interactions synergiques ou antagonistes qui peuvent se produire dans le milieu, bien que ces interactions soient bien documentées (Parrott et Sprague, 1993; de March, 1988). Deuxièmement, elles ne tiennent pas compte des particularités du site à l'étude (comme la granulométrie des sédiments et l'activité biologique) et de la forme chimique et(ou) ionique des contaminants qui peuvent influencer leur biodisponibilité et par conséquent la toxicité des sédiments (Sprague, 1985; U.S. EPA-U.S. ACE, 1994). Enfin, ces concepts sont souvent applicables à des espèces mammaliennes et peuvent mener à des conclusions erronées lorsqu'ils sont utilisés pour d'autres groupes taxinomiques (Ahlborg *et al.*, 1994). Par conséquent, une approche permettant d'évaluer pratiquement toutes les combinaisons possibles de contaminants et de mesurer directement la toxicité des complexes chimiques chez plusieurs espèces biologiques serait sûrement plus appropriée (Kutz *et al.*, 1990).

2.2 INTÉGRATION DES MESURES CHIMIQUES, BIOLOGIQUES ET TOXICOLOGIQUES : L'APPROCHE EN TRIADE

L'approche en triade (Sediment Quality Triad ou SQT), conçue pour caractériser le potentiel d'effets toxiques attribuable à la contamination des sédiments, incorpore trois types d'analyses : *i)* les communautés benthiques, *ii)* la toxicité mesurée en laboratoire et *iii) la* composition physico-chimique des sédiments (Chapman, 1992). L'approche en triade est fondée sur le principe qu'aucune de ces trois composantes ne peut servir à prédire les deux autres

(Chapman, 1987), c'est-à-dire que la combinaison des trois types de mesure fournit une évaluation plus complète des effets nocifs causés par les sédiments que chacune des composantes prises individuellement. L'Agence américaine de protection environnementale (U.S. EPA) a utilisé l'approche en triade dans le cadre de son programme ARCS (Assessment and Remediation of Contaminated Sediments) dont l'un des objectifs consistait à développer des méthodes permettant de prioriser des sédiments contaminés dans les Grands Lacs en prévision d'activités de restauration. Cette approche est avantageuse puisqu'elle permet de vérifier la concordance entre les trois types de données obtenues, à savoir chimiques, biologiques et toxicologiques, et offre une base relativement solide pour décider de la nécessité et du mode de gestion des matériaux contaminés. Il faut toutefois mentionner que les données chimiques ne sont pas toujours des indicateurs d'effets biologiques et toxicologiques fiables (Long et Chapman, 1985).

Bien que l'approche en triade soit de plus en plus reconnue et utilisée, les méthodes développées pour synthétiser l'information générée par le biais des trois types de mesures sont peu nombreuses. En voici deux exemples.

En premier lieu, la procédure de classification des sédiments développée par Wildhaber et Schmitt (1996) comporte d'abord un modèle[1] de toxicité aquatique basé sur les critères de qualité de l'eau ambiante (AWQC) de la U.S. EPA, une méthode du partage en équilibre (DiToro *et al.*, 1991) et des FET. Elle utilise aussi des tests de toxicité en laboratoire. Elle considère enfin des analyses de communautés benthiques. Ces trois composantes peuvent être utilisées de façon individuelle ou en combinaison pour classer les sédiments. Une échelle unique de classement (entre 1 et 100) sert de base à chaque type d'informations et l'estimation du danger pour un site particulier correspond à la moyenne arithmétique des trois classements obtenus pour ce site.

En second lieu, l'approche développée en Grande-Bretagne et actuellement considérée pour la région des Grands Lacs (Krantzberg *et al.*, 1996) utilise une série de quatre bandes dérivées des résultats obtenus avec des sous-échantillons de référence (tableau 1). La largeur de ces bandes est déterminée à partir d'une estimation du degré de variation naturelle des conditions existant au site de référence. La première bande (bande 1) représente les sites non perturbés; elle

[1] Le modèle tient également compte de certains paramètres pouvant influencer la biodisponibilité des contaminants tels que les sulfures volatils (SV) et le carbone organique (CHO).

est basée sur la variabilité naturelle observée dans 90 p. 100 des sites de référence. Les autres bandes ont la même largeur que la première et représentent les sites qui sont légèrement perturbés (bande 2), moyennement perturbés (bande 3) ou fortement perturbés (bande 4). La chance que les conditions soient équivalentes à celles du site de référence est de 1 p. 100 pour les sites légèrement perturbés, de 0,1 % pour les sites moyennement perturbés et de 0,01 % pour les sites fortement perturbés.

Tableau 1
Degrés de perturbation associés à des sédiments contaminés, basés sur la variabilité naturelle et des écarts par rapport à des conditions normales

Bandes	Niveau de perturbation	Détermination	Écarts type
1	Non perturbés	Basée sur la variabilité naturelle observée dans 90 p. 100 des sites de référence	< 1,6
2	Légèrement perturbés	1 % de chance d'être équivalent aux conditions rencontrées aux sites de référence	1,7 - 2,6
3	Moyennement perturbés	0,1 % de chance d'être équivalent aux conditions rencontrées aux sites de référence	2,7 - 3,0
4	Fortement perturbés	0,01 % de chance d'être équivalent aux conditions rencontrées aux sites de référence	> 3,0

Source : Krantzberg et al., 1996.

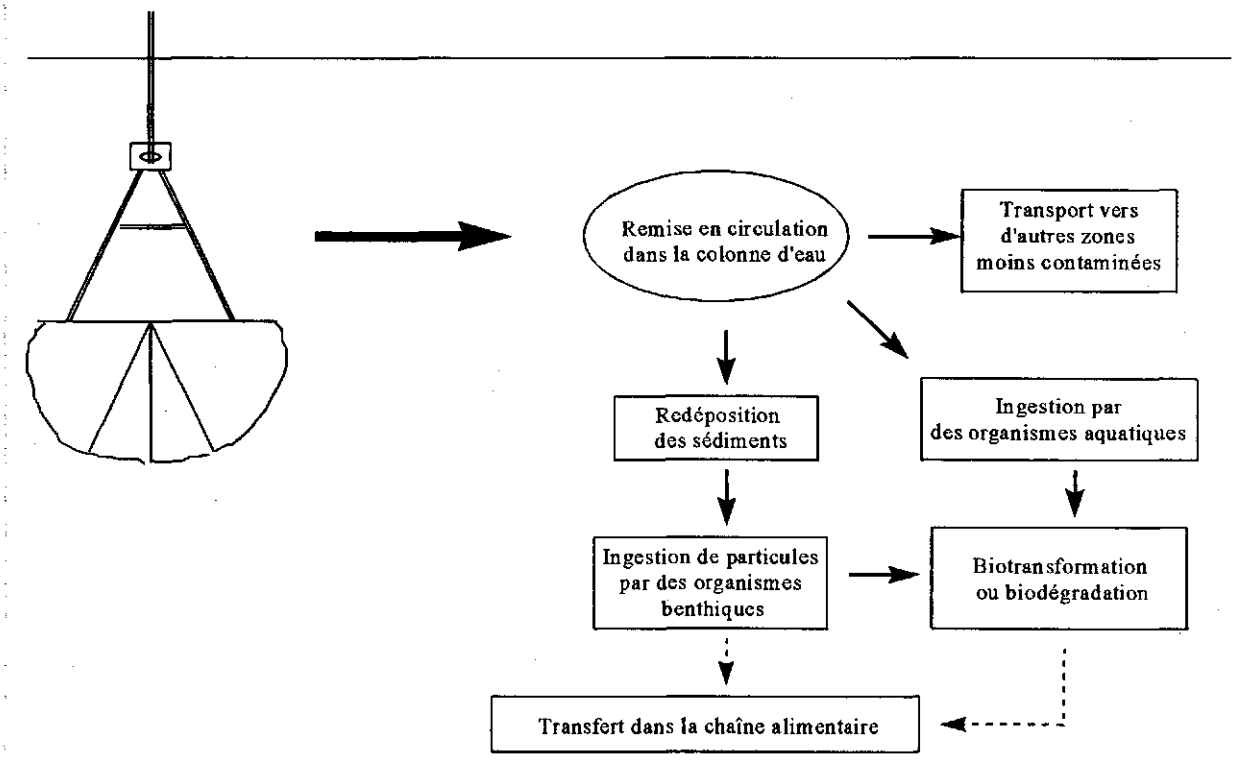
Une bande est générée de cette façon pour chacun des sites étudiés et pour chacun des paramètres analysés. Il est donc possible que le même site se retrouve dans plusieurs bandes pour différents paramètres. Lorsque les tests biologiques identifient plusieurs bandes pour un site en particulier, le niveau de toxicité est déterminé en prenant la médiane des bandes obtenues. Enfin, pour chacun des sites, trois bandes sont déterminées, soit une bande par type de mesure (c'est-à-dire chimique, toxicologique et biologique).

La principale difficulté des deux approches précédentes réside dans la fusion des données recueillies par le biais de paramètres multiples. Au point de vue toxicologique, l'utilisation d'un ensemble de bioessais choisis de façon à ne pas obtenir d'informations redondantes rend la tâche encore plus complexe. Par exemple, il est possible que des réponses positives (toxiques) et négatives (non toxiques) soient obtenues pour les mêmes sédiments selon le test de toxicité utilisé. L'approche BEEP Sédiments tente de résoudre cette problématique toxicologique de l'évaluation.

3 Problématique des sédiments

3.1 PROBLÉMATIQUE ENVIRONNEMENTALE

Les projets de dragage se traduisent généralement par des perturbations de la dynamique sédimentaire et des modifications de la biodisponibilité des contaminants. En effet, les activités de dragage peuvent causer la désorption de certains contaminants des particules sédimentaires et(ou) la mise en suspension de composés chimiques moyennement ou fortement adsorbés aux particules, favorisant ainsi leur libération à l'interface eau-sédiments et dans la colonne d'eau (figure 1) (Young, 1996; Averett, 1996).



Source : Modifiée d'après Parametrix inc. (1989).

Figure 1 Problématique environnementale associée au dragage des sédiments

De plus, le dragage, activité qui consiste à excaver des sédiments, ramène le matériel dragué à la surface où il est sujet à des phénomènes physiques (transport, dépôt et resuspension), chimiques (complexation, oxydo-réduction et acidification) et biologiques (biodégradation et biotransformation suite à l'ingestion par des organismes). Il y a donc matière à inquiétude quant au devenir des contaminants en raison du potentiel de contamination de zones relativement peu contaminées et du potentiel de biodisponibilité et de toxicité pour les organismes aquatiques (Averett, 1996). Dans une moindre mesure, les procédures d'échantillonnage et de préparation des sédiments précédant la réalisation des tests de toxicité peuvent également altérer la forme chimique des contaminants présents et modifier le potentiel de toxicité des matériaux étudiés. Pour cette raison, on peut considérer que les bioessais sont plus représentatifs de la toxicité des sédiments sujets à des perturbations (p. ex., lors d'activités de dragage) que de celle des sédiments non perturbés.

Des tests de toxicité réalisés avec différentes fractions sédimentaires telles que l'eau interstitielle (EI) ou le lixiviat (LI), la fraction solide-humide (SH), les sédiments entiers (SE)[2] et la fraction organique extractible (OE) permettent d'évaluer les dangers associés à différents modes d'exposition. Ces fractions sont décrites de façon plus détaillée à la section suivante. À titre d'exemple, des contaminants adsorbés aux sédiments peuvent se retrouver dissous ou en suspension dans la colonne d'eau lors des activités de dragage et devenir ainsi disponibles pour les organismes aquatiques. Les contaminants peuvent alors être absorbés *via* la cuticule ou les surfaces respiratoires des organismes ou ingérés. Des tests de toxicité avec le lixiviat ou l'eau interstitielle des sédiments peuvent ainsi être utilisés pour estimer la toxicité des contaminants (in)organiques hydrophiles en solution dans la fraction aqueuse pendant et immédiatement après le dragage.

En outre, des tests de toxicité avec la fraction solide-humide sont utilisés pour évaluer les effets dus à une exposition à des contaminants adsorbés aux particules sédimentaires et immédiatement biodisponibles pour les organismes en contact direct avec les sédiments pendant et(ou) après le dragage. Les bioessais avec des sédiments entiers considèrent les contaminants adsorbés aux particules et potentiellement biodisponibles à court et moyen terme pour le benthos suite au dépôt des matériaux dragués.

---

[2] Afin de simplifier la terminologie utilisée dans le présent document, les sédiments entiers sont considérés comme une fraction bien qu'ils représentent en fait l'intégralité de la matrice sédimentaire.

Enfin, les tests de toxicité avec des extraits organiques donnent une indication du potentiel de bioaccumulation des composés chimiques sédimentaires chez des organismes de la chaîne alimentaire.

3.2 PROBLÉMATIQUE LIÉE À LA CARACTÉRISATION BIOANALYTIQUE

Au même titre que l'évaluation de rejets liquides (Costan *et al.*, 1993), une évaluation intégrée du potentiel écotoxique des sédiments soulève un certain nombre de questions, à savoir :

- Quels bioessais ou quelles fractions sédimentaires faut-il considérer?
- Comment comparer des résultats exprimés différemment (ppm, $\mu L.mL^{-1}$, $\% \ v.v^{-1}$)
- Comment comparer les réponses toxiques obtenues à partir de tests réalisés avec des organismes différents, à des niveaux fonctionnels variés, à plusieurs niveaux trophiques et(ou) avec des fractions sédimentaires différentes?
- Un échantillon exerçant une toxicité élevée à un seul niveau trophique doit-il être considéré moins inquiétant qu'un échantillon légèrement toxique à plusieurs niveaux trophiques?
- Devrait-on accorder la même importance aux effets létaux et sublétaux?

Pour évaluer la toxicité des matériaux, il faut pouvoir combiner les résultats bioanalytiques en tenant compte des cinq questions pré citées. Le BEEP Sédiments a été développé à cette fin. La section qui suit tente d'abord de répondre à la première et présente quelques éléments importants à considérer lors de la sélection des bioessais et des fractions sédimentaires. Le prochain chapitre est, pour sa part, consacré à la présentation du modèle BEEP Sédiments et commente les quatre dernières questions de cette problématique.

3.2.1 Fractions sédimentaires

Les sédiments forment une matrice semi-solide et hétérogène, composée de quatre constituants : *1)* le volume le plus important est occupé par *l'eau interstitielle* (ou eau de porosité); *2) la partie inorganique* inclut les matériaux tels que gravier, sable, limon et argile et d'autres éléments naturels comme Se, Mg, Fe, Na, K, Ca ainsi que des sulfures; *3) la matière organique* occupe un volume plus restreint mais joue un rôle important dans la biodisponibilité des contaminants; *4)* les *substances d'origine anthropique* incluent, entre autres, les hydrocarbures

aromatiques polycycliques (HAP), les BPC, les pesticides et les métaux lourds (Burton, 1992; Brown et Neff, 1993).

Par ailleurs, on peut aussi obtenir trois fractions sédimentaires à partir des sédiments : l'eau interstitielle (EI), la fraction solide-humide (SH) et la fraction organique (OE) dissoute dans un solvant (figure 2). Chacune de ces fractions, tout comme les sédiments entiers (SE), peut être soumise à des bioessais.

À partir des sédiments entiers, on peut isoler les fractions sédimentaires de la façon suivante. La fraction EI (eau interstitielle) est recueillie par centrifugation à vitesse moyenne (3000 $t.min^{-1}$, pendant 30 min). Des portions aliquotes du sous-nageant correspondant à la fraction SH (solide-humide) sont séchées à 100 °C ± 5 °C pendant 24 h et le pourcentage d'humidité résiduelle est déterminé par gravimétrie. Cette dernière étape permet de déterminer le poids des sédiments secs, dénommé composante *z*. L'eau interstitielle perdue par séchage correspond à la composante *eau interstitielle non centrifugée* (*y*) des sédiments, tandis que celle recueillie par centrifugation est dénommée *eau interstitielle centrifugée (x)* (figure 3).

La fraction OE (organique extractible) peut être obtenue à partir des sédiments entiers selon la méthode EPA 3540. Chaque échantillon, préalablement séché avec du sulfate de sodium (Na_2SO_4), est soumis à deux extractions Soxhlet en utilisant le dichlorométhane (DCM) comme solvant. Une fois la période d'extraction écoulée (18 h), les deux portions extraites sont combinées et leur volume est ajusté à 10 mL. Le DCM est évaporé au jet d'azote et les résidus sont resuspendus dans 2 mL de diméthyle sulfoxyde (DMSO) pour la réalisation des tests de toxicité. Selon cette procédure, il est plausible que la fraction organique comporte des éléments de toutes les composantes sédimentaires définies précédemment.

Il importe ici de mentionner que le DMSO est le solvant le plus utilisé dans les recherches sur la génotoxicité des produits chimiques (von der Hude et coll. 1988; Xu et Schurr, 1990; Mersch-Sundermann *et al.*, 1992) et sur celle d'extraits organiques de mélanges complexes liquides et solides (Nylund *et al.*, 1992; Fernandez *et al.*, 1992; Filipic, 1995; Jarvis, 1995; La Rocca *et al.*, 1996). Ce solvant peut dissoudre une large gamme de substances chimiques (Maron *et al.*, 1981).

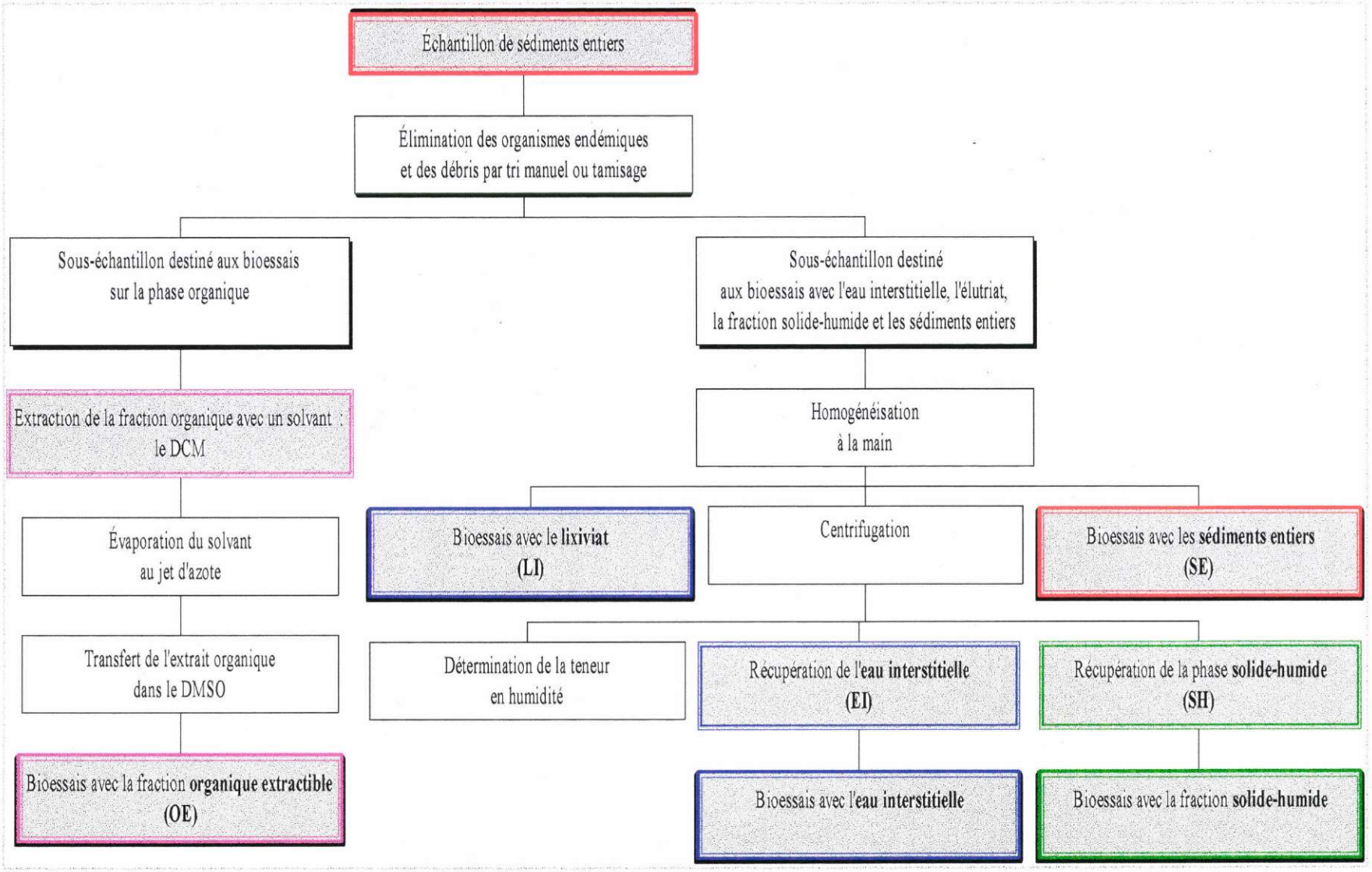


Figure 2 Approche proposée pour la préparation de sous-échantillons de sédiments pour les analyses

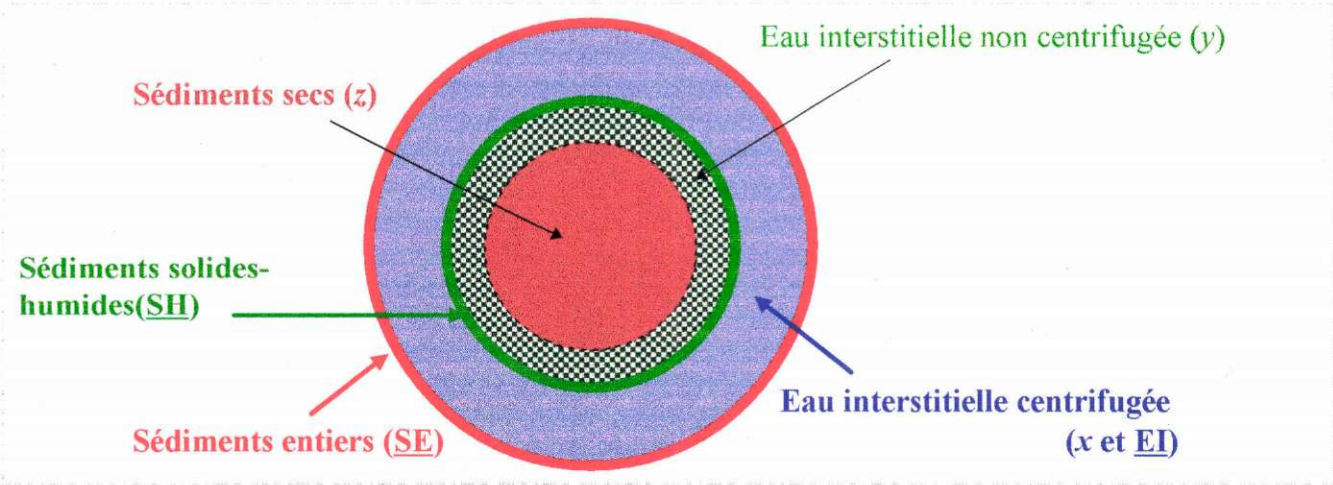


Figure 3 Schématisation simplifiée des fractions et composantes de la matrice sédimentaire[3]

3.2.2 Bioessais

La myriade d'organismes qui forment les communautés benthiques peuvent être exposés de diverses façons aux contaminants retrouvés dans les fractions sédimentaires. Cela explique la variété de tests de toxicité développés de façon à tenir compte des différents modes d'exposition (tableau 2). À titre d'exemple, le mode d'exposition le plus important pour les espèces benthiques qui se nourrissent par filtration est probablement l'eau interstitielle, généralement reconnue comme étant la source principale de métaux lourds et de composés organiques non ioniques (Adams *et al.*, 1985; DiToro *et al.*, 1991; U.S. EPA - U.S. ACE, 1994). Ce mode d'exposition, appelé bioconcentration, est toutefois moins pertinent pour les organismes qui se nourrissent par ingestion et qui absorbent des contaminants associés aux particules sédimentaires. Dans ce cas, les tests avec les sédiments entiers (SE) et la fraction solide-humide (SH) sont probablement plus appropriés.

La fraction organique extractible (OE) est de plus en plus considérée dans les tests de (géno)toxicité (Dutka et Kwan, 1988; Larson, 1989; Ho *et al.*, 1994). En raison de l'efficacité des méthodes d'extraction, l'utilisation de cette fraction dans les bioessais fournit une estimation du pire scénario de biodisponibilité et de toxicité associées aux contaminants présents dans les sédiments. Elle ne représente cependant pas un mode d'exposition réaliste des organismes aquatiques. Une étape d'extraction organique est en effet nécessaire pour isoler certains

[3] Les fractions apparaissent en souligné alors que les composantes apparaissent en *italique*. L'eau interstitielle est une composante sédimentaire et une fraction utilisée dans certains bioessais. La fraction organique extractible n'est pas représentée mais provient des sédiments entiers.

contaminants moyennement ou fortement adsorbés à la surface des particules sédimentaires ou au niveau intra particulaire. L'extraction nécessite généralement une série d'agents chimiques (p. ex., Na_2SO_4, DCM, N_2 et DMSO). Dans le milieu aquatique, des contaminants peuvent être désorbés de la matrice par des procédés biochimiques tels que la digestion et la dégradation microbienne (Pignatello et Xing, 1996). Ces procédés sont difficilement reproductibles en laboratoire. Les tests avec extraits organiques fournissent néanmoins une indication utile sur le potentiel de bioaccumulation des composés chimiques présents dans les sédiments.

Il importe de préciser que la présence de complexes métalliques dans les extraits organiques de DCM a été rapportée par Schiewe *et al.* (1985) et observée lors de travaux effectués à la section ÉCE.

Plusieurs facteurs jouent un rôle déterminant dans la composition chimique des fractions sédimentaires et, par conséquent, dans leur contribution relative comme source de contaminants au biote. Brown et Neff (1993) ont fait une revue exhaustive de ces facteurs. Ils incluent la solubilité dans l'eau, les partages inter-fractions des contaminants (coefficients de partage eau-octanol K_{ow}, eau-matière organique K_{oc}, etc.) et les particularités des sédiments (p.ex., teneur en carbone organique, granulométrie et pH) (figure 4).

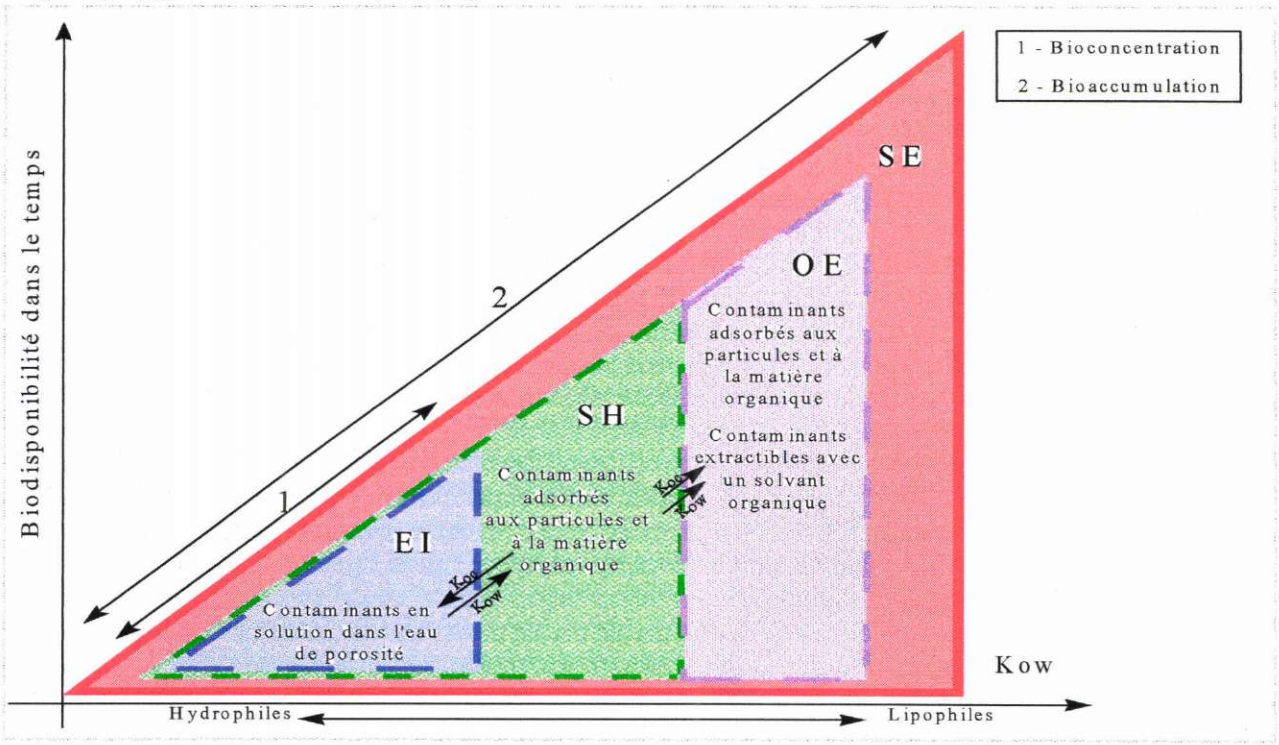


Figure 4 Biodisponibilité potentielle des contaminants selon la fraction sédimentaire considérée

Tableau 2
Tests de toxicité développés pour l'évaluation de la qualité des sédiments

Organismes testés	Types de sédiments	Paramètres d'effet	Exposition	Références
Sédiments entiers (SE)				
Amphipodes				
Hyalella azteca	Dulcicoles, estuariens	Survie	10 j et 28 j	U.S. EPA, 1994, Ingersoll et Nelson, 1990
Rhepoxynius abronius, Amphiporeia virginiana	Estuariens, marins	Survie	10 j	Environnement Canada, 1992c
Insectes				
Chironomus tentans	Dulcicoles	Survie et croissance	10 j	U.S. EPA, 1994
C. riparius	Dulcicoles	Survie et croissance	14 j	ASTM, 1990
Oligochètes				
Lumbriculus variegatus	Dulcicoles	Bioaccumulation	4 j, 28 j	U.S. EPA, 1994
Solide-humide (SH)				
Bactéries				
Vibrio fischeri	Dulcicoles, estuariens, marins	Activité enzymatique	20 min	Microbics Corp. (1992)
Escherichia coli	Dulcicoles	Activité enzymatique	2 h	EBPI (1993)
Eau interstitielle (EI) / Lixiviat (LI)				
Bactéries				
Vibrio fisheri	Dulcicoles, estuariens, marins	Activité enzymatique	15 min	Environnement Canada, 1992a
Algues				
Selenastrum capricornutum	Dulcicoles	Croissance	72 h, 96 h	Environnement Canada, 1992d
Cladocères				
Daphnia magna	Dulcicoles	Survie	48 h	Environnement Canada, 1990a
Ceriodaphnia dubia	Dulcicoles	Survie et reproduction	7 j	Environnement Canada, 1992f
Echinodermes				
Lytechinus pictus, Strongylocentrotus	Marins	Fécondation	10, 20, 60 min	Environnement Canada, 1992b
Poissons				
Pimephales promelas	Dulcicoles	Survie et croissance	7 j	Environnement Canada, 1992e
Organique extractible (OE)				
Bactéries				
Vibrio fischeri	Dulcicoles, estuariens, marins	Activité enzymatique	15 min	Environnement Canada, 1992a
Vibrio fischeri M169	Dulcicoles, estuariens, marins	Génotoxicité	24 h	Microbics Corp., 1993
Escherichia coli PQ37	Dulcicoles, estuariens, marins	Génotoxicité	2 h	Environnement Canada, 1993
Poissons (hépatocytes)				
Oncorhynchus mykiss	Dulcicoles, estuariens, marins	Génotoxicité	24 h	Gagné et Blaise, 1995

D'autres facteurs liés à l'échantillonnage et aux procédures d'isolation ou d'extraction peuvent influencer la composition chimique des fractions et les résultats de toxicité. À titre d'exemple, on peut citer le choix du solvant pour l'extraction des substances organiques dans le cas de l'extrait (EO). À ce sujet, mentionnons que le DCM est reconnu comme étant un solvant très efficace pour extraire une vaste gamme de substances organiques (Holoubek *et al.*, 1990).

Les forces et faiblesses associées à l'utilisation de chacune de ces fractions (tableau 3) suggèrent également qu'on ne peut limiter l'évaluation de la toxicité des sédiments à une seule d'entre elles. Nous recommandons que l'ensemble des bioessais comprenne au moins un test par fraction sédimentaire et considère au moins trois espèces appartenant à des niveaux trophiques différents ainsi que divers paramètres d'effets (aigus et chroniques).

Ces exigences laissent une certaine souplesse dans le choix des bioessais et permettent de prendre en considération d'autres critères de décision tels que les ressources disponibles, la facilité d'obtenir des organismes, l'expertise des laboratoires et le type de contamination au site d'étude. Selon Burton *et al.* (1996), il faudrait réaliser deux ou trois bioessais au minimum; cette recommandation est basée sur des études comparatives réalisées avec plusieurs espèces (Burton, 1991; Burton et Scott, 1992; Burton *et al.*, 1996; Giesy et Hoke, 1990) et vise tout projet d'évaluation effectué aux États-Unis. Pour la région des Grands Lacs, l'ensemble bioanalytique devrait comporter au minimum deux espèces et quatre paramètres d'effets (Burton *et al.*, 1996).

Tableau 3
Forces et faiblesses associées à l'utilisation des fractions sédimentaires dans les bioessais

Fractions	Forces	Faiblesses
Organique extractible (OE)	• Peut être utilisée avec n'importe quel type de sédiments • Permet de déterminer une relation de concentration-réponse • Limite de résolution plus grande, plus sensible que les autres fractions pour détecter un effet • Offre une base relativement solide pour établir des liens de cause à effet	• Aucune technique d'extraction normalisée et largement acceptée • Ne représente pas un mode d'exposition réaliste • La méthode d'extraction peut altérer la forme chimique des contaminants • Approche réductionniste
Eau interstitielle (EI) et lixiviat (LI)	• Représente un mode d'exposition directe pour certaines espèces • Très grande variété de bioessais disponibles • Permet d'obtenir une courbe de concentration-réponse • Les résultats sont utilisés pour définir des critères pour les sédiments • Peut être une indication du potentiel de toxicité pour les organismes présents dans la colonne d'eau	• Il est difficile de recueillir l'eau interstitielle pour certains échantillons de sédiments • La méthode de récupération peut altérer la forme chimique des contaminants • Ne s'applique pas aux organismes qui ingèrent des particules de sédiments • Approche réductionniste
Solide-humide (SH)	• Peut être utilisée avec tous les types de sédiments • Permet d'obtenir une courbe de concentration-réponse	• La manipulation ou la méthode d'échantillonnage peuvent altérer la physico-chimie des sédiments • Risques d'interférences par les particules • Il existe peu de tests de toxicité comparativement à la fraction EI • Approche réductionniste
Sédiments entiers (SE)	• Représente un mode d'exposition très réaliste pour plusieurs espèces benthiques • Approche holistique et non réductionniste comme c'est le cas avec les fractions OE et EI • Les résultats servent à définir des critères pour les sédiments	• La manipulation ou l'échantillonnage peuvent altérer la physico-chimie des sédiments • Des organismes indigènes peuvent être présents dans les échantillons et fausser la réponse • Ne permet pas d'obtenir une courbe de concentration-réponse • Ne reflète pas la toxicité potentielle pour les organismes vivant dans la colonne d'eau

Source : modifié de Burton, 1991.

4 Le modèle BEEP Sédiments

Tel qu'évoqué précédemment, la réalisation des tests de toxicité est un élément important de l'évaluation de la qualité des sédiments. De nombreux tests ont été développés et évalués pour les milieux dulcicoles et marins (Burton, 1991; Burton et Scott, 1992; Burton *et al.*, 1996). Selon ces études, aucun test, indicateur ou paramètre d'effet n'est supérieur aux autres. Afin de réduire les incertitudes et les risques d'obtenir des faux positifs ou négatifs, il faut considérer plusieurs échelons trophiques et plusieurs paramètres d'effet (p. ex., croissance, reproduction, survie), particulièrement dans les zones moyennement contaminées, considérées comme des «zones grises» (Chapman, 1989; Burton *et al.*, 1996). Face à cette problématique, les tests de toxicité sont généralement sélectionnés de façon à fournir des informations non redondantes à différents niveaux trophiques et paramétriques. Il en résulte toute une série de données bioanalytiques, exprimées sous diverses formes (p. ex., CSE, CI_{50}) et unités de mesure (tels que $mg.L^{-1}$, $\% \ v.v^{-1}$). Ceci complique toutefois l'évaluation. La méthode d'évaluation doit permettre d'exprimer selon une échelle unique les données obtenues à partir des différents tests de toxicité, afin de simplifier le processus de prise de décision.

L'approche présentée dans le présent document repose non seulement sur l'utilisation d'un ensemble d'essais bioanalytiques différents mais propose aussi une marche à suivre pour uniformiser les données de toxicité et les intégrer dans un indice relatif de danger potentiel, l'indice BEEP Sédiments.

La première étape consiste à compiler les données obtenues. Par la suite, les données sont transformées en «unités toxiques» exprimées en sédiments secs. Puis, la toxicité des échantillons est comparée au seuil de toxicité défini pour chacun des bioessais. Enfin, les réponses toxiques moyennes relatives sont intégrées dans un algorithme similaire à celui utilisé dans l'approche du BEEP Rejets (Bermingham et Boudreau, 1994). On peut ainsi discriminer les dangers écotoxiques des sédiments selon une échelle logarithmique.

4.1 L'ALGORITHME

Cette section décrit en détail l'algorithme BEEP Sédiments. L'algorithme permet d'évaluer le potentiel écotoxique moyen des matrices environnementales et d'attribuer à chacun des échantillons un indice qui intègre les résultats de l'ensemble des bioessais réalisés. La formulation de l'algorithme est basée sur deux postulats. D'abord, puisque l'échelle de toxicité varie d'un bioessai à l'autre, il a été jugé approprié d'exprimer l'indice selon une échelle logarithmique en base 10 ($\log_{10}$). Ceci permet de comparer à une échelle réduite des sédiments dont le degré de toxicité varie considérablement selon l'organisme utilisé. Enfin, tous les paramètres toxicologiques sont considérés comme des effets additifs.

La *toximesure* d'un échantillon est la somme des indices fractionnels de toxicité moyenne relative (IF_m), ou la somme des facteurs moyens d'accroissement de la toxicité (FAC) calculés pour chacune des fractions sédimentaires analysées.

Algorithme de base :

Indice BEEP Sédiments = log (1 + Toximesure)

où :

$$\text{Toximesure} = \left(\sum IF_m\right) \times n$$

où n : facteur de pondération de la toxicité

L'indice fractionnel de toxicité moyenne relative se calcule comme suit pour chacune des fractions sédimentaires analysées :

$$IF_m = \frac{\Sigma(\text{FAC})}{\text{N}}$$

où :

FAC : facteur d'accroissement de la toxicité par rapport à la limite de détection du test

N : nombre de bioessais réalisés avec la fraction sédimentaire concernée

Encadré 1 Algorithme du BEEP Sédiments

Tel qu'indiqué dans l'encadré, un facteur de pondération de la toxicité (n) est utilisé comme facteur multiplicateur dans le calcul de la *toximesure*. Le facteur n sert à accorder un poids plus important aux échantillons qui se révèlent toxiques dans plus d'une fraction sédimentaire.

Un échantillon dont l'ensemble des fractions analysées se révèleraient toxiques pour les organismes testés obtient le *n* maximum, 4, et la valeur 0 est donnée si l'ensemble des fractions sédimentaires se révèlent non toxiques. Nous jugeons préférable d'utiliser un minimum de deux (2) bioessais (ou deux paramètres d'effet) par fraction sédimentaire afin d'augmenter la fidélité de l'indice. Par ailleurs, l'algorithme est conçu de façon à faciliter la tâche de l'utilisateur qui désirerait modifier le système d'attribution des poids donnés à chacun des paramètres d'effet analysés ou à chacune des fractions sédimentaires utilisées pour l'évaluation. Précisons que l'algorithme peut être appliqué à des évaluations conduites avec moins de quatre fractions sédimentaires mais que l'omission de certaines fractions de l'analyse peut réduire la fidélité de l'indice.

4.2 CRITÈRES DE DÉCISION

Afin de qualifier l'ampleur de la réponse BEEP obtenue, des critères de décision doivent être développés. Les critères de décision représentent des seuils de toxicité fixés de façon plus ou moins arbitraire pour chacun des tests. Trois critères ou seuils de toxicité ont été définis pour accommoder l'approche BEEP Sédiments. Le premier (*Nul*) correspond à la limite de détection du bioessai considéré et exprime l'absence de toxicité mesurable. On lui donne la valeur zéro (0). En revanche, des résultats dépassant la limite de détection, à laquelle on ajoute une unité (Ldet + 1), par des facteurs de 10 (seuil *Marginal*) et de 100 (seuil *Élevé*) sont respectivement représentatifs d'une toxicité moyenne et élevée. Cette approche peut toutefois difficilement être appliquée au test avec amphipodes puisque le type de paramètre d'effet évalué (létalité) est relativement moins sensible que les paramètres de sublétalité (croissance, activité bactérienne). Pour cette raison, les seuils *Marginal* et *Élevé* doivent être relativement plus faibles pour les bioessais qui visent à évaluer la survie des organismes. Par ailleurs, ce traitement différent accordé aux tests de létalité évite de donner un poids plus important aux effets sublétaux observés.

Le tableau 4 présente des seuils de toxicité définis pour une variété de paramètres d'effet. En réalité, ces paramètres correspondent à ceux décrits au chapitre suivant pour illustrer l'application de l'algorithme aux résultats obtenus à l'Anse-à-Beaufils (Gaspésie, Québec).

Tableau 4
Critères de décision définis pour certains bioessais

Fractions	Organismes	Paramètres d'effet	Paramètres de mesure	Unités de mesure	Seuils de toxicité*		
					Nul	*Marginal*	*Élevé*
				FAC	*0*	*10*	*100*
EI	*V. fischeri*	Bioluminescence	CI_{50}	% v.v^{-1}	100	10	1
SH		Bioluminescence	CI_{50}	mg.L^{-1}	100 000	10 000	1 000
OE		Bioluminescence	CI_{50}	µL.mL^{-1}	10	1	0,1
EI	*L. pictus*	Fécondation	CI_{25}	% v.v^{-1}	100	10	1
SE	*A. virginiana***	Survie		%	100	70	50
SH	*E. coli*	Activité enzymatique	CI_{100}	% p.v^{-1}	100	10	1
OE	*E. coli* PQ37	Toxicité	CSE	µL.mL^{-1}	10	1	0,1

* Consulter l'annexe 1 pour la détermination des limites de détection et leur conversion en FAC .

** Les seuils *Marginal* et *Élevé* de toxicité pour ce bioessai correspondent respectivement à des FAC de 1,41 et 35.

Lorsque les réponses sont exprimées selon les unités de mesure utilisées pour chacun des bioessais, les échelles de toxicité varient considérablement. En revanche, lorsque les réponses sont converties en FAC, chacun des seuils prend une valeur unique, peu importe le test réalisé. Ainsi, un échantillon causant une toxicité supérieure au seuil *Nul* mais inférieure au seuil *Marginal* est considéré marginalement toxique. En revanche, un échantillon dont la toxicité se situe entre les seuils *Marginal* et *Élevé* est considéré moyennement toxique, et fortement toxique si la toxicité est supérieure au seuil *Élevé*. Cette démarche permet de définir des classes de toxicité en fonction de l'ampleur de la réponse obtenue (tableau 5).

Tableau 5
Classes de toxicité établies à partir des critères de décision

	Classes de toxicité			
	1	2	3	4
	Nulle	Marginale	Moyenne	Élevée
Toximesures	0	1 - 99	100 - 999	≥ 1 000
Indices BEEP Sédiments	0	$0 < x \leq 2$	$2 < x \leq 3$	$x > 3$

Nous avons tenté de comparer ces critères à d'autres critères de décision existants. Cependant, abstraction faite du test Microtox en fraction solide-humide pour lequel le seuil *Élevé* défini ici (1000 $mg.L^{-1}$) correspond au critère de décision recommandé par Environnement Canada pour la région de l'Atlantique (1990b), il n'existe, à notre connaissance, aucun critère de décision pour les autres bioessais réalisés dans cette étude.

4.3 UNIFORMISATION DES DONNÉES DE TOXICITÉ

Tel qu'expliqué précédemment, une étape d'uniformisation des données de toxicité doit être réalisée avant leur intégration dans le calcul de l'indice. Cette section présente la marche à suivre pour permettre le calcul des facteurs d'accroissement de toxicité (FAC).

L'approche BEEP Sédiments préconise l'application de trois traitements mathématiques aux données bioanalytiques afin d'uniformiser leur expression :

- Conversion en unités toxiques (UThum);
- Conversion en unités toxiques exprimées en sédiments secs (UTsec);
- Conversion en facteurs d'accroissement de la toxicité (FAC) par rapport à la limite de détection (L_{tox}).

Le premier traitement est relativement simple à effectuer (voir 4.3.2). Pour la deuxième étape, il faut au préalable estimer la masse sèche de sédiments associée au bain d'essai (voir 4.3.3.1) et identifier les composantes de la matrice sédimentaire qui peuvent influencer la toxicité de l'échantillon (voir 4.3.3.2). Enfin, la troisième étape requiert la détermination de la limite de détection (voir 4.3.4) qui servira de base au calcul des FAC (voir 4.3.5).

Avant de procéder au traitement des données de toxicité, des considérations importantes relativement au choix des paramètres de mesure sont évoquées dans la section qui suit.

4.3.1 Sélection des paramètres de mesure

Plusieurs paramètres de mesure peuvent être considérés pour exprimer la toxicité des sédiments. Le choix du paramètre de mesure dépend entre autres du type de réponse étudiée. Pour des données discrètes ou quantiques (telle la survie), les réponses sont exprimées en incidences d'effets associées à la concentration analysée.

En revanche, deux types de paramètres sont utilisés pour des données continues (p. ex., croissance, nombre d'embryons, activité enzymatique), à savoir la concentration seuil d'effet (CSE) ou une prédiction dérivée de la relation de concentration-réponse (CI_p).

4.3.1.1 *Incidences d'effets*

Lorsqu'une seule concentration est testée, il n'est pas possible d'estimer une CSE ou une CI_p. La réponse mesurée correspond alors à l'incidence d'effet observé à la concentration testée. Le test de létalité des amphipodes (Environnement Canada, 1992c) en est un exemple. Les organismes sont soumis aux sédiments entiers et le paramètre d'effet mesuré est le pourcentage de mortalité après 10 jours d'exposition.

4.3.1.2 *Concentration seuil d'effet (CSE)*

La CSE, qui est la moyenne géométrique de la CSEO et de la CMEO, exprime la concentration minimale à laquelle un effet toxique peut être observé. La CMEO est la plus faible concentration testée à laquelle un effet toxique est observé tandis que la CSEO est la plus forte concentration testée à laquelle l'effet néfaste n'est pas observé. La CSEO est en fait la concentration qui se trouve juste en deçà de la CMEO dans la série de dilutions testée.

L'utilisation de la CSE pour évaluer la toxicité d'un échantillon comporte certaines limitations importantes. En premier lieu, la CSE n'étant pas dérivée de l'ensemble des concentrations testées, elle ne fournit aucune information sur la sévérité de la réponse ou la sensibilité des organismes à l'échantillon. En l'occurrence, une faible CSE (i.e. échantillon causant une réponse toxique à une faible concentration) peut suggérer une situation plus préoccupante qu'une CSE plus élevée (i.e. échantillon causant des effets à une concentration relativement plus élevée), alors que l'intensité de la réponse associée à cette dernière est plus forte.

À titre d'exemple, l'échantillon 1 de la figure 5 serait, dans ces conditions, considéré plus toxique que l'échantillon 2 bien que l'allure des courbes indique une pente plus forte pour ce dernier à des concentrations supérieures. En d'autres termes, à partir de 13 % $v.v^{-1}$, de faibles augmentations de concentrations suffisent pour causer des réponses toxiques plus fortes avec l'échantillon 2. Par ailleurs, les valeurs possibles de CSEO et de CMEO peuvent être sous-estimées si l'écart entre les concentrations analysées est grand. Enfin, la CSE dépend de la sensibilité du test

qui, à son tour, dépend du nombre de dilutions utilisées (Bruce et Versteeg, 1992; Environnement Canada, 1996).

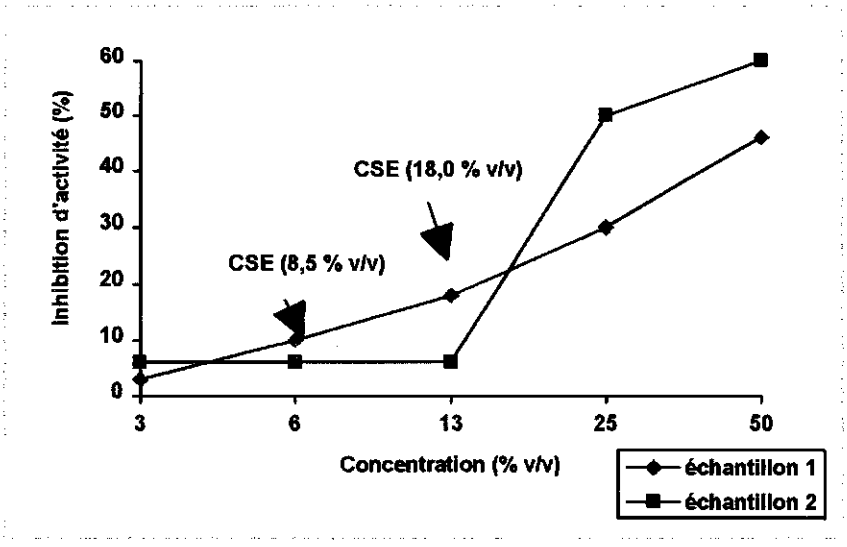


Figure 5 **Exemple de courbes de concentration-réponse pour un test de toxicité**

4.3.1.3 *Prédiction dérivée d'une relation de concentration-réponse*

Le modèle de concentration-réponse traduit l'intensité des effets observés en fonction des concentrations testées et permet d'estimer une concentration qui produit un niveau donné d'effet (CI_p). On fait de plus en plus appel à la CI_p pour exprimer la toxicité des matériaux dans les tests de toxicité aiguë comme dans les tests de toxicité chronique conçus pour mesurer une variable biologique continue telle que la croissance et la reproduction. Son utilisation est d'ailleurs fortement recommandée par plusieurs auteurs (Barnthouse *et al.*, 1987; Weber *et al.*, 1989; Bruce et Versteeg, 1992). Par ailleurs, la CI_p n'est pas limitée aux concentrations testées comme c'est le cas pour la CMEO et la CSEO. Cependant, la relation de concentration-réponse n'est pas toujours monotonique (p. ex. stimulation chez des algues exposées à de faibles concentrations suivie par une toxicité à de plus fortes concentrations, phénomène désigné par «hormesis» (en anglais). Il peut s'avérer difficile, dans ces cas, d'estimer une CI_p.

En dépit de cet inconvénient, l'approche proposée ici suit la recommandation formulée dans le document d'Environnement Canada (1996), à l'effet d'utiliser la CI_p et, si celle-ci ne peut être déterminée, de recourir à la CSE comme paramètre de mesure.

4.3.2 Unités toxiques

Le concept des unités toxiques est utilisé en première étape pour uniformiser les unités de mesure. Les unités toxiques expriment le nombre de dilutions requis pour détecter l'effet recherché.

Pour l'ensemble des bioessais réalisés avec plusieurs concentrations de sédiments, une unité toxique est définie comme étant le ratio de la concentration originale (concentration de sédiments avant de procéder aux dilutions en série- C_{or}) sur la concentration correspondant au niveau d'effet évalué :

$$UThum = \frac{C_{or}}{C_{tox}}^{4} \qquad \text{où :} \quad C_{or} = C_{max} * Dil \qquad (1)$$

où : C_{or} = concentration initiale, avant dilution (% $v.v^{-1}$, $mg.L^{-1}$ ou $\mu L.mL^{-1}$)

C_{tox} = correspond à la CI_p ou à la CSE mesurée (% $v.v^{-1}$, $mg.L^{-1}$ ou $\mu L.mL^{-1}$)

C_{max} = plus forte concentration testée (% $v.v^{-1}$, $mg.L^{-1}$ ou $\mu L.mL^{-1}$)

Dil = unité de dilution requise pour obtenir la C_{max}.

4.3.3 Normalisation de la réponse toxique par rapport aux sédiments secs

Deux types d'informations sont requis pour effectuer ce traitement :

- proportions des composantes des sédiments entiers, à savoir les portions d'eau interstitielle centrifugée (x), d'eau interstitielle non centrifugée (y) et des sédiments secs (z);
- Composantes sédimentaires pouvant contribuer à la toxicité de chacune des fractions; ces composantes devront être considérées pour exprimer les résultats en fonction du sédiment sec.

4.3.3.1 *Variable z*

La variable z représente la proportion des sédiments secs associée aux sédiments entiers. Elle est calculée à partir du pourcentage d'humidité totale de chaque échantillon (annexe 3). La proportion d'eau interstitielle non centrifugée (y) est ensuite obtenue à partir du pourcentage d'humidité résiduelle (w : déterminé par dessication des sédiments humides) et de la variable z. La

---

[4] Par exemple, une CI_{50} supérieure à 100 % v/v pour *V. fischeri* exposée à un échantillon d'eau interstitielle indique l'absence de toxicité mesurable et se traduit par une valeur inférieure à 1 unité toxique (< 1 UT). En revanche, une CI_{50} de 25 % v/v est équivalente à 4 UT (100 % ÷ 25 %) et suggère que l'échantillon original doit être dilué dans un ratio 1:4 pour observer une inhibition de 50 % de la luminescence chez cette bactérie.

proportion d'eau interstielle centrifugée est enfin obtenue par simple soustraction. Voici comment les calculs sont effectués:

$$z = 1 - a \tag{2}$$

$$y = \frac{wz}{(1-w)} \tag{3}$$

$$x = 1 - (y + z) \tag{4}$$

où : x[5] = % humidité centrifugée des sédiments entiers obtenu par gravimétrie

a = % humidité totale des sédiments entiers obtenu par gravimétrie

w = % humidité non centrifugée de la fraction solide-humide obtenue par gravimétrie

y[6] = % d'eau interstitielle non-centrifugée dans les sédiments entiers

z = % de sédiments secs dans les sédiments entiers

4.3.3.2 *Composantes de la matrice sédimentaire pouvant contribuer à la toxicité*

Dès que la variable z est calculée, il s'agit d'identifier pour chacun des bioessais effectués avec les fractions SH et OE la (les) composante(s) de la matrice sédimentaire [(soit x, y et(ou) z] qui pourrai(en)t contribuer à la toxicité de la matrice soumise au bioessai. Pour ce faire, il suffit de se référer à la figure 3.

Le rapport de la somme de ces composantes (p) sur la variable z permet de convertir les UThum en UTsec en utilisant la formule suivante :

$$UT\text{sec} = UThum * \frac{\text{p}}{zf} \tag{5}$$

où : p = somme des composantes sédimentaires considérées [x, y et(ou) z]

f = facteur de correction

et où : $p = x$ pour les bioessais réalisés avec la fraction EI

$p = y + z$ pour les bioessais réalisés avec la fraction SH

$p = x + y + z$ pour les bioessais réalisés avec les fractions SE ou EO

---

[5] La variable x peut aussi être calculée à partir des variables y et z de la façon suivante : $x = a - \frac{w(1-a)}{(1-w)}$.

[6] La variable y peut aussi être déterminée à partir de la variable z comme suit : $y = \frac{w(1-a)}{(1-w)}$.

Le facteur de correction f tient compte des écarts possibles dans les données qui seraient associés à des procédures de préparation des échantillons ou de réalisation des tests de toxicité qui ne sont pas normalisées. Ceci est le cas notamment pour les tests effectués sur la fraction organique extractible des sédiments. En effet, la quantité de sédiments à utiliser pour l'extraction des substances organiques peut varier considérablement d'une étude à l'autre, ce qui complique tout exercice de comparaison. L'utilisation du facteur de correction permet de pallier à cette difficulté.

Afin d'illustrer cette étape, prenons d'abord le cas des tests effectués avec la fraction eau interstitielle (EI). Considérant la procédure utilisée pour extraire l'eau interstitielle de la matrice sédimentaire (voir 3.2.1), la seule composante des sédiments pouvant contribuer à la toxicité de cette fraction est l'eau interstitielle centrifugée (x). La variable p prend donc la valeur de x.

En revanche, puisque la fraction SH provient des sédiments entiers desquels on a extrait l'eau interstitielle, seules les composantes y et z sont considérées dans le calcul de la variable p. Enfin, dans le cas de la fraction organique (OE) qui a été obtenue à partir des sédiments entiers, la variable p représente la somme des trois composantes (x, y et z).

4.3.4 Limite de détection des bioessais

Afin de réduire l'écart entre les données bioanalytiques, la toxicité minimale détectable (L_{tox}) est déterminée pour chacun des bioessais réalisés et les réponses toxiques obtenues avec les échantillons à l'étude sont comparées à cette valeur minimale. La L_{tox} s'exprime en UTsec et son calcul se fait différemment selon les conditions d'essai :

a) Bioessais effectués avec une série de dilutions de sédiments

Lorsque les tests de toxicité portent sur une série de concentrations de l'échantillon, l'estimation de la L_{tox} nécessite la détermination de l'unité de dilution (Dil) utilisée:

$$L_{tox} = Dil * \frac{\overline{p}}{\overline{z}f} \qquad (6)$$

où : Dil[7] = unité de dilution utilisée pour obtenir la concentration maximale testée

$\overline{z}$ = quantité (g) moyenne de sédiments secs associée au sédiment entier

$\overline{p}$ = somme des composantes sédimentaires considérées [$\overline{x}, \overline{y}$ et(ou) $\overline{z}$]

f = facteur de correction pour les tests (voir 4.3.3.2).

---

[7] L'unité de dilution correspond au rapport $\frac{C_{or}}{C_{max}}$ et s'exprime en UTsec.

b) *Bioessai effectué avec une concentration unique : fraction SE*

La limite de détection pour les bioessais réalisés sur une seule concentration (p. ex., 100 % $v.v^{-1}$) est déterminée en considérant deux facteurs :

- le critère d'acceptabilité du test, à savoir la survie d'au moins 90 % des organismes exposés au témoin de laboratoire (Environnement Canada, 1992c);
- le plus faible pourcentage de survie observé avec les sédiments de référence.

À noter que cette étape n'est pas requise lorsque les tests de toxicité sélectionnés sont effectués selon des procédures normalisées.

4.3.5 Facteurs d'accroissement de la toxicité

Le facteur d'accroissement de la toxicité (FAC) est en fait le ratio entre les résultats de toxicité obtenus (UTsec) et la limite de détection (L_{tox}). Sa détermination dépend du type de paramètre de mesure utilisé:

a) *Réponse continue*

$$FAC = \frac{UTsec}{L_{tox}} \qquad (7)$$

Dans les cas où le numérateur (réponse mesurée) est inférieur au dénominateur (limite de détection), le FAC prend une valeur nulle (0).

b) *Réponse quantique*

Pour ce type de bioessais, la détermination des facteurs d'accroissement de toxicité se fait comme suit :

- si le pourcentage de survie est supérieur à la limite de détection (L_{tox}), on attribue la valeur de 0 au FAC;
- si le pourcentage de survie est inférieur à la L_{tox}:

$$Fac = (L_{tox} - R_{tox}) \times \log\ (100 - R_{tox}) \qquad (8)$$

5 Exemple d'application du BEEP Sédiments

Ce chapitre décrit les tests de toxicité effectués avec des sédiments prélevés à l'Anse-à-Beaufils ainsi que leur application au concept BEEP Sédiments. Le site de l'Anse-à-Beaufils est localisé en Gaspésie, dans la baie des Chaleurs (Québec) (figure 6). La zone de dragage, échantillonnée en juillet 1993, se trouve à l'intérieur du port de pêche et la zone de dépôt des déblais, échantillonnée en juillet 1994, à l'extérieur du havre, à environ 5 km de la côte. Cette zone reçoit annuellement entre 3900 et 7800 tm de matériaux dragués. Les sédiments de référence proviennent de stations localisées dans un rayon de 500 à 700 m de la zone de dépôt.

5.1 CARACTÉRISATION BIOANALYTIQUE

Dans le cadre des travaux effectués à l'Anse-à-Beaufils (données non publiées), quatre espèces ont été soumises aux sédiments lors de sept bioessais (tableau 6).

Tableau 6
Tests de toxicité utilisés pour évaluer les sédiments de l'Anse-à-Beaufils

Organismes	Espèces	Exposition*	Paramètres d'effet	Fractions	Unités de mesure
Bactéries	*V. fischeri*	15 min (aiguë)	Luminescence (Microtox)	EI	% $v.v^{-1}$
	V. fischeri	5 min (aiguë)	Luminescence (Microtox)	SH	$mg.L^{-1}$
	V. fischeri	15 min (aiguë)	Luminescence (Microtox)	OE	$\mu L.mL^{-1}$
	E. coli	2 h chronique	Activité enzymatique (Toxichromotest)	SH	% $v.v^{-1}$
	E. coli	2 h (chronique)	Toxicité (SOS Chromotest)	EO	$\mu L.mL^{-1}$
Invertébrés benthiques	*A. virginiana*	10 j (aiguë)	Survie	SE	% mortalité
	L. pictus	20 min (aiguë)	Fécondation	EI	% $v.v^{-1}$

* Les termes «aigu» et «chronique» signifient que la période d'exposition des organismes est respectivement courte et longue par rapport à leur durée de vie.

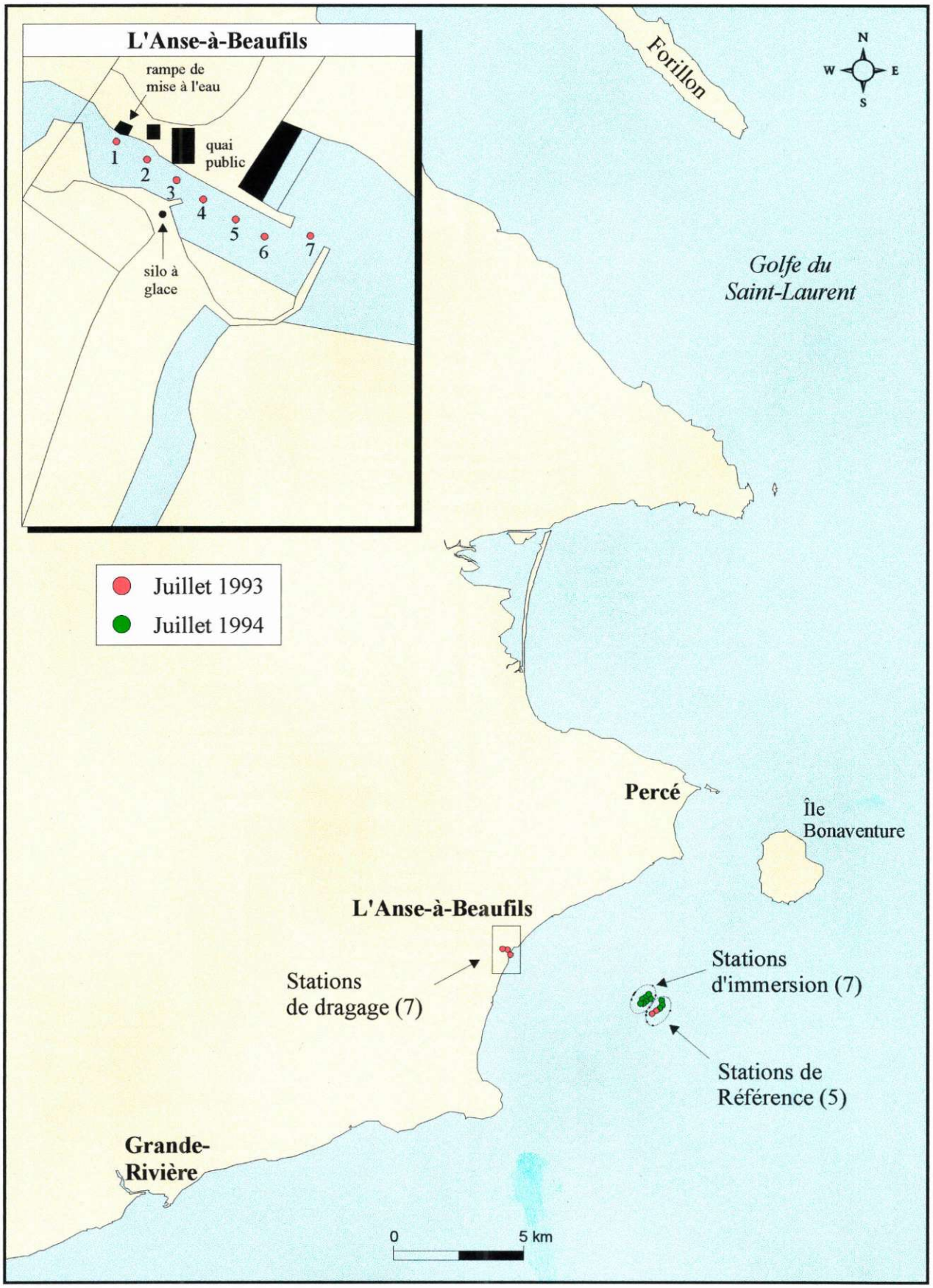


Figure 5 Emplacement des stations échantillonnées au site de l'Anse-à-Beaufils, juillet 1993 et 1994.

Le test Microtox[8] ainsi que le SOS Chromotest[7] ont été effectués à la Section ÉCE alors que les bioessais avec amphipodes et oursins ont été conduits à l'Institut d'océanographie Bedford (Darthmouth, Nouvelle-Écosse). Le personnel de la firme Environmental Bio Detection Products (EBPI, Brampton, Ontario) a été mandaté pour réaliser le Toxichromotest[7].

Quatre fractions sédimentaires (EI, SH, SE, OE) ont servi à évaluer la toxicité des sédiments provenant de la zone de dragage et de la zone d'immersion des déblais. En 1993, sept stations (AB1 à AB7) ont été échantillonnées dans la zone de dragage et l'une d'elles a fait l'objet d'un double échantillonnage (AB6) à des fins de contrôle de qualité. Trois stations (AB8 à AB10) ont également été échantillonnées au site de référence. Quant aux échantillons prélevés en 1994, ils proviennent de huit stations (AB31 à AB38) de la zone d'immersion des déblais et de quatre stations (AB39 à AB42) du site de référence. La présente étude porte sur toutes ces stations, à l'exception de la station AB37 située dans la zone d'immersion et des deux stations de référence AB40 et AB42 échantillonnées en 1994. Ces trois stations ont été exclues de l'analyse car elles n'ont pas été soumises aux tests de toxicité réalisés avec des amphipodes et des oursins.

a) Fraction EI

Tel qu'indiqué au tableau 6, la fraction EI a été utilisée pour deux bioessais, à savoir le Microtox et le test d'inhibition de la fécondation chez l'oursin. Ces tests ont été effectués au moyen d'une série de dilutions de l'eau interstitielle extraite par centrifugation (*eau interstitielle centrifugée*). Dans le cas du Microtox, le pourcentage de réduction de luminescence bactérienne chez *V. fischeri* a été estimé en fonction des témoins de laboratoire pour chacune des dilutions et une relation de concentration-réponse a été définie selon le protocole d'Environnement Canada (1992a). Lorsqu'une telle relation a été observée, la concentration d'eau interstitielle requise pour réduire la luminescence de moitié (50 %), soit une CI_{50}, a été calculée. La concentration minimale avec effet observé (CMEO) et la concentration sans effet observé (CSEO) ont également été déterminées et utilisées lorsqu'il n'était pas possible d'établir la CI_{50} à partir des dilutions testées.

---

[8] Le test Microtox est une marque de commerce de Azur Environment (Carlsbad, Californie), alors que le SOS Chromotest et le Toxichromotest sont des marques de commerce de EBPI (Brampton, Ontario).

Le paramètre d'effet analysé chez les oursins était l'inhibition de la fécondation, évaluée par rapport au témoin de laboratoire. La CSEO, la CMEO et la concentration provoquant une diminution de 25 % (CI_{25}) de la fertilisation ont été déterminées (Environnement Canada, 1992b).

b) Fraction SH

Le test Microtox et le Toxichromotest ont été effectués avec la fraction SH des sédiments selon les protocoles respectifs de Microbics Corp. (1992) et de EBPI (1993). Pour le Microtox, l'essai consistait à mettre les bactéries en présence de suspensions aqueuses de sédiments pendant 20 min. Les matières solides ont ensuite été retirées par filtration et la luminescence bactérienne a été mesurée. La CI_{50}, la CMEO et la CSEO ont été estimées.

Dans le Toxichromotest, la souche bactérienne (*E. coli*) a été placée dans un milieu d'essai qui induit la synthèse d'une enzyme, la ß-galactosidase (ß-gal)[9]. Plus la viabilité cellulaire est importante, plus les niveaux de ß-gal sont élevés et vice-versa. Le test consistait à exposer les bactéries à une série de dilutions de sédiments pendant 2 h à 37 °C, puis à transférer 20 µL de chacune des dilutions sur un papier tampon imbibé de substrat[10]. Le papier tampon, placé dans une boîte de pétri, était incubé pendant 90 min à 37 °C. Si l'échantillon n'est pas toxique, une coloration bleue se développe. La plus faible dilution qui ne provoquait aucune coloration a été rapportée comme étant la CI_{100} (2 h). Ce test a été effectué avec des lixiviats (1:10) des sédiments de la zone de dragage; il n'a pas été réalisé avec les échantillons de la zone d'immersion.

c) Fraction SE

Le test de toxicité avec l'amphipode *A. virginiana*, appliqué à la fraction SE, consistait à exposer les organismes pendant 10 j aux sédiments entiers et à déterminer le nombre d'amphipodes survivants, complètement ou partiellement sortis des sédiments (i.e. se retrouvant à la surface des sédiments, nageant dans l'eau sus-jacente ou flottant à la surface de l'eau). Le pourcentage moyen d'amphipodes morts au cours de la période d'exposition de 10 j a été compilé. Le protocole utilisé est celui recommandé par Environnement Canada (1992c).

---

[9] Les cellules doivent synthétiser la ß-gal pour assurer leur survie.

[10] Le 5-bromo-4-chloro-3- ß-D-galactoside (X-gal). La ß-gal transforme ce substrat en un chromogène bleu.

d) Fraction OE

La toxicité des extraits organiques de sédiments pour *E. coli* PQ37 (SOS Chromotest) et *V. fischeri* (Microtox) a été évaluée selon les protocoles d'Environnement Canada (1992a; 1993). Le test Microtox avec extraits n'a été effectué qu'avec les sédiments provenant de la zone d'immersion des déblais.

Le SOS Chromotest permet de déceler la présence de substances ayant une action directe sur l'ADN, ainsi que celles que l'on qualifie de «progénotoxiques» (p. ex., des HAP) (Heflich, 1991). Le milieu d'activation a été élaboré avec du S9[11] préparé par la compagnie Molecular Toxicology Inc. (Annapolis, MD) et selon des recettes et des procédures décrites dans les méthodes de ces deux tests (Environnement Canada, 1993). À noter que la concentration du S9 dans le milieu d'essai du SOS Chromotest était de 1 %.

5.2 RÉSULTATS BRUTS ET TRAITEMENT DES DONNÉES

Trois paramètres de mesure ont servi à évaluer la toxicité des sédiments de l'Anse-à-Beaufils : la CI_p pour le test Microtox, le Toxichromotest et le test d'inhibition de la fécondation chez l'oursin, la CSE pour le SOS Chromotest et le pourcentage de survie dans le test avec amphipodes. Le tableau 7 présente les résultats bruts obtenus et le tableau 8, les données de toxicité normalisées en unités toxiques, exprimées en sédiments secs (UTsec). L'annexe 2 fournit des exemples de calculs utilisés pour uniformiser les données de toxicité et l'annexe 3, les valeurs des variables x, y et z des sédiments analysés.

---

[11] La fraction S9 a été extraite du foie de rats Sprague Dawley à qui on avait injecté de l'Aroclore 1254 (un mélange de biphényles polychlorés) pour stimuler la production d'enzymes de détoxication dont celles du système cytochrome P-450. Concrètement, le S9 représente le surnageant récolté après une centrifugation à 9000 g d'un homogénat de foie. Dans ce document, l'abréviation S9 désigne le milieu d'activation au complet.

Tableau 7
Toxicité des sédiment prélevés à l'Anse-à-Beaufils : mesures non traitées

Organismes		*V. fischeri*			*A. virginiana*	*L. pictus*	*E. coli*	*E. coli* PQ37	
Paramètres d'effet		Bioluminescence			Survie	Fécondation	Activité enzymatique	Toxicité - S9	Toxicité + S9
Fractions		EI	OE	SH	SE	EI	SH	OE	
Paramètres de mesure		CI_{50}	CI_{50}	CI_{50}	Incidences	CI_{25}	CI_{100}	CSE	
Sites	Stations	% v.v^{-1}	µL.mL^{-1}	mg hum.L^{-1}	%	% v.v^{-1}	% p.v^{-1}	µL.mL^{-1}	
Contaminé									
Zone de dragage	AB-1	> 100	-	6 900	85	> 100	42	7,07	7,07
	AB-2	> 100	-	5 158	95	> 100	25	1,77	0,90
	AB-3	43	-	2 206	93	54	10	1,77	1,77
	AB-4	1	-	1 665	81	3	10	0,45	3,54
	AB-5	6	-	3 279	88	41	6	0,20	1,77
	AB-6a	3	-	2 206	0	2	13	0,45	3,54
	AB-6b	4	-	1 628	0	3	25	1,77	3,54
	AB-7	38	-	12 412	93	3	50	1,00	2,95
Zone d'immersion des déblais	AB-31	> 100	0,80	7 322	87	29	-	3,54	10,00
	AB-32	> 100	6,50	11 057	81	56	-	3,54	10,00
	AB-33	> 100	0,06	4 354	72	30	-	1,77	3,54
	AB-34	> 100	0,05	2 960	69	41	-	1,77	3,54
	AB-35	> 100	0,30	20 636	78	61	-	1,77	7,07
	AB-36	> 100	0,08	21 681	80	75	-	1,77	7,07
	AB-38	> 100	0,20	29 623	74	79	-	7,07	10,00
Référence	AB-8	> 100	-	22 850	93	> 100	50	3,54	10,00
	AB-9	> 100	-	21 071	89	> 100	67	2,95	10,00
	AB-10	> 100	-	22 627	95	> 100	> 100	2,35	10,00
	AB-39	> 100	0,10	22 654	71	67	-	3,54	10,00
	AB-41	> 100	3,00	24 536	80	81	-	7,07	10,00

Tableau 8
Toxicité des sédiments prélevés à l'Anse-à-Beaufils : mesures exprimées en termes de poids sec*

Organismes		*V. fischeri*			*A. virginiana*	*L. pictus*	*E. coli*	*E. coli* PQ37
Paramètres d'effet		Bioluminescence			Survie	Fécondation	Activité enzymatique	Toxicité (-S9)
Fractions		EI	OE	SH	SE	EI	SH	OE
Paramètres de mesure		CI_{50}	CI_{50}	CI_{50}	Incidences de survie	CI_{25}	CI_{100}	CSE
Sites	L_{tox}**	*0,4*	*180*	*14*	*1,41*	*0,4*	*14*	*18*
Contaminé								
Zone de dragage	AB-1	< 0,4	-	219	< 1***	0,8	36	164
	AB-2	< 0,4	-	262	< 1	0,4	54	498
	AB-3	1,4	-	655	< 1	1,2	145	584
	AB-4	74,6	-	917	< 1	24,9	153	2573
	AB-5	9,3	-	431	< 1	1,5	236	4743
	AB-6a	82,9	-	778	> 1	103,6	132	4289
	AB-6b	58,3	-	1055	> 1	70,0	69	1080
	AB-7	1,0	-	103	< 1	12,7	26	663
Zone d'immersion des déblais	AB-31	< 0,4	220	191	< 1	1,3	-	50
	AB-32	< 0,4	26	123	< 1	0,6	-	48
	AB-33	< 0,4	2801	316	< 1	1,0	-	95
	AB-34	< 0,4	3306	463	> 1	0,7	-	94
	AB-35	< 0,4	486	64	< 1	0,2	-	83
	AB-36	< 0,4	1908	61	< 1	0,3	-	86
	AB-38	< 0,4	755	44	< 1	0,3	-	21
Référence	AB-8	< 0,4	-	60	< 1	0,2		223
	AB-9	< 0,4	-	63	< 1	0,3		166
	AB-10	< 0,4	-	60	< 1	0,2		184
	AB-39	< 0,4	1477	57	< 1	0,3	-	42
	AB-41	< 0,4	52	53	< 1	0,3	-	45

* Résultats exprimés en UTsec, sauf pour le test de survie des amphipodes (UT).

** L_{tox} = Limite de toxicité définie pour chacun des bioessais (voir 4.3.4).

*** Étant donné que ce test n'a pas été réalisé avec une série de dilutions, il a été jugé préférable d'exprimer les résultats comme suit : > 1 UT pour les sédiments ayant causé 30 % ou plus de mortalité et < 1 pour les sédiments ayant causé la mort de moins de 30 % des organismes exposés.

Tel que précisé précédemment, la conversion des données bioanalytiques en facteurs d'accroissement de la toxicité (FAC) nécessite *a priori* la détermination de la limite de détection de chacun des bioessais réalisés. Les résultats de la conversion sont présentés au tableau 9. Une simple comparaison des données présentées aux tableaux 8 et 9 montre clairement que l'expression des résultats de toxicité par rapport au seuil mesurable du critère d'effet (FAC) diminue grandement l'écart entre les données obtenues au moyen des différents bioessais. Prenons l'exemple du test Microtox avec la fraction OE où les valeurs varient entre 26 et 3306 lorsqu'elles sont exprimées en UTsec comparativement à une marge située de 0 à 18 lorsqu'elles sont présentées en FAC.

5.3 INDICES BEEP DES SÉDIMENTS DU SITE DE L'ANSE-À-BEAUFILS

Les indices de toxicité moyenne relative de chacune des fractions sédimentaires ont été utilisés pour calculer la toximesure des sous-échantillons de sédiments qui a servi à déterminer l'indice BEEP (voir encadré 1).

Les potentiels de danger des deux zones contaminées (dragage et immersion des déblais) et du site de référence ont été comparés à l'aide d'une analyse de variance multivariée de type GLM (general linear model), couplée à des énoncés de contraste[12] (SAS, 1988). Les résultats du calcul du rapport F (distribution de Fisher) des contrastes et du seuil de signification (p) sont présentés. On a par la suite procéder à des analyses discriminantes afin de déterminer s'il est possible, sur la base des IF_m, d'établir des distinctions entre les sites ou zones sédimentaires. Enfin, les relations entre les teneurs en contaminants et les mesures de toxicité ont été déterminées par des analyses de corrélation non paramétriques de *Spearman* (SAS, 1988).

[12] Les contrastes, ou comparaisons, permettent d'identifier quelles moyennes (aires ou zones sédimentaires) diffèrent entre elles.

Tableau 9
Toxicité des sédiment prélevés à l'Anse-à-Beaufils : facteurs d'accroissement de la toxicité (FAC)

Organismes		*V. fischeri*			*A. virginiana*	*L. pictus*	*E. coli*	*E. coli* PQ37
Paramètres d'effet		Bioluminescence			Survie	Fécondation	Activité enzymatique	Toxicité (-S9)
Fractions		EI	OE	SH	SE	EI	SH	OE
Paramètres de mesure		CI_{50}	CI_{50}		Incidences de survie	CI_{25}	CI_{100}	CSE
Sites	Stations							
Contaminé								
Zone de dragage	AB-1	0	-	16	0	0	3	9
	AB-2	0	-	19	0	0	4	28
	AB-3	3	-	48	0	3	11	32
	AB-4	176	-	67	0	59	11	143
	AB-5	22	-	31	0	3	17	264
	AB-6a	196	-	57	140	245	10	238
	AB-6b	138	-	77	140	165	5	60
	AB-7	2	-	8	0	30	2	37
Zone d'immersion des déblais	AB-31	0	1	14	0	3	-	3
	AB-32	0	0	9	0	1	-	3
	AB-33	0	16	23	0	2	-	5
	AB-34	0	18	34	1	2	-	5
	AB-35	0	3	5	0	0	-	5
	AB-36	0	11	4	0	0	-	5
	AB-38	0	4	3	0	0	-	1
Référence	AB-8	0	-	4	0	0	2	12
	AB-9	0	-	5	0	0	1	9
	AB-10	0	-	4	0	0	0	10
	AB-39	0	8	4	0	0	-	2
	AB-41	0	0	4	0	0	-	2

Tableau 10
Toxicité des sédiment prélevés à l'Anse-à-Beaufils :
Indices fractionnels de toxicité moyenne relative (IF_m) et indices BEEP Sédiments

Sites	Stations	Indices fractionnels EI	SH	SE	OE	*n*	*Toximesures*	*Indices BEEP* (log_{10})	Contributions (%)	Classes de toxicité	Rangs**
Contaminé											
Zone de dragage	AB-1	0	9	0	9	3	37	1,6	0,5	2	11
	AB-2	0	11	0	28	2	78	1,9	1,2	2	9
	AB-3	3	29	0	32	3	194	2,3	2,9	3	5
	AB-4	118	34	0	143	3	899	3,0	13,4	3	4
	AB-5	13	24	0	264	3	902	3,0	13,4	3	3
	AB-6a	220	33	140	238	4	2333	3,4	34,7	4	1
	AB-6b	152	41	140	60	4	1570	3,2	23,3	4	2
	AB-7	16	5	0	37	3	173	2,2	2,6	3	7
								Total	**91,9**		
Zone d'immersion des déblais	AB-31	1	14	0	2	3	52	1,7	0,8	2	10
	AB-32	1	9	0	1	3	33	1,5	0,5	2	12
	AB-33	1	23	0	10	3	104	2,0	1,6	2	8
	AB-34	1	34	1	12	4	191	2,3	2,9	3	6
	AB-35	0	5	0	4	2	17	1,2	0,2	2	18
	AB-36	0	4	0	8	2	24	1,4	0,4	2	16
	AB-38	0	3	0	3	2	12	1,1	0,2	2	19
								Total	**6,4**		
Référence	AB-8	0	2	0	12	2	31	1,5	0,5	2	13
	AB-9	0	2	0	9	2	24	1,4	0,4	2	15
	AB-10	0	2	0	10	2	25	1,4	0,4	2	14
	AB-39	0	4	0	5	2	19	1,3	0,3	2	17
	AB-41	0	4	0	1	2	10	1,1	0,2	2	20
								Total	**1,6**		
							6728		**100,0**		

* Classes de toxicité : 1 - nulle; 2 - marginale; 3 - moyenne; 4 - élevée.

** Toxicité décroissante.

5.3.1 Comparaison des sites et zones sédimentaires à l'étude

Mis à part l'échantillon prélevé à la station AB-1, tous les sédiments de la zone de dragage se trouvent dans les dix premiers rangs de toxicité relative et cette zone a contribué à 91,9 % de la toxicité totale observée à l'Anse-à-Beaufils (tableau 10). Les deux réplicats de la station AB-6 (AB-6a et AB-6b) ont montré la toxicité la plus élevée (indices respectifs de 3,4 et 3,2) et ont révélé des effets néfastes avec toutes les fractions analysées. Bien que d'autres analyses seraient requises pour vérifier la répétabilité de l'indice, la concordance des résultats obtenus avec les deux réplicats de la station AB-6 est une bonne indication.

En troisième, quatrième et cinquième rangs de toxicité décroissante, nous trouvons les sédiments des stations AB-5, AB-4 et AB-3. Ces sous-échantillons ont causé des effets toxiques avec toutes les fractions, à l'exception des sédiments entiers (tableau 10). Les réponses observées étaient relativement fortes, et dépassaient les limites de détection des tests par des FAC parfois supérieurs à 200 (tableau 9).

Tel que suggéré par les indices BEEP Sédiments (tableau 10), le potentiel de danger écotoxicologique des sédiments de la zone d'immersion est marginal et ces sédiments n'ont contribué qu'à 6,4 % de la toxicité totale observée à l'Anse-à-Beaufils. La seule exception est la station AB-34 qui a affiché un BEEP moyen (2,3); cet échantillon s'est révélé toxique dans cinq bioessais, comparativement à trois ou quatre pour ceux provenant des autres stations d'immersion (tableau 9).

En revanche, tous les sous-échantillons de sédiments des stations de référence ont montré une toxicité marginale pour les organismes aquatiques. Selon les sous-échantillons, de deux à quatre bioessais ont révélé des effets nocifs mais les réponses étaient relativement faibles, dépassant les limites de détection par des facteurs d'accroissement (FAC) variant entre 1 et 12 seulement. Le choix des stations de référence semble donc adéquat pour cette étude.

La toximesure a permis d'établir des distinctions notables entre les aires et zones sédimentaires de l'Anse-à-Beaufils ($F=4,47;\ p=0,0275$). L'analyse des contrastes a révélé des écarts significatifs entre les zones du site contaminé et entre le site contaminé et le site de référence. Les matériaux de la zone portuaire ont montré un potentiel écotoxique significativement supérieur à ceux de la zone d'immersion des déblais ($F = 6,63;\ p = 0,0197$) et

ceux du site de référence ($F = 6,09$; $p = 0,0245$). En effet, les *toximesures* calculées pour la zone de dragage excèdent celles de la zone d'immersion des déblais et du site de référence par des multiples variant respectivement entre 5 et 12 et entre 5 et 75 (tableau 10).

5.3.2 Comparaison des fractions sédimentaires

a) Eau interstitielle (EI)

La figure 7 montre que l'eau interstitielle a contribué à environ 30 à 40 % de la toxicité observée avec quatre sous-échantillons de la zone de dragage (AB4, AB6a, AB-6b et AB-7). En effet, tous ces sédiments ont inhibé la fécondation des oursins par plus de 95 % (données non publiées) et la toxicité des eaux interstitielles de ces sous-échantillons pour la bactérie *V. fischeri* a dépassé celle des sous-échantillons du site de référence par des multiples supérieurs à 100 (tableau 9).

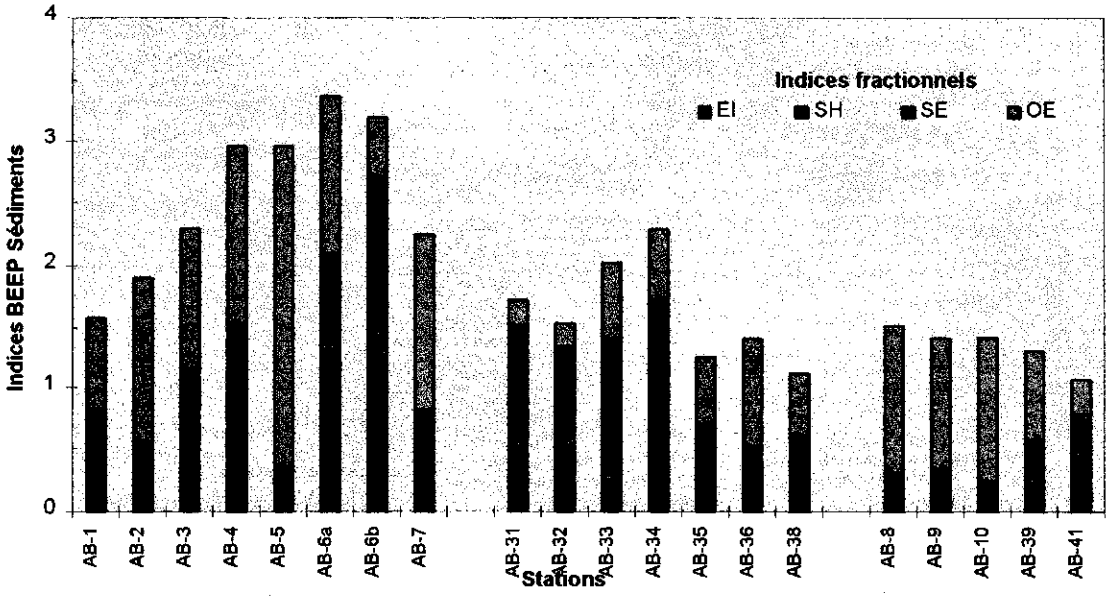


Figure 7 Indices fractionnels de toxicité moyenne estimée à l'Anse-à-Beaufils

L'eau interstitielle a par contre très peu contribué à la toxicité globale des sédiments de la zone d'immersion (moins de 10 %), ce qui suggère que les sédiments de ces stations étaient faiblement contaminés par des contaminants solubles dans l'eau (p. ex. l'azote ammoniacal ou métaux sous forme d'ions libres). L'eau interstitielle des sédiments recueillis aux stations de

référence n'a eu aucun impact néfaste chez les organismes testés (*V. fischeri* et *L. pictus*). Selon l'analyse discriminante, les écarts notés relativement à la toxicité de la fraction EI ne permettent pas d'établir des distinctions significatives entre les zones et sites sédimentaires à l'étude ($F=3,32$; $p=0,0607$).

b) Solide-humide (SH)

Le potentiel écotoxique des stations AB-31 à AB-34 de la zone d'immersion est relativement faible et il est associé à la fraction solide-humide dans une proportion supérieure à 60 % (figure 7). Ceci suggère la présence de contaminants adsorbés aux particules sédimentaires de ces stations et un danger potentiel à court terme pour le benthos. Quant aux sous-échantillons AB35 à AB-38, le potentiel de toxicité marginale des matériaux est partagé entre les fractions solide-humide et organique, en proportions quasi-équivalentes.

Les IF_m obtenus pour la fraction SH ne varient pas de façon importante d'une zone à l'autre du site contaminé (tableau 10). En effet, ils oscillent entre 5 à 34 dans la zone de dragage et entre 3 à 34 dans la zone d'immersion des déblais. La toxicité causée par la fraction SH permet toutefois de discriminer le site contaminé du site de référence; les résultats de l'analyse discriminante appuient cette affirmation ($F=5,26$; $p=0,0166$).

c) Organique extractible (OE)

Bien que l'on suspecte que les tests effectués avec la fraction organique traduisent le pire scénario de toxicité des sédiments contaminés causée par des substances hydrophobes, les IF_m de cette fraction ne sont pas très élevés si on les compare à ceux calculés pour les autres fractions sédimentaires analysées (tableau 10). Ces résultats suggèrent que les sédiments du site contaminé sont faiblement contaminés par des contaminants ayant peu d'affinité pour l'eau; les résultats des analyses chimiques appuient cette observation (données non publiées).

Cette fraction permet néanmoins de déceler des écarts de toxicité entre les zones et sites sédimentaires à l'étude ($F=5,14$; $p=0,0180$). En effet, les IF_m obtenus pour les stations de dragage dépassent ceux des stations d'immersion et de référence par des multiples de 1 à 22 (tableau 10). Ces écarts sont expliqués par la forte toxicité notée chez *E. coli* PQ37 (SOS Chromotest) (tableau 9). Par ailleurs, les données relatives à la zone d'immersion (tableau 9) indiquent que le Microtox (OE) est aussi sensible, sinon plus, que le SOS Chromotest.

Il est probable que les écarts notés entre les deux zones auraient été encore plus importants si le Microtox (OE) avait également été réalisé avec les sédiments de la zone de dragage.

d) Sédiment entier (SE)

Le classement en tête de liste des deux réplicats de la station de dragage AB-6 (AB-6a et AB-6b) est principalement attribuable à la létalité causée chez *A. virginiana* (tableau 7). En effet, tous les amphipodes exposés à ces matériaux étaient morts après 10 jours d'exposition. Ces résultats suggèrent un danger potentiel à court et moyen terme pour les organismes aquatiques en contact direct avec les sédiments de cette station. Ce test n'est toutefois pas suffisamment sensible pour discriminer le potentiel écotoxique des zones et sites sédimentaires de l'Anse-à-Beaufils ($F=1,69$; $p=0,2137$).

5.3.3 Corrélations entre les teneurs en contaminants organiques et les indices BEEP Sédiments

Les causes exactes de la toxicité observée avec les sédiments de l'Anse-à-Beaufils ne peuvent être identifiées à partir des données recueillies dans cette étude. Il faudrait recourir à des procédures d'évaluation et d'identification de la toxicité (TIE) pour établir de telles relations. Les contaminants qui pourraient avoir contribué à la toxicité observée ont toutefois été identifiés par une approche à deux niveaux.

Les données chimiques et toxicologiques ont d'abord été soumises à des analyses de corrélation. Les coefficients de corrélation de *Spearman* ont été déterminés afin d'identifier les tendances de covariance entre les concentrations d'agents toxiques potentiels et les mesures de toxicité (indices BEEP Sédiments).

Étant donné que les teneurs en contaminants peuvent covarier dans une matrice environnementale complexe telle que des sédiments, une deuxième analyse est requise pour identifier quels contaminants sont les plus susceptibles de contribuer à la toxicité observée. Les données de caractérisation chimique qui ont montré une forte corrélation avec les données de toxicité ont ensuite été comparées aux recommandations du CSL et du Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF) (1992) pour la qualité des sédiments du Saint-Laurent (tableau 11). Trois critères sont définis pour les sédiments du fleuve Saint-Laurent :

- *SSE* - seuil sans effet chronique ou aigu observé chez les organismes benthiques;

- *SEM* - seuil d'effets mineurs où des effets minimes sont observés chez les organismes benthiques;
- *SEN* - seuil d'effets néfastes au-dessus duquel les dommages aux organismes benthiques sont importants.

Seuls les résultats des sédiments provenant des stations de dragage et de trois stations du site de référence (AB-8 à AB-10) ont été utilisés pour cette analyse statistique, les sédiments des stations d'immersion et des stations de référence AB-39 et AB41 n'ayant pas été soumis à une caractérisation chimique. Les substances analysées comprenaient : des HAP (phénanthrène, anthracène, pyrène, chrysène, benzo(a)pyrène), des congénères de BPC, des chlorobenzènes, des pesticides organochlorés et des métaux lourds. Toutefois, seuls les HAP, le pesticide p,p'-DDE ainsi que des métaux lourds (arsenic, cuivre, cadmium, mercure total, plomb et zinc) ont été considérés dans l'analyse statistique puisque pour les autres contaminants, les teneurs étaient très faibles, voire souvent sous le seuil de détection.

Tableau 11
Critères chimiques définis pour les sédiments du fleuve Saint-Laurent et teneurs en contaminants dans les sédiments de l'Anse-à-Beaufils

	Concentrations (µg.g sec^{-1})*				
	CSL et MEF (1992)			Sites	
Paramètres chimiques	SSE	SEM	SEN	Contaminé : zone de dragage	Référence
Métaux					
As extractible	3,0	7	17	8,4 - 25,5	10,6 - 11,4
Cd extractible	0,2	0,9	3	0,10 - 0,17	0,03 - 0,05
Cu extractible	28	28	86	5,2 - 13,5	5,3 - 7,2
Hg total	0,05	0,2	1	0,03 - 1,84	0,03 - 0,32
Pb extractible	23	42	170	2,04 - 4,06	2,43 - 2,69
Zn extractible	100	150	540	18,9 - 54,6	32,4 - 34,6
Substances organiques					
HAP totaux**	1,1	-	-	n.d. - 1,11	n.d. - 0,12
p,p'-DDE	2	7	50	0,26 - 1,40	0,20 - 0,32

- Aucun critère défini pour ce paramètre.

n.d. : non détecté.

* Sauf pour le p,p'-DDE, pour lequel les résultats sont exprimés en ng.g sec^{-1}.

** Correspond à la somme des composés suivants : phénanthrène, benzo(a)anthracène, benzo(a)pyrène, chrysène, fluoranthène et pyrène.

Afin de minimiser les erreurs de type I, nous n'avons considéré que les plus fortes corrélations, à savoir celles qui étaient significatives au seuil de 95 % ($p < 0,05$) (tableau 12). Les indices BEEP Sédiments sont corrélés aux concentrations d'arsenic, de cadmium, de zinc et de p,p'-DDE (tableau 12).

Tableau 12
Coefficients de corrélation de *Spearman* entre les indices BEEP Sédiments et les teneurs en contaminants des sédiments prélevés dans la zone de dragage et au site de référence

Paramètres chimiques	Coefficients de corrélation *Spearman* [1]							
	HAP totaux	p,p-DDE	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
	0,00	0,65*	0,70*	0,73*	0,36	0,317	0,25	0,84**

* $p < 0,05$ - ** $p < 0,005$.

Le zinc montre la plus forte corrélation, ce qui suggère que la toxicité des matériaux augmente à mesure que les teneurs en zinc se rapprochent du *SEN*. Les relations entre les teneurs pour ces contaminants et les indices BEEP sont représentées graphiquement à la figure 8.

De façon générale, les niveaux de contamination des sédiments prélevés dans la zone de dragage dépassent ceux des sédiments de référence par des facteurs variant entre 2 et 6 (tableau 10). Parmi les métaux analysés, seuls l'arsenic et le mercure dépassent le *SEN* (tableau 10). Les deux réplicats de la station AB-6 révèlent les teneurs les plus élevées en arsenic (23,4-25,5 $\mu g.g^{-1}$) alors que les sédiments de la station AB-7 renferment les plus fortes concentrations de mercure (1,84 $\mu g.g^{-1}$) de tous les sédiments prélevés dans la zone de dragage. Le sous-échantillon de la station AB-5 a également montré un dépassement du SEN pour l'arsenic (15,25$\mu g.g^{-1}$). En revanche, les substances organiques, y compris le pesticide p,p'-DDE et les HAP totaux, ne sont pas présents à des concentrations susceptibles de causer des effets néfastes chez les organismes exposés.

Ces résultats suggèrent que les sédiments qui renferment des teneurs en métaux supérieures au *SEN* causent une toxicité moyenne ou élevée chez les organismes testés. Bien que nous ne pouvons conclure à une relation causale à partir des corrélations entre les niveaux de contamination et les effets toxiques, ou des dépassements du critère *SEN*, ces deux types d'information suggèrent que les métaux contribuent en grande partie à la toxicité des sédiments

de la zone de dragage de l'Anse-à-Beaufils. Il importe néanmoins de noter que les caractéristiques géochimiques des sédiments (telles la granulométrie, la teneur en matières organiques, le pH, la teneur en azote ammoniacal) peuvent avoir influencé la toxicité des sédiments. À titre d'exemple, l'azote ammoniacal présent dans la fraction EI des sédiments peut causer des effets toxiques chez des organismes de la colonne d'eau (Ankley *et al.*, 1990). Ces facteurs n'ont toutefois pas été considérés ici puisqu'ils ont été traités ailleurs (données non publiées) et dépassent les objectifs de l'étude.

En revanche, les teneurs en contaminants des échantillons prélevés aux stations de dragage AB-3 et AB-4 étaient inférieures au *SEN* mais ces matériaux ont révélé une toxicité moyenne dans les bioessais. Ceci indique que les tests de toxicité peuvent parfois suggérer un danger potentiel pour le biote, danger que les critères chimiques seuls n'auraient pas pu révéler.

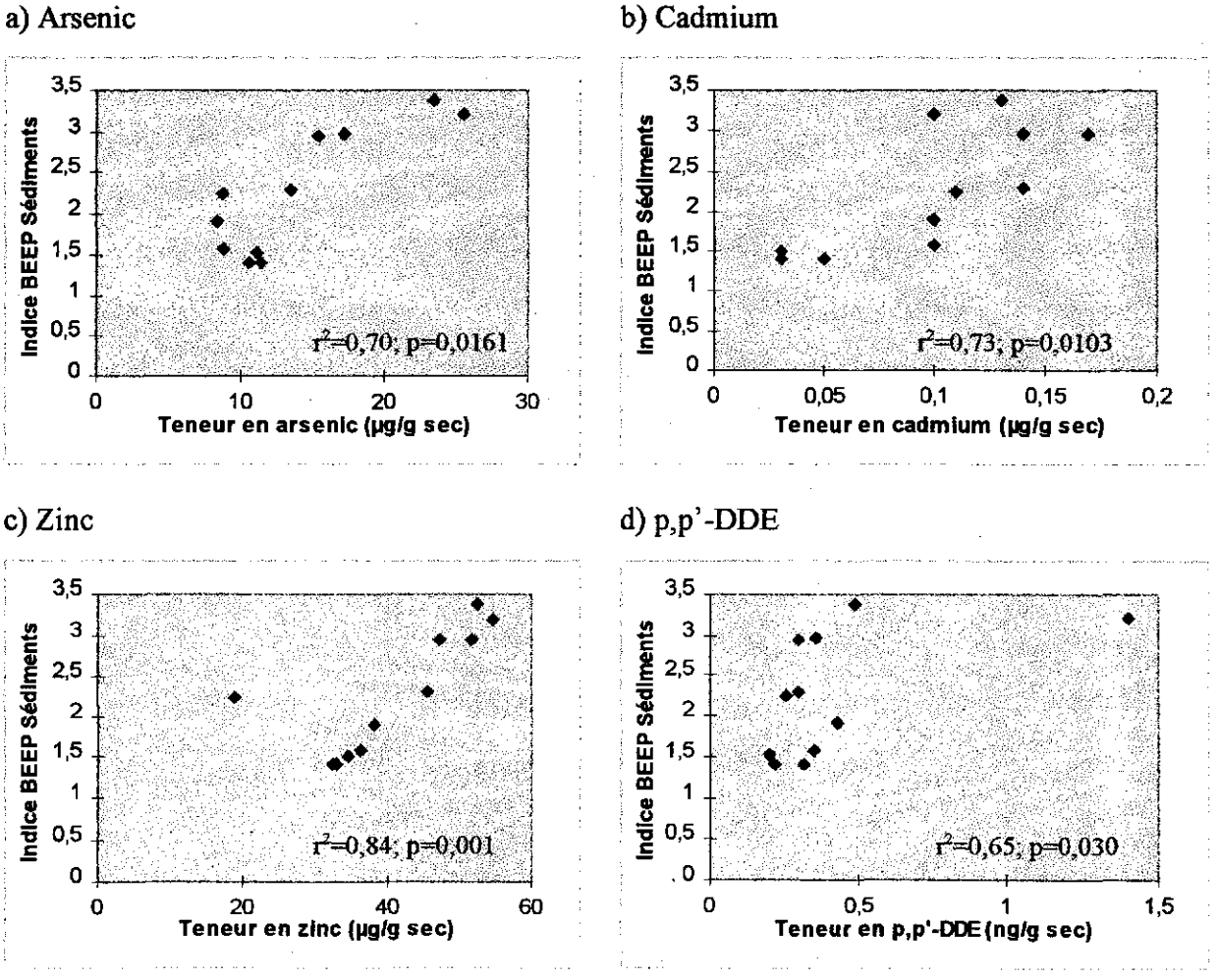


Figure 8 Relation entre les teneurs en contaminants et les indices BEEP Sédiments des matériaux de l'Anse-à-Beaufils

6 Variantes et limitations du BEEP sédiment

Plusieurs variantes de l'algorithme ont été testées avant d'arriver à la formulation présentée au chapitre 4. Ces variantes portaient, entre autres, sur :

- l'expression des résultats de toxicité en mg-équivalents de sédiments secs et en mg de sédiments secs par mL de diluant;
- un traitement équivalent des données afférentes au test de létalité et aux tests de sublétalité;
- l'application d'un facteur de pondération pour la multispécificité des effets à chacune des fractions sédimentaires.

Les conséquences de la première variante sur l'indice étaient minimes et pour des raisons de simplicité ou de reproductibilité, elle n'a pas été conservée dans la procédure d'uniformisation des données. En ce qui concerne la deuxième variante, un traitement équivalent des résultats des tests de létalité et des tests de sublétalité a eu pour conséquence de masquer l'effet létal causé par les sous-échantillons toxiques (AB-6a et AB-6b -100 % de létalité chez les amphipodes), de telle sorte que l'indice BEEP n'était pas affecté par l'ajout ou le retrait de ces résultats dans le calcul. Nous avons donc jugé préférable de diminuer les seuils à partir desquels les échantillons sont considérés moyennement (seuil *Marginal*) et fortement (seuil *Élevé*) toxiques pour ce paramètre d'effet. Enfin, l'application d'un facteur de pondération à chacune des fractions impliquait que plus d'un bioessai par fraction devait être réalisé, ce qui est probablement trop optimiste dans le contexte économique actuel. Nous avons plutôt opté pour un facteur de pondération (n) tenant compte du nombre de fractions ayant permis de révéler des effets toxiques (voir 4.1).

Bien que cette hypothèse reste à vérifier, le type et la quantité d'information utilisés pour évaluer la toxicité des sédiments peuvent significativement affecter le calcul de l'indice. À notre avis, le pouvoir de discrimination de l'algorithme est accentué par l'augmentation du nombre de fractions sédimentaires analysées et par extension, du nombre de bioessais réalisés. La fidélité de l'approche devrait également s'accroître à mesure que la gamme des fractions et des

tests de toxicité utilisés est élargie. L'application de l'approche à un ensemble d'échantillons pour lesquels on calculerait un indice en intégrant ou en retirant des tests de toxicité et(ou) des fractions sédimentaires de l'algorithme permettrait de vérifier cette hypothèse, et de déterminer le type et la quantité minimale d'information nécessaire pour évaluer avec fidélité le potentiel écotoxique des matrices étudiées.

Bien que le modèle attribue un indice relatif de danger potentiel aux sédiments analysés, il importe de préciser que les résultats de l'approche BEEP Sédiments ne représentent d'aucune façon une mesure quantitative du danger. En fait, étant donné la variabilité et les incertitudes inhérentes aux données de toxicité utilisées pour relativiser le potentiel écotoxique des sédiments, l'interprétation la plus appropriée des résultats serait d'accorder une priorité aux échantillons qui ont un *indice* supérieur à 3 (> 3) et ensuite à ceux dont la *toximesure* se situe entre 100 et 999 (tableau 5).

Les applications du BEEP Sédiments sont nombreuses. Il peut entre autres être utilisé pour déterminer si les dangers écotoxicologiques associés aux projets de dragage sont acceptables et si des restrictions particulières sont requises lors des activités de restauration pour diminuer les risques d'effets néfastes pour l'environnement. L'indice relatif de danger potentiel obtenu peut faciliter l'établissement des priorités lors des activités de restauration et aider à déterminer des seuils de toxicité ou objectifs de restauration qui seraient jugés protecteurs pour divers niveaux trophiques. Dans le cadre d'un projet de surveillance, l'indice BEEP Sédiments peut donc constituer un outil de détection des changements de la qualité des sédiments consécutifs à une activité de restauration.

La limitation la plus importante liée à l'utilisation de l'algorithme résulte en fait des données manquantes dans les bioessais. Pour éviter des faux négatifs, il est recommandé de ne pas considérer les bioessais qui n'ont pas été effectués avec tous les échantillons puisqu'un test sensible comme le test Microtox avec la fraction organique extractible (OE) pourrait créer des écarts considérables entre les stations dont les sédiments ont été soumis à ce bioessai et celles qui ne l'ont pas été. Ceci ne s'applique toutefois pas dans le cas de l'étude réalisée à l'Anse-à-Beaufils puisque le potentiel écotoxique de la fraction OE était très faible (voir chapitre 5). Il serait cependant opportun de respecter cette recommandation, surtout lorsque l'évaluation porte sur des sédiments montrant des niveaux de contamination relativement élevés.

Les tests qui ne permettent pas d'obtenir une courbe de concentration-réponse et de calculer une CI_p comportent également des limitations puisque le paramètre de mesure utilisé (CSE) dépend des concentrations initiales testées. C'est ce qui nous a porté à utiliser de préférence les CI_p dans l'algorithme lorsque disponibles pour les tests et en dernier lieu, les CSE.

Par ailleurs, l'approche ne permet pas de détecter les échantillons qui causent la stimulation d'une activité biologique (par exemple une activité enzymatique ou encore la croissance). Les stimulations peuvent dans certains cas être problématiques pour l'environnement; pensons à l'activation de la croissance des algues qui peut engendrer l'eutrophisation du milieu. Ce type de réponse devra être considéré dans le raffinement de l'indice BEEP Sédiments.

La dernière limitation et non la moindre, concerne l'interprétation des résultats des tests effectués avec la fraction organique. Vu que les tests sont conduits avec un «concentré» de contaminants organiques, il est possible que des concentrations aussi faibles que des ppb causent des effets toxiques. Il serait donc utile d'avoir un point de référence (témoin positif) qui permettrait de relativiser la toxicité des extraits. Le développement ou l'adoption d'une procédure normalisée de préparation des extraits pour la réalisation de bioessais serait également souhaitable afin de faciliter l'uniformisation et l'intégration des données dans l'algorithme. Une étude est présentement en cours à la Section ÉCE et un document à ce sujet sera publié sous peu.

7 Conclusion et recommandations

En conclusion, l'approche BEEP Sédiments s'est révélée un outil efficace pour discriminer les aires et zones sédimentaires de l'Anse-à-Beaufils sur la base de leur potentiel de toxicité. De façon générale, la qualité des sédiments prélevés dans la zone d'immersion des déblais se situait entre celle des sédiments prélevés dans la zone de dragage et celle des matériaux du site de référence. Par ailleurs, les sédiments qui ont révélé les concentrations de contaminants les plus élevées (AB-6a et AB-6b) provenaient de la zone de dragage et se démarquaient des autres par leur potentiel écotoxique élevé (classe 4). Par ailleurs, deux autres sous-échantillons de sédiments recueillis aux stations de dragage AB-3 et AB-4 ont montré des niveaux de contamination inférieurs aux niveaux susceptibles de causer des effets néfastes (SEN) selon le CSL et MEF (1992); ces sous-échantillons ont toutefois révélé un potentiel de danger moyen pour des organismes de la colonne d'eau et du benthos. Ces résultats suggèrent que l'utilisation unique des critères chimiques peut sous-estimer l'impact écotoxique des sédiments.

Le but de l'approche BEEP Sédiments n'est toutefois pas de remplacer les critères chimiques mais plutôt de fournir un outil additionnel d'évaluation de la qualité des matrices environnementales, particulièrement dans les cas où le niveau de contamination se situe en-deçà des critères. Les données afférentes aux communautés benthiques, qui constituent le troisième élément de l'approche en triade (Chapman, 1992), pourraient également fournir des informations supplémentaires sur la qualité des sédiments et faciliter la prise de décision relative à la gestion des matrices contaminées.

L'une des hypothèses inhérente à l'approche proposée stipule que les paramètres d'effets évalués dans les tests de toxicité sont équivalents, à l'exception des tests de létalité pour lesquels on a utilisé des seuils de toxicité plus faibles que ceux définis pour les tests sublétaux (voir chapitre 4). Cette approche nous semble prudente compte tenu que les tests de létalité sont généralement moins sensibles que les tests de sublétalité.

Les recommandations portant sur les travaux de développement ultérieurs de l'algorithme consistent à :

- résoudre le problème lié au manque de données de toxicité lorsque les tests ne sont pas effectués avec tous les échantillons;
- adapter le BEEP Sédiments à d'autres fins de gestion que le dragage;
- adapter le BEEP Sédiments à d'autres matrices environnementales solides, telles que les sols;
- intégrer des résultats provenant de tests de bioaccumulation;
- développer une méthode normalisée pour évaluer la toxicité des extraits organiques (sélection de sédiments positifs permettant de relativiser la toxicité des échantillons inconnus, interprétation des résultats, etc.).

Enfin, il importe de préciser à nouveau que le BEEP Sédiments a été conçu pour guider les experts dans leur prise de décisions et non pas pour remplacer leur jugement scientifique et professionnel. Par ailleurs, il ne représente d'aucune façon une mesure absolue du danger. Il comporte certaines limitations et des recommandations ont été formulées pour orienter les travaux ultérieurs de recherche. Cet outil s'est cependant révélé efficace pour relativiser le potentiel écotoxique des sédiments provenant de deux sites et deux zones de l'Anse-à-Beaufils (Gaspésie, Québec).

Références

Adams, W.J., R.A. Kimerle et R.G. Mosher (1985). «Aquatic safety assessment of chemicals sorbed to sediments». Dans R.D. Caidwell, R. Purdy et R.C. Bahner (éd.), *Aquatic toxicology and hazard assessment*, seventh symposium, American Society for Testing and Materials, STP 854, pp. 429-453.

Ahlborg, U.G., G.C. Becking, L.S. Birnbaum, A. Brouwer, H.J.G.M. Derks, M. Feeley, G. Golor, A. Hanberg, J.C. Larsen, A.K.D. Liem, S.H. Safe, C. Schlatter, F. Wærn, M. Younes et E. Yrjänheikki (1994). «Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs», *Chemosphere, 28 (6)* : 1049-1067.

American Society for Testing and Materials (ASTM) (1990). «Standard guide for conducting sediment toxicity tests with freshwater invertebrates», *Annual Book of ASTM Standards, Vol. 11.04. E-1383-90* : 1085-1104.

Ankley, G.T., A. Katko et J. Arthur (1990). «Identification of ammonia as an important sediment-associated toxicant in the lower Fox River and Green Bay, Wisconsin», *Environ. Toxicol. Chem., 9* : 312-322.

Averett, D.E. (1996). «Data requirements for advancing techniques to predict dredge-induced sediment and contaminant releases - a review». Dans K.R. Demars, G.N. Richardson, R.N. Yong et R.C. Chaney (éd.), *Dredging, remediation and containment of contaminated sediments*, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, ASTM 1293, pp. 128-135.

Barnthouse, L.W., G.W. Suter, A.E. Rosen et J.J. Beauchamp (1987). «Estimating responses of fish populations to toxic contaminants», *Environ. Toxicol. Chem., 6* : 811-824.

Bermingham, N. et D. Boudreau (1994). *Synthèse de l'application du barème d'effets écotoxiques potentiels (BEEP) et recommandations d'orientation pour son développement*, Environnement Canada, Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport technique et scientifique, 30 pages.

Brown, B. et J Neff (1993). *Bioavailability of sediment-bound contaminants to marine organisms*, Battelle/Marine Sciences Laboratory, Sequim, WA, document préparé pour le National Ocean Pollution Office, National Oceanic and Atmospheric Administration, U.S. Department of Energy, Richland, WA, 10 chapitres.

Bruce, R.D. et D.J. Versteeg (1992). «A statistical procedure for modeling continuous toxicity data», *Environ. Toxicol. Chem., 11* : 1485-1494.

Burton, G.A. Jr. (1991). «Assessing toxicity of freshwater sediments», *Environ. Toxicol. Chem.*, *10* : 1585-1627.

Burton, G.A., Jr. (1992). *Sediment toxicity assessment*, Lewis Publishers, Boca Raton, FL, 457 pages.

Burton, G.A., Jr. et K.J. Scott (1992). «Sediment toxicity evaluations : their niche in ecological risk assessments», *Environ. Sci. Technol.*, *26* : 2068-2075.

Burton, G.A., Jr., C.G. Ingersoll, L.C. Burnett, M. Henry, M.L. Hinman, S.J. Klaine, P.F. Landrum, P. Ross et M. Tuchman (1996). «A comparison of sediment toxicity test methods at three Great Lakes areas of concern», *J. Great Lakes Res.*, *22* (3) : 495-511.

Centre Saint-Laurent et ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (1992). *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*, Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent et ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Montréal, Québec, 28 pages.

Chapman, P.M. (1987). «Synoptic measures of sediment contamination, toxicity, and infaunal community composition (the sediment quality triad) in San Francisco Bay», *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, *37* : 75-96.

Chapman, P.M. (1989). «Current approaches to developing sediment quality criteria», *Environ. Toxicol. Chem.*, *8* : 589-599.

Chapman, P.M. (1992). «Sediment Quality Triad». Dans B. Baker et M. Kravitz (éd.) *Sediment classification methods compendium*, U.S. Environmental Protection Agency, Watershed Protection Division, Chapitre 10 : 10.1-10.18.

Costan, G., N. Bermingham, C. Blaise et J.F. Ferard (1993). «Potential ecotoxic effects probe (PEEP) : a novel index to assess and compare the toxic potential of industrial effluents», *Environ. Toxicol. Water Qual.*, *8* : 115-140.

de March, B.G.E. (1988). «Acute toxicity of binary mixtures of five cations (Cu2+, Cd2+, Zn2+, Mg2+, and K+) to the freshwater amphipod *Gammarus lacustris* (Sars) : alternative descriptive models», *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45 : 625-633.

Demars, K.R., G. N. Richardson, R.N. Yong et R.C. Chaney (1995). *Dredging, remediation, and containment of contaminated sediments*, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA. ASTM STP 1293, 333 pages.

DiToro, D.M., C.S. Zarba, D.J. Hansen, W.J. Berry, R.C. Swartz, C.E. Cowan, S.P. Pavlou, H.E. Allen, N.A. Thomas et P.R. Paquin (1991). «Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals by using equilibrium partitioning», *Environ. toxicol. Chem.*, 10 : 1541-1583.

Dutka, B.J. et K.K. Kwan (1988). «Battery of screening tests approach applied to sediment extracts», *Tox. Assess.*, *3* : 303-314.

Engwall, M., D. Broman, R. Ishaq, C. Naf, Y. Zebühr et B. Brunström (1996). «Toxic potencies of lipophilic extracts from sediments and settling particulate matter (SPM) collected in a PCB-contaminated river system», *Environ. Toxicol. Chem.*, *15* (2) : 213-222.

Enserink, E.L., J.L. Maas-Diefeveen et C.J. Van Leeuwen (1991). «Combined effects of metals; an ecotoxicological evaluation». *Water Res.*, *25* : 679-687.

Environmental Biodetection Products Inc. (EBPI) (1993). *The sediment chromotest : a direct sediment testing procedure*, Version 2.1, EBPI, Brampton, Ontario, 3 pages.

Environment Canada (1996). *Guidance document on the interpretation and application of data for environmental toxicology*, Environnement Canada, Conservation et protection, Ottawa, Ontario, 225 pages.

Environnement Canada (1993). *Test de génotoxicité avec la bactérie* Escherichia coli *PQ37 (SOS Chromotest™) : protocole pour échantillons aqueux*, Version 1.2, Environnement Canada, Région du Québec, Direction de la Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, Montréal, Québec, 17 pages.

Environnement Canada (1992f). *Méthode d'essai biologique de reproduction et de survie sur le cladocère* Ceriodaphnia dubia, Environnement Canada, Région du Québec, Conservation et Protection. Rapport SPE 1/RM/21, 78 pages.

Environnement Canada (1992e). *Méthode d'essai biologique: essai de croissance et de survie des larves de tête-de-boule*, Environnement Canada, Région du Québec, Conservation et Protection. Rapport SPE 1/RM/22, 72 pages.

Environnement Canada (1992d). *Méthode d'essai biologique: essai d'inhibition de la croissance de l'algue d'eau douce* Selenastrum capricornutum, Environnement Canada, Région du Québec, Conservation et Protection. Rapport SPE 1/RM/25, 43 pages.

Environnement Canada (1992c). *Méthode d'essai biologique: essai de toxicité aiguë de sédiments chez des amphipodes marins ou estuariens*, Environnement Canada, Région du Québec, Conservation et Protection. Rapport SPE 1/RM/26, 99 pages.

Environnement Canada (1992b). *Méthode d'essai biologique: essai sur la fécondation chez les échinidés (oursins verts et oursins plats)*, Environnement Canada, Région du Québec, Conservation et Protection. Rapport SPE 1/RM/27, 109 pages.

Environnement Canada (1992a). *Méthode d'essai biologique: essai de toxicité sur la bactérie luminescente* Photobacterium phosphoreum, Environnement Canada, Région du Québec, Conservation et Protection. Rapport SPE 1/RM/24, 67 pages.

Environnement Canada (1990b). *Interim contaminant testing guidelines for ocean disposal - Atlantic region*, Preliminary report, Environnement Canada, Région de l'Atlantique, Conservation et Protection, Halifax, Nouvelle-Écosse, novembre 1990.

Environnement Canada (1990a). *Méthode d'essai biologique: essai de létalité aiguë sur* Daphnia *spp.*, Environnement Canada, Région du Québec, Conservation et Protection. Rapport SPE 1/RM/11, 61 pages.

Fabacher, D.L., C.J. Schmitt, J.M. Besser, P. Peterman, J. Harshbarger et J. Lebo (1991). «Chemical characterization and carcinogenic activity in Medaka (*Orizias latipes*) of Great Lakes sediments», *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 20 : 17-34.

Fernández, P., M. Grifoll, A. M. Solanas, J. M. Bayona et J. Albalgés (1992). «Bioassay-directed chemical analysis of genotoxic components in coastal sediments», *Environ. Sci. Technol.*, 26 : 817-819.

Filipic, M. (1995). «Mutagenicity and toxicity of water extracts from the Sora river area», *Mutat. Res., 342* : 1-8.

Gagné, F. et C. Blaise (1995). «Evaluation of the genotoxicity of environmental contaminants in sediments to Rainbow trout hepatocytes», *Environ. Toxicol. Water Qual., 10* : 217-229.

Giesy, J.P. et R.A. Hoke (1990). «Freshwater sediment quality criteria toxicity assessment». Dans R. Baudo, J. Giesy et H. Mantau (éd.), *Sediments : chemistry and toxicity of in-place pollutants*, Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp. 265-348.

Heflich, H. R. (1991). «Chemicals Mutagens». Dans L.P. Albert et Robert H.Heflich (éd.), *Genetic Toxicology*, CRC Press, Boca Raton, pp. 143-202.

Ho, K.T., L.J. Mills, C. Mueller, S.C. Anderson et A.R. Malcolm (1994). «The influence of sediment extract fractionation methods on bioassay results», *Environ. Toxicol. Water Qual., 9* : 145-154.

Hoke, R.A., J.P. Giesy et R.G. Kreis, Jr. (1992). «Sediment pore water toxicity identification in the Lower Fox River and Green Bay, Wisconsin, using Microtox assay». *Ecotox. Environ. Saf., 23* : 343-354.

Holoubek, I., J. Paasivirta, P. Maatele, M. Lahtipera, I. Holoubkova, P. Korinek, Z. Bohacek, et J. Caslavsky (1990). « Comparison of extraction methods for polycyclic aromatic hydrocarbon determination in sediments ». *Toxicol. Environ. Chem., 25* : 137-154.

Ingersoll, C.G. et M.K. Nelson (1990). «Testing sediment toxicity with *Hyalella azteca* (Amphipoda) and *Chironomus riparius* (Diptera)». Dans W.G. Landis et W.H. van der Schalie (éd.), *Aquatic toxicology and risk assessment, vol. 13*, ASTM STP 1096, Philadelphia, PA, pp. 93-109.

International Joint Commission - IJC (1994). *Revised Great Lakes water quality agreement of 1978, as amended by protocol signed November 18, 1987*, IJC, United States and Canada, 64 pages.

Jarvis, S. (1995). *A comparison of the Ames assay and the Mutatox in assessing the mutagenic potential of contaminated dredged material*, Technical report D-95-1, U.S. Army Corps of Engineers, Washington (DC) , 81 pages.

Karr, J.R. (1987). «Biological monitoring and environmental assessment : a conceptual framework», *Environ. Manag., 11* : 249-256.

Kocan, R.M., M.L. Landolt et K.M. Sabo (1982). «Anaphase aberrations : a measure of genotoxicity in mutagen-treated fish cells», *Environ. Mutagen., 4* : 181-189.

Krantzberg, G., R. Jaagumagi, T. Reynoldson, D. Bedard, S. Painter, D. Boyd et H. Ali (1996). «SEDS - Setting environmental decisions for sediments, context and decision framework for sediment management», préparé pour le COA Remedial Action Plan Steering committee, Ministère de l'environnement et de l'énergie de l'Ontario et Environnement Canada. Dans le cadre d'un cours *Understanding sediment analysis and interpretation*, Sept. 16-18, Madison, Wisconsin, organisé par le College of Engineering, University of Wisconsin, Madison, 27 pages.

Kutz, F.W., D.G. Barnes, D.P. Bottimore, H. Greim et E.W. Bretthauer (1990). «The international toxicity equivalency factor (I-TEF) method of risk assessment for complex mixtures of dioxins and related compounds», *Chemosphere, 20* (7-9) : 751-757.

Landrum, P.F. et J.A. Robbins (1990). «Bioavailability of sediment associated contaminants : a review and simulation model». Dans R. Baudo, J.P. Giesy et H. Muntau (éd.), *Sediments : chemistry and toxicity of in-place pollutants*, Lewis Publishers, Chelsea, MI, pp. 237-263.

La Rocca, C., L. Conti, R. Crebelli, B. Crochi, N. Iacovella, F. Rodriguez, L. Turrio-Baldassari et A. di Domenico (1996). «PAH content and mutagenicity of marine sediments from the Venice Lagoon», *Ecotox. Environ. Safety, 33* : 236-245.

Larson, L.J. (1989). «Method for preliminary assessment of aquatic contamination sites using sediment extract toxicity tests», *Bull. Environ. Contam. Toxicol., 42* : 218-225.

Long, E.R. et P.M. Chapman (1985). «A sediment quality triad : measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget Sound», *Mar. Poll. Bull., 16* : 405-415.

Maron, D., J. Katzenellenbogen et B. Ames (1981). «Compatibility of organic solvents with the Salmonella/microsome test», *Mutat. Res., 88* : 343-350.

Mersch-Sundermann, V., S. Mochayedi et S. Kevekordes (1992). «Genotoxicity of polyaromatic hydrocarbons in *Escherichia coli PQ37*», *Mutat. Res., 278* : 1-9.

Microbics Corp. (1992). *Microtox™ manual. A toxicity testing handbook, Vol.2 - detailed protocols, Vol. 3 - condensed protocols*, Microbics Corporation, Carlsbad, CA, Vol. 2 : 178 pages et Vol. 3 : 332 pages.

Microbics Corp. (1993). *Mutatox™ manual*, Version 2.2, Microbics Corporation, Carlsbad, CA. 17 pages.

Muir, D.C.G. et G.R.B. Yarechewski (1988). «Dietary accumulation of four chlorinated dioxin congeners by rainbow trout and fathead minnows», *Environ. Toxicol. Chem., 7* : 227-235.

Nelson, M.K., J.J. Coyle, L.B. King, N.E. Kemble, E.A. Crecelius et I.E. Greer (1993). «Whole sediment toxicity tests». Dans C.G. Ingersoll, D.R. Buckler, E.A. Crecelius et T.W. La Point (éd.), *Biological and chemical assessment of contaminated Great Lakes sediment*, NFCRC-Batelle final report for the U.S. EPA GLNPO (Great Lakes National Program Office) Assessment and remediation of contaminated sediments (ARCS) project, U.S. EPA, GLNPO, Chicago, IL.

Nylund, L., E. Hakala et M. Sorsa (1992). «Application of a semi-automated SOS chromotest for measuring genotoxicities of complex mixtures containing polycyclic aromatic hydrocarbons», *Mutat. Res., 276* : 125-132.

Opperhuizen, A. et S.M. Schrap (1988). «Uptake efficiencies of two polychlorinated biphenyl (BPC) congeners in fish after dietary exposure to five different concentrations», *Chemosphere, 17* : 253-262.

Parametrix inc. (1989). *Confined disposal of contaminated sediments, documentation of standards development* - Appendices, préparé avec la collaboration de Ogden Beeman and Associates inc., Hart-Crowsler inc., Sciences applications International Corp., Pacific Groundwater Group et Janet N. Knox Inc. pour le Washington Department of Ecology.

Parrott, J.L. et J.B. Sprague (1993). «Patterns of toxicity of sublethal mixtures of metals and organic chemicals determined by Microtox and by DNA, RNA, and protein content of fathead minnows (*Pimephales promelas*)», *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 50* : 2245-2253.

Persaud, D., R. Jaagumagi et A. Hayton (1992). *Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario,* Ontario Ministry of Environment, Water Resources Branch, Toronto, Ontario, PIBS 1962, Log 92-2309-067, 26 pages.

Phipps, G.L., G.T. Ankley, D.A. Benoit et V.R. Mattson (1993). «Use of the aquatic oligochaete *Lumbriculus variegata* for assessing the toxicity and bioaccumulation of sediment associated contaminants», *Environ. Toxicol. Chem., 12* : 269-279.

Pignatello, J.J. et B. Xing (1996). «Mechanisms of slow sorption of organic chemicals to natural particles», *Enviro. Sci. Tech., 30* (1) : 1-11.

Quillardet, P., C. Bellecombe et M. Hofnung (1985). «The SOS Chromotest, a colorimetric bacterial assay for genotoxins validation study with 83 compounds», *Mutat. Res., 147* : 79-95.

Safe, S. (1990). «Polychlorinated biphenyls (PCBs), dibenzo-p-dioxins (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs), and related compounds : environmental and mechanisitic considerations which support the development of toxic equivalency factors (TEFs)». *CRC Crit. Rev. Toxicol., 21* : 51-88.

SAS Institute inc. (1988). *SAS/STAT™ User's Guide,* Release 6.03 Edition.: SAS Institute inc., Cary, N.C., 1028 pages.

Schiewe, M.H., E.G. Hawk, D.I. Actor et M.M. Krahn (1985). «Use of bacterial bioluminescence assay to assess toxicity of contaminated marine sediments», *Can. J. Fish. Aquat. Sci.,42* : 1244-1248.

Sprague, J.B. (1985). «Factors that modify toxicity». Dans G.M. Rand et S.R. Petrocelli (éd.) *Aquatic toxicology,* Hemisphere Publishing corporation, New York, N.Y., pp 124-163.

Sprague, J.B. et B.A. Ramsay (1965). «Lethal levels of mixed copper-zinc solutions for juvenile salmon», *J. Fish. Res. Bd Can., 22* : 425-432.

Tillitt, D.E.,T.J. Kubiak, G.T. Ankley et J.P. Giesy (1993). «Dioxin-like toxic potency in Forster's tern eggs from Green Bay, Lake Michigan, North America». *Chemosphere, 26* : 2079-2084.

Tysklind, M., D. Tillitt, L. Erikson, K. Lundgren et C. Rappe (1994). «A toxic equivalency factor scale for polychlorinated dibenzofurans». *Fund. Appl. Toxicol.*, 22 : 277-285.

U. S. Environmental Protection Agency (1994). Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates, Office of Research and Development, Washington, D.C., EPA/600/R-94/024, 133 pages.

U. S. Environmental Protection Agency - United States Army Corps of Engineers (1994). *Evaluation of dredged material proposed for discharge in waters of the United States - testing manual.* U.S. EPA, Washington, D.C. and U.S. Army Engineers, Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS. EPA-823-B-94-002, 538 pages.

Van Coillie, R., R. rochon, C. Thellen et N. Bermingham (1986). «Méthodologie d'évaluation de la toxicité des sédiments marins à draguer», *Can. Techn. Rep. Fish. Aquat. Sc., 1462* : 126-163.

von der Hude, W., C. Behm, R. Gürtler et A. Basler (1988). «Evaluation of the SOS Chromotest», *Mutat. Res., 203* : 81-94.

Weber, C.I., W.H. Peltier, T.J. Norberg-King, W.B. Horning, F.A. Kessler, J.R. Menkedick, T.W. Neiheisel, P.A. Lewis, D.J. Klemm, Q.H. Pickering, E.L. Robinsons, J.M. Lazorchak, L.J. Wymer et R.W. Freyberg (1989). *Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and surface waters to freshwater organisms*, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, Suppl. EPA 600-4-89-001, 260 pages.

Wildhaber, M.L. et C.J. Schmitt (1996). «Hazard ranking of contaminated sediments based on chemical analysis, laboratory toxicity tests, and benthic community composition : prioritizing sites for remedial action», *J. Great Lakes Res., 22* (3) : 639-652.

Xu, H. H. et K. M. Schurr (1990). «Genotoxicity of 22 pesticides in microtitration SOS Chromotest», *Toxicity Assessment, 5* : 1-14.

Young, R.N. (1996). «The fate of toxic pollutants in contaminated sediments». Dans K.R. Demars, G.N. Richardson, R.N. Yong et R.C. Chaney (éd.), *Dredging, remediation and containment of contaminated sediments*, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, ASTM 1293, pp 13-39.

ANNEXES

ANNEXE 1

Critères de décision du BEEP Sédiments 60

Tableau 1.1 Bioessais réalisés avec l'eau interstitielle (EI) 60

Tableau 1.2 Bioessais réalisés avec la fraction solide-humide (SH) 61

Tableau 1.3 Bioessais réalisés avec la fraction organique extractible (OE) 61

Tableau 1.4 Bioessais réalisés avec les sédiments entiers (SE) 62

ANNEXE 2

Exemples de calculs menant à l'uniformisation des données

Tableau 2.1.1 Bioessais réalisés avec l'eau interstitielle (EI) 63

Tableau 2.1.2 Bioessais réalisés avec la fraction solide-humide (SH) 64

Tableau 2.1.3 Bioessais réalisés avec la fraction organique extractible (OE) 64

Tableau 2.2.1 Bioessais réalisés avec l'eau interstitielle (EI) 65

Tableau 2.2.2 Bioessais réalisés avec la fraction solide-humide (SH) 65

Tableau 2.2.3 Bioessais réalisés avec la fraction organique extractible (OE) 66

Tableau 2.3.1 Bioessais réalisés avec l'eau interstitielle (EI) 67

Tableau 2.3.2 Bioessais réalisés avec la fraction solide-humide (SH) 68

Tableau 2.3.3 Bioessais réalisés avec la fraction organique extractible (OE) 68

Tableau 2.3.4 Bioessais réalisés avec l'eau interstitielle (EI) 69

Tableau 2.4.1 Bioessais réalisés avec la fraction solide-humide (SH) 69

Tableau 2.4.2 Bioessais réalisés avec la fraction organique extractible (OE) 69

Tableau 2.4.3 Bioessais réalisés avec les sédiments entiers (SE) 70

ANNEXE 3

Calcul des variables *x, y, z* 71

Tableau 3.1 Paramètres utilisés pour le calcul de la variable *z* 71

ANNEXE 1

Critères de décision du BEEP Sédiments

Trois critères de décision ou seuils de toxicité sont définis pour l'approche BEEP Sédiments. Le premier (Nul) correspond à la limite de détection du test et exprime l'absence de toxicité décelable. Le deuxième (*Marginal*) est supérieur au premier par un facteur de 10 est traduit une toxicité moyenne. Enfin, comme son nom l'indique, le troisième (*Élevé*) suggère une toxicité élevée et dépasse la limite de détection par un facteur de 100. Le tableau suivant démontre comment sont calculés ces seuils de toxicité pour chacun des bioessais réalisés.

Tableau 1.1
Bioessais réalisés avec l'eau interstitielle (EI)

	Vibrio fischeri (Microtox)				*Lytechinius pictus* (Oursins)			
Cmax *	100 % v.v^{-1}				100 % v.v^{-1}			
	% v.v^{-1}		FAC		% v.v^{-1}		FAC	
Seuils de toxicité	calcul	résultat	calcul	résultat	calcul	résultat	calcul	résultat
Nul (TN)	$= C_{max}$	100		0	$= C_{max}$	100		0
Marginal	$= C_{max}/10$	10	= (TN+1) * 10	10	$= C_{max}/10$	10	= (TN+1) * 10	10
Élevé	$= C_{max}/100$	1	= (TN +1) * 100	100	$= C_{max}/100$	1	= (TN+1) * 100	100

* Plus forte concentration testée.

Tableau 1.2
Bioessais réalisés avec la fraction solide-humide (SH)

	Vibrio fischeri (Microtox)				*Escherichia coli* (Toxichromotest)			
Cmax *	100 000 mg.L^{-1}				100 % p.v^{-1}			
	mg.L^{-1}		FAC		% p.v^{-1}		FAC	
Seuils de toxicité	calcul	résultat	calcul	résultat	calcul	résultat	calcul	résultat
Nul (TN)	$= C_{max}$	100 000		0	$= C_{max}$	100		0
Marginal	$= C_{max}/10$	10 000	= (TN+1) * 10	10	$= C_{max}/10$	10	= (TN+1) * 10	10
Élevé	$= C_{max}/100$	1 000	= (TN+1) * 100	100	$= C_{max}/100$	1	= (TN+1) * 100	100

* Plus forte concentration testée.

Tableau 1.3
Bioessais réalisés avec la fraction organique extractible (OE)

	Vibrio fischeri (Microtox)				*Escherichia coli* PQ37 (SOS Chromotest) Toxicité sans S9			
Cmax *	10 µL.mL^{-1}				10 µL.mL^{-1}			
	µL.mL^{-1}		FAC		µL.mL^{-1}		FAC	
Seuils de toxicité	calcul	résultat	calcul	résultat	calcul	résultat	calcul	résultat
Nul (TN)	$= C_{max}$	10		0	$= C_{max}$	10		0
Marginal	$= C_{max}/10$	1	= (TN+1) * 10	10	$= C_{max}/10$	1	= (TN+1) * 10	10
Élevé	$= C_{max}/100$	0,1	= (TN+1) * 100	100	$= C_{max}/100$	0,1	= (TN+1) * 100	100

* Plus forte concentration testée.

Tableau 1.4
Bioessais réalisés avec les sédiments entiers (SE)

			Amphiporeia virginiana (amphipodes)	
Rmax *			100 % survie	
	% survie		FAC	
Seuils de toxicité	calcul	résultat	calcul	résultat
Nul	$= R_{max}$	100	$= R_{max} / R_{max}$	1
Marginal	- **	70	$Fac = (70\% - 70\%) \times \log\ (100 - 70)$	1,41
Élevé	- **	50	$Fac = (70\% - 50\%) \times \log\ (100 - 50)$	35

* Plus forte réponse possible.

** Seuils définis de façon arbitraire (voir section 4.3.5).

ANNEXE 2

Exemples de calculs menant à l'uniformisation des données

Afin d'illustrer les trois étapes d'uniformisation des données proposées dans le présent document, les résultats obtenus avec les échantillons de sédiments prélevés à trois stations de l'Anse-à-Beaufils sont utilisés. Il s'agit d'une station de la zone de dragage (AB-6), d'une station de la zone d'immersion (AB-33) et d'une station du site de référence (AB-41). Les données discrètes (p. ex. survie des organismes) ne sont traitées qu'en troisième étape d'uniformisation proposée.

ÉTAPE 1 : EXPRESSION DES DONNÉES EN UNITÉS TOXIQUES

Tableau 2.1.1
Bioessais réalisés avec l'eau interstitielle (EI)

Organismes	*Vibrio fischeri* (Microtox)		*Lytechinus pictus* (oursins)	
Concentration maximale testée (Cmax)	*100 % v.v^{-1}*		*100 % v.v^{-1}*	
Unité de dilution (Dil)	*1*		*1*	
	Ctox	UThum	Ctox	UThum
Stations	% v.v^{-1}	$= \frac{C\max \times Dil}{Ctox}$	% v.v^{-1}	$= \frac{C\max \times Dil}{Ctox}$
AB-6	2,5	40,0	2	50,0
AB-34	> 100	< 1,0	41	2,4
AB-41	> 100	< 1,0	81	1,2

Tableau 2.1.2
Bioessais réalisés avec la fraction solide-humide (SH)

Organismes	*Vibrio fischeri* (Microtox)		*Escherichia coli* (Toxichromotest)	
Concentration maximale testée (Cmax)	*100 000 mg.L^{-1}*		*100 % p.v^{-1}*	
Unité de dilution (Dil)	*10*		*10*	
Stations	Ctox mg hum.L^{-1}	UThum $= \frac{C\,max \times Dil}{Ctox}$	Ctox % p.v^{-1}	UThum $= \frac{C\,max \times Dil}{Ctox}$
AB-6	2206	453	13	77
AB-34	2960	338	-	-
AB-41	24536	41	-	-

- Le bioessai n'a pas été réalisé avec cet échantillon.

Tableau 2.1.3
Bioessais réalisés avec la fraction organique extractible (OE)

Organismes	*Vibrio fischeri* (Microtox)		*Escherichia coli* PQ37 (SOS Chromotest) Toxicité sans S9	
Concentration maximale testée (Cmax)	*10 µL.mL^{-1}*		*10 µL.mL^{-1}*	
Unité de dilution (Dil)	*100*		*100*	
Stations	Ctox µL.mL^{-1}	UThum $= \frac{C\,max \times Dil}{Ctox}$	Ctox µL.mL^{-1}	UThum $= \frac{C\,max \times Dil}{Ctox}$
AB-6	-	-	0,44	2265
AB-34	0,05	20 000	1,77	566
AB-41	3,00	333	3,54	283

- Le bioessai n'a pas été réalisé avec cet échantillon.

ÉTAPE 2 : CONVERSION DES DONNÉES EN UNITÉS TOXIQUES PAR GRAMME DE SÉDIMENTS SECS

Tableau 2.2.1
Bioessais réalisés avec l'eau interstitielle (EI)

						Vibrio fischeri (Microtox)		*Lytechinius pictus* (Oursins)	
Stations	Humidité totale (a)	Humidité résiduelle (w)	x*	y*	z*	UThum**	UTsec $=UThum\times\left(\frac{x}{z}\right)$	UThum**	Utsec $=UThum\times\left(\frac{x}{z}\right)$
AB-6	0,736	0,417	0,55	0,19	0,26	40	82,90	50	103,6
AB-34	0,395	0,270	0,17	0,22	0,61	1	0,28	2	0,7
AB-41	0,364	0,226	0,18	0,19	0,64	1	0,28	1	0,3

* Consulter l'annexe 3 pour le calcul de ces variables.

** Consulter le tableau 2.1.1 pour les résultats exprimés en UThum.

Tableau 2.2.2
Bioessais réalisés avec la fraction solide-humide (SH)

						Vibrio fischeri (Microtox)		*Escherichia coli* (Toxichromotest)	
Stations	Humidité totale (a)	Humidité résiduelle (w)	x*	y*	z*	UThum**	UTsec $=UThum\times\left(\frac{y+z}{z}\right)$	UThum**	UTsec $=UThum\times\left(\frac{y+z}{z}\right)$
AB-6	0,736	0,417	0,55	0,19	0,26	40	778	77	132
AB-34	0,395	0,270	0,17	0,22	0,61	1	463	-	-
AB-41	0,364	0,226	0,18	0,19	0,64	1	53	-	-

\- Le bioessai n'a pas été réalisé avec cet échantillon.

* Consulter l'annexe 3 pour le calcul de ces variables.

** Consulter le tableau 2.1.2 pour les résultats exprimés en UThum.

Tableau 2.2.3
Bioessais réalisés avec la fraction organique extractible (OE)

						Vibrio fischeri (Microtox)		*Escherichia coli* PQ37 (SOS Chromotest) toxicité sans S9	
*Facteurs de correction pour la concentration originale de sédiments utilisée pour l'extraction (f)**						*1993*	*2*	*1993*	*2*
						1994	*10*	*1994*	*10*
Stations	Humidité totale (a)	Humidité résiduelle (w)	x**	y**	z**	UThum***	UTsec $= \frac{UThum}{zf}$	UThum***	UTsec $= \frac{UThum}{zf}$
AB-6	0,736	0,417	0,55	0,19	0,26	-	-	2265	4289
AB-34	0,395	0,270	0,17	0,22	0,61	20000	3306	566	94
AB-41	0,364	0,226	0,18	0,19	0,64	333	52	283	45

- Le bioessai n'a pas été réalisé avec cet échantillon.

* Un facteur de correction est appliqué afin de tenir compte de la quantité de sédiments utilisée pour procéder à l'extraction organique. Elle correspondait à 3 g humide/1,5 mL (ou 2 g.mL^{-1}) en 1993 et à 20 g humide/2 mL (ou 10 g.mL^{-1}) en 1994.

** Consulter l'annexe 3 pour le calcul de ces variables.

*** Consulter le tableau 2.1.3 pour les résultats exprimés en unités toxiques humides.

ÉTAPE 3 : CONVERSION DES DONNÉES EN FACTEURS D'ACCROISSEMENT DE LA TOXICITÉ (FAC)

Cette étape constitue le dernier traitement appliqué aux données bioanalytiques dans le but de les uniformiser.

A - DÉTERMINATION DE LA LIMITE DE DÉTECTION

Le calcul des FAC requiert d'abord la détermination de la limite de détection de chacun des bioessais; cette détermination suit essentiellement la même logique que celle présentée à l'étape précédente. La seule différence est que la limite de détection est déterminée à partir des moyennes obtenues pour les variables x ($\bar{x}$), y ($\bar{y}$) et z ($\bar{z}$)[13] en 1993 et 1994 (n=20 échantillons), soit 0,24, 0,21 et 0,55 respectivement. Pour ce qui est du test avec amphipodes, la limite de détection a été définie selon la logique présentée en 4.3.5; elle équivaut à 1,41 UTsec.

Tableau 2.3.1
Bioessais réalisés avec l'eau interstitielle (EI)

		Vibrio fischeri (Microtox)	*Lytechinius pictus* (Oursins)
Unité de dilution (Dil)		*1*	*1*
		UTsec $= Dil \times \left(\frac{\bar{x}}{\bar{z}}\right)$	UTsec $= Dil \times \left(\frac{\bar{x}}{\bar{z}}\right)$
	L_{tox}	0,4	0,4

[13] Consulter l'annexe 3 pour le calcul de ces variables.

Tableau 2.3.2
Bioessais réalisés avec la fraction solide-humide (SH)

	Vibrio fischeri (Microtox)	*Escherichia coli* (Toxichromotest)
Unité de dilution (Dil)	*10*	*10*
	UTsec $= Dil * \frac{\bar{y}+\bar{z}}{\bar{z}}$	UTsec $= Dil * \frac{\bar{y}+\bar{z}}{\bar{z}}$
L_{tox}	14	14

Tableau 2.3.3
Bioessais réalisés avec la fraction organique extractible (OE)

	Vibrio fischeri (Microtox)		*Escherichia coli* PQ37 (SOS Chromotest) Toxicité sans S9	
Unité de dilution (Dil)	*1000*		*100*	
*Facteurs de correction pour la concentration originale de sédiments utilisée pour l'extraction (f)**	*1993* *1994*	*2* *10*	*1993* *1994*	*2* *10*
	UTsec $= \frac{Dil}{\bar{z}f}$		UTsec $= \frac{Dil}{\bar{z}f}$	
L_{tox}	180		1993 1994	90 18

* Un facteur de correction est appliqué afin de tenir compte de la masse de sédiments utilisée pour l'extraction organique.

B - CALCUL DES FACTEURS D'ACCROISSEMENT DE LA TOXICITÉ (FAC)

Le calcul du facteur d'accroissement de toxicité (FAC), basé sur la limite de détection, est effectué de la même façon pour tous les tests dont les réponses mesurées sont continues (tableaux 4.1, 4.2 et 4.3).

Tableau 2.4.1
Bioessais réalisés avec l'eau interstitielle (EI)

	Vibrio fischeri (Microtox)		*Lytechinius pictus* (Oursins)	
L_{tox}	0,4		0,04	
Stations	UTsec*	FAC $= \frac{UTsec}{Ltox}$	UTsec*	FAC $= \frac{UTsec}{Ltox}$
AB-6	82,90	196	10,36	245
AB-34	0,28	0	0,07	2
AB-41	0,28	0	0,03	0

* Consulter le tableau 2.2.1 pour les résultats exprimés en UTsec.

Tableau 2.4.2
Bioessais réalisés avec la fraction solide-humide (SH)

	Vibrio fischeri (Microtox)		*Escherichia coli* (Toxichromotest)	
L_{tox}	14		14	
Stations	UTsec*	FAC $= \frac{UTsec}{Ltox}$	UTsec*	FAC $= \frac{UTsec}{Ltox}$
AB-6	778	57	132	10
AB-34	463	34	-	-
AB-41	53	4	-	-

- Le bioessai n'a pas été réalisé avec cet échantillon.

* Consulter le tableau 2.2.2 ci-dessus pour les résultats exprimés en UTsec.

Tableau 2.4.3
Bioessais réalisés avec la fraction organique extractible (OE)

	Vibrio fischeri (Microtox)		*Escherichia coli* PQ37 (SOS Chromotest) toxicité sans S9	
L_{tox}	180		1993 1994	90 18*
	UTsec**	FAC	UTsec**	FAC
Stations		$=\frac{UTsec}{Ltox}$		$=\frac{UTsec}{Ltox}$
AB-6a (1993)	-	-	4289	238
AB-34 (1994)	3306	18	94	5
AB-41 (1994)	52	0***	45	2

- Le bioessai n'a pas été réalisé avec cet échantillon.

* La plus petite des deux valeurs calculées pour ce bioessai, soit 17, est utilisée comme limite de détection pour tous les échantillons.

** Consulter le tableau 2.2.3 ci-dessus pour les résultats exprimés en UTsec.

*** Lorsque le facteur d'accroissement de toxicité est inférieur à 1 (<1), le FAC prend la valeur de 0.

Pour les bioessais fournissant des données discrètes (p. ex. le test de survie des amphipodes), la détermination des FAC dépend de la réponse obtenue :

a) si le pourcentage de survie dans l'échantillon est supérieur à 70 % (i.e. inférieur à la limite de détection du test) :

$$Fac = 0;$$

b) si le pourcentage de survie dans l'échantillon est inférieur ou égal à 70 % :

$$Fac = (70\% - R_{tox}) \times \log\ (100 - R_{tox}).$$

Tableau 2.4.4
Bioessais réalisés avec les sédiments entiers (SE)

	Amphiporeia virginiana (amphipodes)	
Réponse maximale possible (Rmax)	*100 % survie*	
	Rtox	FAC
Stations	% survie	$Fac = (70\% - R_{tox}) \times \log\ (100 - R_{tox})$
AB-6	0*	140
AB-34	69	1,5
AB-41	80	0

* Lorsque le facteur d'accroissement de toxicité est inférieur à 1 (<1), on attribue au FAC la valeur de 0.

ANNEXE 3

Calcul de la variable *z*

Tableau 3.1
Paramètres utilisés pour le calcul des variables x, y, *z*

Sites	Stations	Humidité totale *a*	Humidité résiduelle *w*	Eau interstitielle centrifugée *x*	Eau interstitielle non centrifugée *y*	Sédiments secs *z*
Contaminé						
Zone de dragage	AB-1	0,568	0,337	0,35	0,22	0,43
	AB-2	0,432	0,260	0,23	0,20	0,57
	AB-3	0,516	0,308	0,30	0,22	0,48
	AB-4	0,560	0,345	0,33	0,23	0,44
	AB-5	0,503	0,293	0,30	0,21	0,50
	AB-6a	0,736	0,417	0,55	0,19	0,26
	AB-6b	0,738	0,418	0,55	0,19	0,26
	AB-7	0,399	0,221	0,23	0,17	0,60
Zone d'immersion des déblais	AB-31	0,432	0,283	0,21	0,22	0,57
	AB-32	0,405	0,262	0,19	0,21	0,60
	AB-33	0,415	0,272	0,18	0,22	0,60
	AB-34	0,395	0,270	0,17	0,22	0,61
	AB-35	0,314	0,239	0,10	0,22	0,69
	AB-36	0,345	0,240	0,14	0,21	0,66
	AB-38	0,338	0,235	0,13	0,20	0,66
Référence	AB-8	0,365	0,271	0,13	0,24	0,64
	AB-9	0,369	0,246	0,16	0,21	0,63
	AB-10	0,372	0,262	0,15	0,22	0,63
	AB-39	0,323	0,225	0,13	0,20	0,68
	AB-41	0,364	0,226	0,18	0,19	0,64
			moyennes	**0,24**	**0,21**	**0,56**