

QE
571
S23
B41
2000



ÉLABORATION D'UN PLAN DE TRAVAIL POUR
LA RÉVISION DES CRITÈRES INTÉRIMAIRES DE LA
QUALITÉ DES SÉDIMENTS ET DÉTERMINATION
DES BRUITS DE FOND DE CERTAINS MÉTAUX
ET HAP DANS LE SAINT-LAURENT

VOLET 1 : PLAN DE TRAVAIL DU PROCESSUS DE RÉVISION DES CRITÈRES DE QUALITÉ

VOLET 2 : ÉVALUATION DE LA PERTINENCE DES BRUITS DE FOND

Rapport présenté à

Environnement Canada

161661

Septembre 2000

Q93576

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Environnement Canada

Chargé de projet : Michel Chevalier

CJB Environnement inc.

Chargé de projet : Jean-Claude Belles-Isles

Interives ltée

Chargé de projet : Jean-Pierre Savard

Groupe conseil Génivar inc.

Coordonnateur : Gilles Shooner
Collaborateur : Christian Harvey

Référence à citer :

BELLES-ISLES, Jean-Claude et Jean-Pierre SAVARD. 2000. *Élaboration d'un plan de travail pour la révision des critères intérimaires de la qualité des sédiments et détermination des bruits de fond de certains métaux et HAP dans le Saint-Laurent. Volet 1. Plan de travail du processus de révision des critères de qualité. Volet 2. Évaluation de la pertinence des bruits de fond.* Rapport présenté à Environnement Canada par Groupe conseil Génivar inc. 81 p.

TABLE DES MATIÈRES

Page

INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
 VOLET 1 - PLAN DE TRAVAIL DU PROCESSUS DE RÉVISION DES CRITÈRES DE QUALITÉ	
1. INTRODUCTION	3
2. HISTORIQUE	4
2.1 Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent (1978).....	4
2.2 Plan d'action Saint-Laurent (1992).....	5
2.2.1 Étude de Procéan (1991).....	5
2.2.2 Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent (Centre Saint-Laurent, 1992).....	9
3. NOUVEAUX DÉVELOPPEMENTS	13
3.1 Directives du ministère de l'Environnement de l'Ontario.....	13
3.2 Recommandations du Conseil canadien des ministres de l'environnement	13
3.3 Directives du "Florida Department of Environmental Protection".....	18
3.4 Directives du ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique.....	20
3.5 Autres juridictions	20
4. DISCUSSION	21
4.1 Critères d'évaluation de la qualité des sédiments marins.....	22
4.2 Quel est le degré de conservatisme ou le niveau de protection assuré par les critères intérimaires ?	24
4.3 La notion de seuil dans la classification en usage actuellement est-elle trop rigide, particulièrement dans le cas du troisième niveau d'évaluation (SEN) ?	32
4.4 Les teneurs naturelles des métaux doivent-elles être prises en considération lors de l'évaluation de la qualité des sédiments?	35
4.5 À quels types de matériaux les critères s'adressent-ils?	36
4.6 Devrait-on standardiser l'utilisation des bioessais comme outil d'interprétation de la qualité des sédiments?.....	39
4.7 Les matériaux doivent-ils être broyés et tamisés préalablement à l'analyse?	40
4.8 Les critères couvrent-ils l'ensemble des paramètres potentiellement problématiques dans le Saint-Laurent ?	42
4.9 Quelle approche d'extraction des métaux devrait être utilisée ?	43

TABLE DES MATIÈRES (suite)

	Page
4.10 L'échantillonnage et l'évaluation de la qualité des sédiments devraient-ils porter sur des échantillons composites ou sur des moyennes?.....	43
5. CONCLUSION	45
6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	48
VOLET 2 - ÉVALUATION DE LA PERTINENCE DES BRUITS DE FOND	
1. INTRODUCTION	51
2. ÉVALUATION DE L'ARGUMENTATION	52
2.1 Terminologie	52
2.2 Arguments contre	53
2.3 Arguments pour	54
2.4 La variabilité spatiale du bruit de fond	54
2.4.1 Taille des particules et carbone organique total (COT)	55
2.4.2 Variance méthodologique	58
2.4.3 Standardisation et normalisation	60
2.4.4 Variabilité à grande échelle spatiale	61
2.4.5 Le Saint-Laurent	64
2.4.6 Les facteurs de variabilité spatiale dans le Saint-Laurent	70
2.5 Bruit de fond et seuil de toxicité	72
3. CONCLUSION	75
4. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	77

LISTE DES TABLEAUX

	<i>Page</i>
VOLET 1	
Tableau 1.1 Critères d'évaluation de la qualité des produits d'excavation du dragage (source : Vigneault <i>et al.</i> , 1978).....	4
Tableau 1.2 Critères d'évaluation de la qualité des sédiments retenus en 1991 et en 1992.	11
Tableau 1.2 (<i>suite</i>). Critères d'évaluation de la qualité des sédiments retenus en 1991 et en 1992.	12
Tableau 1.3 Seuils d'effets mineurs et d'effets néfastes retenus par le Ministère de l'Environnement de l'Ontario pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques.	14
Tableau 1.4 Incidence (%) des effets biologiques défavorables attendus dans les plages de concentrations définies.....	17
Tableau 1.5 Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments et directives du NOAA.	19
Tableau 1.6 Calcul des critères SEM et SEN à partir des 90 ^e centiles de la distribution croissante des SSLC ainsi qu'à partir des concentrations maximales tolérées par les organismes benthiques.	28
Tableau 1.7 Calcul des critères SEM et SEN à partir des 90 ^e et 95 ^e centiles de la distribution croissante des SSLC.	31
Tableau 1.8 Classification des matériaux suivant les critères intérimaires de 1992.....	32
VOLET 2	
Tableau 2.1 Relations entre les teneurs préindustrielles en métaux traces et le pourcentage de boue des sédiments du Lac des Deux Montagnes et d'un milieu non contaminé (mer de Beaufort).	57
Tableau 2.2 Bruit de fond des teneurs en métaux dans les pays de la communauté européenne (source : Anon, 1990).....	62
Tableau 2.3 Seuils de faible contamination déterminés à partir du bruit de fond (modifié d'Environnement Canada, 1991).	65
Tableau 2.4 Teneurs préindustrielles mesurées dans les zones de sédimentation permanentes. Comparaison avec les seuils sans effets (SSE) et les seuils d'effet néfaste (SEN).	66
Tableau 2.5 Caractéristiques et sources des données sur la qualité des sédiments utilisés dans la présente synthèse.	67
Tableau 2.6 Qualité des sédiments préindustriels dans le Saint-Laurent.	68

LISTE DES FIGURES

Page

VOLET 1

- Figure 1.1 Exemple du calcul de la SLC pour un contaminant donné (tirée de Persaud *et al.*, 1993).....25

VOLET 2

- Figure 2.1 Analyse de régression de la teneur en zinc par rapport au contenu (%) d'argile (tirée de Wainwright et Humphrey ; 1988).....56
- Figure 2.2 Profils verticaux des résultats analytiques, Station F3, Lac Saint-Louis (tirée de SNC-Procéan, 1992).59
- Figure 2.3 Distribution cumulative des fréquences des teneurs en As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni et Zn dans les lacs et cours d'eau échantillonnés par le «National Geochemical Reconnaissance and Québec Survey programs » (tirée de Painter *et al.*, 1994).63

LISTE DES ANNEXES

VOLET 1

- Annexe 1 Exemples des informations disponibles dans la base de données BEDS
- Annexe 2 Personnes consultées
- Annexe 3 Courbes SSLC obtenues à partir des valeurs retenues par le MEO ainsi qu'à partir des valeurs maximales

INTRODUCTION GÉNÉRALE

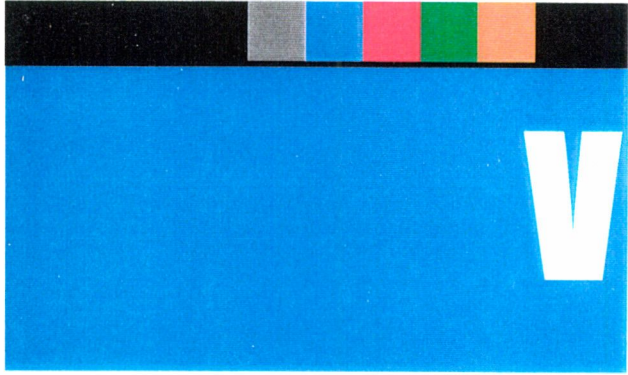
Dans le cadre de la phase III du plan d'action Saint-Laurent (PASL III), Environnement Canada s'est engagé à résoudre, en collaboration avec ses partenaires du groupe de travail interministériel fédéral/provincial, une des problématiques importantes associées à la navigation, soit la gestion intégrée du dragage et des sédiments sur le Saint-Laurent.

Au cours des deux dernières décennies, plusieurs outils ont été développés et utilisés pour optimiser la gestion de cette activité dans le respect des lois et règlements. Ces outils (procédures, recommandations, guides, critères d'évaluation de la qualité des sédiments) doivent maintenant être réévalués et adaptés à la lumière de l'expérience acquise et des développements récents en la matière, dont notamment l'acquisition de nouvelles données sur les effets toxiques de plusieurs substances d'intérêt pour le fleuve et le développement d'outils méthodologiques pour l'intégration et l'interprétation des résultats des bioessais. Cette démarche vise à faciliter la tâche des gestionnaires de projets maritimes dans la réduction et le contrôle des impacts de cette activité sur l'environnement.

C'est dans ce contexte que s'inscrit la révision des Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent développés au début des années 1990 et publiés dans un document en 1992 par Environnement Canada et le Ministère de l'environnement du Québec. Ce document est toujours en usage pour la gestion des sédiments dragués dans le fleuve.

Le présent document de réflexion comporte deux volets soit :

- **Volet 1** - plan de travail énumérant et justifiant la réalisation de divers travaux pour la révision ou la mise à jour des critères actuels de qualité des sédiments du Saint-Laurent;
- **Volet 2** - évaluation de la pertinence de déterminer les bruits de fond (normales géochimiques) de certains métaux et HAP dans le Saint-Laurent pour l'élaboration de critères de qualité pour le fleuve.



Volet 1

VOLET 1

PLAN DE TRAVAIL DU PROCESSUS DE RÉVISION DES CRITÈRES DE QUALITÉ

par: Jean-Claude Belles-Isles, CJB Environnement inc.

1. INTRODUCTION

Ce volet, qui comprend trois sections, se veut une analyse de la valeur des critères en usage pour juger de la qualité des sédiments du Saint-Laurent et de la pertinence de leur révision ou de leur mise à jour. Dans un premier temps, l'historique de l'élaboration des critères intérimaires actuels pour le Saint-Laurent est présentée pour dresser un portrait clair, pour le bénéfice de l'ensemble des intervenants, des fondements scientifiques à la base des critères intérimaires. La section suivante présente, quant à elle, une synthèse des nouvelles données disponibles issues du développement de critères d'évaluation de la qualité des sédiments ailleurs au Canada et aux États-Unis. Enfin, une discussion et des recommandations sont présentées quant à la pertinence de réviser ou de mettre à jour les critères actuels de qualité des sédiments.

2. HISTORIQUE

Les paragraphes suivants présentent une revue sommaire des travaux et des documents de référence qui ont été préparés depuis 1978 en ce qui concerne l'évaluation de la qualité des sédiments.

2.1 Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent (1978)

Dans le cadre des travaux menés par le Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent entre 1976 et 1978, un groupe de travail, sous la coordination de la Direction générale des eaux intérieures d'Environnement Canada, a produit un document présentant des seuils d'acceptabilité et de non-acceptabilité pour le rejet en eaux libres de matériaux dragués (Tableau 1.1).

Tableau 1.1 Critères d'évaluation de la qualité des produits d'excavation du dragage (source : Vigneault *et al.*, 1978).

Paramètre	Concentration dans les sédiments secs*	
	Acceptable (mg/kg)	Non acceptable (mg/kg)
Carbone total (%)	1,5	5,0
Solides volatils	40 000	80 000
Phosphore total	700	1000
Arsenic	3	6
Cadmium	5	8
Cuivre	30	60
Mercuré	0,3	1,0
Plomb	20	60
Zinc	80	175
Chrome	70	90
BPC	0,05	0,1
Huiles et graisses	1000	2000

* Les concentrations limites suggérées dans ce tableau sont présentées à titre d'information et ne constituent pas les critères en vigueur pour le Saint-Laurent.

Pour les métaux, les critères s'appuyaient essentiellement sur les travaux de Sérodes (1978), qui ont permis de caractériser les sédiments entre Cornwall et Montmagny. De l'analyse d'échantillons provenant de forages effectués dans les couches profondes d'argiles postglaciaires du lit du fleuve entre Varennes et Trois-Rivières, les auteurs ont déterminé la valeur des critères d'acceptabilité des métaux à l'aide des médianes des concentrations mesurées et d'un multiple de l'écart-type des distributions des données. Pour leur part, les critères proposés pour les autres paramètres ont été établis à partir de diverses mesures dans le milieu ainsi que sur la base d'un consensus parmi les intervenants impliqués.

Dans la pratique, et ce, jusqu'en 1992, ces critères ont été utilisés pour déterminer les modes de gestion des sédiments dragués. En ce qui concerne l'évaluation de sites contaminés, les outils d'évaluation étaient à toutes fins utiles inexistantes.

2.2 Plan d'action Saint-Laurent (1992)

En 1991, dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent, Environnement Canada et le Ministère de l'environnement du Québec ont mis en œuvre une étude pour réviser les critères d'évaluation des sédiments alors en usage (Procéan, 1991). Cette étude avait pour objectif de proposer une approche scientifique et une liste de paramètres et de valeurs qui tiennent compte non seulement des concentrations "normales" dans le milieu mais, dans la mesure du possible, des effets potentiels des contaminants sur le milieu.

L'étude de Procéan inc. (1991) a donné lieu à la publication, en 1992, du document "*Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*" (Centre Saint-Laurent, 1992).

2.2.1 Étude de Procéan (1991)

L'étude de Procéan inc. (1991) comprenait quatre étapes principales, soit : (1) la détermination du nombre de niveaux d'évaluation, (2) la détermination des approches applicables à chacun des niveaux, (3) la hiérarchisation des substances pour lesquelles des valeurs devaient être établies et (4) l'attribution de valeurs pour chacun des contaminants retenus. Ces étapes sont résumées ci-dessous.

Étape 1 : Détermination des niveaux d'évaluation

La détermination des niveaux d'évaluation fut basée sur la revue des méthodologies de gestion des sédiments appliquées ailleurs dans le monde. Au terme de cette revue, trois niveaux ou seuils d'évaluation ont été identifiés comme étant indispensables, et ce, en fonction des objectifs de gestion et de protection souhaités. Il s'agit des niveaux suivants :

- **niveau de base** : ce niveau visait à caractériser les conditions naturelles ou encore les concentrations de contaminants "bruit de fond" sans effet aigu ou chronique;
- **niveau d'effet minimal** : ce niveau visait à caractériser les conditions de contamination qui apparaissaient acceptables, telles que celles qui sont engendrées par une contamination diffuse ou généralisée. Les indicateurs recherchés devaient consister en des concentrations tolérées par la majorité des organismes ou encore elles devaient s'apparenter aux plus faibles concentrations provoquant des effets observables;
- **niveau d'effets néfastes** : ce niveau visait à identifier des sites qui présentaient une contamination ponctuelle inacceptable et pouvant nécessiter une intervention. Les indicateurs recherchés devaient permettre d'identifier les conditions sévères et elles devaient consister en des concentrations ayant des effets nuisibles sur la presque totalité des organismes aquatiques.

Étape 2 : Détermination des approches applicables à chacun des niveaux

Afin de déterminer les approches qui pouvaient être utilisées pour définir un critère attribuable à chacun des niveaux d'évaluation prédéfinis, une revue systématique des approches disponibles a été réalisée. Cette revue a permis d'identifier plusieurs approches pouvant servir à l'élaboration des critères. Ces approches sont résumées ci-dessous :

- approche « **Bruit de fond** ». Les critères sont élaborés à partir des concentrations mesurées dans des sites représentant les conditions naturelles;
- approche « **Lignes directrices de qualité de l'eau** ». Les critères sont élaborés à partir des concentrations mesurées dans l'eau interstitielle, en comparant ces dernières aux critères de qualité de l'eau;
- approche « **Partition à l'équilibre** ». L'approche s'appuie sur le partage des contaminants qui s'opère naturellement entre les différentes phases (solide – liquide – biologique). Les critères de qualité des sédiments sont dérivés à partir de critères existants pour l'eau ou pour les tissus vivants. La relation entre ces différentes phases est déterminée par calcul à partir de coefficients de partition eau interstitielle/sédiment qui permettent d'estimer une concentration dans l'eau à partir d'une concentration connue dans le sédiment et/ou à l'aide de facteurs de bioconcentration qui permettent d'estimer une concentration dans les tissus vivants à partir d'une concentration dans l'eau;

- approche « **Bioessais** ». Les critères sont élaborés à partir de relations doses-réponses établies à l'aide de bioessais réalisés sur des sédiments naturels ou avec des ajouts dosés. Cette approche est analogue à celle utilisée pour établir les critères de qualité de l'eau;
- approche « **Structure de la communauté benthique** ». Cette approche est surtout utilisée pour évaluer les impacts sur les communautés benthiques qui peuvent être reliés à la qualité des sédiments. Elle ne favorise pas le développement de critères numériques pouvant être appliqués à différents endroits car elle ne permet pas d'identifier les composés responsables d'un impact donné;
- approche du « **Niveau de dépistage (Screening Level Concentration)** ». Cette approche est celle qui a été retenue pour définir le critère attribuable à chacun des niveaux d'évaluation prédéfinis. Elle utilise des données de terrain *in situ* décrivant la coexistence d'espèces benthiques et de concentrations variées de contaminants en supposant que la présence d'une espèce à un emplacement implique l'absence d'effets biologiques. Elle estime, pour les contaminants considérés individuellement, la plus grande concentration pouvant être tolérée par une proportion spécifique d'espèces de l'endofaune benthique;
- approche « **Seuil des effets apparents (Apparent Effects Threshold AET)** ». L'approche consiste à déterminer la concentration d'un contaminant dans un sédiment au-dessus de laquelle des effets biologiques significatifs sont toujours observés relativement à des sédiments de référence appropriés. Les indicateurs d'effets biologiques peuvent être des bioessais ou des changements dans la structure de la communauté benthique;
- approche « **Triad (Sediment Quality Triad SQT)** ». Cette approche s'apparente à la précédente et intègre systématiquement des données de qualité chimique, des données de bioessais et des données *in situ* concernant la faune benthique;
- approche « **NOAA (NOAA National Status and Trends Program)** ». Cette approche est également multicritère en regroupant les données provenant de trois groupes d'approches qui avaient pour but d'établir des critères de qualité basés sur des effets. L'ensemble des données ainsi compilées en attribuant un poids égal à chacune permet de déterminer des gammes de concentrations ainsi que des valeurs équivalentes à différents centiles représentant des concentrations au-dessus desquelles des effets sont rarement, fréquemment ou toujours observés.

À la lumière des avantages et désavantages de chacune de ces approches, de leur applicabilité et de la disponibilité des données ainsi que sur la base de nombreuses autres considérations, une sélection a été faite au terme de laquelle les approches suivantes ont été retenues pour chaque niveau d'évaluation :

- pour le niveau SSE (Seuil sans effet), l'approche "Partition à l'équilibre" a été retenue pour les substances organiques non-polaires et l'approche "Bruit de fond" a été retenue pour les autres substances;
- pour les niveaux SEM (Seuil d'effets mineurs) et SEN (Seuil d'effets néfastes), l'approche Niveau de dépistage (Screening Level Concentration) a été retenue pour son haut niveau de protection, mais surtout en raison de la disponibilité des données générées par l'Ontario pour un bon nombre de substances et de la correspondance entre l'environnement aquatique des Grands Lacs et celui du Saint-Laurent.

Étape 3 : Hiérarchisation des substances

L'étude de Procéan inc. (1991) comportait une étape importante de recherche d'information sur un grand nombre de substances d'intérêt susceptibles d'affecter le milieu aquatique du Saint-Laurent. Au terme de cet exercice de documentation et de classification, une liste hiérarchisée de substances a été dressée.

Étape 4 : Attribution des valeurs

Sur la base d'un inventaire exhaustif de l'ensemble des critères existants (principalement en Amérique du Nord), les critères relatifs aux approches sélectionnées pour chacun des trois niveaux identifiés plus haut (SSE, SEM, SEN) ont été colligés pour les substances d'intérêt.

- Pour le niveau SSE (Seuil sans effet), dans tous les cas, les valeurs des critères ont été sélectionnées par un jugement d'expert considérant les conditions observées dans le Saint-Laurent.
- Pour les niveaux SEM (Seuil d'effets mineurs), le 15^e centile de l'approche "Teneur de dépistage (SLC - Screening Level Concentration)" a été utilisé. Pour tous les paramètres, les valeurs ont été générées à partir de la base de données utilisée par le MOE (Persaud *et al.*, 1993) sauf pour les HAP qui n'étaient alors pas compris dans cette base de données. Il faut souligner ici que le seuil d'effets mineurs de l'Ontario avait quant à lui été établi non pas à partir du 15^e centile mais bien du 5^e centile de l'approche SLC. Ce niveau a toutefois été jugé trop protecteur compte tenu des valeurs de bruit de fond élevées dans le Saint-Laurent. Qui plus est, même en utilisant des valeurs plus élevées que celles de l'Ontario, étant donné que les teneurs de bruit de fond du chrome, du cuivre et du nickel étaient plus élevées que les valeurs du 15^e centile de la SLC, il a été jugé raisonnable d'utiliser à nouveau la teneur de bruit de fond pour représenter le SEM pour ces trois paramètres. Cette procédure présente toutefois des problèmes de nature logique puisqu'une même valeur donnée ne peut être indicatrice à la fois de l'absence et de la présence d'effets.

En ce qui concerne les HAP, comme la base de données du MOE n'incluait pas ces paramètres au moment de finaliser l'étude, les critères retenus par Procéan inc. (1991) ont été déterminés à partir des « screening levels » utilisés dans le Puget Sound (État de Washington) et qui sont basés sur de nombreux bioessais et qui couvrent la majorité des HAP faisant l'objet d'analyses au Québec.

- Pour le niveau SEN (Seuil d'effets néfastes), la valeur a été déterminée de la même façon qu'elle l'avait été en Ontario, c'est-à-dire en utilisant le 95^e centile SLC pour tous les métaux et les substances organiques à l'exception des HAP pour lesquels les critères « *maximum level* » utilisés dans le Puget Sound ont été retenus, en l'absence de données ontariennes.

2.2.2 Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent (Centre Saint-Laurent, 1992)

Bien que ce dernier document ait eu essentiellement pour objectif de présenter une synthèse du document élaboré par Procéan (1991), un certain nombre de modifications ont été apportées à son contenu scientifique et, à notre connaissance, ces changements n'ont pas fait l'objet d'une justification écrite. Il est donc impossible dans les conditions présentes d'établir une continuité entre le document de 1991 et celui de 1992 sinon qu'en rapportant ici une description factuelle des modifications apportées aux recommandations et aux conclusions de l'étude de 1991.

Les modifications qui ont été apportées en 1992 au document de Procéan (1991) sont les suivantes pour chacun des niveaux :

- pour le niveau SSE, dans l'ensemble, peu de modifications ont été apportées. Certaines valeurs ont été ajoutées, résultant probablement d'études additionnelles ou de l'acquisition de nouvelles informations ;
- pour les niveaux SEM, outre quelques additions de paramètres, résultant probablement d'études additionnelles ou de l'acquisition de nouvelles informations, le changement principal a consisté à remplacer les critères retenus pour les HAP (« *screening levels* » utilisés dans le Puget Sound) par des critères SLC (15^e centile) identifiés par Neff *et al.* (1986 et 1987). Cette substitution a été effectuée bien que le rapport de Procéan inc. (1991), qui avait considéré cette possibilité, ait noté que "les critères de Neff *et al.* (1986) n'aient pas été utilisés dans la sélection des critères car ils furent établis à l'aide d'espèces benthiques et aquatiques qui sont, à priori, différentes de celles des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent. De plus, il serait hasardeux d'utiliser des critères élaborés pour des environnements sédimentologiques et biologiques de régions parfois différentes du système Saint-Laurent ;

- pour le niveau SEN, deux modifications importantes ont été apportées aux conclusions de l'étude de Procéan (1991). Dans un premier temps, le 95^e centile retenu en 1991 a été remplacé par le 90^e centile en notant que « ce centile, plus protecteur que celui retenu par le MOE, se rapproche généralement du point d'inflexion de la plupart des courbes de calcul de la teneur de dépistage des contaminants ». En second lieu, les critères retenus pour les HAP (« *maximum levels* » utilisés dans le Puget Sound) ont ici encore été remplacés par les critères SLC (90^e centile) identifiés par Neff et al. (1986 et 1987). Ces deux modifications ont eu pour effet d'abaisser significativement la valeur de l'ensemble des critères, et plus particulièrement des HAP, pour lesquels d'ailleurs, un bon nombre de critères ont été éliminés dans ce processus.

Pour illustrer ces différentes modifications et leurs effets sur les critères retenus par Procéan, le tableau 1.2 présente en parallèle les critères d'évaluation de la qualité des sédiments déterminés par Procéan en 1991 et ceux qui sont présentés dans le document *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent* (Centre Saint-Laurent, 1992).

Tableau 1.2 Critères d'évaluation de la qualité des sédiments retenus en 1991 et en 1992.

Paramètre*	Étude de Procéan (1991)			Critères intérimaires (1992)		
	Niveau 1 (SSE)	Niveau 2 (SEM)	Niveau 3 (SEN)	Niveau 1 (SSE)	Niveau 2 (SEM)	Niveau 3 (SEN)
Arsenic extractible	3	6,7	31	3	7	17
Cadmium extractible	0,2	0,9	4,8	0,2	0,9	3
Chrome extractible	55	55	111	55	55	100
Cuivre extractible	28	28	100	28	28	86
Mercure total	0,05	0,2	1,5	0,05	0,2	1
Nickel extractible	35	35	75	35	35	61
Plomb extractible	23	42	197	23	42	170
Zinc extractible	100	150	616	100	150	540
BPC (totaux)	0,14	0,16	1,88	0,02	0,2	1
Arochlor-1016	-	0,0098	0,45	-	0,01	0,4
Arochlor-1248	-	0,046	1,02	-	0,05	0,6
Arochlor-1254	-	0,059	0,32	-	0,06	0,3
Arochlor-1260	-	0,0054	0,23	-	0,005	0,2
Aldrine	0,0006	0,0019	0,08	0,0006	0,002	0,04
BHC (totaux)	0,0014	0,005	0,12	-	0,005	0,1
α-BHC	-	-	-	0,0003	0,01	0,08
γ-BHC	-	-	-	0,0002	0,03	0,2
δ-BHC	-	-	-	0,0009	0,003	0,009
Chlordane	0,00037	0,0072	0,058	0,001	0,007	0,03
DDD et p,p'-DDD	0,002	0,011	0,056	0,002	0,01	0,06
p,p'-DDE	-	-	-	0,002	0,007	0,05
DDT	0,006	0,0088	0,28	0,006	0,009	0,05
Dieldrine	0,0008	0,0023	0,49	0,0008	0,002	0,3
Endrine	0,0005	0,008	1,23	0,001	0,008	0,5
HCB	0,001	0,025	0,25	0,001	0,03	0,1
Heptachlore	-	-	-	0,0003	0,0003	0,01
Heptachlore époxyde	0,005	0,005	0,045	0,001	0,005	0,03
Mirex	0,001	0,011	1,2	0,0001	0,011	0,8

* Les valeurs sont exprimées en ppm ou µg/ g de sédiments secs à l'exception des paramètres organiques non polaires de niveau 3 qui sont exprimés en µg/ g de sédiments secs pour 1 % de COT.

Tableau 1.2 (suite). Critères d'évaluation de la qualité des sédiments retenus en 1991 et en 1992.

Paramètre*	Étude de Procéan (1991)			Critères intérimaires (1992)		
	Niveau 1 (SSE)	Niveau 2 (SEM)	Niveau 3 (SEN)	Niveau 1 (SSE)	Niveau 2 (SEM)	Niveau 3 (SEN)
HAP	1,07	1,8	51	1	-	-
(haut poids moléculaire)						
Benzo(a)anthracène	0,05 à 0,1	0,45	4,6	0,05-0,1	0,4	0,5
Benzo(a)pyrène	0,01 à 0,1	0,68	6,8	0,01-0,1	0,5	0,7
Benzofluoranthène	0,25	0,8	8,0	0,3	-	-
Benzo(ghi)peryène	0,1	0,54	5,4	0,1	-	-
Chrysène	0,1	0,67	6,7	0,1	0,6	0,8
Dibenzo(ah)anthracène	0,005	0,12	1,2	0,005	-	-
Fluoranthène	0,02 à 0,2	0,63	6,3	0,02-0,2	0,6	2
Indéno(1,2,3, cd) pyrène	0,07	0,07	5,2	0,07	-	-
Pyrène	0,02 à 0,1	0,43	7,3	0,02-0,1	0,7	1
HAP	0,16	0,61	6,1	0,1	-	-
(bas poids moléculaire)						
Acénaphène	0,01	0,063	6,3	0,01	-	-
Acénaphylène	0,01	0,064	0,64	0,01	-	-
Anthracène	0,02	0,13	1,3	0,02	-	-
Fluorène	0,01	0,064	6,4	0,01	-	-
2MéthylNaphtalène	0,015	0,067	0,67	0,02	-	-
Naphtalène	0,02	0,21	2,1	0,02	0,4	0,6
Phénanthrène	0,057	0,32	3,2	0,03-0,07	0,4	0,8

* Les valeurs sont exprimées en ppm ou µg/ g de sédiments secs à l'exception des paramètres organiques non polaires de niveau 3 qui sont exprimés en µg/ g de sédiments secs pour 1 % de COT.

3. NOUVEAUX DÉVELOPPEMENTS

Les sections qui suivent décrivent, de façon sommaire, les nouvelles informations disponibles issues du développement de critères de qualité des sédiments ailleurs au Canada et aux États-Unis. Ce chapitre ne se veut cependant pas une synthèse systématique des outils d'évaluation de la qualité des sédiments mais plutôt une revue des approches qui ont été retenues par différents gouvernements pour élaborer des critères d'évaluation. Pour un résumé récent des méthodes scientifiques pouvant être utilisées pour développer des critères d'évaluation de la qualité des sédiments, le lecteur pourra consulter la revue d'information commentée sur la gestion des activités de dragage et sur les outils d'évaluation de la qualité des sédiments réalisée par le ministère des Transports du Québec (Delaître, 2000).

Le portrait qui est dressé ici a été établi à la suite d'une recherche des données disponibles qui ne se voulait pas exhaustive. Même si les informations colligées ne sont pas nécessairement complètes, les principaux développements dans le domaine sont à, notre sens, traités dans les paragraphes qui suivent.

3.1 Directives du ministère de l'Environnement de l'Ontario

En 1993, le ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO) a publié une mise à jour de son document intitulé « *Guidelines for the protection and Management of Aquatic sediment Quality in Ontario* » (Persaud et Jaagumagi, 1993). Dans cette version révisée, le ministère a proposé, pour 12 HAP, des valeurs pour les *Lowest Effect Level* et pour les *Severe Effect Level* (l'équivalent des SEM et des SEN respectivement). Les valeurs provisoires proposées pour les HAP totaux dans la version originale du document ont, par ailleurs, été modifiées dans cette nouvelle version du guide.

Les valeurs retenues par le MEO sont présentées au tableau 1.3. Les valeurs en usage dans le Saint-Laurent sont également présentées à titre indicatif dans le même tableau. Ces valeurs ont été calculées comme pour les autres paramètres suivant la méthodologie décrite plus haut. Les données ayant servi au calcul de ces valeurs sont fournies dans Jaagumagi (1993).

3.2 Recommandations du Conseil canadien des ministres de l'environnement

En réponse au besoin reconnu de recommandations pour la qualité des sédiments au Canada, Environnement Canada a commandé une étude en 1988 (Macdonald *et al.*, 1992) pour examiner et pour évaluer les différentes approches utilisées pour élaborer de telles recommandations. Une évaluation préliminaire réalisée alors

Tableau 1.3 Seuils d'effets mineurs et d'effets néfastes retenus par le Ministère de l'Environnement de l'Ontario pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques.

Paramètre*	Ontario*		Québec	
	SEM	SEN*	SEM	SEN
Anthracène	0,22	3,7	-	-
Benzo[a]anthracène	0,32	14,8	0,4	0,5
Benzo[k]fluoranthène	0,24	13,4	-	-
Benzo[a]pyrène	0,37	14,4	0,5	0,7
Benzo[g,h,i]pérylène	0,17	3,2	-	-
Chrysène	0,34	4,6	0,6	0,8
Dibenzo[a,h]anthracène	0,06	1,3	-	-
Fluoranthène	0,75	10,2	0,6	2,0
Fluorène	0,19	1,6	-	-
Indeno[1,2,3-c,d]pyrène	0,2	3,2	-	-
Naphtalène	-	-	0,4	0,6
Phénanthrène	0,56	9,5	0,4	0,8
Pyrène	0,49	8,5	0,7	1
HAP totaux	4	100	-	-

* Les données sont présentées pour fins de comparaison en ug/g de sédiments secs pour 1 % de carbone organique total (COT). Dans le document du ministère de l'Environnement de l'Ontario, les données sont présentées en ug/g de sédiments secs pour 10 % de COT. Les valeurs présentées dans le document de l'Ontario sont donc, en apparence, 10 fois plus élevées que celles qui sont présentées ici.

Note : le paramètre HAP totaux correspond à la somme des 16 HAP suivants : l'acénaphène, l'acénaphthylène, Anthracène, benzo [k] fluoranthène, benzo [b] fluorène, benzo [a] anthracène, Benzo [a] pyrène, benzo [g,h,i] pérylène, chrysène, dibenzo [a,h] anthracène, fluoranthène, fluorène, Indéno[1,2,3-cd]pyrène, naphtalène, phénanthrène et pyrène.

indiquait qu'aucune approche unique ne pouvait vraisemblablement répondre pleinement au besoin immédiat de recommandations nationales scientifiquement défendables et qui tiennent compte explicitement des facteurs influant sur la toxicité des contaminants associés aux sédiments. Jusqu'à ce qu'un protocole formel soit élaboré, Macdonald *et al.* (1992) recommandaient que les valeurs d'évaluation de la qualité des sédiments fondées sur les effets adoptées par d'autres autorités compétentes soient évaluées pour déterminer leur applicabilité aux conditions canadiennes, modifiées en fonction des données scientifiques existantes pour en accroître leur applicabilité et adoptées à titre de recommandations provisoires.

À la suite de ces recommandations, Environnement Canada a commandé une autre étude pour valider et mettre à jour la banque de données du *National Status and Trends Program*, créée par le *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA). Celle-ci contenait des informations sur les effets biologiques des contaminants associés aux sédiments obtenues à partir de modèles (la partition à l'équilibre), de tests de toxicité des sédiments avec dopage et d'études de terrain (données de cooccurrence comprenant des données appariées sur la chimie des sédiments et les effets biologiques). Ces informations devaient servir de base pour l'élaboration de recommandations nationales pour la qualité des sédiments (RQS) fondées sur une approche similaire à celle développée par le NOAA (Long et Morgan, 1990). Cette approche est basée sur l'évaluation et la compilation de données provenant d'une grande variété de sources pour établir des associations entre les concentrations des contaminants présents dans les sédiments et des effets biologiques défavorables (approche de type « poids de la preuve »).

Le processus adopté pour développer les RQS canadiennes suit le cadre de travail général établi pour l'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux (CCME, 1991). Ce processus comprend une revue complète de l'information scientifique existante sur chacune des substances et une évaluation des données toxicologiques disponibles afin de ne considérer dans l'établissement des recommandations que des données de haute qualité. La procédure d'évaluation est décrite en détail dans Smith et Keenleyside (1996).

Les données retenues pour l'élaboration des RQS ont ensuite été compilées dans un tableau pour chaque produit dans un ordre croissant de concentration. Ces tableaux forment collectivement la *Biological Effects Database for Sediments* (BEDS) (base de données sur les effets biologiques pour les sédiments). Les tableaux sont présentés de façon séparée pour les sédiments d'eau douce et les sédiments marins (voir exemples à l'annexe 1). Chaque entrée (rangée) comprend la concentration mesurée du produit chimique, le lieu, le type d'analyse ou d'approche, la durée du test, la manifestation mesurée, l'espèce et le stade du cycle vital testés, les évidences d'effets observés et la référence de l'étude en cause. Les données marquées d'un astérisque dans la colonne « Effet/Sans Effet » constituent l'ensemble des données « effet » (c.-à.-d., les effets biologiques observés ont été liés à la concentration mesurée du produit chimique). Les entrées pour lesquelles on n'a pas observé d'effets constituent l'ensemble des données « sans effet » et sont marquées des abréviations SE (sans effet), SG (sans gradient), LG (léger gradient) ou SC (sans concordance). Les données sur les caractéristiques des sédiments (granulométries, AVS) et de la colonne d'eau sus-jacente sont également résumées le cas échéant.

La base de données BEDS comprend un grand nombre de données récoltées un peu partout en Amérique du Nord et portant sur plusieurs espèces normalement associées aux sédiments. Selon Don MacDonald (communication personnelle, avril 2000), environ 10 % des données incluses dans BEDS proviendraient d'études réalisées au Canada et la balance de travaux réalisés aux États-Unis. Les analyses chimiques incluses dans BEDS ont par ailleurs été réalisées sur des matériaux présentant une grande diversité sur le plan granulométrique et sur leur teneur en carbone organique ou en sulfure.

Selon CCME (1999), toutes les données incluses dans la base de données BEDS sont exprimées sous forme de concentration totale du produit chimique dans les sédiments en poids secs. Pour les métaux, la concentration totale signifierait la teneur du métal récupéré selon une méthode de digestion à l'acide faible (fraction qui est en théorie assimilable et qui ne comprend pas les métaux résiduels retenus dans le réseau cristallin du sédiment). Cette assertion est toutefois erronée. En effet, contrairement à ce qui est indiqué dans le document du CCME (1999), les données incluses dans BEDS pourraient inclure à la fois des résultats d'analyses faites par des extractions partielles et totales (Smith et Keenleyside, (1996); Don MacDonald et Kathie Adare, communications personnelles).

Pour l'élaboration des RQS, un nombre minimal de données devaient être disponibles pour étayer les recommandations formulées par le poids de la preuve liant les concentrations chimiques aux effets biologiques et pour assurer une protection adéquate des espèces aquatiques. Lorsque les exigences quant aux données minimales étaient respectées, deux valeurs de référence ont été définies. La première est définie comme la concentration seuil produisant un effet (CSE) et la seconde comme la concentration produisant un effet probable (CEP). La CSE correspond à la racine carrée du produit (c.-à.-d., la moyenne géométrique) de la concentration du 15^e centile inférieur de l'ensemble des données « effet » (E_{15}) et celle du 50^e centile de l'ensemble des données « sans effet » (SE_{50}). Cette concentration est calculée de manière à ce qu'elle détermine toujours un niveau de concentration en produits chimiques dans les sédiments dominé par les entrées sans effet. Par conséquent, la CSE peut être interprétée comme la concentration en deçà de laquelle on observe rarement des effets biologiques défavorables. La CEP, quant à elle, correspond à la racine carrée du produit de la concentration du 50^e centile de l'ensemble des données effet par la concentration du 85^e centile des données sans effet. Ces valeurs permettent de définir trois plages de concentrations de produits chimiques : (1) la plage des concentrations les plus faibles produisant un effet, à l'intérieur de laquelle des effets défavorables sont rarement observés (concentrations inférieures à la CSE produisant des effets défavorables dans moins de 25 % des cas), (2) la plage des effets possibles, située entre la CSE et la CEP, à l'intérieur de laquelle des effets défavorables sont occasionnellement observés et (3)

la plage des effets probables, à l'intérieur de laquelle des effets biologiques défavorables sont fréquemment observés (concentration supérieure à la CEP produisant des effets défavorables dans plus de 50 % des cas; voir tableau 1.4). La définition de ces plages est fondée sur l'hypothèse selon laquelle la probabilité qu'une exposition à un produit chimique produise des effets toxiques augmente en proportion de la concentration de cette substance dans les sédiments.

Tableau 1.4 Incidence (%) des effets biologiques défavorables attendus dans les plages de concentrations définies.

Paramètre	Eau douce			Eau salée		
	% ≤ CSE	CSE < % < CEP	% ≥ CEP	% ≤ CSE	CSE < % < CEP	% ≥ CEP
Arsenic	5	25	12	3	13	47
Cadmium	11	12	47	6	20	71
Chrome	2	19	49	4	15	53
Cuivre	4	38	44	9	22	56
Mercure	8	34	36	8	24	37
Plomb	5	23	42	6	26	58
Zinc	5	32	36	4	27	65
BPC (totaux)	4	40	50	16	37	55
Aroclor-1254	-	-	-	1	24	76
Chlordane	2	17	70	9	12	17
p,p'-DDD	3	30	85	4	11	46
DDT	8	5	59	8	5	59
Dieldrine	1	10	60	4	13	50
Endrine	1	64	59	-	-	-
Benzo(a)anthracène	13	6	38	9	16	78
Benzo(a)pyrène	11	16	30	8	22	71
Chrysène	8	14	25	9	19	72
Dibenzo(ah)anthracène	-	-	-	16	12	65
Fluoranthène	8	23	49	10	20	80
Pyrène	7	16	32	7	19	83
Acénaphène	-	-	-	8	29	57
Acénaphthylène	-	-	-	7	14	51
Anthracène	-	-	-	9	20	75
Fluorène	-	-	-	12	20	70
2-méthylnaphtène	-	-	-	0	23	82
Naphtalène	-	-	-	3	19	71
Phénanthrène	4	17	44	8	23	78

L'approche utilisée par le CCME pour développer les RQS est donc similaire à celle originalement développée par le NOAA (Long et Morgan, 1990). Elle diffère toutefois de cette approche du fait que, contrairement à la méthode originale, les données « sans effet » sont également considérées lors de l'établissement des valeurs. Le fait d'inclure ces données a, en apparence, pour effet de fournir des données légèrement plus protectrices. En effet, si les valeurs établies par le CCME sont comparées à celles développées par le NOAA, celles-ci sont significativement plus faibles que celles développées à l'origine dans le cadre du *National Status and Trends Program*. Les RQS proposées par le CCME (1999) sont présentées dans le tableau 1.5. Pour fins de comparaison, les valeurs retenues par le NOAA sont également présentées.

Selon le CCME (1999), les valeurs proposées pour l'évaluation de la qualité des sédiments doivent être utilisées de concert avec un ensemble de données complémentaires qui peuvent comprendre les concentrations de fond mesurées à chaque emplacement, les résultats d'évaluations biologiques et les recommandations pour la qualité de l'environnement établies pour d'autres milieux (eau, tissus et sol). L'exclusion de toute autre donnée d'appui peut donner lieu, selon les auteurs, à des conclusions ou à des prévisions erronées sur la qualité des sédiments (voir au tableau 1.4). Les valeurs proposées par le CCME ne doivent donc servir que de points de repère aux fins de l'évaluation de l'incidence écologique des concentrations de substances chimiques associées à la phase sédimentaire. Il ne s'agit donc pas de valeurs absolues à partir desquelles des effets sont nécessairement appréhendés.

Le CCME souligne, par ailleurs, que les valeurs proposées ont été élaborées à partir de données scientifiques. Certains facteurs socio-économiques ou technologiques susceptibles d'influer sur l'application de ces recommandations n'ont pas été pris en compte dans le processus d'élaboration, mais peuvent jouer un rôle plus ou moins important lors de leur application.

3.3 Directives du "Florida Department of Environmental Protection"

Au début des années 1990, le *Florida Department of Environmental Protection* a commandé une étude qui avait pour objectif de proposer des valeurs de référence pour évaluer la qualité des sédiments dans les régions côtières de l'état. L'étude a été confiée à MacDonald Environmental Sciences Ltd (MacDonald, 1994), la même firme qui a réalisé pour Environnement Canada les travaux d'évaluation et de compilation qui ont conduit aux recommandations du CCME.

L'approche retenue par l'état de la Floride est exactement la même que celle proposée par le CCME et tous les calculs ont été réalisés à partir des informations colligées dans BEDS (la base de données BEDS est le résultat d'un travail conjoint

Tableau 1.5 Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments et directives du NOAA.

Paramètre	CCME				NOAA	
	Eau douce		Eau salée		Eau salée	
	CSE	CEP	CSE	CEP	CSE	CEP
Arsenic	6	17	7	42	8	70
Cadmium	0,6	3,5	0,7	4,2	1	10
Chrome	37	90	52	160	81	370
Cuivre	36	197	19	108	34	270
Mercure	0,2	0,49	0,1	0,7	0,15	0,71
Plomb	35	91	30	112	47	218
Zinc	123	315	124	271	150	410
BPC (totaux)	0,03	0,28	0,02	0,2	0,02	0,2
Aroclor-1254	0,06	0,34	0,06	0,7	-	-
Chlordane	0,005	0,009	0,002	0,005	-	-
DDD et p,p'-DDD	0,003	0,009	0,001	0,008	-	-
DDT	0,001	0,005	0,001	0,005	0,001	0,05
Dieldrine	0,003	0,007	0,0007	0,004	-	-
Endrine	0,003	0,07	0,003	0,06	-	-
Heptachlore	0,0006	0,003	0,0006	0,003	-	-
Heptachlore époxyde	0,0006	0,003	0,0006	0,003	-	-
Acénaphène	0,007	0,09	0,007	0,09	0,02	0,5
Acénaphthylène	0,006	0,1	0,006	0,1	0,04	0,6
Anthracène	0,05	0,2	0,05	0,2	0,09	1,1
Benzo(a)anthracène	0,03	0,4	0,07	0,7	0,3	1,6
Benzo(a)pyrène	0,03	0,8	0,09	0,8	0,4	1,6
Chrysène	0,06	0,9	0,1	0,8	0,4	2,8
Dibenzo(ah)anthracène	0,006	0,1	0,006	0,1	0,06	0,3
Fluoranthène	0,1	2,4	0,1	1,5	0,6	5,1
Fluorène	0,02	0,1	0,02	0,1	0,02	0,5
2-méthylnaphtène	0,02	0,2	0,02	0,2	0,07	0,7
Naphtalène	0,03	0,4	0,03	0,4	0,2	2,1
Phénanthrène	0,04	0,5	0,09	0,5	0,2	1,5
Pyrène	0,05	0,9	0,2	1,4	0,7	2,6

Le NEF (niveau d'effets-valeur faible) correspond au 10^e centile des concentrations pour lesquelles un effet biologique a été observé tandis que NEM (niveau d'effets-valeur médiane) correspond au 50^e centile des concentrations pour lesquelles un effet biologique défavorable a été observé. Le NEF est donc en essence l'équivalent du CSE et le NEM celui du CEP.

Note : les concentrations qui sont exprimées en mg/kg sont rapportées pour 1 % de COT.

entre Environnement Canada, le *Florida Department of Environmental Protection*, le *National Oceanic and Atmospheric Administration* et *MacDonald Environmental Sciences Ltd*). L'étude a permis de développer des valeurs de référence pour 34 contaminants jugés prioritaires dans l'état de la Floride. Les valeurs proposées sont, comme on pouvait s'y attendre, les mêmes que celles qui sont proposées pour l'eau salée par le CCME (1999).

L'auteur du rapport (MacDonald, 1994) recommande que ces valeurs soient utilisées comme point de référence et de concert avec d'autres outils d'évaluation. Il indique, par ailleurs, que des données complémentaires provenant de la Floride devraient être intégrées à la base de données. Ceci afin de pouvoir établir des valeurs de référence pour les substances pour lesquelles les données étaient insuffisantes et d'ajuster les valeurs retenues pour les autres paramètres aux conditions locales.

3.4 Directives du ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique

Le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique a retenu, comme approche pour évaluer la qualité des sédiments, les recommandations du CCME (1999). Ils ont, toutefois, mandaté MacDonald Environmental Sciences Ltd afin de vérifier le pouvoir prédictif des valeurs proposées par le CCME de façon à pouvoir, au besoin, les ajuster aux conditions qui prévalent dans la province. Un rapport préliminaire devrait être disponible au cours de l'été (M. MacFarlane, communication personnelle).

3.5 Autres juridictions

Selon D. Macdonald (communication personnelle), dans les provinces Maritimes, les recommandations du CCME sont utilisées comme valeurs de référence pour évaluer la qualité des sédiments. Certains états américains, dont le Massachusetts et la Californie, auraient également adopté des directives pour évaluer la qualité des sédiments basées sur une approche de type « poids des évidences » similaire à celle développée par le CCME.

4. DISCUSSION

Le but de cette discussion est d'analyser s'il y a motif à réviser les critères intérimaires d'évaluation de la qualité des sédiments et, le cas échéant, de formuler des recommandations sur les modifications à y apporter.

Afin de dresser un portrait des problèmes d'application relevés par les utilisateurs des critères, plusieurs intervenants des domaines privé et public (voir la liste des personnes consultées à l'annexe 2) ont été consultés dans le cadre de ce mandat. Ce portrait a été complété par la révision du compte rendu de l'atelier technique sur l'interprétation des critères intérimaires tenu le 20 février 1996 à Sainte-Foy (Anonyme, 1996). Cet atelier avait été organisé par un comité issu de trois ministères fédéraux concernés par la gestion des projets de dragage. Il avait pour objectif de permettre aux ministères aviseurs d'obtenir des avis de spécialistes sur des questions soulevées par l'interprétation des critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent, de façon à permettre ultérieurement de développer une approche standardisée de gestion des activités de dragage et de mise en dépôt des sédiments du Saint-Laurent.

Les aspects qui ont été soulevés lors de l'atelier ou lors de l'enquête réalisée dans le cadre de la présente étude sont :

- la non-applicabilité des critères intérimaires aux sédiments marins;
- le caractère trop conservateur associé aux valeurs assignées pour définir les seuils d'effets mineurs et néfastes;
- la notion de seuil qui entraîne une rigidité dans l'interprétation des règles de gestion;
- la non-considération des teneurs naturelles ou « normales » dans l'application des critères d'évaluation de la qualité des sédiments lorsqu'elles excèdent les seuils d'effets mineurs ou néfastes;
- le manque de critères pour certains paramètres;
- l'absence de consensus relatif à l'utilisation des bioessais dans l'interprétation des critères d'évaluation de la qualité des sédiments;
- l'incertitude reliée à l'utilisation des critères pour évaluer la qualité des matériaux grossiers et des matériaux étrangers;

- le manque de directives quant au nombre d'échantillons qui doivent excéder les seuils en vigueur pour que les matériaux soient assignés dans une classe ou une autre;
- la représentativité des méthodes d'extraction des métaux présents dans les sédiments.

Ces différents points sont discutés dans les sections qui suivent. Dans la mesure du possible, nous avons tenté de définir, pour chacun des aspects, des pistes de solution qui pourraient s'appliquer.

4.1 Critères d'évaluation de la qualité des sédiments marins

L'approche SLC (*Screening Level Concentration*) avait été retenue à l'époque, en partie parce que les données à la base des calculs provenaient des Grands Lacs, un milieu qui présente plusieurs similitudes avec le Saint-Laurent. À défaut d'autres valeurs, les critères qui ont été développés à partir de données récoltées en eau douce (sauf pour les HAP où les données provenaient de sédiments marins) ont également été appliqués aux sédiments marins du Saint-Laurent. Comme certains intervenants l'ont signalé lors des entrevues réalisées dans le cadre de ce travail et dans le cadre de l'atelier sur l'interprétation des critères intérimaires, il paraît légitime de s'interroger sur l'applicabilité de ces critères en eaux salées surtout dans la mesure où des recommandations pour la qualité des sédiments marins ont été spécifiquement formulées par le CCME (1999).

Toutefois, selon Don MacDonald (MacDonald Environmental Science Ltée, communication personnelle) qui a examiné l'ensemble des données toxicologiques incluses dans la banque de données BEDS, la toxicité des contaminants se manifeste généralement à des concentrations similaires, que les sédiments proviennent d'un milieu d'eau douce ou d'un milieu d'eau salée. Les recommandations proposées par le CCME pour les milieux d'eau douce sont d'ailleurs très similaires ou, à tout le moins, du même ordre de grandeur que les valeurs développées pour ceux d'eau salée. En fait, contrairement à ce qui a été indiqué lors de l'atelier, à savoir que les métaux sont plus disponibles en eau douce qu'en eau salée à cause de la présence d'oxydes de fer et de manganèse en plus forte proportion dans les sédiments marins que dans les sédiments d'eau douce, il ne semble pas possible, sur la base des informations scientifiques disponibles, de conclure de façon claire sur cette hypothèse (Charles Gobeil, Institut Maurice Lamontagne, communication personnelle). Par conséquent, il ne nous semble pas irraisonnable d'utiliser les mêmes critères pour les secteurs d'eaux douces et d'eau salées dans le Saint-Laurent.

Les RQS proposées par le CCME peuvent, en théorie, être également retenues comme point de référence pour évaluer la qualité des sédiments estuariens dans le Saint-Laurent. Toutefois, les recommandations fédérales ont été déterminées suivant une approche différente de celle utilisée pour définir les critères actuellement en usage dans le Saint-Laurent. Par conséquent, le processus décisionnel défini dans le document du CSL (1992) qui encadre l'utilisation des critères n'est pas nécessairement applicable dans le cas où les recommandations du CCME seraient retenues (voir section 4.3). L'adoption des valeurs proposées par le CCME nécessitera donc l'adoption de nouvelles lignes directrices qui définiraient les interventions à effectuer en fonction de ces nouvelles valeurs. En effet, comme mentionné précédemment, les RQS proposées par le CCME doivent être interprétées comme des points de repère pour évaluer la qualité des sédiments et non comme des seuils d'effets mineurs ou d'effets néfastes, ces derniers représentant, en théorie, une concentration au-delà de laquelle la grande majorité des espèces sont susceptibles d'être affectées. En effet, selon les données fournies dans CCME (1999), l'incidence des effets, lorsque les concentrations dans les sédiments excèdent les concentrations d'effets probables, n'est pas nécessairement très élevée et peut varier de façon importante d'une substance à l'autre (voir tableau 1.4). L'apparente similarité au niveau des valeurs dérivées des deux approches origine du fait que les critères intérimaires retenus au Québec ne sont pas nécessairement représentatifs des concentrations réelles à partir desquelles des effets néfastes sont appréhendés sur la majorité des espèces benthiques (voir section 4.2).

Recommandations : à priori, les critères intérimaires en vigueur dans le Saint-Laurent et les RQS proposées par le CCME peuvent être utilisés pour évaluer la qualité des sédiments marins et nous ne saurions privilégier une approche par rapport à une autre. Toutefois, il est clair que si l'approche du CCME est retenue, un nouveau cadre d'interprétation devra être défini pour orienter les modes de gestion des matériaux de dragage et la restauration des sites aquatiques contaminés. Rappelons que selon le CCME (1999), les valeurs proposées pour l'évaluation de la qualité des sédiments doivent être utilisées de concert avec un ensemble de données complémentaires. L'exclusion de toute autre donnée d'appui peut donner lieu, selon les auteurs, à des conclusions ou à des prévisions erronées sur la qualité des sédiments. Aussi, dans la mesure où les critères intérimaires sont remplacés pour les sédiments marins par les RQS fédérales, on devrait aussi le faire pour les sédiments d'eau douce de façon à assurer une cohérence entre les approches et une équité pour les promoteurs.

4.2 Quel est le degré de conservatisme ou le niveau de protection assuré par les critères intérimaires ?

À plusieurs titres, les critères intérimaires actuels, qui ont été établis à partir de la base de données de l'Ontario, présentent un caractère conservateur. Il faut tout d'abord rappeler que l'établissement des critères selon l'approche SLC (*Screening Level Concentration*) a été faite en deux étapes (Persaud *et al.* 1993).

Tout d'abord, pour plusieurs espèces benthiques présentes dans le milieu (au moins dix), une SLC d'espèce (soit une SSLC ou *species SLC*) a été déterminée. De façon intuitive, il serait permis de croire que la valeur à retenir pour représenter la SSLC d'une espèce donnée devrait simplement être la plus haute concentration à laquelle l'espèce observée a été soumise. Toutefois, c'est une valeur inférieure à cette concentration maximum qui a été retenue pour déterminer le SSLC de chacune des espèces étudiées. La SSLC retenue a plutôt été calculée après avoir regroupé par ordre croissant les concentrations de contaminants pour tous les sites (au moins dix) où l'espèce est présente et c'est le 90^e centile de cette distribution qui a été sélectionné. En d'autres termes, une liste de données a été établie pour un certain nombre de stations où une espèce benthique donnée a été observée et où la concentration d'un contaminant donné était connue. Cette base de donnée a ensuite été triée par ordre croissant de concentration pour le contaminant étudié et le 90^e centile de cette distribution croissante a été retenu pour représenter la valeur SSLC de l'espèce étudiée. Cet exercice a été répété pour toutes les espèces benthiques observables. On a donc obtenu à terme une série de SSLC correspondant à chacune des espèces observées.

À la seconde étape, les SSLC de toutes les espèces ont été triées par ordre croissant de concentration. Il a alors été possible d'établir une ou plusieurs SLC pour un contaminant donné. Une valeur SLC donnée correspond alors à un centile de distribution des SSLC et représente la plus grande concentration tolérée par une proportion donnée des espèces de l'endofaune benthique. Une SLC de 5 %, telle que celle retenue par le MOEE pour son *Lowest Effect Level* (ou LEL), représente, en théorie, la plus grande concentration tolérée par 95 % des espèces de l'endofaune benthique, alors qu'une SLC de 95 % (*Severe Effect Level* ou SEL) représente la plus grande concentration tolérée par 5 % des espèces endobenthiques. La figure 1.1 illustre un exemple de détermination de la SLC pour un contaminant donné.

Il convient ici de souligner cinq éléments relatifs à l'approche SLC qui contribuent à assurer un conservatisme et un niveau de protection élevé :

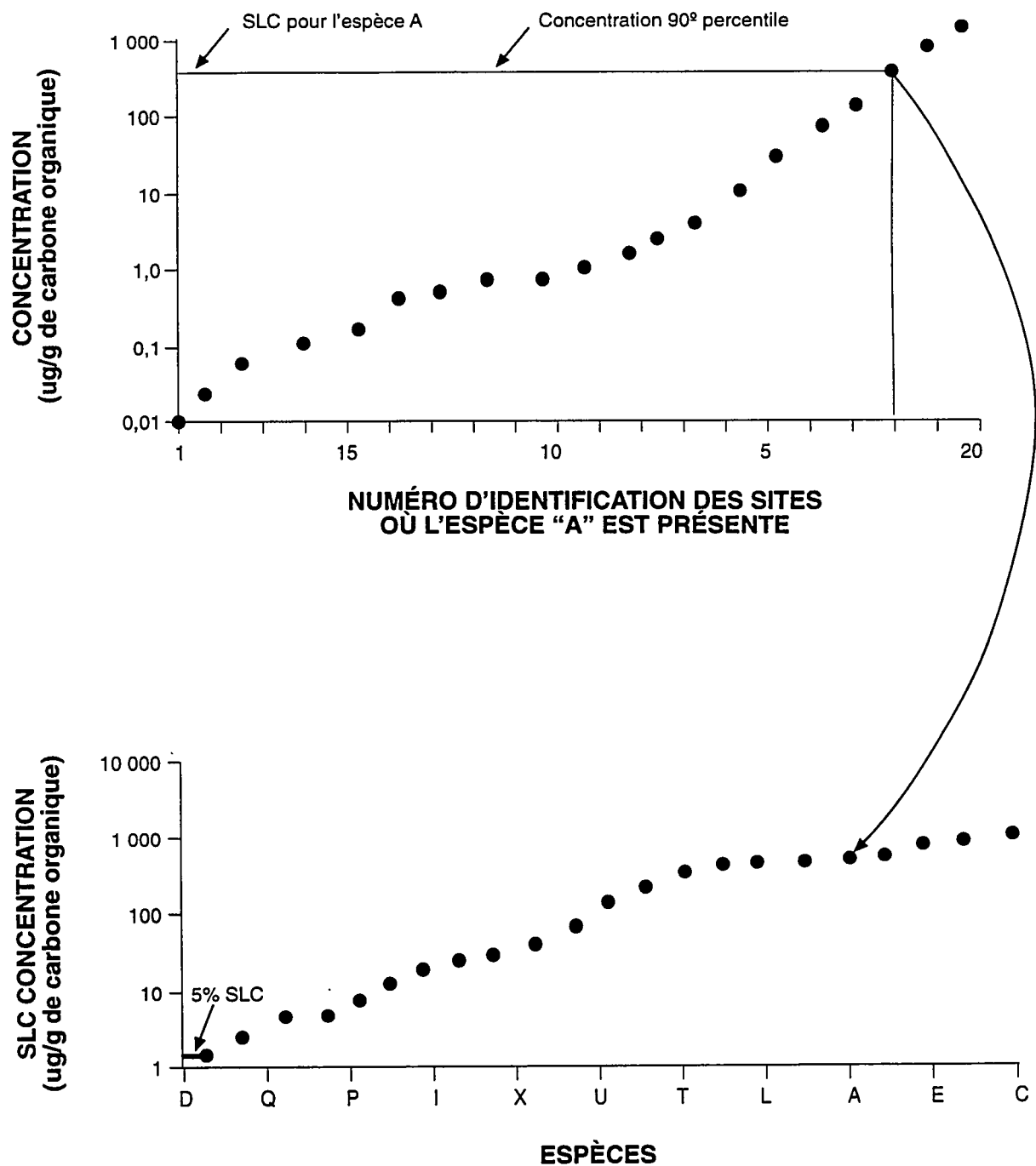


FIGURE 1.1 Exemple du calcul de la SLC pour un contaminant donné (tiré de Persaud *et al.*, 1993).

- **action combinée de plus d'un contaminant à la fois.** Même si les contaminants sont traités de façon séparée, les données proviennent de sédiments naturels qui peuvent très bien contenir des combinaisons de plusieurs types de contaminants en diverses concentrations. L'absence de certaines espèces à des concentrations faibles d'un contaminant donné peut donc, dans certains cas, être davantage reliée à la présence d'un autre contaminant dans le même échantillon. Dans ces conditions, la méthode ne permet pas d'isoler l'effet d'un contaminant en particulier comme le ferait un bioessai réalisé sur un sédiment dopé ;
- **intégration de tous les types d'effets.** La réponse biologique (absence d'une espèce), qui constitue le cœur de l'approche SLC, intègre les tendances des réponses aiguës de même que toutes celles de type sous-chronique et chronique telles que la relation reproduction/fécondité, la sensibilité des étapes de développement, les effets synergiques, antagonistes et additifs de même que tous les modes possibles d'exposition puisque la mesure est cumulative. La SLC évite donc les difficultés reliées à l'extrapolation des données des tests de toxicité en laboratoire aux situations de terrain et aussi l'incertitude associée à l'utilisation de coefficients de partition à l'équilibre ;
- **le 90^e centile SSLC.** Tel que décrit plus haut, dans la première étape du calcul, ce n'est pas la valeur maximale mais bien le 90^e centile de la distribution croissante des concentrations pour un contaminant donné qui est retenu pour représenter la valeur SSLC d'une espèce benthique donnée. Il ne s'agit donc pas réellement de la concentration la plus élevée à laquelle l'espèce a été observée puisque la base de donnée par espèce a été systématiquement épurée de toutes les valeurs de concentration les plus élevées. Selon le MOE, le 90^e centile a été choisi *"pour fournir un estimé plus conservateur de la SSLC puisque, selon les caractéristiques spécifiques de certains sédiments, des concentrations extrêmement élevées de contamination peuvent résulter en une faible biodisponibilité relative des contaminants. En choisissant le 90^e centile, ces valeurs extrêmes sont exclues"*.

Note : l'examen détaillé des données pour chacun des paramètres indique que non seulement des valeurs **extrêmement** élevées (plus de 100 fois la valeur du 90^e centile, par exemple) sont écartées mais également, le plus souvent, des valeurs **juste un peu plus élevées** (1, 2 ou 3 fois la valeur du 90^e centile). Si l'exclusion des valeurs extrêmement élevées peut trouver une certaine justification, en revanche, l'exclusion des valeurs un peu plus élevées peut entraîner ultérieurement l'identification de faux-positifs, c'est-à-dire que, dans certains cas, les critères issus de ces données "épurées" conduiront à conclure à des effets plus importants que ceux qui sont

réellement associés à une concentration donnée. Ainsi, la seconde étape du calcul des SLC est grandement influencée par cette décision d'exclure les concentrations les plus élevées qui sont tolérées par les organismes benthiques et elle confère aux critères qui découlent de cet exercice un caractère conservateur.

Les figures présentées à l'annexe 3 fournissent les résultats du calcul des SLC obtenus d'une part à l'aide des données "épurées des concentrations les plus élevées", c'est-à-dire à partir des 90^e centile SSLC selon la procédure du MOE et, d'autre part, à partir des concentrations maximums tolérées par les espèces étudiées. Ces résultats sont synthétisés au tableau 1.6 qui présente, pour plusieurs paramètres, les niveaux SEM et SEN calculés à partir des 90^e centile SSLC et à partir des concentrations maximales tolérées par les espèces étudiées (le centième centile). Ce tableau présente également les pourcentages d'espèces qui tolèrent "réellement" les concentrations qui correspondent aux niveaux SEM et SEN actuels en considérant le maximum des concentrations tolérées par les organismes benthiques. Ces chiffres montrent que les niveaux de protection recherchés par l'utilisation des seuils d'effets mineurs et néfastes sont plus que largement couverts par les critères dans leur forme actuelle. En d'autres termes, il s'avère que l'identification d'effets sévères recherchés par le niveau SEN et définis par la concentration tolérée par seulement 10 % des organismes est en réalité une concentration qui, selon les contaminants étudiés, est tolérée par une proportion beaucoup plus grande d'espèces (entre 52 et 70 % pour les métaux et entre 18 et 69 % selon les substances organiques considérées).

- **le 90^e centile SLC.** Tel qu'indiqué plus haut, alors que la conclusion de Procéan (1991) était à l'effet de retenir le 95^e centile des SSLC pour représenter le seuil d'effets néfastes comme l'avait fait l'Ontario pour déterminer son *Severe Effect Level*, c'est le 90^e centile qui a été finalement retenu en 1992. Notons que « ce centile, plus protecteur que celui retenu par le MOE, se rapproche généralement du point d'inflexion de la plupart des courbes de calcul de la teneur de dépistage des contaminants ». Cette décision confère un caractère conservateur au SEN. Il faut toutefois noter que, ce faisant, on s'éloigne de la notion de seuil d'effets néfastes, qui se voulait représentatif de conditions sévères et inacceptables. Cette modification a pour effet d'augmenter la possibilité d'identifier de faux positifs, c'est-à-dire de conclure de façon erronée à un effet néfaste alors que la réalité est autre ;
- **les critères pour l'évaluation des HAP.** Au moment de produire le document présentant les critères intérimaires en 1992, les critères proposés par Procéan inc. (1991) pour les HAP (« *maximum levels* » utilisés dans le Puget Sound) ont été remplacés par les critères SLC (90^e centile) identifiés par Neff *et al.* (1986 et

Tableau 1.6 Calcul des critères SEM et SEN à partir des 90^e centiles de la distribution croissante des SSLC ainsi qu'à partir des concentrations maximales tolérées par les organismes benthiques.

Paramètres (en ppm ou µg/g pour 1% COT)	SEM (15 ^e centile SLC)				SEN (90 ^e centile SLC)			
	SSLC calculée à partir du 90 ^e centiles	% d'espèces protégées calculé avec le 90 ^e centile	SSLC calculée avec la valeur maximale	% d'espèces protégées recalculé avec la valeur maximale	SSLC calculée à partir du 90 ^e centile	% d'espèces protégées calculé avec le 90 ^e centile	SSLC calculée avec la valeur maximale	% d'espèces protégées recalculé avec la valeur maximale
Arsenic extractible	7	85	9	91	17	10	56	53
Cadmium extractible	0,9	85	2	92	3	10	26	70
Chrome extractible	NA*	NA*	39	77	100	10	270	58
Cuivre extractible	NA*	NA*	44	93	86	10	355	61
Mercure total	0,2	85	0,4	95	1	10	30	67
Nickel extractible	NA*	NA*	31	80	61	10	103	52
Plomb extractible	42	85	102	92	170	10	350	64
Zinc extractible	150	85	253	90	540	10	1300	64
BPC (totaux)	0,2	85	0,4	95	1	10	15	65
Aroclor - 1016	0,01	85	0,03	95	0,4	10	0,9	53
Aroclor - 1248	0,05	85	0,06	95	0,6	10	2	45
Aroclor - 1254	0,06	85	0,07	99	0,3	10	1	55
Aroclor - 1260	0,005	85	0,02	99	0,2	10	0,5	48
Aldrine	0,002	85	0,002	95	0,04	10	0,2	26
BHC (totaux)	0,005	85	0,006	90	0,1	10	0,2	53
_BHC	0,01	85	0,03	95	0,08	10	0,2	50
_BHC	0,03	85	0,06	94	0,2	10	0,4	42
_BHC	0,003	85	0,003	80	0,009	10	0,01	65
Chlordane	0,007	85	0,02	94	0,03	10	0,07	41
DDD et p,p'-DDD	0,01	85	0,01	95	0,06	10	0,4	43
p,p'-DDE	0,007	85	0,01	94	0,05	10	0,4	46
DDT	0,009	85	0,02	>95	0,05	10	0,4	55

*Pour ces substances la valeur bruit de fond a été utilisée pour définir le SEM

Tableau 1.6 (suite)

Calcul des critères SEM et SEN à partir des 90^e centiles de la distribution croissante des SSLC ainsi qu'à partir des concentrations maximales tolérées par les organismes benthiques.

Paramètres (en ppm ou µg/g pour 1% COT)	SEM (15 ^e CENTILE SLC)				SEN (90 ^e CENTILE SLC)			
	SSLC calculée à partir du 90 ^e centiles	% d'espèces protégées calculé avec le 90 ^e centile	SSLC calculée avec la valeur maximale	% d'espèces protégées recalculé avec la valeur maximale	SSLC calculée à partir du 90 ^e centile	% d'espèces protégées calculé avec le 90 ^e centile	SSLC calculée avec la valeur maximale	% d'espèces protégées recalculé avec la valeur maximale
Dieldrine	0,002	85	0,04	>95	0,3	10	1	57
Endrine	0,008	85	0,03	92	0,5	10	2	18
HCB	0,03	85	0,04	88	0,1	10	1	60
Heptachlore	0,0003	85	-	-	0,01	10	-	-
Heptachlore époxyde	0,005	85	0,006	90	0,03	10	0,4	37
Mirex	0,011	85	0,01	90	0,8	10	1	36
Benzo(a)anthracène	0,9 (0,4)	85	2	93	10 (0,5)	10	18	43
Benzo(a)pyrène	0,8 (0,5)	85	2	93	8 (0,7)	10	22	48
Benzo(ghi)peryène	0,7	85	2	93	4	10	31	51
Benzo(ghi)peryène	0,4	85	0,6	93	3	10	4	63
Chrysène	0,6	85	1	95	4 (0,8)	10	6	65
Dibenzo(ah)anthracène	0,1	85	0,3	94	1	10	2	60
Fluoranthène	2 (0,6)	85	4	97	8 (2)	10	15	61
Indéno(1,2,3, cd)pyrène	0,4	85	0,8	94	3	10	5	58
Pyrène	1 (0,7)	85	2	>95	8 (1)	10	12	60
Anthracène	0,4	85	1	94	3	10	6	63
Fluorène	0,3	85	0,7	95	1	10	3	69
Naphtalène	(0,4)	85	-	-	(0,6)	10	-	-
Phénanthrène	1 (0,4)	85	3	98	7 (0,8)	10	17	68

Note : Les valeurs entre parenthèses sont les critères actuellement en usage, calculés à partir des données de Neff (1986, 1987).

1987). Cette modification a eu pour effet d'éliminer un bon nombre de critères pour ces substances et d'abaisser significativement la valeur des critères restants. Par la suite, les critères de l'Ontario pour les HAP ont été produits en 1993 à partir de données récoltées et traitées suivant les mêmes méthodes que celles utilisées pour l'ensemble des autres substances. À partir de cette base de données, il est possible de dériver les 90^e et 95^e centiles des SSLC et les valeurs ainsi obtenues sont largement supérieures aux critères actuels.

Recommandations : l'examen détaillé de la base de données de l'Ontario et des méthodes de calcul des critères nous indique que le degré de conservatisme du seuil d'effets mineurs (SEM) est élevé mais, compte tenu des règles de gestion associées à ce seuil et à la plage de valeurs qu'elle délimite, nous estimons que ce degré de protection est fondé et souhaitable.

En ce qui concerne le seuil d'effets néfastes, son degré de conservatisme nous semble trop élevé. En fait, nous croyons que les critères retenus pour le Saint-Laurent s'éloignent du concept développé et adopté par l'Ontario et que les valeurs utilisées ne correspondent pas à l'objectif qui était recherché au départ et qui consistait à établir un seuil au-dessus duquel toutes les concentrations possibles (qu'elles soit de 2 x, 10 x ou 100 x la valeur du seuil) pour un contaminant donné sont intolérables et commandent des interventions et/ou des mesures de sécurité importantes. À notre avis, il faut envisager les révisions suivantes :

- dans la mesure où le troisième niveau d'évaluation, qui implique une notion d'effets sévères et néfastes, est conservé pour le Saint-Laurent, le SEN devrait être établi à partir du 95^e centile de la distribution croissante des SSLC, à l'instar de l'Ontario;
- à l'inverse, dans la mesure où le 90^e centile est conservé pour les concentrations par espèce de même que pour les SLC, les données présentées ici indiquent clairement que l'objectif de recherche d'un seuil d'effets sévères n'est pas véritablement atteint et que la définition même de ce seuil de même que les règles de gestion reliées à ce dernier devraient être révisées;
- pour s'inscrire dans la logique retenue en 1992, les critères pour les HAP développés par l'Ontario devraient être adoptés pour le Saint-Laurent.

Le tableau 1.7 présente, à titre indicatif, les valeurs obtenues pour l'ensemble des critères en considérant les 90^e et 95^e centiles de la distribution croissante des SSLC, en incluant dans les deux cas les valeurs pour les HAP calculées à partir des données de l'Ontario.

Tableau 1.7 Calcul des critères SEM et SEN à partir des 90^e et 95^e centiles de la distribution croissante des SSLC.

Paramètre (en µg/ g pour 1 % COT)	SEM	SEN		
	(15 ^e centile SLC)	(90 ^e centile SLC)	(95 ^e centile SLC) tel que calculé par le MOE	(95 ^e centile SLC) à partir des données maximales
Arsenic extractible	7	17	33	56
Cadmium extractible	0,9	3	10	46
Chrome extractible	NA*	100	110	3 936
Cuivre extractible	NA*	86	110	17 000
Mercure total	0,2	1	2	30
Nickel extractible	NA*	61	75	110
Plomb extractible	42	170	250	760
Zinc extractible	150	540	820	1800
BPC (totaux)	0,2	1	5,3	15
Aroclor - 1016	0,01	0,4	0,53**	0,9
Aroclor - 1248	0,05	0,6	1,5**	2
Aroclor - 1254	0,06	0,3	0,34**	1
Aroclor - 1260	0,005	0,2	0,24**	0,5
Aldrine	0,002	0,04	0,08	0,4
BHC (totaux)	0,005	0,1	0,12	0,3
_-BHC	0,01	0,08	0,10	0,2
_-BHC	0,03	0,2	0,21	0,4
_-BHC	0,003	0,009	0,01**	0,01
Chlordane	0,007	0,03	0,06	0,4
DDD et p,p'-DDD	0,01	0,06	0,06	0,4
p,p'-DDE	0,007	0,05	0,19	0,4
DDT	0,009	0,05	0,12	3
Dieldrine	0,002	0,3	0,91	1
Endrine	0,008	0,5	1,3	2
HCB	0,03	0,1	0,24	1
Heptachlore	0,0003	0,01	-	-
Heptachlore époxyde	0,005	0,05	0,05**	0,4
Mirex	0,011	0,8	1,3	1,4
Anthracène	0,4	3	3,7	24
Benzo(a)anthracène	0,9 (0,4)	10 (0,5)	14,8	18
Benzo(k)fluoranthène	0,7	4	13,4	30
Benzo(a)pyrène	0,8 (0,5)	8 (0,7)	14,4	22
Benzo(ghi)pérylène	0,4	3	3,2	4
Chrysène	0,6 (0,6)	4 (0,8)	4,6	6
Dibenzo(ah)anthracène	0,1	1	1,3	2
Fluoranthène	2 (0,6)	8 (2)	10,2	15
Fluorène	0,3	1	1,6	3
Indéno(1,2,3, cd)pyrène	0,4	3	3,2	5
Naphtalène	(0,4)	(0,6)	-	-
Phénanthrène	1 (0,4)	7 (0,8)	9,5	21
Pyrène	1(0,7)	8 (1)	8,5	18

* Pour ces substances la valeur bruit de fond a été utilisée pour définir le SEM.

** Dans ces cas, les critères de l'Ontario ont été calculés à partir du 90^e centile SLC.

Note : Les valeurs entre parenthèses sont les critères actuellement en usage, calculés à partir des données de Neff (1986, 1987).

4.3 La notion de seuil dans la classification en usage actuellement est-elle trop rigide, particulièrement dans le cas du troisième niveau d'évaluation (SEN) ?

Tel que présenté plus haut, les trois niveaux d'évaluation retenus en 1992 avaient pour but de délimiter quatre plages de valeurs, chacune étant régie par des règles de gestion différentes suivant que cette gestion s'applique à la mise en dépôt de matériaux dragués ou à l'évaluation de matériaux en place. Le tableau 1.8 présente succinctement ces quatre classes de matériaux.

À titre de comparaison, les critères du CCME sont constitués de deux niveaux d'évaluation qui déterminent, d'une part, un point au-dessous duquel il est rare d'observer des effets défavorables sur l'environnement et, d'autre part, un point où ces effets sont probables⁵. Ces critères sont donc orientés vers des objectifs différents et ils se distinguent du système de classification adopté par l'Ontario et par le Québec sous trois aspects :

- les critères du CCME n'incluent pas de niveau « sans effet ». Il faut par ailleurs noter que ce niveau ne constitue actuellement pas un élément décisionnel dans le système de classification en usage au Québec, comme le montre le tableau 1.8 présenté ci-bas;

Tableau 1.8 Classification des matériaux suivant les critères intérimaires de 1992.

		Mise en dépôt de matériaux dragués	Évaluation de la qualité des sédiments en place
Matériaux à l'état naturel Aucun effet sur le milieu		Possibilité de rejet en eaux libres ou d'utilisation à d'autres fins dans la mesure où la qualité du milieu récepteur n'est pas affectée.	Aucune restauration n'est considérée.
Seuil sans effet			
Matériaux légèrement contaminés Effets potentiel sur le milieu			
Seuil d'effets mineurs			
Matériaux moyennement contaminés Effets nuisibles sur le milieu		Un examen attentif doit être effectué, incluant des bioessais et des analyses plus poussées avant de prendre une décision. La qualité du milieu récepteur doit être préservée.	Un examen attentif doit être effectué, incluant des bioessais et des analyses plus poussées avant de prendre une décision. On doit envisager de tarir les sources. La restauration ne constitue probablement pas une solution souhaitable.
Seuil d'effets néfastes			
Matériaux fortement contaminés Dommages majeurs au milieu		Les matériaux doivent être traités ou confinés de façon sécuritaire.	Les sources de contamination doivent être tarées et on doit envisager la possibilité de restaurer le milieu.

- les critères du CCME ne cherchent pas à délimiter des zones d'effets ou de non-effet mais plutôt une probabilité plus ou moins forte qu'un effet défavorable soit associé à une concentration donnée. En ce sens, ces critères sont clairement présentés comme étant essentiellement des points de repère et non des limites ou des seuils. D'autre part, la documentation du CCME n'inclut pas à proprement parler de règles de gestion associées à chacune des plages délimitées par ces critères, mais elle précise que l'utilisation de ces points de repère doit absolument être appuyée par d'autres outils d'évaluation tels que des bioessais;
- les critères du CCME se limitent à deux niveaux et n'établissent pas de niveau comparable au Seuil d'Effets Néfastes ou au *Severe Effect Level*. En ce sens, la dernière plage de concentrations s'apparente à la classe 3 des critères intérimaires actuels et est en quelque sorte « ouverte ». En principe, on assume que plus les concentrations seront élevées à partir du Niveau d'Effets Probables, plus l'incidence d'effets défavorables sera élevée. On assume également que l'importance réelle de ces effets défavorables de même que leur portée et leur étendue doivent être confirmées et quantifiées à l'aide d'autres outils d'évaluation.

La principale différence entre les deux systèmes de classification tient donc surtout au fait que dans le cas des critères en usage au Québec et en Ontario, la zone « d'effets probables », où des évaluations additionnelles sont requises, n'est pas « ouverte » mais plutôt limitée par un troisième niveau d'évaluation qui introduit un seuil à partir duquel il n'est plus envisageable de faire intervenir tout autre type d'analyse ou de mesure pouvant infirmer ou confirmer les conclusions associées aux teneurs mesurées pour un contaminant donné. Il s'agit donc en quelque sorte d'un niveau « sans appel » au-delà duquel tous les intervenants doivent assumer que les teneurs mesurées, quelles qu'elles soient, causent hors de tout doute un dommage majeur à l'environnement aquatique. Il faut noter ici que les règles de gestion du Québec et de l'Ontario diffèrent à cet effet puisque l'Ontario reconnaît d'une certaine manière la « faillibilité » du *Severe Effect Level* en ceci que, dans le cadre d'une évaluation de la qualité des sédiments en place, les règles de gestion imposent de façon très claire un examen plus approfondi des effets réels sur l'environnement (par bioessais, analyse de risque ou étude des communautés benthiques) avant de statuer sur la nécessité d'intervenir par des actions de restauration.

Un des problèmes reliés à l'utilisation d'une valeur seuil telle que le SEN est que ce niveau d'évaluation implique la notion de discontinuité alors qu'en nature, les réponses biologiques suivent généralement un gradient ou un continuum. Certains intervenants ont reproché au système de classification en usage cette introduction d'une cassure ou d'une discontinuité rigide, s'apparentant à une norme

réglementaire, qui fait en sorte qu'à 100 ppm, un matériau est moyennement contaminé et peut faire l'objet d'analyses supplémentaires alors qu'à 101 ppm, il est réputé fortement contaminé, et ce, "sans appel". Un autre problème soulevé concerne le fait que, au-delà du seuil SEN, toutes les concentrations (qu'elles soient de 1 x, 100 x ou 10000 x la valeur du SEN) deviennent équivalentes et sont assujetties aux mêmes règles sans égard à la teneur, au volume ou au site. Enfin, un peu dans le même ordre d'idée, les personnes rencontrées sont d'avis que les critères retenus en 1992 pour le SEN sont trop protecteurs et, conséquemment, s'éloignent de la définition d'un seuil au-dessus duquel toutes les concentrations possibles pour un contaminant donné sont intolérables et commandent des interventions et/ou des mesures de sécurité importantes.

Recommandation : à notre avis, le seuil d'effets néfastes constitue effectivement une limite très conservatrice et rigide qui relève davantage de la définition d'une norme (objectif prévu par une loi dans toutes les situations) que d'un critère ou une recommandation (point de repère ou objectif pouvant varier suivant les conditions particulières à une situation donnée). Sa rigidité s'exprime spécialement dans la mesure où il contribue à identifier de faux positifs, c'est-à-dire dans la mesure où il entraîne le classement d'un matériau comme étant très dommageable pour l'environnement alors que, par exemple, des analyses plus poussées démontreraient que les contaminants qu'il renferme ne sont pas biodisponibles, comme ce peut être notamment le cas pour les métaux.

L'adoption d'un seuil rigide qui s'apparente à une norme n'est pas souhaitable à notre avis, car une telle limite entraîne inmanquablement des situations difficiles à justifier lorsque les résultats sont légèrement supérieurs ou inférieurs à cette limite en raison des conséquences techniques, économiques et environnementales d'un mode de gestion donné par rapport à un autre.

Par ailleurs, nous croyons que, s'il est jugé souhaitable qu'un niveau SEN demeure un niveau « sans appel », il doit être très clairement établi et admis par tous les intervenants qu'au-delà de ce niveau les dommages à l'environnement sont majeurs, sans égard aux teneurs réellement mesurées, qu'elles soient plus élevées que le seuil par 1 ppm ou par 10000 ppm. Par ailleurs, nous estimons que, dans la mesure où les critères sont interprétés comme étant des normes, c'est-à-dire des limites rigides qui conditionnent d'éventuelles actions subséquentes, ils doivent présenter une marge d'erreur minimale et doivent être défendables hors de tout doute raisonnable, devant une cour de justice par exemple. Un niveau comprenant un minimum d'incertitude quant aux effets qu'il délimite réellement devient d'autant moins contestable.

À notre avis, la rigidité du seuil d'effets néfastes sera d'autant moins perçue comme telle que ce seuil sera établi à un niveau qui délimitera vraiment tous les cas réels d'effets néfastes, avec une possibilité d'erreur minimale. Bien sûr, cette marge d'erreur minimale comporte, en contrepartie, une probabilité significative d'écarter de faux négatifs. Or, à ce sujet, il est impératif de souligner que les cas de réels effets néfastes qui « échapperaient » à un seuil SEN plus élevé seraient immanquablement "récupérés" par les essais et analyses approfondis qui sont requis par la plage délimitée par le SEM et le SEN. En d'autres termes, si un seuil est fixé « sans appel », nous croyons que l'incertitude doit être gérée sous ce seuil (à l'aide d'analyses et d'essais plus raffinés) et non au-dessus de ce seuil (en acceptant de classer injustement des matériaux « peu dommageables » dans la catégorie des "très dommageables" au cas où). Bien entendu, cette approche implique que les outils d'analyse et d'essai approfondis qui permettront de gérer l'incertitude entre le SEM et le SEN sont bien identifiés, fiables et acceptés par l'ensemble des intervenants.

Deux choix s'offrent donc :

- si, un peu à l'instar de l'Ontario et surtout de l'approche du CCME, quelle que soit l'importance des teneurs mesurées, les critères sont considérés comme des points de repère ou comme une première étape qui oriente l'analyste et le gestionnaire vers une seconde étape d'analyses et d'essais, des modifications devraient être apportées aux règles de gestion accompagnant les critères et les valeurs en usage pourraient continuer à être appliquées puisqu'elles ne constitueraient plus des limites rigides et difficiles à justifier ;
- si le SEN doit demeurer une limite rigide s'apparentant à une norme, nous recommandons que le seuil d'effets néfastes soit établi à un niveau où, hors de tout doute, des effets néfastes sont attendus. Sur la base des éléments d'information présentés à la section 4.2, il est clair que les teneurs associées à ce niveau devrait être plus élevées que celles en usage.

Enfin, en ce qui concerne le seuil « sans effet », nous recommandons que ce niveau soit remplacé par une série de données présentant des teneurs de fond spécifiques à des régions ou à des problématiques régionales associées au dragage et à la mise en dépôt de certains types de matériaux.

4.4 Les teneurs naturelles des métaux doivent-elles être prises en considération lors de l'évaluation de la qualité des sédiments?

Dans le document présentant les critères intérimaires de 1992, il est explicitement mentionné que « Selon les circonstances qui prévalent localement, ces critères peuvent être retenus directement ou modifiés afin de refléter les conditions

particulières au site. Par exemple, à un emplacement où la teneur de fond d'un contaminant est plus élevée que la valeur fixée par le critère pour ce contaminant, il conviendra peut-être de modifier le critère pour cet emplacement particulier afin de s'assurer qu'il n'est pas fixé à un niveau inférieur aux concentrations ambiantes. » Par ailleurs, dans le document de 1993, le MOE confirme que, pour les métaux, le bruit de fond doit être pris en compte dans l'évaluation de la qualité des sédiments. Le bruit de fond doit alors devenir la limite inférieure de qualité pour une prise de décision. Les critères de l'Ontario sont d'ailleurs accompagnés par un tableau des teneurs de fond des métaux dans les sédiments.

Enfin, selon le NOAA (1999), le *Florida Department of Environmental Protection* (MacDonald, 1996) et le CCME (1999), Kathie Adare, communication personnelle), lorsque les concentrations naturelles d'une substance excèdent les niveaux sans effet ou les niveaux d'effets probables déterminés suivant une approche de type « poids des évidences », le critère n'est plus valable.

Recommandation : Nous considérons que les teneurs bruit de fond sont une des composantes importantes à considérer lors de l'évaluation de la qualité des sédiments. Les teneurs bruit de fond devraient tenir lieu de valeur de référence lorsqu'elles dépassent les critères en usage.

Nous croyons également que les bruits de fond devraient faire, dans un premier temps, l'objet de recherches *ad hoc* orientées spécifiquement vers les problématiques régionales soulevées par la gestion de certains types précis de matériaux. En d'autres termes, plutôt que de chercher à établir des bruits de fond pour l'ensemble du Saint-Laurent, il nous apparaît important d'établir des bruits de fond en premier lieu pour les matériaux qui soulèvent actuellement et de façon récurrente et systématique des problématiques de dépassement des critères sans raisons apparentes (par exemple la présence de certains métaux dans les sables dragués dans le chenal ou dans les ports de la Gaspésie ou des Îles-de-la-Madeleine). La mise en œuvre de telles études spécifiques serait d'autant plus faisable que les intervenants aux prises avec ces problématiques seraient sans doute intéressés à y participer financièrement.

Éventuellement, un tableau présentant les teneurs de fond des métaux pour les différentes régions du Québec ou encore pour les différents types de matériaux dragués pourrait être développé. Le cas échéant, les niveaux SSE actuellement en vigueur pour les métaux devraient alors être modifiés.

4.5 À quels types de matériaux les critères s'adressent-ils?

Sur la base des informations recueillies auprès du MOE (R. Jaagumagi, communication personnelle), la base de données utilisée pour produire les critères

de qualité de l'Ontario (et du Québec) est essentiellement constituée de données provenant des Grands Lacs dans des environnements sédimentaires variés, c'est-à-dire des zones portuaires contaminées et des zones naturelles non contaminées. Les critères qui sont dérivés de cette base de donnée s'adressent donc en tout premier lieu à des sédiments, soit à des matériaux résultant des processus récents de sédimentation, ce qui, en termes de granulométrie, vise principalement les silts (incluant une proportion d'argiles et de sables fins). Les critères utilisés en Ontario (et au Québec) ne sont donc pas conçus au départ pour évaluer les milieux sableux, rocheux ou autre. Pour leur part, les valeurs proposées par le CCME sont également destinées à l'évaluation de matériaux sédimentaires variés (Kathie Adare, communication personnelle).

Le choix de l'Ontario d'orienter plus spécifiquement sa base de données vers les sédiments récents tient au fait que les activités de dragage et l'évaluation de la qualité des milieux aquatiques en Ontario visent principalement ce type de matériau. En effet, l'environnement lacustre omniprésent en Ontario favorise le phénomène de sédimentation non seulement dans les endroits artificiellement abrités que sont les ports, mais aussi dans un grand nombre de baies et d'autres zones naturellement abritées. Cet éventail de situations met à la disposition des chercheurs non seulement des aires industrialisées mais aussi un bon nombre d'aires de sédimentation non contaminées qui sont la source d'informations précieuses et nombreuses de ce que peut être un environnement sédimentaire non perturbé par les activités humaines.

Dans le Saint-Laurent, la dynamique reliée à l'environnement fluvial fait en sorte que les zones véritablement sédimentaires sont limitées aux lacs (Saint-François, Saint-Louis et Saint-Pierre), à certaines aires portuaires et aux battures et aux baies relativement abritées. Toutefois, à la différence de l'Ontario, en plus des sédiments proprement dits, les activités de dragage de même que l'évaluation de la qualité des milieux aquatiques visent également des types de matériaux bien différents tels que les sables grossiers ou les argiles anciennes. Dans ces cas, il apparaît que les critères d'évaluation de la qualité des sédiments constituent un outil d'évaluation inapproprié ou tout au moins imparfait.

Recommandation : Dans la mesure où ils sont tirés de la base de données de l'Ontario ou du CCME, les critères d'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent devraient s'adresser essentiellement aux matériaux résultant des processus de sédimentation soit les matériaux silteux contenant des proportions variables d'argile et de sable fin.

Une des approches qui peut être envisagée dans le cas de matériaux autres que sédimentaires est la normalisation des données en fonction de la granulométrie ou

de paramètres qui influent sur la disponibilité des substances. À titre d'exemple, dans un document très récent, les autorités hollandaises ont publié une révision des critères qui servent à évaluer la qualité des sédiments et des matériaux dragués, notamment dans le port de Rotterdam (Eisma, 2000). La procédure prévoit une première étape de standardisation des données de qualité en fonction de la proportion d'argile dans les matériaux (pour les métaux) ainsi que du contenu en matière organique (pour les métaux et les composés organiques). Les critères utilisés par la suite sont présentés pour des « sols standards », c'est-à-dire pour des matériaux présentant 25 % d'argile et 10 % de matière organique. Nous n'avons actuellement pas d'indications concernant les approches qui ont été utilisées dans le cas de la Hollande, mais il est évident que l'utilisation de données standardisées commande la mise au point de critères également standardisés. Dans notre cas, il est difficilement envisageable de dériver des critères standardisés à partir des données de l'Ontario étant donné que plusieurs informations manquent pour effectuer la standardisation des critères, notamment au plan des caractéristiques granulométriques. En ce qui concerne la base de données du CCME, dans plusieurs cas les caractéristiques granulométriques des échantillons soumis aux différents essais apparaissent disponibles, cependant la prise en compte de ces caractéristiques demanderait un effort important de recherche, d'analyse, de calcul et de validation.

À défaut de pouvoir normaliser les données sur les teneurs de contaminants dans les sédiments en fonction de la granulométrie ou du contenu en carbone organique, des modes d'évaluation *ad hoc* pourraient être développés pour évaluer ou pour suivre l'évolution de la qualité des autres types de matériaux. Ces évaluations devraient dans un premier temps se baser sur les teneurs « bruit de fond ». Dans le cas de dépassements des concentrations « bruit de fond », des évaluations plus poussées impliquant l'utilisation de bioessais ou d'inventaires des communautés benthiques pourraient alors être utilisées pour évaluer la toxicité des matériaux.

Sur la base de l'expérience acquise au cours de la dernière décennie, il est possible de regrouper l'ensemble des matériaux dragués dans le Saint-Laurent à l'intérieur de quatre catégories bien distinctes pour lesquelles des recommandations particulières devraient être envisagées. Les quatre types de matériaux meubles dragués dans le Saint-Laurent sont présentés ici dans un ordre d'importance approximatif en termes de récurrence et des volumes dragués :

- les sables moyens et grossiers qui font l'objet de dragages d'entretien souvent annuels principalement dans le chenal de navigation mais aussi dans plusieurs petits ports de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Ces matériaux ne résultent pas des processus de sédimentation mais plutôt du charriage sur le fond et de la dérive littorale. Pour ces matériaux, l'utilisation des critères devrait être doublée d'un estimé des valeurs bruit de fond régionales. À court terme, ces valeurs

bruit de fond pourraient être établies sur la base des tendances et des écarts observés dans l'ensemble des valeurs mesurées au cours de la dernière décennie;

- les silts sableux et argileux qui sont dragués régulièrement dans plusieurs ports et marinas de même que dans certains chenaux de navigation qui traversent des zones de batture. Les critères dérivés de la base de données de l'Ontario s'appliquent précisément à ce type de matériau principalement en eau douce mais aussi en milieu marin selon les personnes consultées dans le cadre de la présente étude;
- les matériaux argileux anciens qui font l'objet de dragages de capitalisation de façon très intermittente dans la partie fluviale du Saint-Laurent. Ces matériaux devraient être évalués à la lumière des concentrations naturelles qui les caractérisent, dans la mesure où il est démontré qu'il s'agit de matériaux naturels qui, même s'ils ont été déplacés d'un endroit à un autre (par exemple, dans le cas des îles de Contrecoeur ou de Varennes créées lors de la construction du chenal de navigation), ne sont pas influencés, sur le plan de leur qualité, par les activités humaines;
- les matériaux « étrangers » qui sont constitués par des accumulations très ponctuelles de déchets solides, de minerai, de débris solides, etc. Dans la majorité des cas, le rejet en eaux libres de ces matériaux ne devrait pas être toléré en dépit de leur qualité ou de leur toxicité. Dans les cas de restauration de site, chaque situation devrait être évaluée sur une base individuelle.

4.6 Devrait-on standardiser l'utilisation des bioessais comme outil d'interprétation de la qualité des sédiments?

Les bioessais constituent un outil intéressant d'évaluation plus poussée de la toxicité des substances contenues dans les sédiments. Les bioessais permettent, en théorie, de concert avec d'autres types d'analyses de préciser la disponibilité biologique des contaminants à un site donné lorsque les teneurs excèdent, par exemple, le seuil d'effets mineurs.

Au cours des dernières années, un certain nombre de tests ont été mis au point pour évaluer l'importance toxicologique de la contamination des sédiments. Ces tests sont conçus pour évaluer la toxicité de sédiments entiers (phase solide), de sédiments en suspension, d'eau d'élutriation, d'extraits de sédiments ou d'eau interstitielle. Les organismes testés peuvent inclure des microorganismes, des algues, des macrophytes aquatiques, des invertébrés et des poissons. Malgré la grande diversité des tests applicables à l'évaluation de la qualité des sédiments, il n'existe au Québec, aucun consensus formel sur la batterie de tests à utiliser et sur le mode

d'interprétation des résultats. Ces outils sont toutefois souvent essentiels à l'interprétation des données sur la qualité des sédiments comme, par exemple, lorsque les concentrations dans les matériaux excèdent les seuils d'effets mineurs dans le cas de travaux de dragage.

Recommandations : Quelle que soit l'approche retenue (valeurs du CCME ou critères intérimaires) pour évaluer la qualité chimique des sédiments, il nous paraît essentiel que des outils accessoires aux critères soient développés pour faciliter l'interprétation des résultats et les bioessais sont certainement un des outils privilégiés pour évaluer la qualité des sédiments. Nous croyons donc qu'un effort pour en venir à un consensus sur l'utilisation de cet outil doit être fait. À cet effet, nous recommandons que les directives développées, en 1997, par Environnement Canada dans le cadre du projet de dragage sélectif des hauts-fonds soient évaluées, modifiées au besoin et éventuellement diffusées.

En 1997, Environnement Canada avait défini deux niveaux d'analyse qui variaient en complexité. Le premier niveau, dit de dépistage, devait être appliqué lorsque les concentrations de contaminants dans les sédiments excédaient légèrement le seuil d'effets mineurs. Dans de tels cas, le nombre de bioessais à réaliser était restreint. Lorsque les concentrations excédaient de façon plus importante le seuil d'effets mineurs (sans dépasser le seuil d'effets néfastes), une batterie plus complète de bioessais devaient être appliqués pour évaluer la toxicité des matériaux. Cette approche est intéressante, mais implique l'ajout d'un nouveau seuil qui a, jusqu'à présent, été défini de façon plutôt arbitraire. Nous croyons toutefois que, dans la mesure où les seuils d'effets néfastes sont augmentés, les concentrations d'effets probables proposées par le CCME pourraient servir de balises à partir desquelles des analyses approfondies seraient nécessaires (sous ces valeurs, des études complémentaires dites de dépistage pourraient être réalisées).

4.7 Les matériaux doivent-ils être broyés et tamisés préalablement à l'analyse?

Préalablement à l'analyse des métaux (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn), les procédures actuelles de conditionnement des échantillons de sédiment demandent que ceux-ci soient d'abord tamisés sur un tamis de 2 mm pour les débarrasser des débris grossiers puis que la totalité de la portion tamisée soient broyée et forcée à passer à travers un tamis de 180 microns pour être ensuite analysée. Cette procédure contribue à homogénéiser l'échantillon, ce qui a pour but essentiel de s'assurer d'une répliquabilité des résultats d'analyse. Dans la mesure où les sédiments sont constitués de matériaux sédimentaires, cette procédure n'a vraisemblablement aucune incidence sur les résultats puisque la presque totalité du matériel présente une granulométrie qui est inférieure à 180 microns. Le broyage n'a alors pour effet que de dissocier les particules agglomérées par le séchage.

Dans le cas des matériaux grossiers, le broyage des sables grossiers en une poudre silteuse a possiblement pour effet de briser une partie de la structure cristalline et de rendre disponible à l'analyse une partie des métaux qui y étaient physiquement emprisonnés. Cette libération des métaux est probablement peu importante, mais elle n'est pas souhaitable puisqu'elle contribue à fausser les résultats des analyses. Le tamisage sur 180 microns des matériaux plus grossiers peut, par ailleurs, avoir pour effet de fausser significativement les résultats dans les cas où la portion tamisée sur 2 mm est à nouveau littéralement tamisée sur 180 microns, c'est-à-dire que la fraction plus grossière dont la granulométrie est entre 180 microns et 2 mm est systématiquement écartée (ce qui arrive à l'occasion, sur la base de notre expérience). Ce second tamisage au sens propre concentre l'analyse sur la fraction fine d'un échantillon dont la granulométrie est généralement grossière et, dans la majorité des cas, contribue à fournir des résultats anormalement élevés et non représentatifs.

Recommandation : Le tamisage sur 2 mm est une mesure qui doit continuer à être appliquée. En ce qui concerne le tamisage sur 180 microns, la base de données de l'Ontario est constituée à partir d'échantillons qui n'ont pas subi un tel tamisage pour la bonne raison que, dans tous les cas, il s'agissait d'échantillons silteux (R. n, communication personnelle). En principe, les critères issus de cette base de données devraient donc porter sur des échantillons qui ne subissent aucune transformation physique. Cependant, nous croyons que cette procédure n'affecte pas les résultats des analyses des matériaux d'origine sédimentaire et que, effectivement, elle peut contribuer à homogénéiser les échantillons.

Lorsque les échantillons sont constitués de sables silteux ou de matériaux hétérogènes, ce broyage/tamisage devrait être effectué de manière à ce que la totalité de la portion tamisée sur 2 mm soit réduite en poudre et soumise à l'analyse. En aucun cas, l'analyse ne devrait porter uniquement sur une fraction de l'échantillon passant le tamis de 180 microns.

En ce qui concerne les matériaux plus grossiers (notamment les sables d'eau douce et les sables marins), dans la mesure où ils présentent déjà une granulométrie uniforme et où ils contiennent une infime partie de matériaux fins, le broyage/tamisage sur 180 microns ne devrait plus constituer une procédure préliminaire à leur analyse.

Cette question du tamisage/broyage devrait faire l'objet d'une recommandation ou d'un rappel général à l'ensemble des laboratoires qui effectuent des analyses de sédiment.

4.8 Les critères couvrent-ils l'ensemble des paramètres potentiellement problématiques dans le Saint-Laurent ?

À l'époque, une étape importante de recherche d'information sur un grand nombre de substances d'intérêt susceptibles d'affecter le milieu aquatique du Saint-Laurent avait été effectuée afin de développer des critères pour les substances jugées plus problématiques d'un point de vue toxicologique (Procéan, 1991). Cette liste de substances regroupait les substances les plus souvent retenues par les principaux organismes chargés d'établir la priorité des substances contaminantes (métaux, HAP, BPC, Arochlors 1016, 1248, 1254 et 1260).

Pour certains HAP, aucune valeur n'avait été proposée faute d'information permettant, à partir de l'approche retenue, de définir un critère pour ces paramètres. Toutefois, depuis 1993, le MEO a proposé de nouvelles valeurs pour plusieurs HAP. L'adoption de ces valeurs permettrait de définir des critères pour un bon nombre de HAP.

La liste des substances proposée pour l'évaluation routinière de la qualité des sédiments ne se voulait pas limitative et il était clair que, selon les circonstances et le site d'échantillonnage, le gestionnaire pouvait être appelé à retrancher ou à ajouter à la liste une ou plusieurs substances. Dans cette optique, des valeurs avaient été proposées pour certains pesticides et les BPC totaux. Aucune valeur n'a cependant été proposée pour le manganèse et le fer bien que ces données étaient disponibles.

Recommandation : Si la liste des substances pour lesquelles des valeurs ont été proposées par le CCME est comparée à celle du MEO, il apparaît que la première est moins complète que la seconde. En effet, le CCME (1999) ne propose aucune valeur pour le nickel et moins de données sont actuellement disponibles pour les HAP de haut poids moléculaire, pour certains Arochlors et pour plusieurs pesticides. Par contre, des valeurs sont proposées pour certains HAP de faible poids moléculaire pour lesquels aucune information n'est disponible dans la base de données de l'Ontario. Sur le plan du nombre de substances considérées, nous ne croyons pas qu'il y aurait grand avantage à modifier nos critères actuels pour adopter les valeurs proposées par le CCME.

Nous recommandons plutôt que les critères actuellement en vigueur soient remis à jour en utilisant les nouvelles données du MEO pour les HAP. Les informations disponibles dans la banque de données du MEO sur le manganèse et le fer devraient également être analysées afin de proposer un critère pour ces deux paramètres. À l'instar de l'Ontario et du CCME, nous recommandons que les critères d'évaluation de la qualité des sédiments fondés sur les effets adoptés par d'autres autorités

compétentes soient utilisés au besoin comme point de référence pour des paramètres particuliers qui ne sont pas couverts par les critères en vigueur au Québec.

4.9 Quelle approche d'extraction des métaux devrait être utilisée ?

Lors de l'analyse des métaux dans les sédiments, deux grandes méthodes de digestion peuvent être utilisées ; la première implique l'utilisation d'acides forts et la seconde d'acides faibles. Une digestion avec des acides forts permet de récupérer la quasi totalité des métaux incluant ceux qui sont retenus dans le réseau cristallin. Lorsque les acides faibles sont utilisés, à l'étape de digestion, seuls les métaux théoriquement biodisponibles sont récupérés.

Dans la mesure où nous voulons évaluer les effets des substances sur le biote, les méthodes d'extraction des métaux traces utilisant des acides faibles qui permettent de récupérer la fraction métallique théoriquement assimilable et non les métaux résiduels (retenus dans le réseau cristallin) devraient être utilisées. Les critères proposés par l'Ontario ont d'ailleurs été calculés à partir des concentrations mesurées de métaux traces extractibles dans les sédiments (R. Jaagumagi, communication personnelle).

Pour leur part, les concentrations de référence proposées par le CCME (1999) ont été calculées à partir de données où des digestions partielle ou totale ont été effectuées. Même si les valeurs de référence proposées par le CCME sont dérivées d'une base de données où les concentrations des métaux traces ont en partie été déterminées à partir d'une digestion avec des acides forts, Environnement Canada (Kathie Adare, communication personnelle) recommande que les analyses soient faites en utilisant des acides faibles.

Recommandation : Considérant ce qui précède, nous recommandons que la quantification analytique des métaux dans les sédiments soit effectuée en utilisant à l'étape de la digestion des acides faibles (digestion des extractibles) de façon à n'inclure dans l'analyse que la fraction théoriquement biodisponible.

4.10 L'échantillonnage et l'évaluation de la qualité des sédiments devraient-ils porter sur des échantillons composites ou sur des moyennes?

Les méthodes d'investigation des sédiments sont relativement anciennes. Elles ont été mises au point par des chercheurs relevant surtout des domaines de la géologie et de la géophysique qui cherchaient en premier lieu à décrire et à comprendre de grands ensembles de dépôts avec leurs différentes couches, leurs discontinuités, leurs contacts, leur pendage etc. Il y a une vingtaine d'années, ces mêmes méthodes ont

été reprises à des échelles beaucoup plus petites pour caractériser les sédiments des ports sur le plan environnemental puisque la majorité des chercheurs qui œuvraient dans ce nouveau domaine de l'environnement provenaient des disciplines relevant de la géologie. Les relevés discrets que constituent les carottages et les prélèvements de surface ont donc été adoptés et constituent, encore aujourd'hui, la base des investigations environnementales destinées à caractériser les sédiments.

Recommandation : L'échantillonnage de stations discrètes constitue encore, à notre avis, une approche logique dans tous les cas où il est impossible d'exclure une répartition hétérogène (ou suivant un gradient) des contaminants potentiellement présents dans le milieu. Toutefois, dans plusieurs cas où les aires à investiguer sont de faible étendue et où, sur la base des relevés antérieurs, il est permis de croire que le milieu est homogène et ne subit pas l'influence de sources précises de contamination, l'utilisation d'échantillons composites nous semble une alternative souhaitable, notamment sur le plan des coûts.

Par ailleurs, à moins d'être en mesure de déterminer un patron de répartition des contaminants, l'utilisation d'indices intégrateurs des résultats comme descripteur de la qualité d'une aire donnée (par exemple la moyenne arithmétique ou la moyenne géométrique) nous paraît une approche en lien avec la réalité de l'environnement aquatique ainsi qu'avec les alternatives et les techniques de gestion de ces matériaux, qui peuvent très difficilement assurer une ségrégation fine autant sur les plans horizontaux que verticaux.

5. CONCLUSION

À notre avis, il y a peu d'avantages à réviser les critères intérimaires en usage pour adopter les recommandations canadiennes pour l'évaluation de la qualité des sédiments proposées par le CCME, dans la mesure toutefois où certaines modifications sont apportées aux critères actuels. Cette mise à jour des critères devrait comprendre :

- l'adoption de nouveaux critères pour les HAP, le manganèse et le fer basés sur les données du MEO. L'analyse de ces données devrait nous permettre de définir des critères pour quelques substances pour lesquelles aucune valeur n'était jusqu'à présent disponible. Nous ne suggérons toutefois pas d'ajouter ces trois substances à la liste des substances retenues pour l'évaluation routinière des sédiments ;
- la révision à la hausse des seuils d'effets néfastes en vigueur. Nous estimons que, dans la mesure où le seuil d'effets néfastes est interprété comme étant une limite rigide qui conditionne les actions subséquentes, il doit présenter une marge d'erreur minimale et doit être défendable devant une cour de justice. Cette marge d'erreur minimale comporte, en contrepartie, une probabilité significative d'écarter de faux négatifs. Cependant, les cas de réels effets néfastes qui « échapperaient » à un seuil SEN trop élevé seraient immanquablement "récupérés" par les essais et les analyses approfondis qui sont requis par la plage de valeurs délimitée par le SEM et le SEN. En d'autres termes, si un seuil est fixé "sans appel", nous croyons que l'incertitude doit être gérée sous ce seuil (à l'aide d'analyses et d'essais plus raffinés) et non au-dessus de celui-ci (en acceptant de classer injustement des matériaux « peu dommageables » dans la catégorie des « très dommageables » au cas où). Bien entendu, cette approche implique que les outils d'analyse et d'essai approfondis qui permettront de gérer l'incertitude entre le SEM et le SEN sont bien identifiés, fiables et acceptés par l'ensemble des intervenants. Il nous paraît donc essentiel que des outils accessoires aux critères soient développés pour faciliter l'interprétation des résultats. À cet effet, nous croyons que des efforts devraient être consentis pour arriver à un consensus sur l'utilisation des bioessais.

Alternativement, si, à l'instar du CCME, les critères sont considérés comme des points de repère ou comme une première étape qui oriente l'analyste et le gestionnaire vers une seconde étape d'analyses et d'essais, des modifications devraient être apportées aux règles de gestion accompagnant les critères et les valeurs en usage (ou celles qui sont proposées par le CCME) pourraient continuer à être appliquées puisqu'elles ne constitueraient plus des limites rigides et difficiles à justifier ;

- Le remplacement des seuils sans effet pour les métaux par une série de données présentant des teneurs de fond spécifiques à des régions ou à des problématiques régionales associées au dragage et à la mise en dépôt de certains types de matériaux. Les teneurs bruit de fond devraient par ailleurs tenir lieu de valeur de référence lorsqu'elles dépassent les critères en usage.

Nous croyons que la détermination des teneurs bruit de fond devrait, dans un premier temps, faire l'objet de recherches *ad hoc* orientées spécifiquement vers les problématiques régionales soulevées par la gestion de certains types précis de matériaux. En d'autres termes, plutôt que de chercher à établir des bruits de fond pour l'ensemble du Saint-Laurent, il nous apparaît important d'établir des bruits de fond en premier lieu pour les matériaux qui soulèvent actuellement et de façon récurrente et systématique des problématiques de dépassement des critères sans raisons apparentes. La mise en œuvre de telles études spécifiques serait d'autant plus faisable que les intervenants aux prises avec ces problématiques seraient sans doute intéressés à y participer financièrement.

Qu'ils soient tirés de la base de données de l'Ontario ou du CCME, les critères d'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent devraient s'adresser essentiellement aux matériaux résultant des processus de sédimentation soit les matériaux silteux contenant des proportions variables d'argile et de sable fin. Des modes d'évaluation *ad hoc* pourraient être développés pour évaluer ou pour suivre l'évolution de la qualité des autres types de matériaux, principalement les sables moyens et grossiers. Ces évaluations devraient dans un premier temps se baser sur les teneurs « bruit de fond ». Dans le cas de dépassements des concentrations "bruit de fond", des évaluations plus poussées impliquant l'utilisation de bioessais ou d'inventaires des communautés benthiques pourraient alors être utilisées pour évaluer la toxicité des matériaux.

Quant à l'échantillonnage et à l'analyse des teneurs de contaminants dans les matériaux, nous recommandons que :

- la quantification analytique des métaux dans les sédiments continue à être effectuée en utilisant la digestion par des acides faibles de façon à n'inclure dans l'analyse que la fraction théoriquement biodisponible ;
- le tamisage des échantillons sur 2 mm et 180 microns continue à être appliqué. Ce broyage/tamisage devrait être effectué de manière à ce que la totalité de la portion tamisée sur 2 mm soit réduite en poudre et soumise à l'analyse. En aucun cas, l'analyse ne devrait porter uniquement sur une fraction de l'échantillon passant le tamis de 180 microns. Toutefois, lorsqu'il s'agit de matériaux grossiers, le broyage/tamisage sur 180 microns ne devrait plus constituer une procédure préliminaire à leur analyse dans la mesure où ils

présentent déjà une granulométrie uniforme et où ils contiennent une infime partie de matériaux fins. Cette question du tamisage/broyage devrait faire l'objet d'une recommandation ou d'un rappel général à l'ensemble des laboratoires qui effectuent des analyses de sédiment ;

- l'utilisation d'échantillons composites dans les cas où les aires à investiguer sont de faible étendue et où, sur la base des relevés antérieurs, il est permis de croire que le milieu est homogène et ne subit pas l'influence de sources précises de contamination. L'échantillonnage de stations discrètes demeure cependant l'approche à privilégier lorsqu'on ne peut présumer à une distribution homogène. Toutefois, à moins d'être en mesure de déterminer un patron de répartition des contaminants, le traitement des données pourrait se faire en utilisant des indices intégrateurs des résultats comme descripteur de la qualité d'une aire donnée (par exemple la moyenne arithmétique ou la moyenne géométrique). Cette approche nous semble en lien avec la réalité de l'environnement aquatique ainsi qu'avec les alternatives et les techniques de gestion de ces matériaux qui peuvent très difficilement assurer une ségrégation fine autant sur les plans horizontaux que verticaux.

6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ANONYME. 1996. *Atelier technique sur l'interprétation des critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*. Compte rendu de l'atelier tenu à Sainte-Foy, le 20 février 1996.
- CCME. 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments*.
- CENTRE SAINT-LAURENT. 1992. *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*. Environnement Canada et ministère de l'Environnement et de la faune du Québec. 28 p.
- DELAÎTRE, F. 2000. *Revue d'information commentée sur la gestion des activités de dragage et sur les outils d'évaluation de la qualité des sédiments*. Ministère des Transports du Québec, Direction de la Mobilité en transport, Service du transport maritime et aérien. 166 pp + annexes.
- EISMA, M. 2000. *Classification Systems for Sediment Quality and Dredged Material Handling, Disposal, and Beneficial use in the Netherlands*. Port de Rotterdam.
- JAAGUMAGI, R. 1993. *Development of the Ontario Provincial Sediment Quality Guidelines for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH)*. Ontario Ministry of Environment. Toronto. 79 p.
- JAAGUMAGI, R.. 1992a. *Development of the Ontario Provincial Sediment Quality Guidelines for Arsenic, Cadmium, Chromium, Copper, Iron, Lead, Manganese, Mercury, Nickel and Zinc*. Water Resources Branch, Watershed Management Section, Ontario Ministry of the Environment. 10 p + annexes. (publication officielle du ministère, le rapport final date de 1990)
- JAAGUMAGI, R.. 1992b. *Development of the Ontario Provincial Sediment Quality Guidelines for PCBs and the Organochlorine Pesticides*. Water Resources Branch, Watershed Management Section, Ontario Ministry of the Environment. 16 p + annexes. (Publication officielle du ministère, le rapport final date de 1990)
- LONG, E.R. et L.G. MORGAN. 1990. *The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the National Status and Trends Program, Seattle (Washington)*. National Oceanic and Atmospheric Administration technical monograph. NOS OMA 52, 175 p. + annexes.

- MACDONALD, D.D. 1994. *Approach to the Assessment of Sediment Quality in Florida Coastal Waters*. Volume 1-Developpement and Evaluation of Sediment. Quality Assessment Guidelines. Florida Department of environmental Protection.
- MACDONALD, D.D., S.L. SMITH, M.P. WONG et P. MUDROCH. 1992. *Élaboration des recommandations pour la qualité de l'environnement marin au Canada*. Rapport préparé pour le Groupe de travail interministériel sur les recommandations pour la qualité de l'environnement marin et le Conseil canadien des ministres de l'environnement. Ottawa, Environnement Canada. 50 p.
- NEFF, J.M., D.J. BEAN, B.W. CORNABY, R.M. VAGA, T.C. GULBRANSEN et J.A. SCANLON. 1986. *Sediment Quality Criteria Methodology Validation: Calculation of Screening Level Concentrations from Field Data*. Work Assignment 56, Task IV. Washington, DC: USEPA Criteria and Standards Division, Office of Water Regulations and Standards, SCD No. 7, 225 p.
- NEFF, J.M., J.Q. WORD et T.C. GULBRANSEN. 1987. *Recalculation of Screening Level Concentrations for non polar organic contaminants in marine sediments*. Final Report, Washington, DC: USEPA Region V, 18 p.
- NOAA (NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION). 1999. *Sediment Quality Guidelines developed for the National Status and Trends Program*. Office of Response and Restoration. 11 p.
- PERSAUD, D. et R. JAAGUMAGI. 1993. *Guidelines for the protection and Management of Aquatic Sediment Quality in Ontario*. Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 24 p. + annexes.
- PERSAUD, D., R. JAAGUMAGI et A. HAYTON. 1993. *Guidelines for the Protection and Management of Aquatic Sediment Quality in Ontario*. Water Resources Branch. Ontario Ministry of the Environment. 24 p. + figures. (document révisé incluant les critères pour les HAP).
- PROCÉAN INC. 1991. *Révision des critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*. Rapport préparé en collaboration avec Groupe-conseil Roche ltée pour le Centre Saint-Laurent, Environnement Canada. 172 p + annexes.

- SÉRODES, J.B. 1978. *Qualité des sédiments de fond du fleuve Saint-Laurent entre Cornwall et Montmagny*. Rapport technique préparé pour la Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent par la Direction régionale des eaux intérieures.
- SMITH, S. et K. KEENLEYSIDE. 1996. *Data Evaluation Procedures Used in the Development of Canadian Sediment Quality Guidelines*. Environment Canada, Evaluation and Interpretation Branch, Guidelines Division, Ottawa. 26 p.
- VIGNEAULT, Y. et al. 1978. *Plan d'utilisation des matériaux dragués dans le fleuve Saint-Laurent*. Annexe no.6, 135 P. Direction régionale des eaux intérieures, Environnement Canada. Document annexe au Rapport Synthèse du Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent.



Volet 2

VOLET 2

ÉVALUATION DE LA PERTINENCE DES BRUITS DE FOND

par: Jean-Pierre Savard, Interives ltée

1. INTRODUCTION

Ce 2^e volet, qui comprend trois sections, porte sur la pertinence d'utiliser des bruits de fond (normales géochimiques) de certains métaux et HAP pour établir les seuils pour juger de la qualité des sédiments dans le Saint-Laurent. L'objectif vise à développer un argumentaire documenté sur l'utilisation, pour cette fin, du concept de bruit de fond. Dans un premier temps, le concept de bruit de fond est abordé et différents termes y sont définis. La section suivante présente, pour sa part, une liste non exhaustive des arguments favorables et défavorables à l'utilisation des bruits de fond aux fins d'élaboration de critères de qualité des sédiments du Saint-Laurent. Cette section porte également sur la révision de cette argumentation en regard des données disponibles. Finalement, une conclusion et des recommandations sont présentées quant à la pertinence de déterminer des bruits de fond pour l'élaboration de critères actuels de qualité des sédiments pour le fleuve.

2. ÉVALUATION DE L'ARGUMENTATION

Les arguments favorables et défavorables concernant les méthodes de bruit de fond, examinés dans ce chapitre, sont révisés en regard des données disponibles, des études ou articles consultés et des discussions avec les personnes ayant travaillé ou participé à l'élaboration des critères intérimaires. Les orientations des discussions permettront d'élaborer sur la variabilité spatiale des bruits de fond et sur leur relation avec les seuils de toxicité.

2.1 Terminologie

Les termes fréquemment rencontrés sont les suivants : bruits de fond (background noise), teneurs préindustrielles, teneurs naturelles, teneurs ambiantes, etc. Ces expressions n'ont pas le même sens mais elles sont souvent confondues. Le bruit de fond est une teneur ambiante plancher. Si des courbes d'égale teneur d'un contaminant dans les sédiments de surface sont tracées, le bruit de fond correspond à la zone des plus basses teneurs régionales. Cette zone est considérée comme la référence régionale la plus proche possible des teneurs naturelles (zone de faible influence anthropique). C'est un concept assez flou qui laisse place à une certaine subjectivité, une sorte de niveau plancher. Ce concept de niveau de base ou de plancher est un concept pragmatique. Si un trou est creusé quelque part, il est difficile d'espérer que le degré de contamination des sédiments qui rempliront le trou sera moins élevé que le bruit de fond. Il serait difficile d'exiger d'un entrepreneur qui demande un permis pour rejeter des sédiments en eau libre, de s'astreindre à des critères plus sévères que ce bruit de fond. Le bruit de fond peut cependant être plus élevé que les teneurs préindustrielles et que le seuil sans effet.

La teneur préindustrielle est la concentration d'une substance ou d'un composé chimique dans les sédiments en place avant l'ère industrielle (l'année 1900 est souvent utilisée comme marqueur temporel). En pratique, cependant, de nombreux échantillons de sédiments considérés comme représentatifs des teneurs préindustrielles sont prélevés dans des sédiments plus récents que 1900 ou qui se sont déposés après le début de l'ère industrielle. Il n'y a pas de règle fixe à ce sujet. La plupart du temps, les teneurs préindustrielles sont utilisées pour identifier des seuils sans effets, alors que le bruit de fond ambiant est plutôt lié aux seuils d'effets mineurs. Mais là encore, il ne semble pas y avoir de règle fixe.

Les teneurs identifiées pour représenter le bruit de fond régional ou les teneurs préindustrielles sont représentées par une seule valeur numérique. Cette valeur n'est pas choisie à partir d'une méthode de normalisation adoptée officiellement. Par exemple, les teneurs préindustrielles du plomb dans le Saint-Laurent varient de 5 à

50 mg/kg, mais les valeurs retenues pour établir la teneur préindustrielle dans ce même cours d'eau se situent entre 15 et 20 mg/kg (Loiselle *et al.*, 1997). La valeur retenue est généralement assez proche ou inférieure à la moyenne des teneurs mesurées. Il est cependant difficile de savoir pourquoi une valeur spécifique a été retenue et si la variabilité spatiale des mesures de la teneur préindustrielle est bien représentée. Nous analyserons plus loin les causes possibles de cette variabilité.

Dans les pages qui suivent, nous présentons les arguments opposés ou favorables à l'utilisation des méthodes ou des concepts de bruit de fond pour établir des seuils de qualité des sédiments. L'argumentation pour ou contre le bruit de fond présentée ci-dessous provient des sources suivantes : Environnement Canada (1991), Ministère de l'environnement de l'Ontario (1990), Chapman (1990), MacDonald (1990), Environnement Canada (1990).

2.2 Arguments contre

Une liste partielle des arguments contre l'utilisation du concept de bruit de fond pour déterminer certains seuils de contamination des sédiments est présentée ci-dessous :

- le bruit de fond varie beaucoup sur une base régionale (géologie, type de bassin versant, etc.). Cette variabilité spatiale n'est pas très bien connue pour le Saint-Laurent;
- les teneurs de bruit de fond varient en fonction de certaines propriétés des sédiments (tailles des particules, contenu de matière organique, potentiel d'oxydo-réduction, etc.);
- il est parfois difficile de déterminer un site de référence régional acceptable et d'établir un niveau préindustriel fiable dans la colonne stratigraphique;
- le bruit de fond préindustriel n'a aucun rapport avec les seuils de toxicité biologiques;
- les seuils basés sur la notion de bruit de fond sont difficiles à défendre au plan légal, faute de lien avec la toxicité biologique;
- le bruit de fond n'est pas applicable pour les composés chimiques qui n'existaient pas dans la nature avant l'ère industrielle (les BPC, par exemple).

Les trois premiers arguments font référence à la variabilité spatio-temporelle du bruit de fond et à la difficulté de déterminer la valeur qui peut servir de référence régionale. Les trois derniers arguments portent surtout sur les problèmes

d'applicabilité du bruit de fond qui découlent de l'absence de lien de causalité entre le bruit de fond et les divers seuils d'effets toxicologiques. Nous examinerons ces questions à la section 2.4.

2.3 Arguments pour

Les principaux arguments en faveur de l'utilisation du bruit de fond pour établir des lignes directrices sont les suivants :

- en termes d'application, la méthode du bruit de fond est plus simple et plus rapide que les autres méthodes et requiert moins de données;
- la plupart des laboratoires analytiques peuvent effectuer les mesures de concentration, mais pas les bioessais ou les tests de toxicité;
- la méthode ne s'appuie pas sur des modèles théoriques ou mathématiques qui sont continuellement en réévaluation;
- aucune autre méthode ne fournit un seuil historique naturel ou valeur de référence.

Les arguments en faveur de l'utilisation du bruit de fond peuvent aussi être regroupés en deux grands groupes. Les deux premiers mettent en relief les avantages en termes d'applicabilité (simplicité, rapidité, faible coût etc.). Les deux derniers soulignent le fait que le bruit de fond est la seule référence absolue disponible dont la base théorique et observable qui ne change pas.

2.4 La variabilité spatiale du bruit de fond

La principale critique des méthodes de bruit de fond a pour cible leur variabilité spatiale. Les bruits de fond peuvent varier considérablement sur une base régionale. Environnement Canada (1991) identifie très brièvement certaines causes de cette variabilité, dont la taille des particules, le contenu de matière organique, le contexte géologique et la présence d'anomalies locales. Mais le document ne fournit aucune évidence de cette variabilité.

Les sections suivantes examinent les causes de la variabilité spatiale des bruits de fond. Cette variabilité est-elle aussi élevée qu'on le prétend ? Peut-on distinguer les composantes expliquées et aléatoires de cette variabilité ? La variabilité spatiale du bruit de fond est-elle un avantage plutôt qu'un inconvénient ?

2.4.1 Taille des particules et carbone organique total (COT)

Les teneurs de certains métaux augmentent lorsque la taille des particules s'affine. Wainwright et Humphrey (1988) ont analysé 356 échantillons de la mer de Beaufort. La figure 2.1, tirée de Fortin (1999), montre une corrélation typique entre la teneur en zinc et le contenu d'argile. Plus le pourcentage d'argile est élevé, plus la concentration de zinc augmente. Fortin (1999) observe une relation similaire dans le Lac des Deux Montagnes. Bien que la taille de ses échantillons soit beaucoup plus petite (20 à 29 échantillons), les courbes et les concentrations sont très proches pour la plupart des métaux comparés, sauf en ce qui concerne le mercure et le plomb.

Le couplage entre la taille des particules et la teneur de certains métaux est un cas typique de variance partiellement expliquée. La figure 2.1 montre que les teneurs préindustrielles de zinc varient de 20 à 180 mg/kg (domaine de variation totale). Mais pour un pourcentage d'argile connu, l'écart type, pour un intervalle de confiance de 95 %, n'est que de ± 45 mg/kg, ce qui est beaucoup plus faible.

La concentration pourrait être représentée en la normalisant par rapport à un pourcentage fixe d'argile. Par exemple, il suffirait de rapporter toutes les mesures individuelles à un contenu de 50 % d'argiles en se déplaçant le long de parallèles à la droite de régression. Avec cette méthode, une teneur de 25 mg/kg de zinc mesurée dans un sédiment ne contenant pas d'argile et une teneur de 150 mg/kg mesurée dans un sédiment contenant uniquement de l'argile seraient toutes deux égales à la teneur normalisée de 85 mg/kg. Ce mode de représentation des teneurs en métaux ou en HAP est une forme de normalisation. Cependant, une telle normalisation ne peut s'appliquer que pour les métaux dont la preuve a été établie qu'ils sont dépendants de la taille des particules des sédiments.

Le tableau 2.1, tiré de Fortin (1999), compare les teneurs préindustrielles en métaux du Lac des Deux Montagnes et de la mer de Beaufort en fonction de leur contenu d'argile et de carbone organique total (COT). Ce tableau présente les coefficients de corrélation (r^2) des comparaisons entre les teneurs en métaux et en COT. Il montre que les teneurs en chrome, en cuivre, en nickel et en zinc sont corrélées avec le contenu d'argile aussi bien dans la mer de Beaufort que dans le Lac des Deux Montagnes. À l'exception du nickel, ces métaux sont aussi corrélés avec le COT. Dans le Lac des Deux Montagnes, les teneurs en mercure sont également corrélées avec le contenu d'argile et le COT. Le plomb n'est corrélé qu'avec le COT. L'échantillon utilisé par Fortin (1999) ne contient qu'une vingtaine de points localisés dans le Lac des Deux Montagnes, ce qui ne suffit pas à conclure que le lien de dépendance est applicable à l'ensemble du Saint-Laurent. Il suffirait cependant

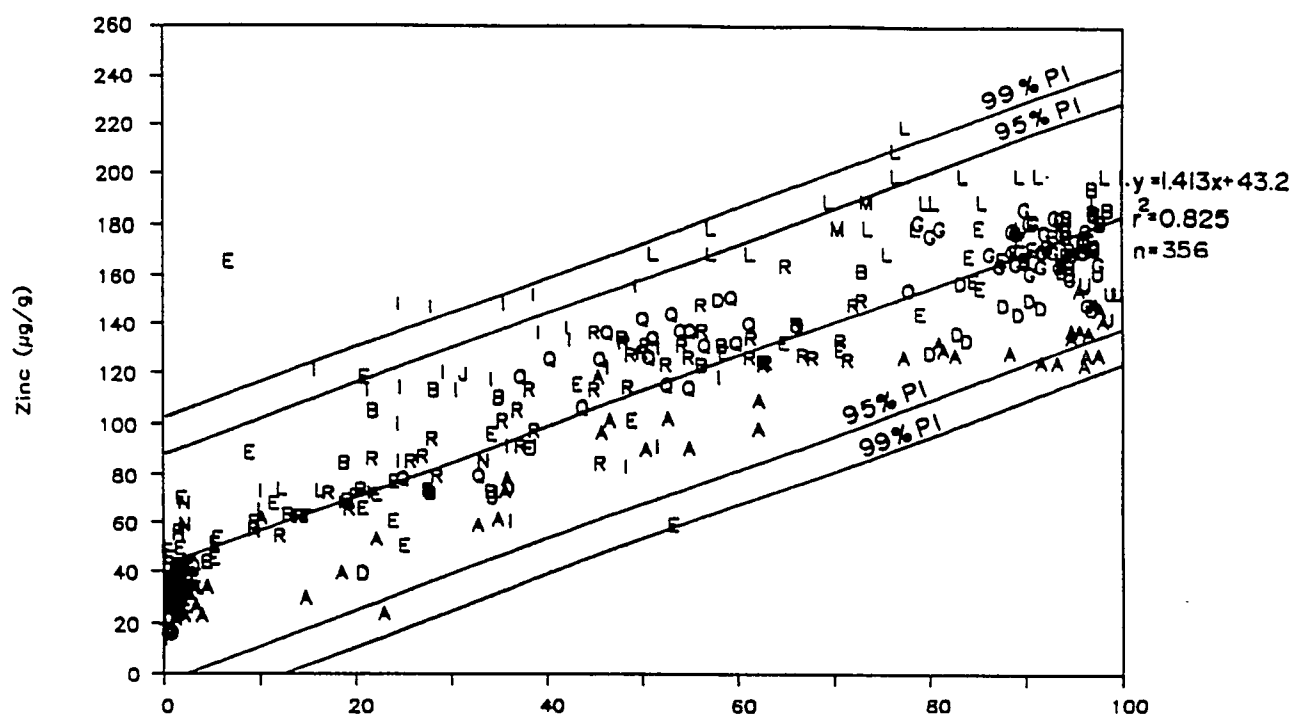


FIGURE 2.1 Analyse de régression de la teneur en Zinc (Zn) par rapport au contenu d'argile (%) (tiré de Wainwright et Humphrey, 1988)

Tableau 2.1 Relations entre les teneurs préindustrielles en métaux traces et le pourcentage de boue des sédiments du Lac des Deux Montagnes et d'un milieu non contaminé (mer de Beaufort).

Paramètre	Lac des Deux Montagnes		Mer de Beaufort	
	n	r ²	n	r ²
Contenu en argile				
Chrome	20	0,651	356	0,787
Cuivre	27	0,596	355	0,768
Mercure	29	0,257	355	0,746
Nickel	27	0,605	356	0,734
Plomb	29	0,729	356	0,258
Zinc	25	0,699	356	0,825
Contenu en COT				
Chrome	20	0,762		
Cuivre	27	0,810		
Mercure	29	0,707		
Nickel	27	0,416		
Plomb	29	0,819		
Zinc	25	0,815		

D'après Fortin (1999)

d'appliquer le même type d'analyse aux données prélevées ailleurs dans le Saint-Laurent pour évaluer la validité des régressions et leur applicabilité dans l'ensemble du Saint-Laurent.

L'exemple ci-dessus suggère qu'une bonne partie de la variabilité spatiale des bruits de fond est attribuable au fait que la variance expliquée n'est pas séparée de la variance non expliquée. Il est possible d'expliquer une partie de la variance des teneurs de certains métaux, dont le Cr, le Cu, le Hg, le Ni et le Zn. Il est possible d'éliminer une partie de cette variance en normalisant les concentrations par rapport au contenu d'argile ou de COT. Wainwright et Humphrey (1988) obtiennent également une faible corrélation entre les HAP et le contenu d'argile. Il serait intéressant d'examiner le lien HAP-COT. Nous examinerons plus loin les méthodes de normalisation.

2.4.2 Variance méthodologique

La figure 2.2 montre les profils de plusieurs métaux à la stations F3 du Lac Saint-Louis, d'après Procéan (1992). Cette figure illustre assez bien la problématique d'identification des teneurs préindustrielles et du bruit de fond. D'après la géochronologie (Cs-137 et Pb-210), les teneurs sont préindustrielles sous l'horizon de 16 cm de profondeur dans la carotte. Pourtant, les teneurs en Cu, Cr, Pb, Ni et Zn augmentent entre le niveau 16 cm et 23 cm. Par exemple, la teneur en Cu est de 15 mg/kg au niveau 16 cm, mais de 32 mg/kg au niveau 23 cm, alors que ces deux niveaux reflètent des teneurs préindustrielles. La différence est probablement attribuable en grande partie au fait que les sédiments sont plus fins en profondeur. Quelle valeur doit-on choisir pour représenter la teneur préindustrielle ?

La figure 2.2 met aussi en relief une difficulté inhérente à la détermination du bruit de fond. En supposant que les profils de la station F3 représentent une zone faiblement contaminée assez caractéristique des plus basses valeurs de surface et que cette station soit choisie comme site de référence pour le niveau ambiant, quelle valeur devrait-on choisir pour établir le bruit de fond : la concentration en surface, la moyenne intégrée de la couche post-industrielle (déposée depuis 1900), le maximum atteint pendant les années soixante ou la teneur préindustrielle (des argiles ou des boues sableuses) ? Selon la valeur choisie, le bruit de fond ambiant de la teneur en zinc pourrait varier entre 35 mg/kg et 470 mg/kg. D'après Loiselle *et al.* (1997), le bruit de fond préindustriel de la teneur en zinc du Lac Saint-Louis est de 78 mg/kg. Il est donc assez important de bien identifier la méthode permettant d'établir le bruit de fond et de standardiser la méthode pour s'assurer qu'elle est appliquée partout de la même manière. Le choix des méthodes d'analyse des données géochimiques peut expliquer une partie de la variance observée. Les méthodes utilisées avant 1990 sont presque toutes basées sur l'analyse de la fraction totale (digestion complète) des métaux. Diverses méthodes de digestion totale (Aqua Regia, HNO₃-HCl, XRF, neutron activation) sont comparées et commentées par Painters *et al.* (1994); les différences de résultats de ces méthodes sont minimales. Par contre, la comparaison des méthodes de digestion partielle (ou fraction extractible) (Needham et Novakowski, 1995) indiquent que les résultats peuvent être très différents pour certains métaux, notamment le Cu et le Hg.

Il n'est pas possible, compte tenu de l'échéancier très court du présent travail, de passer en revue toutes les méthodes utilisées pour déterminer les teneurs en métaux, en As et en HAP dans le Saint-Laurent et ailleurs. Les informations disponibles suggèrent cependant que les méthodes utilisées ont changé avec le temps et que ces changements peuvent conduire à des variations significatives des résultats d'analyse dans plusieurs cas. Une partie de la variance observée est donc causée par un artifice méthodologique, et non pas par la variabilité *in situ* des teneurs mesurées.

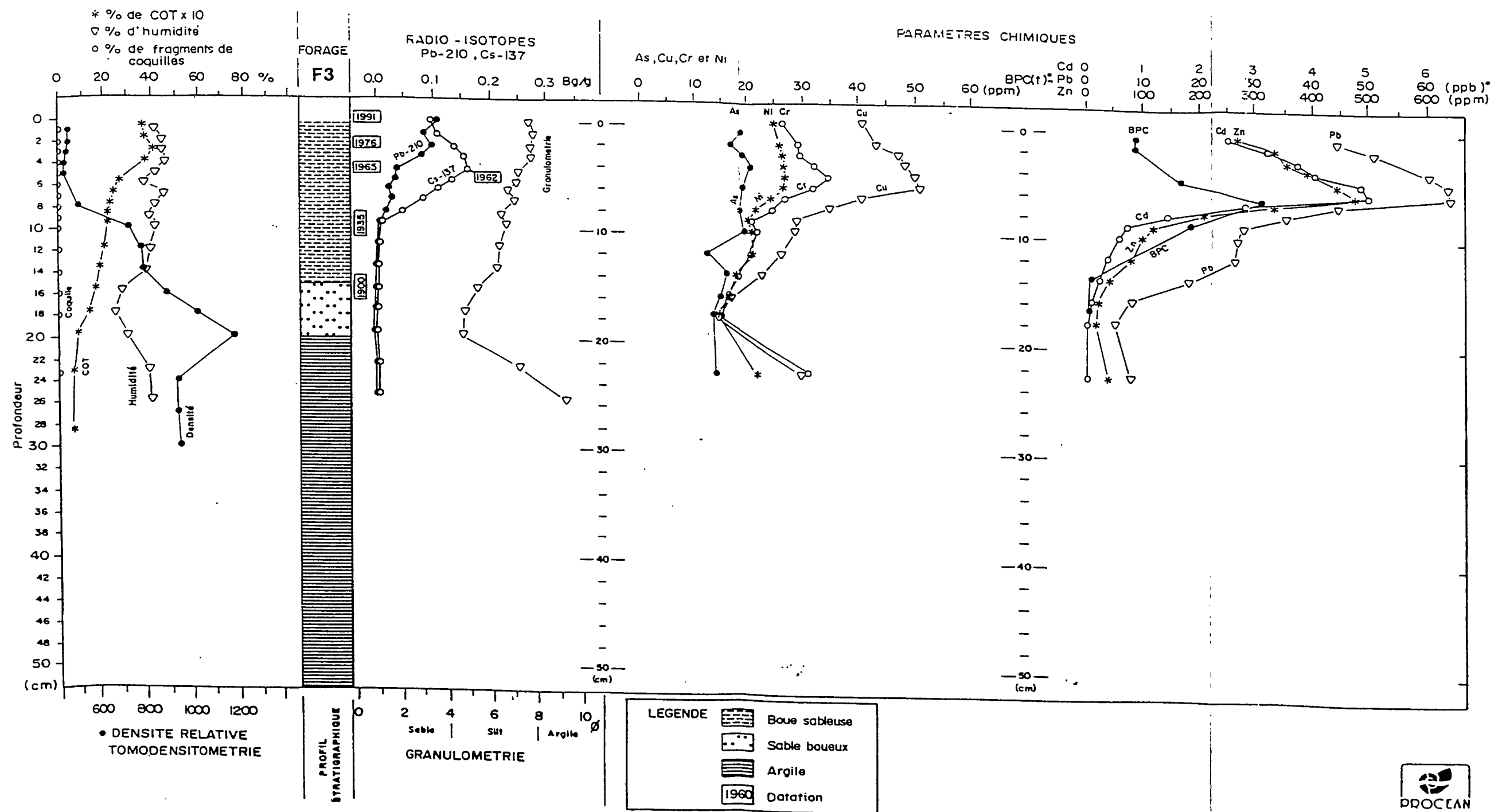


FIGURE 2.2 Profils verticaux des résultats analytiques, Station F3, Lac Saint-Louis (tiré de SNC-Procéan, 1992).

Cette variance induite ou méthodologique peut être corrigée en adoptant des procédures standardisées d'analyse en laboratoire ou en reliant les diverses méthodes par des relations mathématiques (comparaison systématique). Cette variance méthodologique n'est pas un argument spécifique contre l'utilisation du bruit de fond puisqu'elle affecte toutes les autres méthodes de détermination des seuils de toxicité.

2.4.3 Standardisation et normalisation

Les sections précédentes ont souligné qu'une partie de la variance ou de la variabilité des bruits de fond est soit explicable (dépendance des tailles de particules, du COT, etc.), soit liée aux méthodes et à l'absence de standards uniformes d'analyse (digestion totale ou partielle) et de sélection des sites de référence. Il existe diverses méthodes de normalisation des teneurs de bruit de fond. Par exemple, Bewers (1993) propose une méthode de normalisation des teneurs en mercure basée sur une corrélation avec la teneur en lithium. Cette méthode permet, en théorie, de déterminer la valeur maximale de la concentration préindustrielle de mercure pour différentes tailles de particules (contenu d'argile). Certains proposent d'utiliser d'autres bases normalisées comme l'aluminium, le lithium, etc. La plupart de ces méthodes utilisent des régressions linéaires et des corrélations. Certains auteurs procèdent par régressions multiples (Rowan et Kalff, 1992). Windom (1988) propose une méthode de normalisation basée sur l'aluminium, un métal très abondant dans la croûte terrestre. L'auteur utilise des régressions basées sur des courbes logarithmiques qui comparent la teneur en métaux traces (Zn, Cd, Pb, Hg, Cr, Cu, Ni) et en arsenic avec la teneur en aluminium. Il propose même d'utiliser l'intervalle de confiance des régressions comme zone de démarcation entre les sédiments affichant des teneurs naturelles ou préindustrielles et ceux qui présentent une contamination d'origine anthropique.

Il n'est pas possible de passer en revue toutes les méthodes de normalisation dans le cadre du présent travail. À la lumière des documents consultés, il est cependant possible d'énoncer quelques principes et quelques mises en garde. D'abord, un simple modèle de régression n'a aucune valeur en soi s'il ne s'appuie pas sur une solide base théorique permettant d'expliquer le lien de dépendance entre les variables. Les modèles de régressions multiples sont particulièrement dangereux et doivent être utilisés avec énormément de circonspection pour s'assurer que les corrélations ne sont pas simplement dues à des codépendance d'une troisième variable.

Il est possible d'illustrer ce problème à l'aide du tableau 2.1. Dans ce tableau, les teneurs de certains métaux sont corrélées à la fois avec le pourcentage d'argile et le contenu de matière organique (COT). Les corrélations sont basées sur une vingtaine

d'échantillons. Or, les sites d'échantillonnage où il existe une sédimentation récente des particules fines sont généralement profonds et calmes. Ces zones peuvent favoriser à la fois la sédimentation des particules fines et celle de la matière organique. Il est donc important de vérifier s'il n'existe pas une dépendance entre la tailles des particules et le contenu de matière organique. Si tel est le cas, toute teneur liée à l'une ou l'autre de ces deux variables risque d'être automatiquement corrélée à la seconde, qu'il existe ou non un lien de dépendance. Dans le cas des données présentées au tableau 2.1, le nickel et le mercure échappent à cette règle.

L'exemple du tableau 2.1 illustre la nécessité d'être prudent. Dans certains cas il est assez simple de formuler un modèle théorique permettant d'expliquer la dépendance apparente entre certains métaux et d'autres propriétés physiques, comme la taille des particules. Dans la mesure où la teneur en métaux est principalement liée à l'adsorption des métaux à la surface des particules, il est juste de s'attendre à ce que la concentration augmente avec la surface de contact entre la phase aqueuse et les particules. Or, à masse constante, il est facile de démontrer que la surface de contact des particules augmente de façon inversement proportionnelle à la taille de particules. Il existe donc d'une base théorique permettant d'expliquer les corrélations observées. Cependant, les corrélations ne sont pas toujours aussi simples à expliquer et même lorsque des modèles théoriques élégants sont disponibles, il faut se méfier des solutions trop évidentes.

Avant d'utiliser une méthode de normalisation ou de l'imposer en tant que pratique standardisée, il faut s'assurer que la base théorique est valide et universelle. Cette base théorique doit expliquer non seulement la variance observée dans le Saint-Laurent, mais partout ailleurs. Il serait un peu ridicule de s'isoler du reste du monde en développant notre petite méthode locale de normalisation des teneurs en métaux ou en HAP, applicable seulement ici et nulle part ailleurs. En attendant qu'une méthode reconnue soit appliquée à grande échelle, ce qui peut demander beaucoup de temps, il est possible de tenir compte de la variance expliquée et non expliquée pour relativiser les informations et pour faire des choix plus éclairés.

2.4.4 Variabilité à grande échelle spatiale

Le tableau 2.2 présente quelques valeurs comparatives de bruit de fond tirées de Anon (1990) pour plusieurs pays de la communauté européenne. Le domaine de variabilité totale est d'environ d'un ordre de grandeur (les maxima sont d'environ 4 à 20 fois les minima). Certaines teneurs varient moins que d'autres. Par exemple, le cadmium varie de 0,1 à 1,9 mg/kg, le cuivre, de 4 à 81 mg/kg, le mercure, de 0,05 à 1,1 mg/kg et le zinc, de 25 à 175 mg/kg. Notons que ces valeurs sont déjà des valeurs éditées ou sélectionnées, et non pas des mesures directes. La variabilité des mesures sur le terrain est probablement un peu plus élevée.

Tableau 2.2 Bruit de fond des teneurs en métaux dans les pays de la communauté européenne (source : Anon, 1990).

Estuaire	Pays	Année	Concentrations en PPM							
			As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Elbe	RFA	1974	10	1,9	59	18	0,4	21	39	156
Riv. En Schles.	RFA	1978	10	0,4	59	16	0,2	0.21	30	94
Rhin	RFA	1977	12	0,5	77	21	0,1	33	31	93
Gironde	France	1983		0,1			0,1			
Gironde	France	1982				15				
Seine	France	1968		0,3	29	5	0	16	27	34
Avon	Royaumes Unis	1965	13	0,3	37	19	0,1	28	39	96
Urr	Royaumes Unis	1975		0,9	4	7	0,1	9	22	41
Urr	Royaumes Unis	1974		0,4	10	4	0,1	7	31	25
Lac Bodance	Suisse	1974		0,2	50	30	0,4	55	79	124
Rivière Illinois	USA	1973		0,4	6	8		16	17	30
Lac Washington	USA	1976	10			15	0,1		20	60
Eastsea	USA	1975		0,6		40		50	40	110
Minimum			10	0,1	4	4	0	7	17	25
Maximum			13	1,9	77	44	0,4	66	40	156

La variabilité spatiale du bruit de fond à l'échelle canadienne est illustrée dans Painter *et al.* (1994) qui présente des cartes de distribution du bruit de fond à l'échelle pancanadienne. Cette étude est basée sur les données du National Geochemical Reconnaissance (NGR) program (Friske and Hornbrook, 1991) qui regroupe les données géochimiques sur 200 000 lacs et 21 000 cours d'eau au Canada. Les bruits de fond sont calculés à partir de carottes prises au centre des lacs (partie profonde) à une profondeur supérieure à 30 cm. Les auteurs considèrent que les sédiments à cette profondeur sont antérieurs à l'industrialisation.

La figure 2.3 tirée de Painter *et al.* (1994) présente les distributions cumulatives des teneurs préindustrielles pour différents métaux. En général, les distributions couvrent deux ordres de grandeur et, parfois même, plus de trois comme dans le cas de l'arsenic. Il est possible d'en conclure, à tout le moins sur une base géographique, que les teneurs identifiées comme du « bruit de fond » sont assez variables.

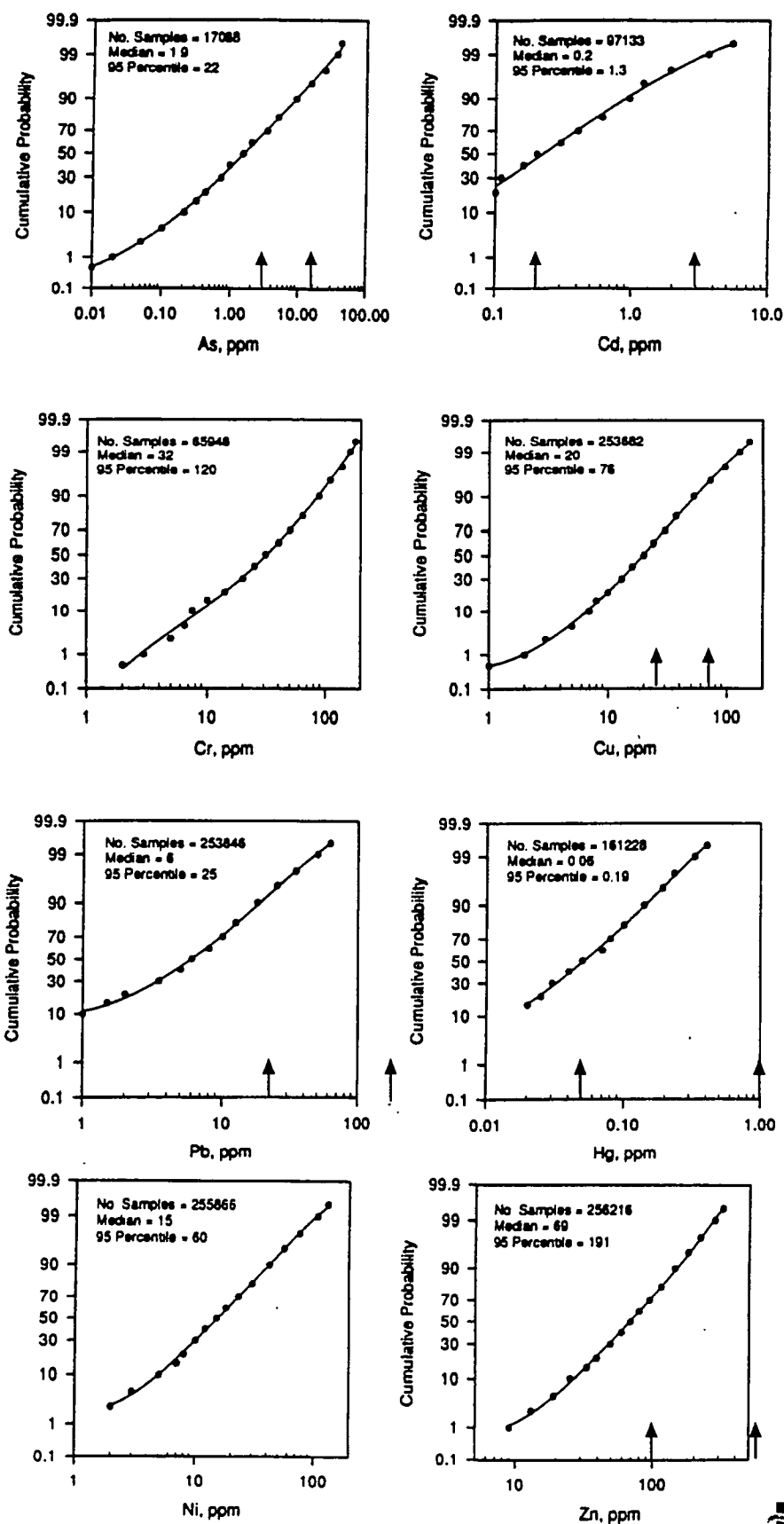


FIGURE 2.3 Distribution cumulative des fréquences des teneurs en As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni et Zn dans les lacs et cours d'eau échantillonnés par le "National Geochemical Reconnaissance and Québec Survey programs" (tiré de Painter *et al.* 1994).

L'examen détaillé des courbes de la figure 2.3, montre que 90 % (centiles 5 à 95 %) des valeurs se regroupent à l'intérieur d'une marge de variation d'environ un ordre de grandeur dans la majorité des cas (facteur min/max de 15 à 20).

L'étude de Painter *et al.* (1994) ne spécifie cependant pas les causes de la variabilité, de sorte qu'il est difficile de savoir si la variance est attribuable à des phénomènes ponctuels isolés ou à des variations régionales. Par exemple, des sédiments plus grossiers dans certains lacs pourraient être responsables des valeurs très basses alors que des sédiments contaminés par des sources ponctuelles ou des anomalies locales pourraient expliquer un certain nombre de valeurs plus élevées. Les échantillons ont été prélevés entre 10 et 30 cm de profondeur en assumant qu'il s'agit de sédiments préindustriels, sans aucune vérification géochronologique. Il est donc possible qu'une partie de la variance soit attribuable à des anomalies locales, aux méthodes, à un manque de contrôle de la représentativité des échantillons, à des variations de la tailles des particules, etc.

Cette étude montre tout de même qu'il existe des variations importantes de la distribution régionale de certains contaminants. D'après les auteurs, ces variations s'expliquent par le contexte géologique régional. À cet égard, la région des grands lacs et le Saint-Laurent semblent former une même unité. Il n'est pas impossible, cependant, que la géologie des bassins des tributaires du Saint-Laurent constitue une cause de variance de la teneur préindustrielle en métaux.

Environnement Canada (1991) présente une série de tableaux comparatifs des critères de contamination basés sur les bruits de fond déterminés par plusieurs organisations nationales, internationales et par des études régionales. Le tableau 2.3 regroupe ces résultats comparés pour les métaux et les HAP. Les méthodes de détermination des bruits de fond ne sont pas spécifiées. À l'exception de Netherlands (dans MacDonald et Smith, 1990), qui affiche des valeurs très élevées, les seuils axés sur les bruits de fond varient d'environ un ordre de grandeur en général. Ces résultats confirment ceux des autres auteurs cités plus haut et suggèrent que le domaine de variance des teneurs de bruit de fond, toutes méthodes et causes confondues, se situe aux environs de un à deux ordres de grandeur. Plus de 90 % des teneurs identifiées comme du bruit de fond naturel ou préindustriel sont comprises dans une fourchette de variation d'un peu plus d'un ordre de grandeur (rapport max/min de l'ordre de 20).

2.4.5 Le Saint-Laurent

Dans le Saint-Laurent, les teneurs préindustrielles (Tableau 2.4, tiré de Loisel *et al.*, 1997) des métaux, de l'arsenic et des HAP utilisées par Environnement Canada varient très peu d'une région à l'autre. Le tableau 2.5 fournit les sources de données

Tableau 2.3 Seuils de faible contamination déterminés à partir du bruit de fond (modifié d'Environnement Canada, 1991).

As	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Pb	Zn	Source
2,8	0,78	10	13	0,051	9,9	17	38	IJC, 1988
5	6	25	25	1	20	40	50	Pavlov, Weston, 1983
4,2	1,1	25	31	0,1	31	23	65	MOE, 1990
35	7,5	35	155	0,5	40	70	300	Netherlands, 1989
		50	100		50	50	75	Pavlov, Weston, 1983
45		90	600	1,6	45	160	1000	Netherlands, 1989
3	5	30	70	0,3		20	80	Vigneault <i>et al.</i> 1978
10	1	50	75	0,1	50	50	100	IJC, 1988
6	8	60	90	1		60	175	Vigneault <i>et al.</i> 1978
		100	100		100	50		IJC, 1988
100	30	400	115	15	100	700		Netherlands, 1989

Note : les concentrations sont exprimées en mg/kg.

sur les teneurs préindustrielles des diverses régions du Saint-Laurent. Les variations les plus fortes vont du simple au triple (ex : mercure) mais sont la plupart du temps inférieures à $\pm 30\%$ par rapport à la moyenne. Certaines teneurs sont uniformes pour tout le Saint-Laurent et la Baie de Chaleurs (ex : arsenic).

Le tableau 2.6 résume l'information disponible sur les teneurs préindustrielles tirées directement d'une partie des sources citées au tableau 2.5. Ce tableau montre que les teneurs préindustrielles sont plus variables que celles apparaissant dans le document d'Environnement Canada (Loiselle *et al.*, 1997). Les valeurs retenues pour représenter les teneurs préindustrielles ont été sélectionnées sur une base qu'il n'est pas facile d'établir. La procédure de sélection ou d'édition n'est pas décrite explicitement. Il semble que l'uniformité de certaines valeurs soit attribuable à l'absence de données plus qu'à une uniformité réelle. Lorsque les tableaux 2.4 et 2.6 sont comparés, il semble que les valeurs retenues correspondent assez souvent à la moyenne des teneurs mesurées dans les sédiments préindustriels (ou considérés comme tels). Il y a peu de variation entre la zone fluviale et la zone estuarienne, à l'exception du zinc qui semble présenter une faible différence systématiquement.

Le tableau 2.6 suggère que les variations des teneurs préindustrielles du Saint-Laurent sont assez faibles. Cependant, la plupart des mesures présentées dans ce tableau sont prises dans les centres de chenaux des principales régions géographiques. Les échantillons sont peu nombreux, plus ou moins représentatifs de la diversité des sites de dépôt et très peu d'analyses sont disponibles pour expliquer

Tableau 2.4 Teneurs préindustrielles (mg/kg) mesurées dans les zones de sédimentation permanentes. Comparaison avec les seuils sans effets (SSE) et seuils d'effet néfaste (SEN).

SUBSTANCE	Lac Saint-Francois	Lac Saint-Louis	Saguenay	CHENAL LAURENTIEN		QUÉBEC		ONTARIO	
				Estuaire maritime	Golfe	SSE	SEN	SSE	SEN
Arsenic	8	8	8	8	8	3	17	6	33
Cadmium	0,2	0,15				0,2	3	0,6	10
Cuivre	20	17	21	16		28	86	16	110
Mercure			0,1	0,03	0,03	0,05	1	0,2	2
Plomb	20	15	17	16	16	23	170	31	250
Zinc	80	78	85	115	110	100	540	120	820
HAP				0,587		0,6			

d'après Environnement Canada (1997)

Tableau 2.5 Caractéristiques et sources des données sur la qualité des sédiments utilisées dans la présente synthèse. (Environnement Canada, 1997).

Secteur	Type de données	Année des prélèvements des échantillons	Source
Partie fluviale	Qualité des sédiments de surface (tous les métaux lourds)	1976	Sérodès (1978)
Lac Saint-François	Qualité des sédiments de surface (toutes les substances retenues)	1989	Données inédites du CSL Lorrain <i>et al.</i> (1993)
	Carotte de sédiments (bassin Lancaster)	1990	Lorrain <i>et al.</i> (1992)
	Carotte de sédiments (bassin Saint-Zotique)	1992	Carignan <i>et al.</i> (1994)
Lac Saint-Louis	Qualité des sédiments de surface (toutes les substances retenues)	1984-1985	Champoux et Sloterdijk (1988)
	Carotte de sédiments (Zone 1)	1992	Carignan <i>et al.</i> (1994)
	Carotte de sédiments (Zone 3)	1987	Rukavina <i>et al.</i> (1990)
Petit bassin de La Prairie	Qualité des sédiments de surface (toutes les substances retenues)	1987	Hardy <i>et al.</i> (1991b)
Zone portuaire de Montréal	Qualité des sédiments de surface (toutes les substances retenues)	1990	Environnement Illimité et Lavallin Environnement (1991)
Lac Saint-Pierre	Qualité des sédiments de surface (toutes les substances retenues)	1986	Hardy <i>et al.</i> (1991a)
	Carotte de sédiments (Zone 2)	1990	Lorrain <i>et al.</i> (1992)
Zone portuaire de Trois-Rivières	Qualité des sédiments de surface (toutes les substances retenues)	1990-1992	GDG Environnement (1993)
Zone portuaire de Québec	Qualité des sédiments de surface (toutes les substances retenues)	1989	Procéan (1990)
Partie marine	Qualité des sédiments de surface (Cd, Cu, Hg, Pb, Zn)	1972-1974	Loring (1975, 1978, 1979)
Moyen estuaire	Qualité des sédiments de surface (Cd, Cu, Hg, Pb, Zn)	1989-1990	Coakley et Poulton (1993)
Fjord du Saguenay	Qualité des sédiments de surface (Cd, Cu, Hg, Zn)	1986	Pelletier et Canuel (1988)
	Qualité des sédiments de surface (HAP)	1983	Martel <i>et al.</i> (1986)
	Carotte de sédiments (Hg, HAP; baie des Ha!Ha!)	1988	Pelletier <i>et al.</i> (1990)
	Carotte de sédiments (HAP; bras nord)	1978	Smith et Levy (1990)
	Carotte de sédiments (HAP; bras nord)	1990	Pelletier (1994) dans Fortin et Pelletier (1995)
	Carotte de sédiments (Hg; bassin supérieur)	1992	Gagnon (1994)
Baie des Anglais	Qualité des sédiments de surface (toutes les substances retenues)	1990	GTBA (1993)
Baie des Chaleurs	Qualité des sédiments de surface (As, Cd, Hg, Pb, BPC (Aroclore 1254))	1984	Matheson et Bradshaw (1985)
Chenal Laurentien	Carotte de sédiments (Cu, Zn; partie amont)	1986	Gobeil (1991) Station 23
	Carotte de sédiments (Hg; partie amont)	1986	Gobeil et Cossa (1993) Station 23
	Carotte de sédiments (Pb; partie amont)	19??	Gobeil <i>et al.</i> (1995) Station 23
	Carotte de sédiments (HAP; partie amont)	19??	Gearing <i>et al.</i> (1991)
	Carotte de sédiments (Hg, Pb, Zn; partie aval)	1987	Gobeil (1991) Station 12

Tableau 2.6 Qualité des sédiments préindustriels dans le Saint-Laurent.

Site	Station	COT %	% limon-arg.	% argile	% eau	As (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Hg (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Sources
Lac Saint-François	A25	0,5	100					47		0,02		8	105-120	Sérodes (1978)
Lac Saint-François	A26	0,5	100					40-48		0,01-0,02		8-10	105-125	Sérodes (1978)
Lac Saint-François	A33	0,5	100					47		0,025		8-10	125	Sérodes (1978)
Lac Saint-Louis	C49	0,5-1,0	100					5		0,05		5	40-50	Sérodes (1978)
Lac Saint-Louis	C63	,5	100					37-40		0,03		8-10	180	Sérodes (1978)
Lac Saint-Louis	C10	0,75	100					50-60		0,025		8-13	150	Sérodes (1978)
Lac Saint-Louis	C23	0,5	100					35		0,01		5-6	100	Sérodes (1978)
Lac Saint-Louis	F3	8-10		40		14	,1	30	31		23	8	45	Procéan (1992)
Lac Saint-Louis	F5	8-10		40		12	,1	20	5		9	8	50	Procéan (1992)
Canal Beauharnois	C11	0,5	100					7-12		0,05		5-7	90	Sérodes (1978)
Canal Beauharnois	C20	2,0	100							0,05				Sérodes (1978)
Canal Beauharnois	C35		75					20-22		0,02		5	50	Sérodes (1978)
Lac des deux Mont.	K14	1,5	100					20		0,05		8	120	Sérodes (1978)
Lac des deux Mont.	K19	1,5	100					28-30		0,03		5	130	Sérodes (1978)
Lac des deux Mont.	K20	1,8	100					20		0,05		3	100	Sérodes (1978)
Contrecoeur	E9	1,5	90					20-35		0,1		18-25	100	Sérodes (1978)
Contrecoeur	E24	1,5	60-75					50		0,4		50	150	Sérodes (1978)
Sorel (delta)	E30	1-2	40-50					20-25		0,1-0,2		20-50	100-125	Sérodes (1978)
Sorel (delta)	F5	1	100					20-25		0,025		5	100	Sérodes (1978)
Sorel (delta)	F9	1,5	100					25		0,05-1,0		7-8	100-125	Sérodes (1978)
Lac Saint-Pierre	F44	1	100					20		0,05		5	85-95	Sérodes (1978)
Gentilly	G21	0,7-1,0	30					10-15		0,04-0,05		5-7	55-80	Sérodes (1978)
Cap Tourmente	CT5	1,5-2,0	90					20-25		0,1-0,2		20-30	125-150	Sérodes (1978)

Tableau 2.6(*suite*) Qualité des sédiments préindustriels dans le Saint-Laurent.

Site	Station	COT %	% limon- arg.	% argile	% eau	As (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Hg (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Sources
Saguenay (1983)	7B-01									0,05				Gobeil et Cossa (1984)
Saguenay (1983)	7B-03									0,05				Gobeil et Cossa (1984)
Saguenay (1983)	5C									0,04-0,05				Gobeil et Cossa (1984)
Saguenay (1983)	6									0,04-0,06				Gobeil et Cossa (1984)
Saguenay (1983)	5									0,04-0,05				Gobeil et Cossa (1984)
Saguenay (1983)	8									0,08				Gobeil et Cossa (1984)
Saguenay (1982)	7M									0,04-0,06				Gobeil et Cossa (1984)
Saguenay (1982)	71-01									0,04-0,06				Gobeil et Cossa (1984)
Saguenay (1982)	71-02									0,05				Gobeil et Cossa (1984)
Saguenay (1982)	5A									0,05				Gobeil et Cossa (1984)
Saguenay (1982)	8									0,04				Gobeil et Cossa (1984)
Baie des Anglais	34	1,2										3-5	28-33	Barbeau et Sérodes(1985)
Baie des Anglais	38	2,0-2,2										3-5	18-25	Barbeau et Sérodes(1985)
Baie des Anglais	53	1,0										13-18	48-53	Barbeau et Sérodes(1985)
Baie de Sept-Iles	19	1,8-2,0										10-15	33-40	Barbeau et Sérodes(1985)
Baie de Sept-Iles	18	2,0										10-13	50-58	Barbeau et Sérodes(1985)
Baie de Sept-Iles	15	1,5										5-8	20-30	Barbeau et Sérodes(1985)
Baie de Sept-Iles	3	1,8-2,0										5-10	33-55	Barbeau et Sérodes(1985)
Baie de Sept-Iles	17	1,9-2,0										5	25-50	Barbeau et Sérodes(1985)
Chenal Laurentien	24				0.75		0,15-0,18	24-26		0,48-0,52		50	160-170	Gobeil (1991)
Chenal Laurentien	23				0.77							26-29	133-141	Gobeil (1991)
Chenal Laurentien	22				0.72		0,15-0,20	15-16		0,02-0,04		15-20	113-118	Gobeil (1991)
Chenal Laurentien	13				0,80		0,35-0,40			0,02-0,025		16	115-116	Gobeil (1991)
Chenal Laurentien	12				0.82		0,38-0,42			0,043- 0,046		19	98-102	Gobeil (1991)

la variabilité spatiale des teneurs préindustrielles. La couverture des sédiments de surface est beaucoup plus exhaustive que celle des sédiments préindustriels (carottes), comme le montre le tableau 2.5. Il est plus facile et moins coûteux d'analyser des échantillons prélevés à la benne qu'au carottiers. D'après les documents examinés, il est probable que des données sont disponibles dans la majeure partie du Saint-Laurent, du Saguenay et de la Baie des Chaleur. Il n'est pas possible de regrouper toutes les données disponibles sur le bruit de fond dans le Saint-Laurent dans le cadre du présent travail. Des données récentes sont disponibles (ex : Beak International Inc., 1999 ; Lorrain *et al.*, 2000). Lorrain *et al.* (1999) décrivent aussi des données non publiées ou inédites recueillies de 1989 à 1995. Avec un peu plus de recherche, il est probable que beaucoup plus de données recueillies par divers organismes dans le cadre de dragages et d'études universitaires et gouvernementales sont disponibles. Les données qui ont servi à établir les teneurs préindustrielles datent pour la plupart d'avant 1990. Il serait possible de regrouper et de standardiser les données existantes et d'améliorer notre connaissance actuelle des bruits de fond et des teneurs préindustrielles.

2.4.6 Les facteurs de variabilité spatiale dans le Saint-Laurent

Le Saint-Laurent est situé entre deux grands systèmes géologiques. Au nord, les roches du Bouclier canadien sont constituées de roches ignées acides (granites et gneiss métamorphiques). Au sud, les Montérégiennes et les Appalaches sont plutôt formées de roches sédimentaires et métasédimentaires (calcaires, schistes etc.). Le Saint-Laurent s'est encaissé dans les argiles des mers de Champlain et de Goldthwait qui se sont déposées à la suite du retrait des glaciers de la région, il y a environ 11 500 à 14 000 ans (Vincent, 1989). Aujourd'hui encore, les eaux des effluents de la rive nord du fleuve ont tendance à s'écouler le long de cette rive et à demeurer séparées des eaux de la rive sud. À l'époque de la mer de Champlain, on peut se demander si les limons argileux qui se sont déposés dans les Laurentides ont la même composition minéralogique que ceux déposés en Estrie. De même, les pro-deltas de limon et d'argile de la Côte Nord de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent n'ont peut-être pas les mêmes propriétés que ceux de la Rive Sud ou du Bas du Fleuve. On peut donc se demander s'il existe des familles géologiques différentes de sédiments fins au nord et au sud du Saint-Laurent et si cela se répercute sur la géochimie des sédiments.

Le tableau 2.6 compare, entre autres, les lacs Saint-François et Saint-Louis avec le Lac des Deux Montagnes. Ce dernier est alimenté par la rivière des Outaouais (Bouclier Canadien) alors que les deux autres sont alimentés par le Saint-Laurent et les Grands Lacs (géologie mixte). Les teneurs préindustrielles en métaux du Lac des Deux Montagnes ne sont pas très différentes de celles des deux autres lacs, situés plus au sud.

Les HAP d'origine naturelle pourraient aussi être différents près des rives nord et sud du Saint-Laurent. Les tributaires de la rive nord traversent surtout des forêts de résineux, alors que ceux de l'Estrie s'écoulaient historiquement dans des zones de forêts mixtes et de bois franc. Les forêts de résineux brûlent plus souvent que les forêts de bois franc. Il est donc possible que les sédiments préindustriels de la rive nord contiennent plus de HAP que ceux de la rive sud. Il n'y a pas assez de données, à notre connaissance, pour vérifier cette possibilité.

Coakley et Poulton (1993) démontrent que les sédiments de l'estuaire moyen du Saint-Laurent ont des propriétés géochimiques différentes du côté sud et du côté nord. À partir des mesures des teneurs en Cr, Fe, Ni, et Zn normalisées par régression avec l'aluminium, les auteurs démontrent que les dépôts du chenal sud sont différents de ceux du chenal nord. Ils attribuent cette différence au fait que les particules se déposant du côté sud sont apportées par le fleuve alors que celles du côté nord sont surtout apportées par les petits tributaires locaux.

Dans les zones deltaïques, il est possible de trouver des sédiments préindustriels qui ne se sont pas déposés à l'époque de la mer de Champlain, mais lors de migrations des chenaux deltaïques. C'est probablement le cas dans plusieurs deltas du fleuve et de l'estuaire moyen. Par exemple, les teneurs en Pb et en Hg des sédiments du secteur de Contrecoeur (dépôts deltaïques) sont au moins trois fois plus élevées que celles des trois lacs Saint-François, Saint-Louis et des Deux Montagnes. Il est possible que les sédiments déposés dans les zones deltaïques avant l'ère industrielle sont assez différents de ceux retrouvés dans les chenaux ou dans les sédiments des mers de Champlain et de Goldthwait. Les dépôts deltaïques ont parfois la forme de marais qui se développent en bordure des chenaux en migration. Les conditions de mise en place des dépôts sont très différentes de celles d'une mer profonde et calme, comme l'était la mer de Champlain. L'activité organique différente des zones deltaïques pourrait favoriser l'accumulation de certains métaux ou d'autres substances dans la matière organique ou dans les sédiments. Mais, faute de contrôles plus complets, il est difficile d'écarter la possibilité que les sédiments utilisés pour la détermination des bruits de fond ne soient pas vraiment préindustriels dans le secteur de Sorel et de Contrecoeur, une région où les industries lourdes sont présentes depuis longtemps.

Les baies de Sept-Iles et des Anglais sont des bassins marginaux où sont effectués de nombreux dragages. Barbeau et Sérodes (1985) obtiennent des teneurs préindustrielles en zinc plus faibles qu'ailleurs dans le Saint-Laurent (voir tableau 2.6). Par contre, il semble d'après Loiselle *et al.* (1997) que le Groupe de travail sur la baie des Anglais (1993) ait obtenu des résultats différents dans la baie des Anglais, avec des teneurs préindustrielles de zinc de l'ordre de 115 mg/kg.

Il est assez difficile, comme le montrent les paragraphes précédents, de déterminer les causes des variations régionales des teneurs préindustrielles. Les quelques exemples de variations régionales pourraient tout aussi bien être attribuables à des différences méthodologiques ou à l'absence de normalisation des procédés. Cela ne signifie pas qu'il n'existe pas de variations régionales des teneurs naturelles ou préindustrielles dans le Saint-Laurent. Il faudrait une analyse plus complète et plus méthodique des données existantes ou un ajout de données complémentaires.

Il est cependant possible d'affirmer que les connaissances actuelles des facteurs responsables de la variabilité du bruit de fond se sont améliorées. Les méthodes qui permettent d'identifier les sédiments préindustriels sont plus fiables (géochronologie, rapports isotopiques, etc). Gobeil *et al.* (1995) montre que le plomb d'origine industrielle dans le Chenal Laurentien a une signature isotopique distincte du plomb d'origine naturelle. Il est donc possible de s'en servir comme marqueur des sédiments préindustriels. Les modèles mathématiques permettant de normaliser les teneurs mesurées s'améliorent. La majeure partie des données et les outils méthodologiques sont donc disponibles pour évaluer plus en détail la variabilité spatiale des teneurs préindustrielles et des bruits de fond dans l'ensemble du Saint-Laurent. Il est possible de séparer adéquatement la variabilité expliquée (méthodologique, liée aux tailles des particules ou autres) de la variabilité spatiale aléatoire ou liée à des causes géologiques ou sédimentologiques.

2.5 Bruit de fond et seuil de toxicité

Les critiques les plus sévères à l'égard des méthodes de bruit de fond soulignent l'absence de lien entre la toxicité biologique et le bruit de fond. Cet argument est incontournable. Il faut convenir cependant que les effets toxicologiques des métaux et des HAP sont très complexes et difficiles à comprendre. Même si des progrès importants ont été accomplis, les effets toxicologiques des composés chimiques sur la chaîne trophique demeurent difficiles à évaluer, en particulier les effets à moyen et long termes.

Les méthodes de bruit de fond permettent de résoudre certains problèmes liés à la toxicité. Il est possible d'identifier un premier problème, soit celui des seuils inférieurs aux bruits de fond ou même aux teneurs préindustrielles. Par exemple, les teneurs préindustrielles en arsenic, dans le Saint-Laurent sont évaluées à environ 8 mg/kg. Le seuil sans effet (Loiselle *et al.*, 1997) déterminé par la méthode SLC (Screening Level Concentration) est de 3 mg/kg et le seuil d'effet néfaste est de 17 mg/kg. Il est un peu absurde d'exiger d'un entrepreneur en dragage de faire mieux que la nature. La connaissance des teneurs préindustrielles permet alors de définir une teneur inférieure réaliste à l'échelle régionale. Dans le cas de l'arsenic, le seuil inférieur ne devrait pas se situer sous les teneurs préindustrielles.

D'autre part, aucune des méthodes écotoxicologiques ou biologiques ne permet d'évaluer les effets à très long terme (siècles et millénaires) de la présence d'un composé chimique dans l'environnement. L'une des réalités du vivant est l'adaptation. Or, celle-ci s'effectue généralement à des échelles de temps qui dépassent largement la couverture temporelle des données biologiques disponibles. L'étude des bruits de fond et des teneurs préindustrielles permet justement d'apprendre à interpréter la mémoire des sédiments. Les seuils de tolérance d'une population animale exposée depuis longtemps à une contamination chronique pourraient être très différents de ceux d'une population exposée récemment.

La détermination des seuils de contamination vise deux objectifs : le premier est environnemental et il a pour but d'assurer un maintien ou une amélioration de la qualité du milieu aquatique ; le second est pragmatique ou économique et il vise à fournir des directives aux organisations impliquées dans des manutentions des sédiments afin de respecter le premier objectif. Si l'attention est portée uniquement sur l'aspect pragmatique (pratico-pratique) des seuils de contamination, les méthodes biologiques ou écotoxicologiques sont préférables aux méthodes de bruit de fond. Mais si la question est examinée sous l'angle environnemental, le bruit de fond demeure la seule référence historique à long terme pour évaluer nos progrès à ce chapitre.

Loiselle *et al.* (1997) présentent la distribution des métaux sous forme de FEA (facteur d'enrichissement anthropique). Le FEA est un indice qui compare la concentration d'une substance à celle de la teneur préindustrielle où à celle du bruit de fond lorsqu'il s'agit de substances d'origine uniquement anthropique. Un FEA de 1,0 indique que le sédiment est naturel ou que la concentration est identique à celle des sédiments préindustriels. Un FEA beaucoup plus grand que 1,0 est généralement indicateur d'une contamination importante. Il est donc possible de tracer des courbes de contour des FEA de n'importe quelle substance. Cela permet de visualiser rapidement, sur une échelle normalisée, la distribution de la contamination aussi bien verticale qu'horizontale.

La connaissance du FEA n'est possible que si les teneurs préindustrielles et les bruits de fond sont connus. Sans cette information, il est impossible d'évaluer les progrès réalisés en matière environnementale et d'établir les objectifs à long terme en la matière. Il est possible d'illustrer l'intérêt d'un usage environnemental du FEA à l'aide de la figure 2.2, présentée précédemment. Cette figure illustre les profils de Cs^{137} et de Pb^{210} , ainsi que les profils de plusieurs métaux en plus des BPC à la station F3 de Procéan (1992) dans le lac Saint-Louis. La figure 2.2 montre un accroissement des teneurs de plusieurs métaux qui coïncide avec le pic du Cs^{137} et des BPC. Les teneurs en métaux des sédiments superficiels des carottes prises dans le Lac Saint-Louis ont atteint un maximum vers le milieu des années soixante pour diminuer par la suite. De

nos jours, par exemple, les sédiments de surface du Lac Saint-Louis ont des teneurs en zinc 40 % inférieures à celles de 1960. Par contre, les teneurs actuelles en zinc sont encore cinq fois plus élevées que les teneurs préindustrielles. Il est donc possible de considérer qu'il y a eu une nette amélioration, puisque les teneurs en zinc sont passées de 450 à 250 mg/kg de 1960 à 1990, mais la connaissance du niveau préindustriel nous indique que l'idéal serait de revenir un jour à des teneurs inférieures à 50 mg/kg.

Il est probable que nous ne reviendrons jamais à ce niveau idéal, mais il est bon de s'en servir comme cible à atteindre. Si on se limitait à viser le SSE actuel, on se contenterait de fixer l'objectif à 100 mg/kg. Comme ce SSE est déterminé à partir de critères arbitraires (par exemple, il est de 120 en Ontario), il est susceptible de varier dans le temps alors que le bruit de fond ou le TPI sont fixes. Si l'on cessait d'utiliser le concept de bruit de fond ou de teneur préindustrielle, nous perdriions définitivement la seule référence à long terme disponible pour évaluer le progrès accompli dans l'assainissement de l'environnement sédimentaire.

En dépit d'une certaine variance, les informations sur le bruit de fond résistent assez bien aux barrières physiques, comme la salinité. Les données disponibles montrent que les teneurs préindustrielles et le bruit de fond ne changent pas beaucoup en passant d'un milieu fluvial à un milieu estuarien ou marin, ou encore, en milieu lacustre. Mais les organismes, les communautés benthiques et les écosystèmes sont souvent très différents. Les méthodes du bruit de fond favorisent une base de comparaison stable des effets toxicologiques des différents milieux.

En somme, il est beaucoup moins évident, lorsqu'on y réfléchit, qu'il n'y a pas de lien entre le bruit de fond et la toxicité ou le milieu biologique. La connaissance des bruits de fond et des teneurs préindustrielles est peut-être, au contraire, la seule manière que nous ayons d'examiner les effets environnementaux à moyen et à long termes des substances toxiques dans l'environnement.

3. CONCLUSION

L'analyse des arguments pour ou contre le bruit de fond permet de tirer les conclusions suivantes :

- les arguments en faveur de l'utilisation des bruits de fond sont toujours valides de nos jours. Ces arguments soulignent la simplicité d'application et l'universalité des méthodes de bruit de fond. Ils soulignent également le fait que les bruits de fond et les teneurs préindustrielles sont les seuls références historiques à long terme dont nous disposons ;
- l'argument de la variabilité spatiale du bruit de fond et des teneurs préindustrielles a perdu un peu de sa force avec le temps. Nous pouvons maintenant expliquer une bonne partie de la variabilité des teneurs de bruit de fond. Par ailleurs, des méthodes de normalisation sont à l'étude et se développent rapidement. La variabilité spatiale réelle et aléatoire est peut-être beaucoup moindre qu'il n'y paraît. Le problème de variabilité peut être contourné en affinant et en standardisant les méthodes et en utilisant des critères plus rigoureux pour identifier les sites de référence et les échantillons représentatifs des teneurs industriels. Il est également possible de normaliser les données en perfectionnant les modèles mathématiques qui permettent de normaliser les profils de concentration, et ce, en tenant compte de facteurs comme la taille des particules, le contenu de matière organique, etc. ;
- l'absence de lien entre le bruit de fond (incluant les teneurs préindustrielles) et les effets toxicologiques n'est pas non plus aussi évident qu'il n'y paraît à première vue. À court terme, il est vrai que les méthodes biologiques et écotoxicologiques permettent de mieux définir les seuils de toxicité. Par contre, il est impossible d'étudier l'effet à long terme des toxiques dans l'environnement sans recourir aux méthodes de bruit de fond. Celles-ci permettent, entre autres, de repérer les zones d'anomalies naturelles qui peuvent alors servir de stations témoins pour des comparaisons systématiques des caractéristiques des populations.

Ne pas utiliser ou se référer aux bruits de fond comportent un risque de perte d'intérêt pour le sujet. Or, il nous semble que la connaissance des bruits de fond devrait être augmentée. L'une des raisons actuelles pour laquelle on se demande si l'on doit utiliser les méthodes de bruit de fond est que les données sur la distribution spatiale des bruits de fond sont trop éparses. Raison de plus pour continuer à acquérir systématiquement des données sur le sujet. Il est vrai que le Saint-Laurent n'est pas très bien couvert par des données standardisées et de bonne qualité. On

dispose de trop peu de mesures des teneurs préindustrielles pour lesquelles les informations sur la granulométrie, le contenu d'eau, le contenu de matière organique et autres sont disponibles simultanément. Les méthodes d'analyse ont varié ou changé et la base de données est un peu vieillissante. Mais tout cela ne constitue pas une raison valable pour abandonner l'utilisation des bruits de fond. Elle devrait au contraire nous inciter à combler notre retard à ce sujet.

Les bruits de fonds et les teneurs préindustrielles sont utilisés partout dans le monde. Il serait risqué de faire complètement bande à part. Le problème des méthodes de bruit de fond ne réside pas tellement dans leur pertinence, mais plutôt dans la manière de s'en servir. Utiliser le bruit de fond ambiant ou les teneurs préindustrielles pour déterminer directement des seuils de toxicité n'est pas la meilleure façon de mettre à profit les connaissances acquises sur les bruits de fond. Par contre, s'en servir pour affiner nos capacités d'interpréter les seuils toxicologiques présente un intérêt certain. Les méthodes de bruit de fond sont un excellent outil pour faciliter l'atteinte des objectifs de pragmatisme liés à l'application de critères de qualité des sédiments. D'autre part, les méthodes de bruit de fond et l'étude comparée des teneurs préindustrielles permettent de mieux définir l'horizon de référence à long terme en ce qui concerne les objectifs environnementaux.

Bien que la notion de bruit de fond et celle de la teneur préindustrielle comportent de nombreuses difficultés, elles sont moins sensibles à la subjectivité et aux interprétations que la plupart des autres méthodes. Les teneurs mesurées dans les sédiments préindustriels ont le mérite d'être des données dont il est assez facile de contrôler la qualité des méthodes d'acquisition et d'analyse. Ces données peuvent être accumulées à long terme, de sorte que notre connaissance des teneurs préindustrielles et ambiantes peut s'accroître avec le temps. Les méthodes de détermination des teneurs peuvent s'améliorer sans que les données antérieures soient automatiquement perdues ou écartées parce que les méthodes ont changé. La validité des données n'est pas liée à des modes passagères ou à une théorie susceptible d'être revue dans quelques années.

Pour maintenir l'utilisation du bruit de fond, il sera nécessaire de renforcer la base de données sur la distribution spatiale des teneurs préindustrielles, d'améliorer les méthodes de normalisation et de standardisation, d'assurer une meilleure préservation des données simultanées sur les sédiments (teneurs en métaux, granulométrie, COT, etc.) et de regrouper l'information disponible sur les teneurs ambiantes. Rien de tout cela ne présente de difficultés majeures ou insurmontables. Les bénéfices, en termes de compréhension du milieu et de cohérence des politiques, sont appréciables en regard de l'effort consenti.

4. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

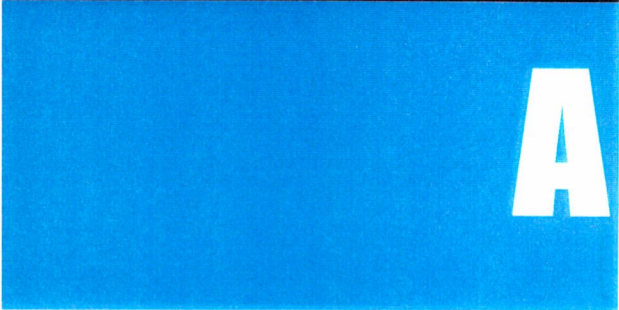
- ANON. 1990. *Shaping the environment. Aquatic Pollution and Dredging in the European Community*. 11 th clustrum of the Association of Dutch Dredging Contractors, Delwel Publ., The Hague.
- BARBEAU, C. et J.-B. SÉRODES. 1985. *État de la contamination des sédiments de la baie des Anglais et de la baie de Sept-Îles*. Rapport de la Direction de l'Habitat du poisson, Université Laval, pour Pêches et Océans Canada. 26 p.
- BARBEAU, C., BOUGIE, R. et J.E. CÔTÉ. 1981. « Temporal and spatial variations of mercury, lead, zinc, copper in sediments of the Saguenay fjord ». *Can. J. Earth Sci.*, 18, 1065-1074.
- BEAK INTERNATIONAL INC. 1999. *Caractérisation des sédiments de la rivière Saint-Louis (Beau-harnois)*. Rapport préparé pour la ZIP du Haut Saint-Laurent, Valleyfield. 65 p. + annexes.
- BRANNON, J.M., McFARLAND, V.A., WRIGHT, T.D. et R.M. ENGLER. 1990. *Utility of sediment quality criteria (SQC) for the environmental assessment and management of dredging and disposal of contaminated sediments*.
- CARIGNAN, R., LORRAIN, S. et K.R. LUM. 1994. « A 50-year record of pollution by nutrients, trace métaux and organic chemicals in the St. Lawrence River ». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51 : 1088-1100.
- CHAMPOUX, L. et H. H. SLOTERDIJK. 1988. *Étude de la qualité des sédiments du lac Saint-Louis 1984-84*. Rapport technique n°1 : Géochimie et contamination. Environnement Canada. 177 p.
- CHAPMAN, P.M. 1990. *The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation*. *Sic. Total Environ.*, s.p.
- CHAPMAN, P.M. 1995. « Sediment quality assessment : status and outlook ». *J. Aquat. Eco. Health*. 4 : 183-194.
- CHAPMAN, P.M., BARRICK, R.C., NEFF, J.M. et R.C. SWARFZ. 1987. « Four indépendant approaches to developing sediment quality criteria yield similar values for model contaminants ». *Environ. Toxicol. Chem.* 6 :723-725.
- COAKLEY, J.P. et D.J. POULTON. 1993. « Source-related classification of St. Lawrence Estuary sediments based on spatial distribution of adsorbed contaminants ». *Estuaries*, 16(4) : 873-886.
- ENVIRONNEMENT CANADA. 1991. *Révision des critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent, tome 1*. Rapport final. Préparé par Procéan pour le Centre Saint-Laurent. 179 p.
- ENVIRONNEMENT ILLIMITÉ et LAVALLIN ENVIRONNEMENT. 1991. *Secteurs aquatiques contaminés du Port de Montréal*. Pour Environnement Canada, Dossier N° 25467, 7 volumes + annexes.

- FORTIN, G. R. 1999. *Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du secteur d'étude Lac des Deux Montagnes – Rivière des Prairies et des Mille Îles*. Rapport technique, ZIP 24 et 25, Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, 144 p.
- FORTIN, G. R. et M. PELLETIER. 1995. *Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du Saguenay*, Rapport technique. ZIP 7 et 8. Centre Saint-Laurent, Environnement Canada.
- FRISKE, P.W.B. et E.H.W. HORNBROOK. 1991. *Canada's National Geochemical Reconnaissance mapping programme*. Trans. Instn. Mines and Métall., (Sect. B : Applied Earth Sci.), 100 : B47-B56.
- G.D.G. ENVIRONNEMENT LTÉE. 1993. *Port de Trois-Rivières; caractérisation additionnelle des secteurs aquatiques*. Tome 1. Pour Environnement Canada, Montréal.
- GAGNON, C. 1994. *Comportement géochimique du mercure anthropique et du soufre enfouis dans les sédiments du fjord du Saguenay*. Thèse de Ph.D., Université du Québec à Rimouski.
- GEARING, J.N., NOËL, M. et J. TRONCZYNSKI. 1991. « 200 years of varying hydrocarbon pollution in the St. Lawrence Estuary : The sedimentary record ». 7^e congrès régional de l'Est, Université du Québec à Rimouski, 16 sept. 1991, Compte-rendu. p. 87-99.
- GOBEIL, C. 1991. *Inventaire de la contamination des sédiments du chenal Laurentien : Données sur les métaux et les éléments nutritifs*. Rapport Statistique Canadien des Sciences Halieutiques et Aquatiques 854.
- GOBEIL, C. et D. COSSA. 1984. *Profils des teneurs en mercure dans les sédiments et les eaux interstitielles du fjord du Saguenay (Québec) : données acquises au cours de la période 1978-83*. Rapport technique canadien sur l'hydrographie et les sciences océaniques n° 53. Environnement Canada. 23 p.
- GOBEIL, C. et D. COSSA. 1993. « Mercury in sediments and pore water in the Laurentian trough ». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50 : 1794-1900.
- GOBEIL, C., JOHNSON, W.K., MacDONALD, R.W. et C.S. WONG. 1995. « Sources and burden of lead in St. Lawrence Estuary sediment : isotopic evidence ». *Environmental Science and Technology*, 29 : 193-201.
- GROUPE DE TRAVAIL SUR LA BAIE DES ANGLAIS (GTBA). 1993. *Baie des Anglais. Rapport du Groupe de travail sur la contamination, février 1993*. Min. de l'environnement du Québec.
- HARDY, B.L., BUREAU, J., CHAMPOUX, L. et H. SLOTERDIJK. 1991a. *Caractérisation des sédiments de fond du lac Saint-Pierre, fleuve Saint-Laurent*. Pour le Centre Saint-Laurent, Environnement Canada. Montréal.

- HARDY, B.L., BUREAU, J., CHAMPOUX, L. et H. SLOTERDIJK. 1991b. *Caractérisation des sédiments de fond du Petit bassin de La Prairie, fleuve Saint-Laurent*. Pour le Centre Saint-Laurent, Environnement Canada. Montréal.
- LOISELLE, C., FORTIN, G. R., LORRAIN, S. et M. PELLETIER. 1997. *Bilan Saint-Laurent. Le Saint-Laurent : dynamique et contamination des sédiments*. Rapport thématique sur l'état du Saint-Laurent. Centre Saint-Laurent. Environnement Canada. 127 p.
- LORING, D.H. 1975. « Mercury in the sediments of the Gulf of St. Lawrence ». *Can. J. Earth Sci.* 12 : 1219-1237.
- LORING, D.H. 1978. « Geochemistry of zinc, copper and lead in the sediments of the estuary and open Gulf of St. Lawrence ». *Can. J. Earth Sci.* 15 : 757-772.
- LORING, D.H. 1979. « Geochemistry of cobalt, nickel, chromium and vanadium in the sediments of the estuary and open Gulf of St. Lawrence ». *Can. J. Earth Sci.* 16 : 1196-1209.
- LORING, D.H. 1988. « Trace metal geochemistry of the Gulf of St. Lawrence ». *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.* 220 : 99-122.
- LORRAIN S., SAVARD, J.P. et J. VASS. 2000. *Caractérisation des sédiments de la Rivière Saint-Louis. (Beauharnois - 1999)*. Rapport technique réalisé par Service d'Études Sédimentologiques, division de Environnement Illimité inc. pour ZIP du Haut Saint-Laurent. 37 p. + annexes.
- LORRAIN, S. , JARRY, V. et K. GUERTIN. 1993. *Répartition spatiale et évolution temporelle des biphényles polychlorés et du mercure dans les sédiments du lac Saint-François 1979-1989*. Centre Saint-Laurent, Environnement Canada. Montréal.
- LORRAIN, S. et M. PELLETIER. 1993. *Données non publiées de contamination des sédiments par les métaux traces et les contaminants organiques dans le lac Saint-Louis; secteur nord-ouest*. Pour le Centre Saint-Laurent, Environnement Canada. Montréal.
- LORRAIN, S., BLAIS, L., GUESSOUS, A. et S. LEPAGE. 1999. *Sommaire des projets d'étude 1989-1995*. Rapport interne soumis à Environnement Canada, version préliminaire. Montréal. 160 p.
- LUCOTTE, M., MUCCI, A., HILLAIRES-MARCEL, C. PICHET, P. et A. GRONDIN. 1995. « Anthropogenic mercury enrichment in remote lakes of northern Quebec (Canada) ». *Water Air Soil Pollut.* 80 :467-476.
- MacDONALD, D.D. et S. SMITH. 1990. *The development of canadian marine environmental quality guidelines*. Water Quality Branch, Environment Canada. Ottawa, Ont.

- MARTEL, L., GAGNON, M.J., MASSÉ, R., LECLERC, A., et L. TREMBLAY. 1986. « Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from the Saguenay Fjord, Canada ». *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 37 : 133-140.
- MATHESON, R.A.F. et V.I. BRADSHAW. 1885. *The status of selected environmental contaminants in the Baie des Chaleurs ecosystem*. Environnement Canada.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DE L'ONTARIO. 1990. *Development of sediment quality guidelines. Phase I . Options*. Rapport préparé par Beak Consultants Ltd.
- MUDROCH, A., SARAZIN, L. et T. LOMAS. 1988. *Report. Summary of surface and background concentrations of selected elements in the Great Lakes sediments*. J. Great Lakes Res. n° 87-51.
- NEEDHAM, R. D. et E.D. NOVAKOWSKI. 1995. *Sharing knowledge linking sciences : an international conference on the St. Lawrence ecosystem*. Conf. Proceed. Selected Presentation and Papers, s.p.
- PAINTER, D.S. 1992. *Regional variability in sediment background metal concentrations and the Ontario sediment quality guidelines*. Nat. Water Res. Br. Contr. n° 92-85.
- PAINTER, S., CAMERON, E.M., ALLAN, R. et J. ROUSE. 1994. « Reconnaissance geochemistry and its environmental relevance ». *J. Geochem. Exploration* 41 : 213-246.
- PELLETIER, E. et G. CANUEL. 1988. « Trace métaux in surface sediment of the Saguenay Fjord, Canada ». *Marine Pollution Bulletin*, 19(7) : 336-338.
- PELLETIER, E., VAILLANCOURT, R., HÉBERT, S., GREENDALE, R. et Y. VIGNEAULT. 1990. *Habitats côtiers perturbés dans le réseau Saint-Laurent en aval de l'île d'Orléans*. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 1754.
- PROCÉAN INC. 1990. *Caractérisation des sédiments du port de Québec*. Pour Environnement Canada.
- RUZAVINA, N. A., MUDROCH, A. et S.R. JOSHI. 1990. « The geochemistry and sedimentology of the surficial sediments of lake Saint-louis, St. Lawrence River ». *The Science of the Total Environment*, 97/98 : 481-494.
- SÉRODES, J.-B. 1978 *Qualité des sédiments du fleuve Saint-Laurent entre Cornwall et Varenne*. Rapport technique n° 15 soumis au Comité d'étude sur le Fleuve Saint-Laurent. Environnement Canada.
- SMITH, J.N. et E.M. LEVY. 1990. « Geochemistry of polycyclic aromatic hydrocarbon contamination recorded in the sediments of the Saguenay Fjord, Québec ». *Environ. Sci. Technol.* 24 : 874-879.
- SMITH, J.N. et D.H. LORING. 1981. « Geochronology for mercury pollution in the sediments of the Saguenay Fjord, Québec ». *Environ. Sci. Technol.* 15 : 994-951.

- SNC-PROCÉAN. 1992. *Caractérisation physico-chimique des sédiments du lac Saint-Louis. Rapport d'étude pilote. Tome 1.* Pour le Centre Saint-Laurent, Environnement Canada.
- VIGNEAULT, Y. et coll. 1978. *Plan d'utilisation des matériaux dragués dans le fleuve Saint-Laurent. Annexe no 6*, préparée par la Direction régionale des Eaux Intérieures, Environnement Canada, pour le Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent.
- WAINWRIGHT, P.F. et B. HUMPHREY. 1988. *Analysis of sediment data from the Beaufort Sea Shorebase Monitoring Program 1982-1984.* Report of the Artic Laboratories Ltd for the Environmental Studies Research Funds (ESRF).
- WINDOM, H. L. 1988. *A guide to the interpretation of metal concentrations in estuarine sediments.* Edited by Steven J. Schropp. Coastal Zone Management Section, Florida Department of Environmental Regulation, Florida. 44 p. + app.



Annexes

ANNEXE 1

Exemples des informations disponibles
dans la base de données BEDS

Appendix IIa. Summary of the available biological effects and related physicochemical data for

sediment-associated copper (mg/kg¹ dry weight) in freshwater systems.

Copper (mg/kg ¹)	Analysis Hit Type	Test	Endpoint Measured	Species	Life Stage	TOC (%)	AVS (μmol/g ¹)	Unfiltered Ammonia (mg/L ¹)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Area	Reference
2.1	NC COA		Low species (0.50 044 sq m)	Benthic species		0.316	0.13		5.5			Mississippi River, LA, MS	EMAP 1991
3.35	10 495	NE COA	High diversity (1.81 0.212, Shannon Weaver Index)	Benthic species		0.715 0.262						St. Mary's River, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
5.2	12 55	NE COA	High species (18.51 0.707, S/O 044 sq m)	Benthic species		0.431 0.345	0.41 0.226		33.31 30.7			Lake Pontchartrain, LA	EMAP 1991
5.3	12 26	NE COA	High abundance (11181803 N/sq m)	Amphipoda		0.551 0.028						St. Mary's River, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
5.3	12 26	NE COA	High abundance (4371227 N/sq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		0.551 0.0283						St. Mary's River, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
5.83	14 03	NE COA	High abundance (154130.2 N/O 00203 sq m)	Benthic invertebrates		0.471 0.27	8.07 12.94		32.81 5.56	35.61 3	31.71 9.67	Galveston Bay, TX	Carr 1992
6	NE COA		High abundance (169 N/sq m)	Gastropoda		0.25			91	7	2	Detroit River, MI	Jaagumägi 1988, et al 1989
6.25	NC COA	48-h	Significantly toxic (22% mortality)	Chironomus tentans (midge)	LAR	0.18						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
6.3	12 1	NC COA	Low abundance (10.18 696 N/sq m)	Benthic invertebrates		0.25			97	1.51 0.71	0.51 0.71	Toronto Outer Harbour & Eastern Headland, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
6.46	10 297	NE COA	High abundance (1691012877 N/sq m)	Benthic invertebrates		0.505 0.12						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
6.5	14 58	NC COA	Low diversity (1.321 0.318, Brillouin's Diversity Index)	Benthic species		0.351 0.335						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
6.73	13 76	NE COA	Low species (11.21 1.94 S/O 00203 sq m)	Benthic species		0.642 0.356	13.41 6.65		24.51 13.8	43.31 16.8	32.21 8.31	Galveston Bay, TX	Carr 1992
6.88	10 884	NC COA	Significantly toxic (36% mortality)	Hyalella azteca (amphipod)	<6 mm	0.321 0.085						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
6.9	13 6	NC COA	Low diversity (1.61 0.226, Brillouin's Diversity Index)	Benthic species		0.658 0.122						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
6.95	10 071	NE COA	High abundance (403411459 N/sq m)	Chironomidae		0.411 0.228						St. Mary's River, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
6.95	10 071	NE COA	High abundance (163061859 N/sq m)	Benthic invertebrates		0.411 0.228						St. Mary's River, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
7.23	12 43	NE COA	Significantly toxic (27% mortality)	Daphnia magna (water flea)	NEO	0.505 0.403						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
7.3	NE COA		Low diversity (1.45, Shannon Weaver Index)	Benthic species		0.25			90	1		St. Clair River, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
7.3	NE COA		Low species richness (1.36, SRUs)	Benthic species		0.25			98	1		St. Clair River, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
7.3	NE COA		High species richness (2.37, SRUs)	Benthic species		0.25						Toronto Outer Harbour & Eastern Headland, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
7.35	14 58	NE COA	Not significantly toxic (816.3% mortality)	Gammarus pseudokinnearius (Scud)	VAR				82.11 31.3	9.81 15.9	5.61 10.2	Upper Mississippi River, MS	Marking et al 1981
7.35	14 58	NE COA	Not significantly toxic (214.8% mortality)	Procambarus sp. (crayfish)	VAR				82.11 31.3	9.81 15.9	5.61 10.2	Upper Mississippi River, MS	Marking et al 1981
7.35	14 58	NE COA	Not significantly toxic (16.51 21.7% mortality)	Hexagenia sp. (mayfly)	VAR				82.11 31.3	9.81 15.9	5.61 10.2	Upper Mississippi River, MS	Marking et al 1981
7.35	14 58	NE COA	Not significantly toxic (13.51 13.8% mortality)	Physa gyrina (snail)	VAR				82.11 31.3	9.81 15.9	5.61 10.2	Upper Mississippi River, MS	Marking et al 1981
7.35	14 58	NE COA	Not significantly toxic (0% mortality)	Tritonella danielliana (land snail)	VAR				82.11 31.3	9.81 15.9	5.61 10.2	Upper Mississippi River, MS	Marking et al 1981
7.35	14 58	NE COA	Not significantly toxic (1118.4% mortality)	Sphaerium sp. (lung snail)	VAR				82.11 31.3	9.81 15.9	5.61 10.2	Upper Mississippi River, MS	Marking et al 1981
7.65	12 76	NE COA	High abundance (523126.2 N/sq m)	Gastropoda		0.25			94.51 2.12	3.51 0.707	1	Toronto Harbour, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
7.91	12 1	NE COA	High species (20.61 4.28 S/sq m)	Benthic species		0.611 0.142						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
8	NC COA		Low diversity (1.34, Shannon Weaver Index)	Benthic species		0.25			96	2	1	Humber Bay, Lake Ontario, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
8.25	18 58	NC COA	Low abundance (21.51 27.8 N/O 044 sq m)	Benthic invertebrate		0.491 0.3	0.041 0.061		6.31 5.79			Mississippi River, LA, MS	EMAP 1991
8.25	13 23	NE COA	High biotic integrity (45.61 3.32, AIBI)	Benthic invertebrates		0.617 0.129						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
8.4	13 12	NE COA	Not toxic (5.81 7.93% mortality)	Chironomus tentans (midge)	LAR							Trinity River, TX	Dickson et al 1989
8.53	13 49	SG COA	Low abundance (5.31 33.9 N/O 00203 sq m)	Benthic invertebrates		0.985 0.247	22.11 1.2		8.03 16.42	58.61 14.3	33.41 7.83	Galveston Bay, TX	Carr 1992
8.57	15 74	NE COA	Toxic (4415.2% mortality)	Chironomus tentans (midge)	LAR	0.362 0.21						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
8.7	NE COA		High abundance (403 N/sq m)	Amphipoda		0.25			83	7	2	Nagara River, NY	Jaagumägi 1988, et al 1989
8.7	NE COA		High abundance (1930 N/sq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		0.25			83	7	2	Nagara River, NY	Jaagumägi 1988, et al 1989
8.74	15 26	NC COA	Low abundance (5671453 N/sq m)	Benthic invertebrates		0.418 0.282						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
8.74	13 81	SG COA	Low species (9.11 2.48 S/sq m)	Benthic species		0.654 0.144						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
8.77	12 75	NC COA	Moderate abundance (8411258 N/sq m)	Amphipoda		0.433 0.318			91.31 5.69	5.12 6.5	1.33 0.577	Toronto Harbour, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
8.79	13 3	SG COA	Low abundance (356912188 N/sq m)	Benthic invertebrates		0.662 0.132						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
9.23	10 2	SG COA	Moderate abundance (14461323 N/sq m)	Chironomidae		1.71 1.73			51.32 5	40.13 1.1	4.51 3.54	St. Mary's River, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
9.24	14 56	NE COA	Low species (6.88 13.72 S/sq m)	Benthic species		0.456 0.249						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
9.33	12 51	NE COA	High abundance (8121183 N/sq m)	Chironomidae		0.388 0.275			91.31 4.65	4.75 12.22	1.25 0.5	Toronto Harbour, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
9.33	12 51	NE COA	High species richness (2.131 0.219, SRUs)	Benthic species		0.388 0.275			91.31 4.65	4.75 12.22	1.25 0.5	Toronto Harbour, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
9.4	12 91	NE COA	High diversity (2.751 0.298, Brillouin's Diversity Index)	Benthic species		0.656 0.136						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
9.53	17 72	NE COA	High diversity (0.797 0.067, Shannon Weaver Index)	Benthic species		0.672 0.485	1.83 12.48		29.41 28.8			Lake Pontchartrain, LA	EMAP 1991
9.67	14 27	NE COA	High biotic integrity (45.81 4.66, AIBI)	Benthic invertebrates		0.523 0.297						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
9.68	12 99	NE COA	Not significantly toxic (2.221 4.66% mortality)	Daphnia magna (water flea)	NEO	0.581 0.208						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
9.97	13 93	NE COA	Not toxic (5.81 5.14% mortality)	Hyalella azteca (amphipod)	<6 mm	0.548 0.276						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
10	NC COA	10-d	Toxic (22.31 4.03% mortality)	Hyalella azteca (amphipod)	<6 mm	0.443 0.159						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
10	NE COA		Low biotic integrity (20, AIBI)	Benthic invertebrates		0.56						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
10	NE COA		High abundance (414 N/sq m)	Amphipoda		2			82	9	2	Bay of Quinte, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
10	NE COA		High abundance (888 N/sq m)	Benthic invertebrates		2			82	9	2	Bay of Quinte, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
10	SG COA		Low biotic integrity (38, AIBI)	Benthic invertebrates		0.84						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
10.2	12 53	NE COA	High biotic integrity (4615.82, AIBI)	Benthic invertebrates		0.416 0.202						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
10.3	13 3	NE COA	Not significantly toxic (5.51 5.8% mortality)	Chironomus tentans (midge)	LAR	0.591 0.262						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
10.4	12 88	NE COA	High diversity (2.881 0.424, Brillouin's Diversity Index)	Benthic species		0.661 0.363						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
10.5	10 778	NE COA	Low diversity (1.051 0.205, Shannon Weaver Index)	Benthic species		0.25			96	2	1	Port Weller Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
10.5	10 778	NE COA	Low species richness (0.805 0.163, SRUs)	Benthic species		0.25			96	2	1	Port Weller Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
10.5	14 77	NE COA	Not toxic (1515.22% mortality)	Chironomus tentans (midge)	LAR	0.618 0.353						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
10.6	15	NE COA	High biotic integrity (4615.29, AIBI)	Benthic invertebrates		0.623 0.37						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
10.8	15 03	NE COA	Not significantly toxic (2.21 4.64% mortality)	Chironomus tentans (midge)	LAR	0.656 0.369						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
11	18 83	NC COA	Moderate abundance (2.831 0.753 S/O 044 sq m)	Benthic species		0.695 0.508	0.083 0.145		9.12 18.71			Mississippi River, LA, MS	EMAP 1991
11	NE COA		High abundance (4374 N/sq m)	Amphipoda		0.25			91	4	1	Toronto Harbour, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
11	15 44	NE COA	Not significantly toxic (8.181 7.4% mortality)	Chironomus tentans (midge)	LAR	0.422 0.214						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
11	11 89	NE COA	Not toxic (17.21 7.56% mortality)	Chironomus tentans (midge)	LAR	0.681 0.205						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
11.1	13 96	NE COA	Not significantly toxic (6.431 8.89% mortality)	Hyalella azteca (amphipod)		0.471 0.26			42.71 18.3	23.71 21.6	33.71 8.71	Trinity River, TX	Ingersoll 1992
11.2	11 83	NE COA	Moderate abundance (51011594 N/sq m)	Benthic invertebrates		0.589 0.116						Trinity River, TX	Dickson et al 1989

Copper (mg/kg ⁻¹)	Analysis Int Type	Test	Endpoint Measured	Species	Life Stage	TOC (%)	AVS (μmol/g ⁻¹)	Un-ionized Ammonia (mg/L ⁻¹)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Area	Reference
11.3	±10.4	HC COA	Low diversity (0.110 085; Shannon Weaver Index)	Benthic species		0.936±0.07	0.3		12.1±14.6			Mississippi River, LA, MS	EMAP 1991
11.3	±4.92	NE COA	Not significantly toxic (5.5±6.26% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	<8 mm	0.677±0.358						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
11.4	±3.05	NE COA	Not significantly toxic (0±5.12% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	NEO	0.607±0.235						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
11.4	±1.98	NE COA	High species (22±5.77 S/sq m)	Benthic species		0.73±0.26						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
11.5	±5.11	NE COA	High abundance (9751±975 N/sq m)	Benthic invertebrates		0.562±0.298						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
11.5		NE COA	High abundance (20308 N/sq m)	Benthic invertebrates		1.07						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
11.5		SG COA	Low biotic integrity (31±9.9; AIBI)	Benthic invertebrates		7.67±0.085						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
12	±5.52	NE COA	Not toxic (4.82±5.91% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	NEO	0.465±0.202						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
12	±5.52	NE COA	Not toxic (4.14±24% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	NEO	0.465±0.202						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
12.3	±3.25	NC COA	Low abundance (0 N/sq m)	Gastropoda		0.25			94.7±2.31	3.67±2.89	1	Port Weller Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
12.3	±3.25	NC COA	Low abundance (147±135 N/sq m)	Benthic invertebrates		0.25			94.7±2.31	3.67±2.89	1	Port Weller Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
12.3	±6.77	NE COA	Not toxic (9±3.66% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	<8 mm	0.438±0.233						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
12.5		SG COA	Significantly toxic (22% mortality)	<i>Chironomus tentans</i> (nudge)	LAR	0.59						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
12.6	±5.46	NE COA	Not significantly toxic (0.7±2.21% mortality)	<i>Chironomus tentans</i> (nudge)	LAR	0.494±0.188						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
12.7	±4.95	NE COA	High taxa (8±1.73 S)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		0.98±0.19						River Adige, Italy	Duzzini et al. 1988
12.7	±4.95	NE COA	High taxa (5±1.5)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		0.98±0.19						River Adige, Italy	Duzzini et al. 1988
12.7	±3.37	SG COA	Moderate diversity (2.05±0.041; Brillouin's Diversity Index)	Benthic species		0.595±0.115						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
12.8	±7.41	NE COA	High biotic integrity (45.7±3.9; AIBI)	Benthic invertebrates		0.679±0.313						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
13	±6.56	NC COA	Significantly toxic (24.2±2.89% mortality)	<i>Daphnia pulex</i> (water flea)		0.210.1						Lower Columbia River, WA	Johnson and Norton 1988
13.1	±17.2	NE COA	High abundance (13.7±2.31 N/sq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		1.6±2.13			70±30.4	24.3±25.0	4.3±4.04	Panclang Harbour, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
13.3	±6.27	NE COA	High species (24.3±9.84 S/sq m)	Benthic species		0.743±0.284						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
13.4	±7.67	HC COA	Low abundance (295±146 N/0.044 sq m)	Benthic invertebrate		1.24±0.979	1.08±1.77		28.8±18			Lake Pontchartrain, LA	EMAP 1991
13.4	±10.1	NE COA	High diversity (0.348±0.057; Shannon Weaver Index)	Benthic species		0.729±0.457	0.036±0.052		10.2±8.27			Mississippi River, LA, MS	EMAP 1991
13.7	±3.54	HC COA	Low species (8.5±1.2 S/sq m)	Benthic species		0.655±0.445						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
13.8		SG COA	Significantly toxic (33% mortality)	<i>Chironomus tentans</i> (nudge)	LAR	0.57						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
14		NE COA	High abundance (12813 N/sq m)	Chironomidae		2.6			55	37	3	St. Clair River, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
14		NE COA	High abundance (19248 N/sq m)	Benthic invertebrates		2.6			55	37	3	St. Clair River, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
14.2	±8.99	NC COA	Low abundance (1297±1052 N/sq m)	Benthic invertebrates		0.531±0.247						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
14.5	±0.707	NE COA	High abundance (2843±706 N/sq m)	Chironomidae		0.77±0.269			81±4.24	14±2.83	3±2.83	St. Clair River, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
14.5	±0.707	NE COA	High abundance (1550±978 N/sq m)	Amphipoda		0.77±0.269			81±4.24	14±2.83	3±2.83	St. Clair River, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
14.5	±0.707	NE COA	High abundance (6127±1621 N/sq m)	Benthic invertebrates		0.77±0.269			81±4.24	14±2.83	3±2.83	St. Clair River, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
14.8	±3.69	NE COA	High abundance (550±222 N/0.044 sq m)	Benthic invertebrate		1.33±0.662	0.753±0.332		23.1±7.62			Lake Pontchartrain, LA	EMAP 1991
15		NE COA	High abundance (5699 N/sq m)	Chironomidae		4.8			63	26	5	Midland Bay, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
15		NE COA	High abundance (490 N/sq m)	Gastropoda		4.8			63	26	5	Midland Bay, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
15.3	±6.67	NC COA	Low abundance (101±142 N/sq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		0.60±0.358			82.2±8.38	10.6±5.68	3.4±3.36	St. Clair River, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
15.4	±6.36	NE COA	High abundance (3696±837 N/sq m)	Amphipoda		1.47±0.551			82.7±8.5	14.7±9.5	2	St. Clair River, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
15.4	±6.36	SG COA	Moderate abundance (11319±1993 N/sq m)	Benthic invertebrates		1.47±0.551			82.7±8.5	14.7±9.5	2	St. Clair River, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
15.4	±9.35	SG COA	Low biotic integrity (35.3±3.06; AIBI)	Benthic invertebrates		0.51±0.278						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
15.5	±4.28	NE COA	Moderate species (70.1±6.3 S/0.044 sq m)	Benthic species		1.26±0.469	1.28±1.7		24.9±8.36			Lake Pontchartrain, LA	EMAP 1991
15.7	±2.08	NE COA	High abundance (746±133 N/sq m)	Gastropoda		0.82±0.209			81.7±3.21	13.7±2.08	3	St. Clair River, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
16		SLCA	OMOE Provincial SQGs - Lowest Effect Level			1						Ontario	Persaud et al. 1992
16		NE COA	High species richness (1.97; SRUs)	Benthic species		0.25						Midland Bay, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
16.1	±4.37	NC COA	Toxic (30±10% mortality)	<i>Chironomus tentans</i> (nudge)	LAR	0.867±0.325						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
16.1	±4.92	SG COA	Low diversity (0.492±0.073; Shannon Weaver Index)	Benthic species		1.57±0.05	0.543±0.325		25.7±8.22			Lake Pontchartrain, LA	EMAP 1991
16.2		NC COA	Low diversity (1.47; Brillouin's Diversity Index)	Benthic species		0.97						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
16.2	±12.5	SG COA	Low abundance (415±66 N/sq m)	Gastropoda		0.625±0.53			88±2.83	61±0.7	1±1.41	St. Clair River, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
16.5	±9.14	SG COA	Significantly toxic (27% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	NEO	1.08±0.7						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
16.7	±3.79	NC COA	Moderate abundance (1340±484 N/sq m)	Gastropoda		1.910.755			66.7±21.1	28±20.1	2.67±0.577	St. Clair River, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
16.8	±11.2	NE COA	Not toxic (8.9±3.33% mortality)	<i>Chironomus tentans</i> (nudge)	LAR	0.584±0.288						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
17		NC COA	Low biotic integrity (7.7; AIBI)	Macrobenthos								Kistwaukee River Basin, IL	EPA 1988a
17		NC COA	Low diversity (1.39; Shannon Weaver Index)	Benthic species		4.8			61	27	10	Detroit River, MI	Jaagumagi 1988, et al. 1989
17.2	±14.8	NC COA	Low species richness (1.64±0.24; SRUs)	Benthic species		3.52±3.38			44.7±37.6	45±33.2	7.33±5.03	Panclang Harbour, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
17.4	±7.87	NC COA	Low abundance (108±141 N/sq m)	Gastropoda		1.77±0.493			69±15.7	27±12.5	4±3.46	St. Clair River, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
17.5	±4.95	NE COA	High abundance (237±2542 N/sq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		2.310.424			54.5±0.707	39.5±3.51	3	St. Clair River, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
17.5		SG COA	Significantly toxic (40% mortality)	<i>Chironomus tentans</i> (nudge)	LAR	0.3						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
17.7	±9.49	NE COA	Typical diversity (2.05±0.39; Brillouin's Diversity Index)	Benthic species		0.881±0.311						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
18.3		SG COA	Significantly toxic (100% mortality)	<i>Chironomus tentans</i> (nudge)	LAR	0.2	1.2	0.846	98.2	15	2.3	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
18.3	±11.1	NC COA	Low species (10.4±2.2 S/sq m)	Benthic species		0.611±0.284						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
18.4	±20.7	NC COA	Low diversity (1.45±0.262; Shannon Weaver Index)	Benthic species		3.63±4.77			51±50.9	40±45.3	7.17.07	Panclang Harbour, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
18.5	±2.12	NC COA	Low diversity (1.32±0.0212; Shannon Weaver Index)	Benthic species		0.25			68.5±10.8	19±5.66	11.5±4.95	Oakville Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
18.5	±9.25	SG COA	Low abundance (145±145 N/sq m)	Chironomidae		0.634±0.362			82.2±8.38	10.4±5.61	3.4±3.36	St. Clair River, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
18.5	±9.25	SG COA	Low abundance (30±109 N/sq m)	Amphipoda		0.634±0.362			82.2±8.38	10.4±5.61	3.4±3.36	St. Clair River, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
18.5	±9.25	SG COA	Low abundance (1017±746 N/sq m)	Benthic invertebrates		0.634±0.362			82.2±8.38	10.4±5.61	3.4±3.36	St. Clair River, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
18.5	±4.95	SG COA	Low abundance (0 N/sq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		1.610.707			82.5±12	14.5±13.4	2	St. Clair River, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
19		NE COA	High abundance (1318 N/sq m)	Amphipoda		0.25			94	4	1	Toronto Outer Harbour & Eastern Headland, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
19		NE COA	High abundance (199 N/sq m)	Gastropoda		0.25			94	4	1	Toronto Outer Harbour & Eastern Headland, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
19	±7.04	NE COA	High diversity (3.18±0.429; Shannon Weaver Index)	Benthic species		0.743±0.288			80.5±6.69	13.2±2.32	3.8±2.56	St. Clair River, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989

Appendix IIa. Summary of the available biological effects and related physicochemical data for

sediment-associated copper (mg/kg dry weight) in freshwater systems.

Copper (mg/kg ¹)	Analysis Hit Type	Test	Endpoint Measured	Species	Life Stage	TOC (%)	AVS (μmol/L)	Unfertilized Ammonia (mg/L)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Area	Reference
19	17 04	NE COA	High species richness (3 2710 509, SRUs)	Benthic species		0 743±0 288			80 5±6 69	13 2±2 32	3 8±2 56	St. Clair River, OH	Jaagumagi 1988, et al 1989
19 5	15 61	NE COA	High taxa (18 3±4 b1 S)	Benthic species					16±16 6			Kishwaukee River Basin, IL	ILPA 1988a
19 6	14 89	NE COA	High biotic integrity (17 9±4 36, AIBI)	Freshwater biota					20 2±19 3			Kishwaukee River Basin, IL	ILPA 1988a
19 9	10 51	SG COA	Low abundance (1042±1449 N/sq m)	Chironomidae		1 71±0 438			72±14 4	24±13 5	3 4±2 3	St. Clair River, OH	Jaagumagi 1988, et al 1989
20 3	18 64	SG COA	Moderate abundance (8 6±2 77 N/sq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		1 71±0 424			71 3±13 6	24 3±11 6	4 2±2 87	St. Clair River, OH	Jaagumagi 1988, et al 1989
20 4	131 8	NE COA	High species richness (3 16±0 329, SRUs)	Benthic species		2 45±3 57						St. Mary's River, ON	Jaagumagi 1988, et al 1989
20 7	113 4	NE COA	Not toxic (2 5±3 1% mortality)	<i>Hyalella aspera</i> (amphipod)		0 627±0 837						Lower Columbia River, WA	Johnson and Norton 1988
20 8	14 35	NC COA	Low abundance (40±17 N/sq m)	Chironomidae		0 435±0 377			58 3±14 2	28 6±12 3	11 5±3 11	Oakville Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al 1989
21	113 6	NE COA	Not toxic (12 6±5 4% mortality)	<i>Hexagenia limbata</i> (mayfly)	NYM							Duluth Superior Harbor, MN, WI	Baluck et al 1981
21	112 7	SG COA	Moderate abundance (263±94 N/sq m)	Gastropoda		0 51±0 354			76±11 3	13 5±3 54	6 1±2 4	St. Clair River, OH	Jaagumagi 1988, et al 1989
21 1	13 46	NE COA	High abundance (277±79 2 N/O 044 sq m)	Benthic invertebrates		1 45±0 145	0 205±0 134		21 5±1 34			Mississippi River, LA, MS	EMAP 1991
21 2	115 4	NC COA	Low abundance (536±569 N/sq m)	Chironomidae		2 29±2 45			44 3±33 3	43 7±26 6	10 3±8 37	Penetang Harbour, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al 1989
21 2	115 4	NC COA	Low abundance (87 3±193 7 N/sq m)	Anisopoda		3 29±2 45			44 3±33 3	43 7±26 6	10 3±8 37	Penetang Harbour, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al 1989
21 2	115 4	NC COA	Low abundance (1032±693 N/sq m)	Benthic invertebrates		3 29±2 45			44 3±33 3	43 7±26 6	10 3±8 37	Penetang Harbour, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al 1989
21 4	15 85	SG COA	Low abundance (325±239 N/sq m)	Anisopoda		2 04±0 391			62 2±11 9	32 2±11 1	4 2±2 39	St. Clair River, OH	Jaagumagi 1988, et al 1989
21 5	13 05	NC COA	Low diversity (0 5±0 07, Shannon Weaver Index)	Benthic species		1 33±0 85	0 327±0 198		24 5±8 64			Vermilion Bay, LA	EMAP 1991
21 7	*	COA	Low species (5 S/O 044 sq m)	Benthic species		3 02	0 26		26 4			Lake Pontchartrain, LA	EMAP 1991
21 7	111	NE COA	High abundance (14±7 94 N/sq m)	Gastropoda		2 79±3 16			77±16 5	18±14	3±1 73	Bay of Quinte, ON	Jaagumagi 1988, et al 1989
22	*	COA	Low diversity (1 37, Shannon Weaver Index)	Benthic species		7 4			53	28	18	St. Mary's River, OH	Jaagumagi 1988, et al 1989
22 2	NE COA	Not significantly toxic (2% deformities)	Chironomidae		1 05		0 024		57 4	13 2	29 2	Saginaw River, MI	Ingersoll et al 1992a
22 2	NE COA	High abundance (2204 N/sq m)	Chironomidae		1 05		0 024		57 4	13 2	29 2	Saginaw River, MI	Ingersoll et al 1992a
22 2	NE COA	High abundance (7152 N/sq m)	Benthic invertebrates		1 05		0 024		57 4	13 2	29 2	Saginaw River, MI	Ingersoll et al 1992a
22 3	13 03	NC COA	Low abundance (51 5±15 N/O 044 sq m)	Benthic invertebrate		2 55±2 56	0 635±0 637		28 4±7 99			Vermilion Bay, LA	EMAP 1991
22 3	13 03	NC COA	Low species (6 5±2 65 S/O 044 sq m)	Benthic species		2 55±2 56	0 635±0 637		28 4±7 99			Vermilion Bay, LA	EMAP 1991
22 4	119 3	NE COA	High abundance (6668±2109 N/sq m)	Chironomidae		1 58±1 87			78 5±8 36	14 5±10 6	2	Niagara River, NY	Jaagumagi 1988, et al 1989
22 4	119 3	NE COA	High abundance (9094±2546 N/sq m)	Benthic invertebrates		1 58±1 87			78 5±8 36	14 5±10 6	2	Niagara River, NY	Jaagumagi 1988, et al 1989
22 5	110 6	NE COA	High abundance (774±53 7 N/sq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		0 85±0 148			81±4 24	13 5±3 54	3	St. Clair River, ON	Jaagumagi 1988, et al 1989
23	121 5	NC COA	Low abundance (44 3±19 2 N/sq m)	Chironomidae		0 538±0 575			72±45 4	19 5±11 0	7 75±13 5	Port Weller Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al 1989
23	121 5	NC COA	Low abundance (5 75±6 45 N/sq m)	Anisopoda		0 538±0 575			72±45 4	19 5±11 0	7 75±13 5	Port Weller Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al 1989
23	121 5	NC COA	Low abundance (112 N/sq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		0 538±0 575			72±45 4	19 5±11 0	7 75±13 5	Port Weller Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al 1989
23	111 3	NE COA	High abundance (564±3218 N/sq m)	Benthic invertebrates		3 3±2 12			65±2 83	25±1 41	5	Midland Bay, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al 1989
23 1	112 2	SG COA	Low biotic integrity (32 5±3 42, AIBI)	Benthic invertebrates		0 533±0 314						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
23 3	14 79	SG COA	Low abundance (433±773 N/sq m)	Benthic invertebrates		1 9±0 271			64±13	31±12 3	4 5±2 65	St. Clair River, ON	Jaagumagi 1988, et al 1989
23 4	NE COA	Not significantly toxic (64±5% increase in mortality)	<i>Limnolobus variegatus</i> (subgastropoda)	ADJ	4 37				2 8	39 1	58 1	Lower Fox River & Green Bay, WI	Carl et al 1991
23 5	114 8	NE COA	Low abundance (15 5±13 3 N/sq m)	Gastropoda		3 67±2 32			39 3±31 7	47 6±25 4	11 1±8 3	Penetang Harbour, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al 1989
23 5	NE COA	High species (8 S/O 044 sq m)	Benthic species		1 35	0 11			20 5			Mississippi River, LA, MS	EMAP 1991
23 6	111 1	NE COA	High abundance (491±221 N/sq m)	Benthic invertebrates		2 12±0 59						Keweenaw Waterway, MI	Malney et al 1984a
23 6	111 1	NE COA	High taxa (13 4±2 88 S)	Benthic species		2 12±0 59						Keweenaw Waterway, MI	Malney et al 1984a
23 6	111 1	NE COA	High diversity (0 81±0 07 Shannon Weaver Index)	Benthic species		2 12±0 59						Keweenaw Waterway, MI	Malney et al 1984a
23 6	111 1	NE COA	High abundance (195±155 N/sq m)	Ephemeroptera		2 12±0 59						Keweenaw Waterway, MI	Malney et al 1984a
23 6	114 5	NE COA	Not significantly toxic (9 69±3 12% mortality)	<i>Daphnia pulex</i> (water flea)		0 788±0 943						Lower Columbia River, WA	Johnson and Norton 1988
23 7	121 5	NE COA	Moderate abundance (91 7±30 5 N/sq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		4 23±3 25						St. Mary's River, OH	Jaagumagi 1988, et al 1989
24	19 26	NE COA	High abundance (977±1103 N/sq m)	Benthic invertebrates		1 03±0 081						Trinity River, TX	Dickson et al 1989
24 6	19 07	NE COA	Low abundance (0 N/sq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		0 708±0 636			46 4±25 8	39 6±21 7	11 4±2 7	Oakville Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al 1989
25	*	SBA	OMOE Open Water Disposal Criteria									Ontario	Jaagumagi 1988, et al 1989
25	NE COA	Non Polluted - USEPA Region 5 Harbour Classification										United States	USEPA 1977 (As cited in SAIC 1991)
25	125 1	NE COA	Low biotic integrity (5 18±0 713, MBI)	Macroinvertebrates					19 6±18			Kishwaukee River Basin, IL	ILPA 1988a
25 4	117 3	NE COA	High diversity (3 02±0 251, Shannon Weaver Index)	Benthic species		3 89±2 74			38 4±31 8	48 5±25	11 6±8 35	Penetang Harbour, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al 1989
25 5	14 95	NE COA	High abundance (2605±109 N/sq m)	Gastropoda		1 81±0 424			76±2 83	20±5 66	3 5±2 12	St. Clair River, OH	Jaagumagi 1988, et al 1989
26	114 1	NE COA	High abundance (705±196 N/sq m)	Gastropoda		1 72±1 17			61 5±10 6	14±11 3	1 5±0 707	Niagara River, NY	Jaagumagi 1988, et al 1989
26	132 5	NE COA	High abundance (311±80 b N/sq m)	Gastropoda		4 53±6 05			47 5±53	43±14 5	8±8 49	Penetang Harbour, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al 1989
26 5	12 26	NE COA	High diversity (0 635±0 166, Shannon Weaver Index)	Benthic species		4 45±2 48	3 01±2 05		35 8±5 35			Vermilion Bay, LA	EMAP 1991
26 5	110 6	NE COA	High abundance (2107±1030 N/sq m)	Chironomidae		0 875±0 884			78±22 6	15±15 6	3 5±3 54	Toronto Outer Harbour & Eastern Headland, ON	Jaagumagi 1988, et al 1989
26 9	118 1	NE COA	High species richness (2 67±0 178, SRUs)	Benthic species		3 88±2 95			39 3±34 3	47 6±26 8	12 1±8 88	Penetang Harbour, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al 1989
27	NE COA	High abundance (33 N/sq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		1				42	43	13	Oakville Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al 1989
27 8	16 99	NE COA	High species richness (2 05±0 385, SRUs)	Benthic species		0 91±0 464			35 5±15 6	45 8±9 46	12 8±1 89	Oakville Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al 1989
28	* SLCA	Sediment Quality Criteria - Minimal Effects Threshold										St. Lawrence River	ECAMHQ 1992
28	NE SBA	Sediment Quality Criteria - No Effects Threshold										St. Lawrence River	ECAMHQ 1992
28	NE COA	High abundance (9177 N/sq m)	Benthic invertebrates		1 3				30	52	11	Oakville Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al 1989
28	NE COA	High abundance (170 N/sq m)	Chironomidae		1 9				43	44	8	Detroit River, MI	Jaagumagi 1988, et al 1989
28	NE COA	High abundance (582 N/sq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		1 9				43	44	8	Detroit River, MI	Jaagumagi 1988, et al 1989
28 1	NE COA	High abundance (645 N/O 044 sq m)	Benthic invertebrate		2 7	4 46			39 5			Vermilion Bay, LA	EMAP 1991
28 1	NE COA	High species (26 S/O 044 sq m)	Benthic species		2 7	4 46			39 5			Vermilion Bay, LA	EMAP 1991
28 7	115 8	* COA	Low abundance (0 N/sq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		4 78±2 76			28 4±27 3	56 4±22 5	13 4±7 81	Penetang Harbour, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al 1989
29 1	112 6	NC COA	Low abundance (413 27 N/sq m)	Anisopoda		0 92±0 664			38 6±25 4	46 6±23 2	12 3±2 89	Oakville Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al 1989
29 3	124	NE COA	High diversity (3 16±0 355, Shannon Weaver Index)	Benthic species		2 05±1 88			57 7±28 9	30±20 1	9±7 55	Detroit River, MI	Jaagumagi 1988, et al 1989
29 4	117 1	NE COA	High abundance (567±173 N/sq m)	Gastropoda		2 41±3 98			71 3±26 5	24 3±24 1	2 0±2 08	St. Mary's River, OH	Jaagumagi 1988, et al 1989

Appendix IIa. Summary of the available biological effects and related physicochemical data for

sediment-associated copper (mg/kg dry weight) in freshwater systems.

Copper (mg/kg ⁻¹)	Analysis Hlit Type	Test	Endpoint Measured	Species	Life Stage	TOC (%)	AVS (μmol/g ⁻¹)	Unionized Ammonia (mg/L ⁻¹)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Area	Reference
29.9	112	SG COA	Low abundance (1611±91 Hsq m)	Benthic invertebrates		0.91±0.616			37.6±24.4	45.9±21.4	12.8±2.49	Oakville Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
30	128	HC COA	Low species richness (2.05±0.356, SRUs)	Benthic species		5.13±5.95			62.3±29	26±25.5	0.31±5.80	Bay of Quinte, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
30.7	115.3	HC COA	Moderate abundance (24.3±6.11 Hsq m)	Amphipoda		3.03±1.07			42.3±21.9	45.7±19.1	8.33±2.89	Midland Bay, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
31.2	114.4	SG COA	Low species richness (1.06±0.189, SRUs)	Benthic species		1.02±0.725			37.8±29.6	47.2±27.3	12.4±2.97	Oakville Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
31.5	110.7	NC COA	Moderate diversity (2.43±0.239, Shannon Weaver Index)	Benthic species		3.62±1.23			39.3±24.3	45.3±18.2	11.8±7.78	Midland Bay, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
31.5	117.7	HE COA	Not toxic (13.5±4.73% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)		4.78±8.85			49.8±46.7			Everett, WA	Johnson and Norton 1989
31.5	10.36	HE COA	High abundance (6718.49 Hsq m)	Amphipoda		1.15±0.212			30.5±16.3	46.5±4.95	13.5±0.707	Oakville Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
32.7	19.54	NE COA	High species richness (2.14±0.516, SRUs)	Benthic species		3.58±0.985			41.4±23.9	44.7±18.5	10.4±6.8	Midland Bay, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
32.9	110.0	NE COA	High diversity (2.31±0.177, Shannon Weaver Index)	Benthic species		1.18±0.49			27.7±16	54.4±14.5	12.9±1.77	Oakville Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
33	128.6	NE COA	Moderate species richness (1.53±0.284, SRUs)	Benthic species		1.28±1.13			63.2±34.3	26±24.5	7.4±9.69	Toronto Water Harbour & Eastern Headland, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
33.1		NC COA	Significantly toxic (2.8% sexual maturity)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	LAR	1.4	37	0.049	71.2	8.9	16.4	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
33.8	140.3	HE COA	High abundance (385±41.4 Hsq m)	Chironomidae		4.24±5.87			68±32.9	24±27.9	5.25±5.97	Bay of Quinte, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
34		EqPA	Chronic Marine EqP Threshold	Aquatic biota		1						United States	Botton et al. 1985
34	111.3	NE COA	High abundance (4818±791 Hsq m)	Amphipoda		1.07±0.467			29±12.7	57.5±12	10±1.41	Humber Bay, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
34.9	17.34	NC COA	Low abundance (4.25±5.04 Hsq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		3.43±0.932			38.6±24	47±18.3	11.1±6.94	Midland Bay, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
35		HE COA	High abundance (2771 Hsq m)	Chironomidae		1.9	13.5		33.6	7.9	55.8	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a
35	17.94	HE COA	High diversity (3.12±0.0721, Shannon Weaver Index)	Benthic species		3.5±0.265			45.7±27.6	43.4±23.1	7.67±4.04	Midland Bay, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
35.5	115.9	HE COA	Significantly toxic (50% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	LAR	2.05±1.34	4.2±2.57	0.05±0.03	57.3±26.5	9.67±4.38	31.4±23.7	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
35.5	115.9	NE COA	Not significantly toxic (5.03±3.41% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	LAR	2.05±1.34	4.2±2.57	0.05±0.03	57.3±26.5	9.67±4.38	31.4±23.7	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
35.5	115.9	NE COA	Not significantly toxic (11.5±8.37% mortality)	<i>Chironomus riparius</i> (nudge)	24 h	2.05±1.34	4.2±2.57	0.05±0.03	57.3±26.5	9.67±4.38	31.4±23.7	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
35.5	115.9	NE COA	Not significantly toxic (82.2±11.3% sexual maturity)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	LAR	2.05±1.34	4.2±2.57	0.05±0.03	57.3±26.5	9.67±4.38	31.4±23.7	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
35.7		TEL											
35.7	119.5	HE COA	High diversity (2.62±0.377, Shannon Weaver Index)	Benthic species		0.81±0.576			47.7±44	39±30.2	12.3±14	Port Weller Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
35.7	119.5	HE COA	High species richness (1.95±0.306, SRUs)	Benthic species		0.81±0.576			47.7±44	39±30.2	12.3±14	Port Weller Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
36		HE COA	High abundance (215 Hsq m)	Chironomidae		0.78			47	43	8	Port Weller Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
36		HE COA	High abundance (214 Hsq m)	Amphipoda		0.78			47	43	8	Port Weller Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
36		NE COA	High abundance (15 Hsq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		0.78			47	43	8	Port Weller Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
36.2	124.9	NE COA	High species (27.6±5.27 Ssq m)	Benthic species		0.75±0.273						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
36.3	114.2	SG COA	Moderate abundance (3304±588 Hsq m)	Benthic invertebrates		1.87±0.896	3.4±0.265	0.053±0.007	66.1±17.5	9.63±3.41	22.6±14.1	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
36.8	117	NE COA	Not significantly toxic (13.1±5.95% sexual maturity)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	LAR	2.18±1.54	4.48±2.96	0.055±0.034	60.9±24.8	10.3±5.24	28±18.7	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
36.8	19.68	HE COA	High abundance (368±76.9 Hsq m)	Chironomidae		1.4±0.265			19.6±8.82	60.8±11.4	13.4±1.52	Oakville Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
37.3	117.7	HC COA	Low abundance (0 Hsq m)	Amphipoda		3.67±1.15			36.5±21.3	47.3±15.9	12.2±7.47	Midland Bay, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
37.5	112.5	NE COA	Moderately Polluted - USEPA Region 5 Harbour Classification									United States	USEPA 1977 (As cited in SARL 1991)
37.5	134.6	NE COA	High abundance (24.5±13.4 Hsq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		6.28±8.09			64.5±46	30.5±37.5	7±8.49	Bay of Quinte, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
38	131.1	NE COA	Not significantly toxic (0.85±1.2% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	JUV	5.85±7.42						Little Grizzly Creek System, CA	Mallory et al. 1984b
38	131.1	NE COA	Not significantly toxic (0.85±1.2% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	JUV	5.85±7.42						Little Grizzly Creek System, CA	Mallory et al. 1984b
38	131.1	NE COA	Not significantly toxic (16.7±4.74% mortality)	<i>Hexagenia limbata</i> (mayfly)	NYM	5.85±7.42						Little Grizzly Creek System, CA	Mallory et al. 1984b
38.3	112.4	NE COA	Low abundance (495±275 Hsq m)	Chironomidae		3.28±0.977			40±22.8	45.8±17.5	10.7±6.83	Midland Bay, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
38.3	112.4	NE COA	Low abundance (6.78±9.85 Hsq m)	Gastropoda		3.28±0.977			40±22.8	45.8±17.5	10.7±6.83	Midland Bay, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
38.7	115.6	SG COA	Significantly toxic (19.2±4.45% deformities)	Chironomidae		2.23±1.49	4.35±2.67	0.059±0.031	63.2±25.2	9.72±5.04	25.8±19.2	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
38.7	115.6	SG COA	Low abundance (176±163 Hsq m)	Chironomidae		2.23±1.49	4.35±2.67	0.06±0.03	63.2±25.2	9.72±5.04	25.8±19.2	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
39	111.8	SG COA	Moderate abundance (10.3±4.04 Hsq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		1.49±0.361			19±8	59.3±11.4	14.3±0.577	Oakville Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
39.3	111.7	HE COA	High abundance (30±88.4 Hsq m)	Chironomidae		3.48±0.46	5.23±0.813		32.7±20.9	9.85±0.353	55.2±22.9	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
39.3	114.7	HE COA	Not significantly toxic (43.3±22.5% mortality)	<i>Chironomus tentans</i> (nudge)	LAR	2.38±1.29	4.98±2.43	0.33±0.29	58.4±18.4	11.7±13.2	30.3±15.4	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
39.3	113	SG COA	Low abundance (819±241 Hsq m)	Benthic invertebrates		3.46±0.86			36.6±21.8	48.5±16.5	11.4±6.72	Midland Bay, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
39.4	132.7	NC COA	Low biotic integrity (36, AIBI)	Benthic invertebrates		0.88±0.12						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
39.8	137.3	NE COA	Moderate abundance (582±142 Hsq m)	Benthic invertebrates		5.34±5.72			62.8±31.5	29.8±26.1	5.75±5.68	Bay of Quinte, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
40		SBA	Texas Water Commission Screening Levels									United States	Davis 1987
40.5	136.1	NE COA	High abundance (691±32.5 Hsq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		3.45±1.91			56.5±19.19	31±17.07	6±1.41	Midland Bay, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
40.9	126.1	NE COA	Moderate abundance (8218±804 Hsq m)	Benthic invertebrates		0.28±0.221						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
41	151.8	HE COA	Not toxic (3.3±4.92% mortality)	<i>Chironomus tentans</i> (nudge)	LAR	0.66±0.267						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
41	119.8	SG COA	Low abundance (808±434 Hsq m)	Benthic invertebrates		2.6±2.09	5.31±3.87	0.065±0.047	60.4±35.4	9.8±7.2	29±26.3	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
41.3	156.2	NE COA	High biotic integrity (46.2±3.46, AIBI)	Benthic species		0.815±0.269						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
41.3	132.1	SG COA	Low abundance (33.7±45.2 Hsq m)	Gastropoda		6.24±1.19			37.8±17.3	51±18.3	10.3±6.6	St. Mary's River, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
43	148.6	HE COA	Not significantly toxic (3.9±3.26% deformities)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	JUV	2±0.6						Keweenaw Waterway, MI	Mallory et al. 1984a
44	137.7	NE COA	Low abundance (232±1924 Hsq m)	Benthic invertebrates		5.77±4.2			45±20.4	45.5±19.6	8±6.26	St. Mary's River, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
44		HC COA	Low biotic integrity (7.9, AIBI)	Macrinostracata								DuPage River Basin, IL	ILPA 1988b
44		HE COA	High abundance (80 Hsq m)	Amphipoda		3.2			77	17	3	Midland Bay, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
44.4	137.3	NE COA	Low abundance (64.8±75.7 Hsq m)	Amphipoda		5.73±4.25			48.2±26.7	43.2±23.9	7.8±6.46	St. Mary's River, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
44.7	17.97	NC COA	Significantly toxic (16.6±4.83% deformities)	Chironomidae		3.18±0.436	5.13±1		22.6±15.6	9.58±0.39	61.9±17.4	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
44.8	135.4	SG COA	Low abundance (0 Hsq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		7.36±5.94			52.8±28.8	36.8±24.9	7.6±5.9	Bay of Quinte, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
45	156.6	HC COA	Significantly toxic (15.5±2.12% deformities)	Chironomidae		1.95±0.353	5.4±0.424	0.095±0.03	14±9.83	7.55±3.46	76.7±13.7	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a
45		HC COA	Moderate abundance (388±86 Hsq m)	Benthic invertebrates		2.6	5.6		27.3	9	55.8	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
45.4	151.1	NE COA	Low toxic (0.43±0.55 S)	Benthic species					31.5±23.9			Indian Lake River Basin, IL	ILPA 1988a
45.5	111.4	HC COA	High abundance (65.5±16.3 Hsq m)	Gastropoda		1.09±0.430			25.5±30.4	55±17	10±11.1	Port Weller Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
45.5	113.4	HC COA	High abundance (1067±26.2 Hsq m)	Benthic invertebrates		1.09±0.438			25.5±30.4	55±17	10±11.1	Port Weller Harbour, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
45.7	126.2	HE COA	Not significantly toxic (19.2±12.4% mortality)	<i>Hexagenia limbata</i> (mayfly)	LAR	4.35±2.42			35.4±29	33±15	31.6±18.8	Lower Fox River & Green Bay, WI	Call et al. 1991

Appendix IIa. Summary of the available biological effects and related physicochemical data for

sediment-associated copper (mg/kg dry weight) in freshwater systems.

Copper (mg/kg)	Analysis	Test	Endpoint Measured	Species	Life Stage	TOC (%)	AVS (mmol/L)	Ammonia (mg/L)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Area	Reference
46	NE COA	28 d FT	Not significantly toxic (7.5% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	LAR	1.7	2.6	0.072	10	9.5	74.3	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a
46.2	158.6	NE COA	Low abundance (40041517 N/sq m)	Benthic invertebrates		1.13x1.91			69.37.2	20.2125.3	7.3312.3	Toronto Harbour, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
46.3	151.5	NE COA	High diversity (2.9510.612, Benthic's Diversity Index)	Benthic species		0.6610.26						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
47.3	198.4	NE COA	Low species richness (1.61x10.445, SRUs)	Benthic species		6.19x1.41			51.4124.4	38.122.6	8.1618.5	St. Mary's River, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
48.1	198.3	NE COA	Moderate diversity (2.5610.39, Shannon Weaver Index)	Benthic species		5.45x1.59			47.2129.7	46.2125.4	5.814.6	St. Mary's River, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
48.2	131.7	NE COA	Low abundance (16117.2 N/sq m)	Amphipoda		7.89x1.97			50.8130.6	39.3125.1	8.3315.36	Bay of Quinte, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
48.6	127.1	NE COA	Not significantly toxic (1.08x10.84% mortality)	<i>Lumbriculus variegatus</i> (oligochaete)	ADT	4.53x2.41			31.4126.7	35.3116.7	31.3118	Lower Fox River & Green Bay, WI	Call et al. 1991
48.6	127.1	NE COA	Not significantly toxic (6.15x10.40% mortality)	<i>Chironomus riparius</i> (insect)	LAR	4.53x2.41			33.4126.7	35.3116.7	31.3118	Lower Fox River & Green Bay, WI	Call et al. 1991
48.6	127.1	NE COA	Not significantly toxic (5.77x10.07% mortality)	<i>Pimephales promelas</i> (fathead minnow)	FRY	4.53x2.41			33.4126.7	35.3116.7	31.3118	Lower Fox River & Green Bay, WI	Call et al. 1991
48.6	127.1	NE COA	Not significantly toxic (10.8x10.05% mortality)	<i>Pimephales promelas</i> (fathead minnow)	FRY	4.53x2.41			33.4126.7	35.3116.7	31.3118	Lower Fox River & Green Bay, WI	Call et al. 1991
49	NE COA		High abundance (5346 N/sq m)	Chironomidae		6.8			10	75	14	Peritang Harbour, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
49	NE COA		High abundance (1179 N/sq m)	Amphipoda		8.8			10	75	14	Peritang Harbour, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
49	NE COA		High abundance (6591 N/sq m)	Benthic invertebrates		8.8			10	75	14	Peritang Harbour, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
49.2	11.76	NE COA	High abundance (6616x1538 N/sq m)	Benthic invertebrates		3.05x10.09	4.75x1.2		12.8x1.58	9.77x10.29	76.75x1.56	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
50			Heavily Polluted - USEPA Region 5 Harbour Classification									United States	USEPA 1977 (As cited in SAE, 1991)
50			USEPA Region VI Proposed Guidelines for Sediment Disposal									United States	Payton and Weston 1983
50	130.5	NE COA	Low abundance (104176.6 N/sq m)	Amphipoda		2.64x1.67			50.338.1	38.8x1.31	9.8x1.91	Nagaya River, NY	Jaagumagi 1988, et al. 1989
50	130.5	NE COA	Low abundance (261321 N/sq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		2.64x1.67			50.338.1	38.8x1.31	9.8x1.91	Nagaya River, NY	Jaagumagi 1988, et al. 1989
50	NE COA		High abundance (378 N/sq m)	Gastropoda		1.8	4.2		7.5	3.7	92	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a
50.7	127.2	NE COA	Significantly toxic (102x10.6% increase in number)	<i>Lumbriculus variegatus</i> (oligochaete)	ADT	4.54x2.52			36.28.4	35.17.4	29.16.8	Lower Fox River & Green Bay, WI	Call et al. 1991
51	159.9	NE COA	Low benthic integrity (37x12.45, AIBI)	Freshwater fish					9.5x1.7			Killbuck River Basin, IL	ILPA 1988a
52	150.9	NE COA	High abundance (15x172.8 N/sq m)	Chironomidae		1.18x1.31			52	39	9	Humber Bay, Lake Ontario, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
52.2	139.6	NE COA	Low abundance (57.3x10.9 N/sq m)	Gastropoda		2.45x2.18			40.39	44.7x14.9	11.7x1.74	Nagaya River, NY	Jaagumagi 1988, et al. 1989
52.3	135.9	NE COA	High species richness (2.92x10.216, SRUs)	Benthic species		8.49x1.27			50.338.1	40.3128.2	8.25x1.75	Bay of Quinte, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
52.7	148.1	NE COA	Low taxa (4.1x12.54.5)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		2.75x2.71						River Adige, Italy	Durzi et al. 1988
52.7	148.1	NE COA	Low taxa (1.1x11.46.5)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		2.75x2.71						River Adige, Italy	Durzi et al. 1988
54	136.8	NE COA	Moderate abundance (61501254 N/sq m)	Benthic invertebrates		2.2x1.13			31.5x24.7	49.5x13.4	15x12.7	Toronto Outer Harbour & Eastern Headland, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
54.4	177.6	NE COA	Low abundance (21.4x10.5 N/sq m)	Amphipoda		1.54x1.51			60.2x32.6	28.5x23.4	7.67x10.69	Toronto Outer Harbour & Eastern Headland, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
54.4	177.6	NE COA	Low abundance (1.71x13.15 N/sq m)	Gastropoda		1.54x1.51			60.2x32.6	28.5x23.4	7.67x10.69	Toronto Outer Harbour & Eastern Headland, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
54.7	135.6	NE COA	Low abundance (232x180 N/sq m)	Chironomidae		2.56x2.03			42x42.3	44.3x35.5	11.3x9.29	Nagaya River, NY	Jaagumagi 1988, et al. 1989
54.7	135.6	NE COA	Low abundance (2186x1451 N/sq m)	Benthic invertebrates		2.55x2.03			42x42.3	44.3x35.5	11.3x9.29	Nagaya River, NY	Jaagumagi 1988, et al. 1989
54.7	118.1	SG COA	Low abundance (163x16.8 N/sq m)	Chironomidae		10.8x3.94			38.3x19.7	49.7x15.4	10.3x5.51	Bay of Quinte, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
56.7	177.8	SG COA	Moderate species (18.8x2.3 SRUs)	Benthic species		0.57x10.229						Trinity River, TX	Dickson et al. 1989
56.8	141	NE COA	Low abundance (0.8x1.79 N/sq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		6.6x1.86			47.2x29.7	46.2125.4	5.8x1.6	St. Mary's River, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
57.8	164.4	NE COA	Low abundance (113x118 N/sq m)	Chironomidae		1.54x1.66			59.8x36.4	29x26.1	8.1x9.67	Toronto Outer Harbour & Eastern Headland, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
58.5	135.2	NE COA	Low abundance (0 N/sq m)	Gastropoda		10.3x5.56			39x28.9	47.8x26	10.8x5.85	Bay of Quinte, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
58.5	135.2	NE COA	Low abundance (6050x2506 N/sq m)	Benthic invertebrates		2.68x2.82	29.7x58.2		37.8x26.3	5.9x12.23	52.1x27.5	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a
58.5	158.7	NE COA	Low species richness (0.69x10.141, SRUs)	Benthic species		6.15x2.19			56x7.07	30.5x4.95	11x1.41	Detroit River, MI	Jaagumagi 1988, et al. 1989
58.5	158.7	NE COA	High abundance (5177x79 N/sq m)	Benthic invertebrates		6.15x2.19			56x7.07	30.5x4.95	11x1.41	Detroit River, MI	Jaagumagi 1988, et al. 1989
60.6	139.9	SG COA	Low abundance (20.8x27 N/sq m)	Gastropoda		2.5x2.47	24.7x51.4		31x28	6.43x2.94	58.1x26.6	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a
62.1	124.6	NE COA	High taxa (15.8x2.5)	Benthic species								DuPage River Basin, IL	ILPA 1988b
62.2	125.4	NE COA	High abundance (16885x2383 N/sq m)	Benthic invertebrates		1.85x10.26	6.28x1.01		7.47x2.34	6.67x2.46	83.317.88	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a
62.3	139	SG COA	Low abundance (154x102 N/sq m)	Chironomidae		2.49x2.47	23.7x51.7		28.1x29	5.97x3.01	62.1x28.8	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a
63.2	141.9	NE COA	Not significantly toxic (5.5x2.56% deformities)	Chironomidae		2.55x2.63	27x54.4		32.4x29.6	5.81x2.9	57.1x29.1	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a
64.7	181.3	NE COA	High abundance (102x146.8 N/sq m)	Amphipoda		1.12x10.828			74x26.9	19.3x21.4	4x1.46	Detroit River, MI	Jaagumagi 1988, et al. 1989
64.8	131.5	NE COA	Low abundance (107x119 N/sq m)	Chironomidae		8.2x1.1			41x16.6	48.3x16.9	9.7x16.99	St. Mary's River, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
65	142.4	NE COA	Low abundance (205x35.4 N/sq m)	Benthic invertebrates		13x1.41			27x2.83	58.5x2.12	13.5x10.07	Bay of Quinte, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
65.3	126.7	NE COA	High benthic integrity (6.02x10.47, MBI)	Macrobenthic invertebrates								DuPage River Basin, IL	ILPA 1988b
66		NE COA	Low species richness (0.89, SRUs)	Benthic species		2.1			50	36	7	Midland Bay, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
66	SG COA		Low diversity (1.22, Shannon Weaver Index)	Benthic species		2.1			50	36	7	Midland Bay, Lake Huron, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
67	NE COA	14 d FT	Toxic (36.2% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	LAR	2	5.8	0.052	34.6	7	54	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a
67	NE COA	14 d FT	Not significantly toxic (4.2% sexual maturity)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	LAR	2	5.8	0.052	34.6	7	54	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a
67.5	116	NE COA	High diversity (2.53x10.585, Shannon Weaver Index)	Benthic species		1.36x1.86			69.1x39.9	20.6x27.4	8.57x12.9	Toronto Harbour, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
68	146.1	SG COA	Low abundance (916.75 N/sq m)	Amphipoda		4.79x3.02			50.8x29	33.6x20.3	13x19	Detroit River, MI	Jaagumagi 1988, et al. 1989
69.5	161.3	NE COA	Low abundance (7.11x16.21 N/sq m)	Benthic invertebrates		2.5x2.77			60.7x33.9	27.5x24.1	9.77x15	Detroit River, MI	Jaagumagi 1988, et al. 1989
69.5	161.3	NE COA	High species richness (2x10.573, SRUs)	Benthic species		2.5x2.77			60.7x33.9	27.5x24.1	9.77x15	St. Clair River, ON	Jaagumagi 1988, et al. 1989
69.6	167.1	SG COA	Low abundance (65x41.7 N/sq m)	Chironomidae		2.310.84	6.4x5.37		37x29.7	8x1.91	50.7x30	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
70.2	144.6	NE COA	Not significantly toxic (99.7x10.716% sexual maturity)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	LAR	3.3x3.14	36x69.9	0.076x0.024	22.9x15.3	7.8x11.98	65.1x16.8	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a
70.2	144.6	NE COA	Not significantly toxic (5.36x3.3% mortality)	<i>Chironomus tentans</i> (insect)	LAR	3.3x3.14	36x69.9	0.214x0.203	22.9x15.3	7.8x11.98	65.1x16.8	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a
71	151.4	NE COA	Not toxic (20.9x11.5% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	LAR	3.6x3.52	43x72.3	0.08x0.02	20x15.9	8.05x2.22	67.9x18	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a
71	151.4	SG COA	Significantly toxic (0.35x10.7% sexual maturity)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	LAR	3.6x3.52	43x72.3	0.08x0.02	20x15.9	8.05x2.22	67.9x18	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a
72.3	158.7	NE COA	Low abundance (42.1x11.4 N/sq m)	Chironomidae		3.6x3.18			61.9x30.3	26x21	9.8x18.57	Detroit River, MI	Jaagumagi 1988, et al. 1989
72.3	158.7	NE COA	Low abundance (33.3x15.6 N/sq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		3.6x3.18			61.9x30.3	26x21	9.8x18.57	Detroit River, MI	Jaagumagi 1988, et al. 1989
75.4	155.1	NE COA	Low abundance (0.57x1x1.51 N/sq m)	Gastropoda		3.86x2.94			55x27.9	31.3x20.1	10.7x19.93	Detroit River, MI	Jaagumagi 1988, et al. 1989
76.3	149.1	SG COA	Significantly toxic (20x11.1% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	LAR	3.7x3.47	44.4x77.7	0.077x0.028	26.2x15.5	7.4x12.02	62.8x16.4	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a
77.3	138.9	SG COA	Low taxa (6.67x2.5.5)	Benthic species								DuPage River Basin, IL	ILPA 1988b
78	194.7	SG COA	Low abundance (1494x533 N/sq m)	Benthic invertebrates		2.3x1.41	7.8x17.7		61.5x12.2	7.77x2.11	26.1x11.2	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a

Appendix IIa. Summary of the available biological effects and related physicochemical data for

sediment-associated copper (mg/kg¹ dry weight) in freshwater systems.

Copper (mg/kg ¹)	Analysis	Test	Endpoint Measured	Species	Life Stage	TOC (%)	AVS (μmole/L)	Ammonia (mg/L)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Area	Reference
81.7	1127	NE COA	Low abundance (0 N/sq m)	Gastropoda		1.77±0.09			41±35.8	45±28.2	11±1.7	Humber Bay, Lake Ontario, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
82.9		SG COA	Significantly toxic (50% mortality)	<i>Hexagrama lobata</i> (mayfly)	1AR	6.7			9.2	63.6	27.2	Lower Fox River & Green Bay, WI	Call et al 1991
85		SSBA	Sediment Quality Guidelines			1						Canada	Hart et al 1988
85	161.8	COA	Low abundance (6.8/16.1 N/sq m)	Gastropoda		2.62±2.38			48.3±46.5	35.3±30.1	1.3±16.4	Toronto Harbour, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
86		SLCA	Sediment Quality Criteria - Toxic Effects Threshold									St. Lawrence River	ECMIVEQ 1992
88		NE COA	High abundance (15830 N/sq m)	Benthic invertebrates		2.1			52	39	9	Humber Bay, Lake Ontario, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
90.4	188.7	COA	Low abundance (2536±1062 N/sq m)	Benthic invertebrates		0.587±0.217						Timmy River, TX	Johnson et al 1989
91	1112	NE COA	High abundance (10577±2385 N/sq m)	Benthic invertebrates		1.95±1.96			68±26.2	24.3±19.6	5.33±4.04	Toronto Outer Harbour & Eastern Headland, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
91.7	1143	SG COA	Low abundance (684±529 N/sq m)	Benthic invertebrates		2.1±3.2			55.5±37.3	35.5±47.4	7.5±9.19	Humber Bay, Lake Ontario, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
96.4	1137	SG COA	Moderate abundance (8908±2982 N/sq m)	Benthic invertebrates		2.07±2.19			30±26.4	54.2±20.7	13±7.31	Humber Bay, Lake Ontario, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
100		SBA	Wetland Interm Criteria for In-Water Disposal of Dredged Sediments									Great Lakes	Sullivan et al 1985
100		SBA	OMOE Unrestricted Land Use Criteria									Ontario	Fitch 1989
100		SBA	OMOE Restricted Land Use Criteria									Ontario	Fitch 1989
102	1121	NE COA	Not significantly toxic (3±4.24% deformities)	Chironomidae		1.55±0.78	8.5±9.9	0.043±0.03	68.6±0.919	5.95±0.071	19.6±0.283	Saginaw River, MI	Ingersoll et al 1992a
105	1125	COA	Low species richness (1.07±0.192; SRUs)	Benthic species		2.31±2.27			39.1±32	47.6±25.5	11.1±7.04	Humber Bay, Lake Ontario, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
108	1124	NE COA	High diversity (2.23±0.387; Shannon Weaver Index)	Benthic species		2.31±2.27			31±24.1	54.1±19	12.6±6.19	Humber Bay, Lake Ontario, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
107	1134	COA	Low abundance (28.3±20.1 N/sq m)	Chironomidae		2.31±2.45			37.3±34.1	48.9±27.3	11.4±7.55	Humber Bay, Lake Ontario, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
107	160.3	COA	Moderate diversity (2.14±0.351; Shannon Weaver Index)	Benthic species		4.1±3.44			60.5±32.1	27.3±23	10±9.06	Detroit River, MI	Jaagumägi 1988, et al 1989
116		SLCA	OMOE Provincial SQRs - Severe effect level			1						Ontario	Persaud et al 1992
112	1133	COA	Low abundance (100±316 N/sq m)	Amphipoda		2.37±2.48			42.5±36.7	44.3±28.8	11.5±8.26	Humber Bay, Lake Ontario, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
114	1150	COA	Low species richness (0.655±0.021; SRUs)	Benthic species		2.18±2.72			69.5±38.9	22.5±29	5±5.66	Toronto Outer Harbour & Eastern Headland, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
114	1178	COA	Moderate abundance (255181.4 N/sq m)	Gastropoda		2.05±2.66			65.3±39.4	23±29.5	8.3±11.8	Toronto Harbour, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
121	1125	NE COA	High abundance (16.3±2.31 N/sq m)	Gastropoda		2.72±2.83			33.5±26.2	54±21.2	11.5±3.54	Humber Bay, Lake Ontario, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
124	1134	NE COA	High diversity (0.831±0.057; Shannon Weaver Index)	Benthic species		2.7±5.76						Phillips Chain of Lakes, WI	Malvey et al 1984b
133	1162	NE COA	High taxa (11.3±0.577 S)	Benthic species		22.7±6.59						Phillips Chain of Lakes, WI	Malvey et al 1984b
135	1118	NE COA	Not significantly toxic (1.68±2.04% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	JUV	20.4±5.82						Phillips Chain of Lakes, WI	Malvey et al 1984b
140		COA	Low diversity (0.82; Shannon Weaver Index)	Benthic species		5			46	38	7	Toronto Harbour, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
144	1129	COA	Low abundance (15.5±3.1 N/sq m)	Chironomidae		3.24±2.3			41.3±40.6	40.8±26.8	15.5±14.1	Toronto Harbour, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
144	1129	COA	Low abundance (8 N/sq m)	Amphipoda		3.24±2.3			41.3±40.6	40.8±26.8	15.5±14.1	Toronto Harbour, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
144	1129	COA	Low species richness (0.918±0.417; SRUs)	Benthic species		3.24±2.3			41.3±40.6	40.8±26.8	15.5±14.1	Toronto Harbour, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
168	1216	NE COA	High abundance (21306±2196 N/sq m)	Benthic invertebrates		3.85±1.77			58±53.7	30.5±37.5	11.5±14.8	Toronto Harbour, ON	Jaagumägi 1988, et al 1989
177	1145	NE COA	High abundance (1401±208 N/sq m)	Benthic invertebrates		19.2±7.13						Phillips Chain of Lakes, WI	Malvey et al 1984b
187		COA	Significantly toxic (50% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	1AR	2.1	15.5	0.064	69.2	6	19.8	Saginaw River, MI	Ingersoll et al 1992a
187		COA	Significantly toxic (50% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	1AR	2.1	15.5	0.064	69.2	6	19.8	Saginaw River, MI	Ingersoll et al 1992a
187		COA	Significantly toxic (85.5% mortality)	<i>Chironomus riparius</i> (midge)	24 h	2.1	15.5	0.064	69.2	6	19.8	Saginaw River, MI	Ingersoll et al 1992a
187		COA	Significantly toxic (37.5% sexual maturity)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	1AR	2.1	15.5	0.064	69.2	6	19.8	Saginaw River, MI	Ingersoll et al 1992a
187		PEL											
203	1196	NE COA	Not significantly toxic (3.33±2.8% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	JUV	19.3±5.78						Phillips Chain of Lakes, WI	Malvey et al 1984b
203	1196	NE COA	Not significantly toxic (10±3.61% mortality)	<i>Hexagrama lobata</i> (mayfly)	NYM	19.3±5.78						Phillips Chain of Lakes, WI	Malvey et al 1984b
207	1241	NE COA	Low abundance (533±162 N/sq m)	Chironomidae		3.65±2.77	287±122 ug/g		70.7±11	16.7±10.5	12.7±0.577	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al 1992b
219	1271	SG COA	Low abundance (63±201 N/sq m)	Benthic invertebrates		19.5±5.75						Phillips Chain of Lakes, WI	Malvey et al 1984b
242	1300	NE COA	Moderate abundance (28916±3965 N/sq m)	Benthic invertebrates		3.19±3.02	328±192 ug/g		75.7±6.03	11.7±5.51	12.7±0.58	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al 1992b
244	1303	NE COA	Low abundance (142±139 N/sq m)	Chironomidae		1.47±0.605	415±148 ug/g		62±15.6	24.5±10.6	14.5±4.95	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al 1992b
254	1397	NE COA	Not significantly toxic (2.49±1.77% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	JUV	2.08±0.53						Keweenaw Waterway, MI	Malvey et al 1984a
263	169.8	NE COA	Low abundance (3357±2112 N/sq m)	Benthic invertebrates		9.2±2.29	41.5±21.4		23.9±14.3	5.9±0.636	66.1±5.1	Indiana Harbor, IN	Ingersoll et al 1992a
268	1170	NE COA	Low abundance (0 N/sq m)	Gastropoda		1.37±0.739	249±256 ug/g		60.5±9.26	26.3±9.99	13.5±2.52	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al 1992b
272	1236	COA	Low taxa (7.67±1.15 S)	Benthic species		15.8±2.38						Phillips Chain of Lakes, WI	Malvey et al 1984b
276	1239	NE COA	Not significantly toxic (26.5±2.38% mature males)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	<2 mm	3.09±2.53	252±121 ug/g	0.007±0.001	71.5±9.15	15.5±8.89	13±0.816	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al 1992b
296	1100	NE COA	Low abundance (1.8±0.42 N/sq m)	Amphipoda		1.74±1.03	297±246 ug/g		59.0±8.26	27±6.28	13.4±2.19	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al 1992b
304	1249	NE COA	Significantly toxic (33.3% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	<24 h	1.31±0.141	197±67.9 ug/g	0.006±0.003	78±5.66	9±4.24	13±1.41	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al 1992b
306	1170	NE COA	Not toxic (34±10.4% mature males)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	<2 mm	6.6±0.974	371±136 ug/g	0.1±0.004	59.7±8.7	27.4±6.58	13.6±2.61	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al 1992b
315	1175	NE COA	Low abundance (9.8±10.1 N/sq m)	Hemiptera		1.88±1.01	451±277 ug/g		57.4±6.91	28.4±6.5	14.4±2.97	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al 1992b
315	169.3	NE COA	High abundance (3343±65.1 N/sq m)	Chironomidae		1.03±0.4	268±336 ug/g		58±5.7	29±5.7	13	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al 1992b
318	1376	NE COA	Not significantly toxic (1.8±1.4% mortality)	<i>Hexagrama lobata</i> (mayfly)	NYM	2.15±0.58						Keweenaw Waterway, MI	Malvey et al 1984a
323	1150	NE COA	Not significantly toxic (19.5±6.6% mortality)	<i>Chironomus riparius</i> (midge)	<24 h	1.77±0.829	381±302 ug/g	0.015±0.013	58.7±8.18	27.8±5.98	14.2±2.71	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al 1992b
325	1174	NE COA	Not significantly toxic (23.2±2.65 offspring/brood; reproductive)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	<24 h	1.97±0.879	357±330 ug/g	0.015±0.012	59±8.86	26.8±6.06	14.4±2.97	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al 1992b
337	1249	NE COA	Not significantly toxic (12.8±7.22% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	<2 mm	2.81±2.28	311±168 ug/g	0.011±0.008	72.2±8.07	14.8±7.85	13±0.707	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al 1992b
337	1249	NE COA	Not significantly toxic (21±2.09% mortality)	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (rainbow trout)	5 d	2.81±2.28	311±168 ug/g	0.009±0.007	72.2±8.07	14.8±7.85	13±0.707	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al 1992b
337	174	NE COA	High abundance (8060±1630 N/sq m)	Benthic invertebrates		1.510±0.52	323±236 ug/g		56.3±4.93	29.3±4.01	11.3±2.31	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al 1992b
354		NE COA	High abundance (403±17 N/sq m)	Benthic invertebrates		12.3	31.7		14.2	9.9	12.1	Indiana Harbor, IN	Ingersoll et al 1992a
360	1255	COA	Low diversity (0.54±0.099; Shannon Weaver Index)	Benthic species		14.8±0.495						Phillips Chain of Lakes, WI	Malvey et al 1984b
390		NE SSBA	Not toxic (0% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d				20	34	35	Laboratory	Malvey et al 1986
390		NE SSBA	Not toxic (0% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d	1.8			20	34	35	Laboratory	Malvey et al 1986
396	1358	NE COA	Low abundance (36±27.6 N/sq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		1.91±1.21	273±260 ug/g		55.8±12.5	30±9.61	14.8±3.5	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al 1992b
400		NE SSBA	Not significantly toxic (10% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	4.7 d	1.8			40.7	47.5	11 d	Laboratory	Carris et al 1981
403	1254	NE COA	Not toxic (9.29±0.64% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	<2 mm	1.910±0.914	337±300 ug/g	0.013±0.011	55.8±10.1	29.8±7.14	15±3.32	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al 1992b
411	147.5	NE COA	High abundance (3331±89 N/sq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		1.89±0.567	422±380 ug/g		55.3±5.80	29±9.61	16±2.65	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al 1992b

Appendix IIa. Summary of the available biological effects and related physicochemical data for

sediment-associated copper (mg/kg¹ dry weight) in freshwater systems.

Copper (mg/kg ¹)	Analysis Hlt Type	Test	Endpoint Measured	Species	Life Stage	TOC (%)	AVS (μmol/g)	Unionized Ammonia (mg/L ¹)	Sand (%)	Slit (%)	Clay (%)	Area	Reference
425	1271	HL COA	16-22 d ST Not toxic (0% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	<24 h	2 09±0 836	309±318 ug/g	0 055±0 069	55 8±11 1	29±7 64	15 3±3 5	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al 1992b
425	1271	NE COA	16-22 d ST Not toxic (10 9±1 14 offspring/brood, reproduction)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	<24 h	2 09±0 836	309±318 ug/g	0 055±0 069	55 8±11 1	29±7 64	15 3±3 5	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al 1992b
425	1271	NE COA	16-22 d ST Not toxic (21 3±3 41 offspring/brood, reproduction)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	<24 h	2 09±0 836	309±318 ug/g	0 055±0 069	55 8±11 1	29±7 64	15 3±3 5	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al 1992b
425	1271	NE COA	21-d FT Not toxic (2 1±2 9±2 mortality)	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (rainbow trout)	5 d	2 09±0 836	309±318 ug/g	0 018±0 017	55 8±11 1	29±7 64	15 3±3 5	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al 1992b
444	1347	SG COA	Low abundance (12339±2051 N/sq m)	Benthic invertebrates	VAR	2 2±0 95	347±368 ug/g		55±13 7	29 8±9 5	15 5±4 2	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al 1992b
479	1141	NE COA	High abundance (405±68 6 N/sq m)	Hemiptera	VAR	2 25±1 18	287±194 ug/g		67±9 9	19 5±10 6	13 5±0 707	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al 1992b
480	NE COA	Low abundance (7839 N/sq m)	Benthic invertebrates			1 41	149 ug/g		74	12	14	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al 1992b
480	NE COA	High abundance (1484 N/sq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera			1 41	149 ug/g		74	12	14	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al 1992b
488	NE SSBA	10 d	Not significantly toxic (0% mortality)	<i>Gammarus lacustris</i> (amphipod)	JUVIADT	3			15 2	28 9	55 9	Laboratory	Carris et al 1984
532	172 8	NE COA	Moderate abundance (1320±107 N/sq m)	Chironomidae		1 56±0 205	348±281 ug/g		74 5±0 707	12	13 5±1	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al 1992b
532	172 8	NE COA	High abundance (7 1±25 5 N/sq m)	Gastropoda		1 56±0 205	348±281 ug/g		74 5±0 707	12	13 5±1	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al 1992b
540	"	COA	48 h	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	JUV	14 2						Phillips Chain of Lakes, WI	Malney et al 1984b
562	NE SSBA	10-d	Not significantly toxic (13 3% mortality)	<i>Chironomus tentans</i> (midge)	LAR	3			15 2	28 9	55 9	Laboratory	Carris et al 1984
565	1120	"	COA	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	JUV	2 45±0 92						Keweenaw Waterway, MI	Malney et al 1984a
566	1270	SG COA	Moderate abundance (1707±271 N/sq m)	Chironomidae		2 76±0 39	331±228 ug/g		49 7±8 5	33 3±5 17	16 7±3 51	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al 1992b
582	1257	NE COA	High abundance (116±58 5 N/sq m)	Gastropoda		2 61±0 628	454±368 ug/g		49±8 19	31±5 29	17±3 61	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al 1992b
583	NE COA	High abundance (189 N/sq m)	Annelipoda			1 7	547 ug/g		75	12	13	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al 1992b
605	NE SSBA	48-h	Not toxic (0% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d	1 5			20	34	35	Laboratory	Malney et al 1986
612	1318	"	COA	Benthic invertebrates		2 2±0 64						Keweenaw Waterway, MI	Malney et al 1984a
612	1318	"	COA	Benthic species		2 2±0 64						Keweenaw Waterway, MI	Malney et al 1984a
612	1318	"	COA	Low diversity (0 38±0 25 Shannon Weaver Index)		2 2±0 64						Keweenaw Waterway, MI	Malney et al 1984a
612	1318	"	COA	Benthic species		2 2±0 64						Keweenaw Waterway, MI	Malney et al 1984a
621	1364	NE COA	High abundance (130±19 8 N/sq m)	Ephemeroptera		1 99±0 969	50±27 8 ug/g		51±15 6	32 5±10 6	16 5±4 95	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al 1992b
645	1130	"	COA	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	<2 mm	2 55±0 17	252±258 ug/g	0 02±0 023	46 5±9 19	35±7 07	18 5±2 12	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al 1992b
654	1113	"	SSBA	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d				20	34	35	Laboratory	Malney et al 1986
669	1296	NE COA	High abundance (27 N/sq m)	Annelipoda		2 31±0 516	436±518 ug/g		45 5±7 78	36±5 68	19±1 41	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al 1992b
683	116 5	"	SSBA	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d				20	34	35	Laboratory	Malney et al 1986
685	1278	NE COA	14-d	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)			7 35±8 51					Steadacom Lake, WA	Bennett and Cullage 1992
688	"	SSBA	48 h	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d				20	34	35	Laboratory	Malney et al 1986
730	1205	"	COA	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	JUV	2 38±0 54						Keweenaw Waterway, MI	Malney et al 1984a
810	NE SSBA	48 h	Not toxic (0% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d	2			20	34	35	Laboratory	Malney et al 1986
857	197	"	SSBA	<i>Chironomus tentans</i> (midge)	LAR	3			15 2	28 9	55 9	Laboratory	Carris et al 1984
860	NE SSBA	48 h	Not toxic (3% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d	0 3			20	34	35	Laboratory	Malney et al 1986
875	NE SSBA	10-d	Not significantly toxic (13 3% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	JUVIADT	3			15 2	28 9	55 9	Laboratory	Carris et al 1984
878	"	COA	14-d FT Significantly toxic (53% mortality)	<i>Chironomus tentans</i> (midge)	<24 h	2 67	69 5 ug/g	0 003	40	40	20	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al 1992b
878	"	COA	16-22-d ST Significantly toxic (14 3 offspring/brood, reproduction)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	<24 h	2 67	69 5 ug/g	0 003	40	40	20	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al 1992b
890	NE SSBA	48-h	Not toxic (13% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d				21	40	39	Laboratory	Malney et al 1986
900	11440	NE COA	10 d	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)		2 65±0 753			56 9±43 8	30 6±30 2	13 2±15 6	Lake Roosevelt, WA	Johnson et al 1989
937	1153	"	SSBA	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	4 7 d	1 8			40 7	47 5	11 8	Laboratory	Carris et al 1984
964	1105	"	SSBA	<i>Gammarus lacustris</i> (amphipod)	JUVIADT	3			15 2	28 9	55 9	Laboratory	Carris et al 1984
969	"	SSBA	48 h	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d				20	34	35	Laboratory	Malney et al 1986
1078	184 3	"	SSBA	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	JUVIADT	3			15 2	28 9	55 9	Laboratory	Carris et al 1984
1080	NE SSBA	10-d	Not significantly toxic (10% mortality)	<i>Chironomus tentans</i> (midge)	LAR	1 8			40 7	47 5	11 8	Laboratory	Carris et al 1984
1090	130 5	"	SSBA	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d				21	40	39	Laboratory	Malney et al 1986
1100	"	SSBA	48 h	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d				20	34	35	Laboratory	Malney et al 1986
1200	"	SSBA	48 h	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d	0 3			20	34	35	Laboratory	Malney et al 1986
1200	"	SSBA	48 h	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d	0 6			20	34	35	Laboratory	Malney et al 1986
1213	124 5	"	SSBA	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d				20	34	35	Laboratory	Malney et al 1986
1325	"	SSBA	48 h	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d	0 8			20	34	35	Laboratory	Malney et al 1986
1374	1809	"	COA	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	JUV	0 94±0 23						Little Grizzly Creek System, CA	Malney et al 1984b
1374	1809	"	COA	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	JUV	0 94±0 23						Little Grizzly Creek System, CA	Malney et al 1984b
1374	1809	"	COA	<i>Heptagenia limbata</i> (mayfly)	NYM	0 94±0 23						Little Grizzly Creek System, CA	Malney et al 1984b
1400	NE SSBA	48-h	Not toxic (0% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d	10			21	40	39	Laboratory	Malney et al 1986
1500	NE SSBA	48 h	Not toxic (3% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d	3 5			21	40	39	Laboratory	Malney et al 1986
1584	13063	NE COA	14 d FT Not toxic (72 8±9 95% mortality)	<i>Chironomus tentans</i> (midge)	<24 h	3 5±2 63	261±195 ug/g	0 039±0 06	68 8±11 1	17±8 85	14 2±2 93	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al 1992b
1584	13063	NE COA	16-22 d ST Not toxic (10 5±1 37 offspring/brood, reproduction)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	<24 h	3 5±2 63	261±195 ug/g	0 039±0 065	68 8±11 1	17±8 85	14 2±2 93	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al 1992b
1584	13063	NE COA	16-22 d ST Not toxic (20 4±2 88 offspring/brood, reproduction)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	<24 h	3 5±2 63	261±195 ug/g	0 039±0 065	68 8±11 1	17±8 85	14 2±2 93	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al 1992b
1584	13063	NE COA	16-22 d ST Not toxic (33 4±3 21 offspring/brood, reproduction)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	<24 h	3 5±2 63	261±195 ug/g	0 039±0 065	68 8±11 1	17±8 85	14 2±2 93	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al 1992b
1600	NE SSBA	48-h	Not toxic (0% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d	6 3			21	40	39	Laboratory	Malney et al 1986
1620	"	SSBA	10-d	<i>Gammarus lacustris</i> (amphipod)	JUVIADT	3			15 2	28 9	55 9	Laboratory	Carris et al 1984
1675	"	SSBA	48-h	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d	8 7			21	40	39	Laboratory	Malney et al 1986
1700	"	SSBA	48 h	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d	1 4			20	34	35	Laboratory	Malney et al 1986
1700	NE SSBA	48 h	Not toxic (5% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d	6 7			21	40	39	Laboratory	Malney et al 1986
1740	119	HL SSBA	40 h	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	5 d				21	40	39	Laboratory	Malney et al 1986
1764	11300	"	COA	Low abundance (5 4±8 05 N/sq m)	Annelipoda		3 85±2 77	203±152 ug/g	67 6±11 8	16±9 51	14 4±3 21	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al 1992b
1800	"	SSBA	48-h	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	4 7 d	1 8			40 7	47 5	11 8	Laboratory	Carris et al 1984
1800	"	SSBA	48 h	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d				21	40	39	Laboratory	Malney et al 1986

Copper (mg/kg ¹)	Analysis HII Type	Test	Endpoint Measured	Species	Life Stage	TOC (%)	AVS (μmol/g ¹)	Unfertilized Ammonia (mg/L ¹)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Area	Reference
1895	13371	* COA	Low abundance (55.2 ± 32.3 N/sq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		3.91 ± 2.71	263 ± 209 μg/g		67.8 ± 11.9	16.9 ± 5.1	14.2 ± 3.27	Upper Clark Fork River, MT	Ingersoll et al. 1992b
1850		* SSBA	10-d LC100	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	JUV/ADT	3			15.2	28.9	55.9	Laboratory	Carns et al. 1984
1850		* SSBA	48-h LC100	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d	9.2			21	40	39	Laboratory	Maluey et al. 1986
1925		* SSBA	48-h LC50	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d				21	40	39	Laboratory	Maluey et al. 1986
2000		* SSBA	48-h Toxic (80% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d	5.4			21	40	39	Laboratory	Maluey et al. 1986
2111	13811	* COA	Low abundance (11.3 ± 8.62 N/sq m)	Gastropoda		4.47 ± 2.79	217 ± 172 μg/g		66 ± 13	19.5 ± 10.3	14.5 ± 3.7	Upper Clark Fork River, MT	Ingersoll et al. 1992b
2137	13797	* COA	Low abundance (18 ± 18.4 N/sq m)	Hemiptera		4.12 ± 3.09	248 ± 224 μg/g		69.8 ± 12.8	15.8 ± 9.3	14.5 ± 3.7	Upper Clark Fork River, MT	Ingersoll et al. 1992b
2200		* SSBA	48-h LC100	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d	5			21	40	39	Laboratory	Maluey et al. 1986
2200		* SSBA	48-h LC100	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	5 d	3			21	40	39	Laboratory	Maluey et al. 1986
2224	13738	NE COA	16-22-d ST Not significantly toxic (0% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	<24 h	4.59 ± 2.6	292 ± 241 μg/g	0.054 ± 0.078	64.3 ± 10.3	21 ± 7.79	14.8 ± 3.5	Upper Clark Fork River, MT	Ingersoll et al. 1992b
2296	1357	* SSBA	10-d LC50	<i>Chironomus tentans</i> (midge)	LAR	1.8			40.7	47.5	11.8	Laboratory	Carns et al. 1984
2920		* SSBA	10-d LC100	<i>Chironomus tentans</i> (midge)	LAR	3			15.2	28.9	55.9	Laboratory	Carns et al. 1984
4149	15192	NE COA	High abundance (57732 ± 15882 N/sq m)	Benthic invertebrates		4.99 ± 2.7	216 ± 295 μg/g		56 ± 6.6	27.5 ± 0.707	16.5 ± 4.95	Upper Clark Fork River, MT	Ingersoll et al. 1992b
4202	15117	* COA	28-d FT Significantly toxic (11.5 ± 4.95% mature males)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	<2 mm	4.3 ± 3.68	277 ± 382 μg/g	0.064 ± 0.054	63.5 ± 16.3	20 ± 11.3	16.5 ± 4.95	Upper Clark Fork River, MT	Ingersoll et al. 1992b
7820		* COA	28-d FT Significantly toxic (52% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	<2 mm	8.9	7.4 μg/g	8.102	52	28	20	Upper Clark Fork River, MT	Ingersoll et al. 1992b
7820		* COA	28-d FT Significantly toxic (77.5% mortality)	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (rainbow trout)	5 d	8.9	7.4 μg/g	0.03	52	28	20	Upper Clark Fork River, MT	Ingersoll et al. 1992b
7820		NE COA	High abundance (2071 N/sq m)	Chironomidae		6.9	7.4 μg/g		52	28	20	Upper Clark Fork River, MT	Ingersoll et al. 1992b
8870		* SSBA	10-d LC100	<i>Chironomus tentans</i> (midge)	LAR	1.8			40.7	47.5	11.8	Laboratory	Carns et al. 1984

Appendix III. Summary of the available biological effects and related physicochemical data for

sediment-associated copper (mgkg⁻¹ dry weight) in marine and estuarine systems.

Copper (mgkg ⁻¹)	Analysis	Endpoint Measured	Species	Life Stage	TOC (%)	AVS (μmol l ⁻¹)	Total Sulphide (mgkg ⁻¹)	TFS (mg l ⁻¹)	Unionized Ammonia (mg l ⁻¹)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Area	Reference
0.075	NE SSBA	Not significantly toxic (L 150, induction of burrowing 0.62 h)	<i>Alysiotoma</i> (clam)	17-25 mm									Laboratory	Philips 1989
0.08	NE SSBA	Not significantly toxic (L 150, induction of burrowing 0.34 h)	<i>Alysiotoma</i> (clam)	17-25 mm									Laboratory	Philips 1989
0.2	NE SSBA	Not significantly toxic (L 150, induction of burrowing 0.38 h)	<i>Alysiotoma</i> (clam)	17-25 mm									Laboratory	Philips 1989
0.25	NC COA	Significantly toxic (0.004 mg/day growth)	<i>Hydrella setacea</i> (amphipod)	JUV	0.185	0.5				100			Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
0.5	NC COA	Significantly toxic (10% mortality)	<i>Myaduspis bahia</i> (mysid shrimp)		0.009	0.004				94.8			Mulata Bay, AL	EMAP 1991
0.5	NE COA	High species richness (14 912.04, SDUs)	Benthic species							94.913.91			Charleston Harbor, SC	Went et al. 1989
0.5	NE COA	High diversity (4 1510.59, SDUs)	Benthic species							97.112.34			Charleston Harbor, SC	Went et al. 1989
0.5	NE COA	Low species richness (5.16, SDUs)	Benthic species							98.1			Charleston Harbor, SC	Went et al. 1989
0.5	NE COA	Low diversity (1.16, SDUs)	Benthic species							98.1			Charleston Harbor, SC	Went et al. 1989
0.65	10.61	Moderate species richness (9.051.33, SDUs)	Benthic species							97.711.07			Charleston Harbor, SC	Went et al. 1989
0.65	10.61	Not significantly toxic (3.313.25% mortality)	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)		0.64210.455	0.3910.41				82.7120.1			Apalachicola Bay, FL	EMAP 1991
0.7	NC COA	Significantly toxic (22% mortality)	<i>Streblospio benedicti</i> (polychaete worm)		0.185	0.5				100			Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
0.7	NC COA	Significantly toxic (28% mortality)	<i>Streblospio benedicti</i> (polychaete worm)		0.185	0.5				100			Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
0.7	NC COA	Significantly toxic (0.003 mg/day growth)	<i>Hydrella setacea</i> (amphipod)	JUV	0.185	0.5				100			Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
0.7	10.082	Not significantly toxic (0.751.5% mortality)	<i>Myaduspis bahia</i> (mysid shrimp)		0.5410.385	0.40510.417				51.6125.1			Apalachicola Bay, FL	EMAP 1991
0.75	10.071	Significantly toxic (15.6% mortality)	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)		0.43810.442	0.42110.593				40.5124.2			Apalachicola Bay, FL	EMAP 1991
0.8	NE COA	Not significantly toxic (0% mortality)	<i>Arbacia punctulata</i> (sea urchin)		0.03	19.0 μg/l							Savannah River Entrance Channel, GA	Windom 1995
0.923	10.733	Not toxic (7.212.7% mortality)	<i>Palaeomonetes pugio</i> (grass shrimp)	ADJ						85.7113.7	5.3319.24	5.3317.51	Malapunga Ship Channel, TX	Espey, Huston & Assoc. 1982a
0.923	10.733	Not toxic (10.615.18% mortality)	<i>Nereis virens</i> (sandworm)	ADJ						85.7113.7	5.3319.24	5.3317.51	Malapunga Ship Channel, TX	Espey, Huston & Assoc. 1982a
0.923	10.733	Not toxic (0.210.447% mortality)	<i>Mercenaria mercenaria</i> (hard clams)	ADJ						87.510.67	5.3319.24	5.3317.51	Charleston Harbor, SC	Went et al. 1989
1	11.12	Moderate diversity (2.310.2, SDUs)	Benthic species							0.5		0.5	Georgetown Harbor, SC	Van Dolen et al. 1984
1.02	NE COA	Not toxic (species richness or abundance)	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)		0.12					87.913.46			Massachusetts Bay, MA	EMAP 1991
1.2	10.141	Significantly toxic (11.613.39% mortality)	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)		0.11110.045	0.03				0.028			9 mg/g	Windom 1995
1.5	NC COA	Significantly toxic (16% mortality)	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)										Massachusetts Bay, MA	Gilbert et al. 1976
1.9	NE COA	High density (2.610.11 sq m)	<i>Echinodermata</i>	VAR									Brunswick Harbor Entrance, GA	Windom 1995
1.98	10.793	Not significantly toxic (86.814.25% normal development)	<i>Arbacia punctulata</i> (sea urchin)		0.18110.162	10210.208	μg/l						Chesapeake Bay, MD; VI Delaware Bay, DE	Philips 1989
2	NE COA	Significantly toxic (mean L 150, burrowing time 1.4 h)	<i>Alysiotoma</i> (clam)	1-2 cm									Chesapeake Bay, MD; VI Delaware Bay, DE	Philips 1989
2.6	10.89	Not significantly toxic (mean L 150, burrowing time 0.70410.17 h)	<i>Alysiotoma</i> (clam)	1-2 cm									Chesapeake Bay, MD; VI Delaware Bay, DE	Philips 1989
2.71	12.71	Significantly toxic (55119.5% mortality)	<i>Streblospio benedicti</i> (polychaete worm)		0.34910.11	1.0710.66				94.713.73	3.2512.57	2.0311.38	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
2.85	12.77	Not significantly toxic (27.5110.6% mortality)	<i>Myaduspis bahia</i> (mysid)		0.23710.311	74.6185.5	μg/l						Savannah River Entrance Channel, GA	Windom 1995
2.86	12.77	Not significantly toxic (9.7815.33% mortality)	<i>Myaduspis bahia</i> (mysid)		0.2410.247	91.9173.4	μg/l						Savannah River Entrance Channel, GA	Windom 1995
2.9	13.39	Significantly toxic (46149.3% mortality)	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)		0.7210.298	3.8415.43				59.6149.8			Mulata Bay, AL	EMAP 1991
2.9	12.42	Not significantly toxic (412.83% mortality)	<i>Alpheidae</i> (decapod)		0.24310.264	90.5178.4	μg/l						Savannah River Entrance Channel, GA	Windom 1995
2.91	11.14	Significantly toxic (28.316.11% mortality)	<i>Myaduspis bahia</i> (mysid)		0.24610.051	127124.0	μg/l						Savannah River Entrance Channel, GA	Windom 1995
3.05	12.46	Not significantly toxic (11.614.33% mortality)	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)		0.2610.25	10211.1	μg/l						Savannah River Entrance Channel, GA	Windom 1995
3.06	14.59	Not significantly toxic (15.3111.0% mortality)	<i>Hydrella setacea</i> (amphipod)	JUV	0.64810.611	1.7411.39				87.4116.6	9.77113.7	2.813.02	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
3.1	11.85	Not significantly toxic (15113.2% mortality)	Shrimphead minnow	ADJ	0.0510.0242								Houston Ship Channel, TX	Crocker et al. 1991
3.18	11.43	Not significantly toxic (1.0312.05% mortality)	<i>Myaduspis bahia</i> (mysid shrimp)		0.8210.915	1.6910.82				8.8217.13			Chandeleur Sound, LA	EMAP 1991
3.37	12.35	Not significantly toxic (81.312.81% normal development)	<i>Arbacia punctulata</i> (sea urchin)		0.29910.251	114188.4	μg/l						Savannah River Entrance Channel, GA	Windom 1995
3.4	12.12	High density (2.95140.3 NOD 1 sq m)	Arthropoda	VAR									Massachusetts Bay, MA	Gilbert et al. 1976
3.6	11.91	Not toxic (4.812.28% mortality)	<i>Palaeomonetes pugio</i> (grass shrimp)	ADJ									Sabine Naches Waterway, TX	Espey, Huston & Assoc. 1982a
3.6	11.91	Not toxic (15.814.21% mortality)	<i>Nereis virens</i> (sandworm)	ADJ									Sabine Naches Waterway, TX	Espey, Huston & Assoc. 1982a
3.6	11.91	Not toxic (1.210.447% mortality)	<i>Mercenaria mercenaria</i> (hard clams)	ADJ									Sabine Naches Waterway, TX	Espey, Huston & Assoc. 1982a
3.6	11.54	High species richness (10214.73 SDU 1 sq m)	Benthic species	VAR									Massachusetts Bay, MA	Gilbert et al. 1976
3.78	12.28	Significantly toxic (25.417.86% mortality)	<i>Arbacia punctulata</i> (sea urchin)		0.34410.242	129.5159.3	μg/l						Savannah River Entrance Channel, GA	Windom 1995
3.83	11.51	Significantly toxic (11.514.86% mortality)	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)		0.81110.711	1.8710.973				7.3815.97			Chandeleur Sound, LA	EMAP 1991
3.84	13.44	Not significantly toxic (7.211.92% mortality)	<i>Lepidocylus dybowskyi</i> (amphipod)		0.5610.47	1.511.13				89.5112.1	7.6810.2	2.8212.14	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
3.84	13.44	Not significantly toxic (89.610.55% rebound)	<i>Lepidocylus dybowskyi</i> (amphipod)		0.5610.47	1.511.13				89.5112.1	7.6810.2	2.8212.14	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
3.84	13.44	Not significantly toxic (<10% emergence)	<i>Lepidocylus dybowskyi</i> (amphipod)		0.5610.47	1.511.13				89.5112.1	7.6810.2	2.8212.14	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
3.84	13.44	Not significantly toxic (<10% emergence)	<i>Hydrella setacea</i> (amphipod)	JUV	0.5610.47	1.511.13				89.5112.1	7.6810.2	2.8212.14	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
4	NE COA	High density (4135 NOD 1 sq m)	Amphibia	VAR									Massachusetts Bay, MA	Gilbert et al. 1976
4.4	11.63	High abundance (155119.510.00203 sq m)	Oligochaeta		1.211.27	4.2713.85				48.6114.1	30.215.06	21.2119.2	Galveston Bay, TX	Carr 1992
4.87	14.25	Not significantly toxic (9.2515.32% mortality)	<i>Lepidocylus dybowskyi</i> (amphipod)		0.63810.768	1.6511.62				85.116.3	9.58111.94	5.4314.82	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
5.01	15.66	Significantly toxic (29.811.1% mortality)	<i>Streblospio benedicti</i> (polychaete worm)		0.31610.12	2.1312.46				95.513.71	2.7612.48	1.711.4	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
5.01	15.66	Not significantly toxic (0.00310.002 mg/day growth)	<i>Lepidocylus dybowskyi</i> (amphipod)		0.31610.12	2.1312.46				95.513.71	2.7612.48	1.711.4	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
5.24	15.01	Significantly toxic (7.611.32% mortality)	<i>Myaduspis bahia</i> (mysid shrimp)		0.62410.197	2.0711.19				11.3117.1			Chandeleur Sound, LA	EMAP 1991
5.3	14.25	Not significantly toxic (2.8714.05% mortality)	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)		0.51710.166	2.0211.38				15.8122.5			Chandeleur Sound, LA	EMAP 1991
5.42	12.32	Not toxic (21.1% mortality)	<i>Palaeomonetes pugio</i> (grass shrimp)	ADJ						24.7121	41.415.4	31.110.5	Frederick Harbor, TX	Espey, Huston & Assoc. 1982a
5.42	12.32	Not toxic (9.614.22% mortality)	<i>Nereis virens</i> (sandworm)	ADJ						24.7121	41.415.4	31.110.5	Frederick Harbor, TX	Espey, Huston & Assoc. 1982a
5.42	12.32	Not toxic (0% mortality)	<i>Mercenaria mercenaria</i> (hard clams)	ADJ						24.7121	41.415.4	31.110.5	Frederick Harbor, TX	Espey, Huston & Assoc. 1982a
5.42	10.669	High abundance (27.3110.800.00203 sq m)	Mollusca		1.6410.4	1.3910.17				57.415.75	34.715.09	7.9410.68	Galveston Bay, TX	Carr 1992
5.57	14.03	Significantly toxic (0.00810.002 mg/day growth)	<i>Lepidocylus dybowskyi</i> (amphipod)		0.62610.668	1.6511.4				85.7114.2	8.6210.6	5.8814.21	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
5.57	15.24	Not significantly toxic (0.3310.510% mortality)	<i>Palaeomonetes pugio</i> (grass shrimp)		0.49310.448	2.3212.25				91.1111.5	6.5119.51	2.4212.16	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
5.57	15.24	Not significantly toxic (2.3311.03% mortality)	<i>Palaeomonetes pugio</i> (grass shrimp)		0.49310.448	2.3212.25				91.1111.5	6.5119.51	2.4212.16	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
5.57	15.24	Not toxic (0.36710.085 mg/day growth)	<i>Palaeomonetes pugio</i> (grass shrimp)		0.49310.448	2.3212.25				91.1111.5	6.5119.51	2.4212.16	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
5.57	15.24	Not toxic (0.00410.0005 mg/day growth)	<i>Streblospio benedicti</i> (polychaete worm)		0.49310.448	2.3212.25				91.1111.5	6.5119.51	2.4212.16	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
5.7	14.03	Not significantly toxic (99.110.005% rebound)	<i>Lepidocylus dybowskyi</i> (amphipod)		0.62610.668	1.6511.4				85.7114.2	8.6210.6	5.8814.21	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
5.7	14.03	Not toxic (<10% emergence)	<i>Lepidocylus dybowskyi</i> (amphipod)		0.62610.668	1.6511.4				85.7114.2	8.6210.6	5.8814.21	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
5.7	14.03	Not toxic (<10% emergence)	<i>Hydrella setacea</i> (amphipod)	JUV	0.62610.668	1.6511.4				85.7114.2	8.6210.6	5.8814.21	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
5.7	10.287	Not toxic (mean L 150, burrowing time 0.4710.156 h)	<i>Protolothia stanshous</i> (flatworm clasp)		0.08								Laboratory	Philips et al. 1985
5.8	NE COA	Not significantly toxic (11.3% mortality)	<i>Lepidocylus dybowskyi</i> (amphipod)	JUV						4.9	44.4	50.8	Culpeper Creek, Baltimore, MD	McGee et al. 1993

Appendix IIb. Summary of the available biological effects and related physicochemical data for

sediment-associated copper (mg/kg¹ dry weight) in marine and estuarine systems

Copper (mg/kg ¹)	Analysts	Test	Endpoint Measured	Species	Life Stage	TOC (%)	AVS (μmole ¹)	Total Sulphide (mg/kg ¹)	TFS (mg/L ¹)	Unionized Ammonia (mg/L ¹)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Area	Reference
5.93	14.03	NE COA	High abundance (154±30.2 NO 00203 sq m)	Benthic invertebrates		0.47±0.27	0.07±0.94				32.815.56	35.6113	31.719.67	Galveston Bay, TX	Carr 1992
5.94	16.3	NE COA	Moderately toxic (44.5±17.8% fertilization)	<i>Arbacia punctulata</i> (sea urchin)	GAM		0.627±1.12							Lampa Bay, FL	Long 1991
6.06	11.42	NE COA	Not significantly toxic (0% mortality)	<i>Crassostrea virginica</i> (oyster)	ADT	2.5±2.83								Pensacola Naval Air Station, FL	Parrish 1988a
6.06	11.42	NE COA	Not significantly toxic (0±1.4% mortality)	<i>Penaeus duorarum</i> (pink shrimp)	ADT	2.5±2.83								Pensacola Naval Air Station, FL	Parrish 1988a
6.06	11.42	NE COA	Not significantly toxic (0% mortality)	<i>Artemia salina</i> (brine shrimp)	ADT	2.5±2.83								Pensacola Naval Air Station, FL	Parrish 1988a
6.17	11.59	NE COA	High species richness (24.5±3.7 NO 00203 sq m)	Benthic species		1.38±0.66	1.2±0.39				52.4±11.1	38.618.89	8.98±2.16	Galveston Bay, TX	Carr 1992
6.17	11.59	NE COA	High abundance (359±92.8 NO 00203 sq m)	Benthic species		1.38±0.66	1.2±0.39				52.4±11.1	38.618.89	8.98±2.16	Galveston Bay, TX	Carr 1992
6.25	13.93	NE COA	Not significantly toxic (22.3±7.37% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	JUV	0.788±0.688	2.04±1.75				80±15.7	12.812.4	7.23±3.89	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
6.63	15.08	NE COA	Not significantly toxic (0.001±0.001 mg/day growth)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	JUV	0.555±0.471	2.68±2.3				89.3±11.9	7.64±1.0	2.9±2.01	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
6.65	12.16	NE COA	High abundance (156±22.9 NO 00203 sq m)	<i>Polychaeta</i>		0.916±0.661	2.94±2.3				46.7±11.1	40.7±7.63	12.6±4.37	Galveston Bay, TX	Carr 1992
6.73	15.93	NE COA	Lowest toxic (8.1±4.2% fertilization)	<i>Arbacia punctulata</i> (sea urchin)	GAM		0.131±0.169							Lampa Bay, FL	Long 1991
6.73	13.76	NE COA	Low species richness (11.2±1.94 NO 00203 sq m)	Benthic species		0.642±0.356	1.2±0.65				24.5±13.8	43.3±16.8	32.2±8.31	Galveston Bay, TX	Carr 1992
7.44	15.01	NE COA	Not significantly toxic (1.8±1.6% mortality)	<i>Palaeomonetes pugio</i> (grass shrimp)		0.553±0.622	2.31±2.04				87.9±13.7	7.28±1.0	4.85±4.28	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
7.44	15.01	NE COA	Not significantly toxic (3.5±1.87% mortality)	<i>Palaeomonetes pugio</i> (grass shrimp)		0.553±0.622	2.31±2.04				87.9±13.7	7.28±1.0	4.85±4.28	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
7.44	15.01	NE COA	Not toxic (0.05±0.04 mg/day growth)	<i>Palaeomonetes pugio</i> (grass shrimp)		0.553±0.622	2.31±2.04				87.9±13.7	7.28±1.0	4.85±4.28	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
7.44	15.01	NE COA	Not toxic (0.002±0.001 mg/day growth)	<i>Sireblosipa benedicti</i> (polychaete worm)		0.553±0.622	2.31±2.04				87.9±13.7	7.28±1.0	4.85±4.28	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
7.5	10.15	NE SSBA	Not toxic (mean E150, burrowing time 0.48±0.261 h)	<i>Protodrepana staminea</i> (littleneck clam)		0.09								Laboratory	Phelps et al. 1985
7.51	13.46	NE COA	High abundance (16.2±6.19 NO 00203 sq m)	Copepoda		0.84±0.524	4.73±3.1				33.3±17.9	48.2±15.9	18.5±9.96	Galveston Bay, TX	Carr 1992
7.59	15.48	NE COA	Not significantly toxic (0.789±1.59% mortality)	<i>Myaduspars bahia</i> (mysid shrimp)		0.827±0.757	1.46±1.58				24.4±36.1			Mississippi Sound, MS	EMAP 1991
7.91	15.03	NE COA	Not significantly toxic (10.6±3.17% mortality)	<i>Argulus</i> (amphipod)		1.19±1.04	786±11973 ug/g							Brunswick Harbor Entrance, GA	Wardman 1995
7.91	15.03	NE COA	Not significantly toxic (8±2.92% mortality)	<i>Myaduspars bahia</i> (mysid)		1.19±1.04	786±11973 ug/g							Brunswick Harbor Entrance, GA	Wardman 1995
8.08	15.35	NE COA	Significantly toxic (55±22.6% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	JUV	0.338±0.133	2.9±3.11				94.7±3.84	3.3±2.72	2.03±1.44	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
8.24	16.16	NE COA	Not toxic (5.43±3.21% mortality)	<i>Myaduspars bahia</i> (mysid)		1.21±1.13	8096±13378 ug/g							Brunswick Harbor Entrance, GA	Wardman 1995
8.24	16.16	NE COA	Not toxic (8.61±2.7% mortality)	<i>Meridia beryllina</i> (silverclaw)		1.22±1.13	9172±13363 ug/g							Brunswick Harbor Entrance, GA	Wardman 1995
8.35	NE COA	10-d	Not significantly toxic (1% mortality)	<i>Sireblosipa benedicti</i> (polychaete worm)		1.38	3.25				68.6	25.4	6	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
8.35	SG COA	20-d	Significantly toxic (0.001 mg/day growth)	<i>Leptocryptus diarsus</i> (amphipod)		1.38	3.25				68.6	25.4	6	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
8.49	19.56	NE COA	Not significantly toxic (3.3±3.06% mortality)	<i>Penaeus duorarum</i> (pink shrimp)	ADT	5.2±2.6								Bayou Casotte, MS	Parrish 1988b
8.49	19.56	NE COA	Not significantly toxic (8.6±6% mortality)	<i>Artemia salina</i> (brine shrimp)	ADT	5.2±2.6								Bayou Casotte, MS	Parrish 1988b
8.49	19.56	NE COA	Not significantly toxic (0% mortality)	<i>Crassostrea virginica</i> (oyster)	ADT	5.2±2.6								Bayou Casotte, MS	Parrish 1988b
8.5	16.36	NE COA	Not significantly toxic (9±1.73% mortality)	<i>Nereis virens</i> (polychaete)	ADT									Pensacola Harbor & Bay, FL	EG&G Brunswick 1980
8.5	16.36	NE COA	Not significantly toxic (13±3.61% mortality)	<i>Penaeus duorarum</i> (pink shrimp)	ADT									Pensacola Harbor & Bay, FL	EG&G Brunswick 1980
8.5	16.36	NE COA	Not significantly toxic (11.3±3.21% mortality)	<i>Crassostrea virginica</i> (oyster)	ADT									Pensacola Harbor & Bay, FL	EG&G Brunswick 1980
8.53	13.49	SG COA	Low abundance (53±33.8 NO 00203 sq m)	Benthic invertebrates		0.985±0.247	2.2±1.12				8.03±6.42	58.6±14.3	33.4±7.83	Galveston Bay, TX	Carr 1992
8.55	17.19	NE COA	Low toxic (98.1±1.75% normal development)	<i>Arbacia punctulata</i> (sea urchin)	EMB	0.748±0.476	4.16±3.45				35.2±10.4	46.9±16.4	17.8±9.16	Galveston Bay, TX	Carr 1992
8.62	13.82	SG COA	Moderate abundance (58.3±16.2 NO 00203 sq m)	<i>Urechis</i>		0.632±0.274	7.93±5.6				43.2±11.8	46.8±10.9	20±10.4	Galveston Bay, TX	Carr 1992
8.63	18.05	SG COA	Significantly toxic (63±24.3% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	JUV	0.317±0.228	2.57±2.67				95.7±6.3	1.8±2.62	2.47±3.68	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
8.65	16.15	NE COA	High density (201±33.4 NO 1 sq m)	Mollusca	VAR									Massachusetts Bay, MA	Gillett et al. 1976
8.68	16.41	NE COA	Not toxic (82.5±6.9% fertilization)	<i>Arbacia punctulata</i> (sea urchin)	EMB	0.77±0.448	6.37±6.58				31.7±18.8	49.2±16	19.1±9.19	Galveston Bay, TX	Carr 1992
8.79	15.35	NE COA	Not significantly toxic (8.61±1.2% mortality)	<i>Sireblosipa benedicti</i> (polychaete worm)		0.626±0.668	2.67±2.05				85.4±13.9	8.74±10.5	5.82±3.98	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
8.79	15.35	NE COA	Not significantly toxic (14±9.22% mortality)	<i>Sireblosipa benedicti</i> (polychaete worm)		0.626±0.668	2.67±2.05				85.4±13.9	8.74±10.5	5.82±3.98	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
8.79	15.35	NE COA	Not significantly toxic (0.005±0.0004 mg/day growth)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	JUV	0.626±0.668	2.67±2.05				85.4±13.9	8.74±10.5	5.82±3.98	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
9.08	13.19	SG COA	Significantly toxic (12.2±4.2% mortality)	<i>Myaduspars bahia</i> (mysid shrimp)		0.939±0.335	2.63±2.3				9.68±5.01			Mississippi Sound, MS	EMAP 1991
9.09	14.16	NE COA	Low abundance (0.3±0.651 NO 00203 sq m)	Amphipoda		0.859±0.487	7.67±6.12				26.1±19.5	54.7±17.7	17.6±7.44	Galveston Bay, TX	Carr 1992
9.29	14.08	NE COA	Not significantly toxic (1.4±1.73% mortality)	<i>Argulus</i> (amphipod)		0.998±0.602	2.01±1.82				7.47±3.87			Mississippi Sound, MS	EMAP 1991
9.55	10.78	NE COA	Not significantly toxic (7.8±1.63% mortality)	<i>Argulus</i> (amphipod)		1.15±1.04	2.31±0.651				7.4±0.5			Mississippi Sound, MS	EMAP 1991
9.6	10.569	NE SSBA	Not toxic (mean E150, burrowing time 0.72±0.214 h)	<i>Protodrepana staminea</i> (littleneck clam)		0.09								Laboratory	Phelps et al. 1985
10.3	16.66	SG COA	Low abundance (1.86±2.59 NO 00203 sq m)	Mollusca		0.784±0.421	8.29±8.13				25.7±17.7	55.81±6.9	18.5±7.14	Galveston Bay, TX	Carr 1992
10.4	110.5	NE COA	Not significantly toxic (4.7±4.29% mortality)	Amphipod	ADT	0.144±0.123								Houston Ship Channel, TX	Crucker et al. 1991
10.4	16.77	SG COA	Low species richness (10±3.73 NO 00203 sq m)	Benthic species		0.795±0.425	8.56±8.14				25.3±17.9	56±17.2	18.7±7.17	Galveston Bay, TX	Carr 1992
10.4	16.77	SG COA	Low abundance (89±60.7 NO 00203 sq m)	Benthic species		0.795±0.425	8.56±8.14				25.3±17.9	56±17.2	18.7±7.17	Galveston Bay, TX	Carr 1992
10.6	110.2	NE COA	Significantly toxic (15.8±3.89% mortality)	<i>Argulus</i> (amphipod)		0.477±0.606	0.16±0.184				18.3±3.77			Galveston Bay, TX	EMAP 1991
10.7	17.07	NE COA	Low abundance (4.21±5.66 NO 00203 sq m)	Onychiura		0.895±0.453	7.85±8.8				25.9±20.4	57.6±17.3	16.8±5.87	Galveston Bay, TX	Carr 1992
10.7	16.87	NE COA	Not significantly toxic (5.4±3.6% mortality)	Amphipod	ADT	0.129±0.054								Houston Ship Channel, TX	Crucker et al. 1991
10.8	16.19	NE COA	Not significantly toxic (5.8±3.7% mortality)	<i>Rhepocystus abronius</i> (amphipod)		2.83±0.459	16.3±9.58				51.6±31.4	20.2±15	28.2±17.4	Wilmington Harbor, NC	Ward et al. 1992
10.8	16.19	NE COA	Not significantly toxic (3.4±1.82% mortality)	<i>Nereis virens</i> (polychaete)		2.83±0.459	16.3±9.58				51.6±31.4	20.2±15	28.2±17.4	Wilmington Harbor, NC	Ward et al. 1992
10.8	16.19	NE COA	Not significantly toxic (11.2±3.7% mortality)	<i>Nereis virens</i> (polychaete)		2.83±0.459	16.3±9.58				51.6±31.4	20.2±15	28.2±17.4	Wilmington Harbor, NC	Ward et al. 1992
10.8	16.19	NE COA	Not significantly toxic (3.52±1.66% mortality)	<i>Macoma nasuta</i> (clam)		2.83±0.459	16.3±9.58				51.6±31.4	20.2±15	28.2±17.4	Wilmington Harbor, NC	Ward et al. 1992
11	NE COA	10-d	Not significantly toxic (3% mortality)	<i>Rhepocystus abronius</i> (amphipod)	ADT						98	0.3	4	Hallifax Harbour, NS	Fay et al. 1991
11	NE COA	10-d	Not significantly toxic (3% mortality)	<i>Rhepocystus abronius</i> (amphipod)	ADT						98	0.3	2	Sidney Harbour, NS	Fay et al. 1991
11	17.12	SG COA	Low abundance (41.7±21.8 NO 00203 sq m)	<i>Polychaeta</i>	VAR	0.848±0.427	8.21±8.61				22.6±17.7	58.2±17.4	19.1±7.64	Galveston Bay, TX	Carr 1992
11.3	16.23	NE COA	Low density (1316±60 NO 1 sq m)	<i>Artemia</i>										Massachusetts Bay, MA	Gillett et al. 1976
11.3	14.15	NE COA	Not significantly toxic (16.5±19.1% mortality)	<i>Sireblosipa benedicti</i> (polychaete worm)		0.783±0.645	4.83±2.23				83.7±21.4	13.1±17.4	3.2±3.96	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al. 1992
11.3	SG COA	96-h	Toxic (16% mortality)	<i>Myaduspars bahia</i> (mysid)		1.8	7095 ug/g							Brunswick Harbor Entrance, GA	Wardman 1995
11.3	SG COA	96-h	Toxic (22.3% mortality)	<i>Meridia beryllina</i> (silverclaw)		1.71	6562 ug/g							Brunswick Harbor Entrance, GA	Wardman 1995
11.5	16.2	NE COA	High abundance (191±70.1 NO 1 sq m)	Echinoderm							37.6			Southern California	Ward and Morris 1979
11.5	14.35	SG COA	Toxic (4.6±1.6% normal development)	<i>Arbacia punctulata</i> (sea urchin)	EMB	1.06±0.449	14.5±9.2				15.9±12.9	64±13.4	20.7±7.68	Galveston Bay, TX	Carr 1992
11.5	17.61	SG COA	Low abundance (2.0±1.58 NO 00203 sq m)	Copepoda		0.879±0.47	9.6±19.65				25.5±20.1	57.7±17.5	16.6±5.37	Galveston Bay, TX	Carr 1992
11.9	17.53	NE COA	Not significantly toxic (0% mortality)	<i>Myaduspars bahia</i> (mysid shrimp)		0.934±0.657	0.457±0.53				16.1±4.66			Galveston Bay, TX	EMAP 1991
12	NE SSBA		Not toxic (burial time E150 - 0.25 h)	<i>Protodrepana staminea</i> (littleneck clam)		15-25 min	0.09							Laboratory	Phelps et al. 1985
12	NE SSBA		Not toxic (burial time E150 - 0.22 h)	<i>Protodrepana staminea</i> (littleneck clam)		15-25 min	0.09							Laboratory	Phelps et al. 1985
12	NE SSBA		Not toxic (burial time E150 - 0.32 h)	<i>Protodrepana staminea</i> (littleneck clam)		25-35 min	0.09							Laboratory	Phelps et al. 1985

Appendix IIb. Summary of the available biological effects and related physicochemical data for

sediment-associated copper (mgkg⁻¹ dry weight) in marine and estuarine systems.

Copper (mgkg ⁻¹)	Analysis Hit Type Test	Endpoint Measured	Species	Life Stage	TOC (%)	AVS (μmolg ⁻¹)	Total Sulphide (mgkg ⁻¹)	TFS (mgL ⁻¹)	Unionized Ammonia (mgL ⁻¹)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Area	Reference
12	NE SSBA	Not toxic (bivalve, E150 - 0.4 h)	<i>Protothaca staminea</i> (littleneck clam)	25-35 mm	0.09								Laboratory	Philips et al 1983
12.2	10.7 NE COA	96-h Not toxic (0% mortality)	<i>Palaeomonetes pugio</i> (grass shrimp)	ADT									Newport, RI	Low and Means 1979
12.3	13.05 NE COA	Not significantly toxic (1.58±0.82% mortality)	<i>Myadopsis bahia</i> (mysid shrimp)	ADT	0.944±0.54	1.93±1.58				2019.22			Malapunga Bay, TX	EMAP 1991
12.3	13.05 NE COA	Not significantly toxic (2.3±0.65% mortality)	<i>Amphiscia obelia</i> (amphipod)	ADT	0.944±0.54	1.93±1.58				2019.22			Malapunga Bay, TX	EMAP 1991
12.4	15.94 NE COA	10-d Significantly toxic (45.5±1.6% mortality)	<i>Lepidocystus dytiscus</i> (amphipod)	JUV	0.383±0.279	3.61±2.78				93.6±7.21	2.7±2.91	3.7±4.24	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
12.7	12.04 NE COA	48-h Significantly toxic (14.6±18.9% normal development)	<i>Arctica punctulata</i> (sea urchin)	JUV	1.99±0.562	14.08±134.34 μg/L							Whitcomb Harbor Entrance, GA	Ward and Means 1979
12.7	12.04 NE COA	Not significantly toxic (EC50, 0.133±0.103 mg dry wt/L)	<i>Microtus</i> (<i>Photobacterium phosphoreum</i>)	JUV		1.23±1.96							Tampa Bay, FL	Long 1993
13	16.70 NE COA	Not significantly toxic (1.07±1.85% mortality)	<i>Myadopsis bahia</i> (mysid shrimp)	ADT	0.968±0.815	8.23±3.4				19.8±4.69			Mobile Bay, AL	EMAP 1991
13.2	NE SSBA	Not significantly toxic (E150, mutation of burrowing 0.4 h)	<i>Mya arenaria</i> (clam)	17-25 mm									Laboratory	Philips 1989
13.4	14.4 NE COA	Moderate abundance (56.2±23.0 NO 1 sq m)	<i>Echinoderm</i>							49			Southern California	Ward and Means 1979
13.4	11.50 NE COA	10-d Not toxic (2.4±1.52% mortality)	<i>Palaeomonetes pugio</i> (grass shrimp)	ADT						25.3±0.917	25.3±2.06	49.4±2.15	Galveston Harbor, TX	Linco 1984
13.4	11.50 NE COA	10-d Not toxic (0% mortality)	<i>Alcicornia mercenaria</i> (hard clams)	ADT						25.3±0.917	25.3±2.06	49.4±2.15	Galveston Harbor, TX	Linco 1984
13.4	11.50 NE COA	10-d Not toxic (2.8±2.17% mortality)	<i>Nereis virens</i> (sandworm)	ADT						25.3±0.917	25.3±2.06	49.4±2.15	Galveston Harbor, TX	Linco 1984
13.5	13.94 NE COA	20-d Not significantly toxic (9.5±6.6% mortality)	<i>Nematode</i> sp. (polychaete)	JUV						66±2.9	0.4±0.14	2.55±0.778	Sidney Tar Pond, NS	Tay et al 1991
13.6	10.83 NE SSBA	Toxic (mean E150, burrowing time 15.5±15.8 h)	<i>Protothaca staminea</i> (littleneck clam)	VAR		0.09							Laboratory	Philips et al 1985
13.7	17.11 NE COA	Low density (7.14±4.23 NO 1 sq m)	<i>Rhyssocoele</i>	VAR									Massachusetts Bay, MA	Gilbert et al 1976
13.8	18.05 NE COA	7-d Not significantly toxic (2.5±5% mortality)	<i>Sheshahead chinensis</i>	ADT	0.137±0.056								Houston Ship Channel, TX	Crucker et al 1991
13.8	14.93 SG COA	14-d Toxic (20.4±18.9% fecundation)	<i>Arctica punctulata</i> (sea urchin)	EMB	1.26±0.47	14.6±10.1				13±1.1	70.5±11.6	16.4±5.2	Galveston Bay, TX	Carr 1992
14	16.87 NE COA	Low density (2.76±2.7 NO 1 sq m)	<i>Echinodermata</i>	VAR									Massachusetts Bay, MA	Gilbert et al 1976
14	15.85 SG COA	Significantly toxic (13.4±9.11% mortality)	<i>Myadopsis bahia</i> (mysid shrimp)	ADT	0.778±0.482	1.2±0.778				22.8±8.31			Galveston Bay, TX	EMAP 1991
14.1	14.78 NE COA	10-d Not significantly toxic (1.35±1.45% mortality)	<i>Amphiscia obelia</i> (amphipod)	ADT	0.961±0.537	1.17±0.64				20±8.77			Galveston Bay, TX	EMAP 1991
14.2	10.8 NE COA	Low density (61.1±36.8 NO 1 sq m)	<i>Arthropoda</i>	VAR									Massachusetts Bay, MA	Gilbert et al 1976
14.2	NE COA	Significantly toxic (29% mortality)	<i>Lepidocystus dytiscus</i> (amphipod)	JUV	0.185	6.41				98.8	0.8	0.4	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
14.2	NE COA	Significantly toxic (89.7% mortality)	<i>Lepidocystus dytiscus</i> (amphipod)	JUV	0.185	6.41				98.8	0.8	0.4	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
14.2	NE COA	Significantly toxic (>10% emergence)	<i>Lepidocystus dytiscus</i> (amphipod)	JUV	0.185	6.41				98.8	0.8	0.4	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
14.2	NE COA	Significantly toxic (>10% emergence)	<i>Hyalella setacea</i> (amphipod)	JUV	0.185	6.41				98.8	0.8	0.4	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
14.2	16.98 SG COA	Low density (39.1±30.8 NO 1 sq m)	<i>Mollusca</i>	VAR									Massachusetts Bay, MA	Gilbert et al 1976
14.3	12.52 NE COA	10-d Not toxic (6.2±35.5% mortality)	<i>Palaeomonetes pugio</i> (grass shrimp)	ADT									Saltine Neck Waterway, TX	Espey, Huston & Assoc. 1980
14.3	12.52 NE COA	10-d Not toxic (2.6±2.97% mortality)	<i>Nereis virens</i> (sandworm)	ADT									Saltine Neck Waterway, TX	Espey, Huston & Assoc. 1980
14.3	12.52 NE COA	10-d Not toxic (1.8±1.79% mortality)	<i>Alcicornia mercenaria</i> (hard clams)	ADT									Saltine Neck Waterway, TX	Espey, Huston & Assoc. 1980
14.4	14.7 NE COA	10-d Not toxic (5.67±4.51% mortality)	<i>Corophium volutator</i> (amphipod)	ADT/JUV	0.24±0.18					92.4±8.83			Black Rock Beach, NS	Nick and Dow 1990
14.4	14.7 NE COA	10-d Not toxic (2.33±1.53% mortality)	<i>Rhyssocoele</i> (amphipod)	ADT/JUV	0.24±0.18					92.4±8.83			Black Rock Beach, NS	Nick and Dow 1990
14.4	14.7 NE COA	10-d Not toxic (100% mortality)	<i>Rhyssocoele</i> (amphipod)	ADT/JUV	0.24±0.18					92.4±8.83			Black Rock Beach, NS	Nick and Dow 1990
14.5	16.68 NE COA	Low species richness (37.2±12.2 NO 1 sq m)	<i>Benthic species</i>	VAR									Massachusetts Bay, MA	Gilbert et al 1976
14.5	12.5 NE COA	10-d Not significantly toxic (5.5±15% mortality)	<i>Amphiscia obelia</i> (amphipod)	SUBADT		1.56±2.73							Tampa Bay, FL	Long 1993
14.7	115.3 NE COA	Moderate species richness (72.3±3.5 NO 1 sq m)	<i>Benthic species</i>	VAR									Southern California	Ward and Means 1979
14.7	NE SSBA	Not toxic (bivalve time, E150 - 0.24 h)	<i>Protothaca staminea</i> (littleneck clam)	15-25 mm	0.09								Laboratory	Philips et al 1983
14.7	NE SSBA	Not toxic (bivalve time, E150 - 0.17 h)	<i>Protothaca staminea</i> (littleneck clam)	15-25 mm	0.09								Laboratory	Philips et al 1983
14.7	NE SSBA	Not toxic (bivalve time, E150 - 0.31 h)	<i>Protothaca staminea</i> (littleneck clam)	25-35 mm	0.09								Laboratory	Philips et al 1983
14.7	NE SSBA	Not toxic (bivalve time, E150 - 0.33 h)	<i>Protothaca staminea</i> (littleneck clam)	25-35 mm	0.09								Laboratory	Philips et al 1983
14.9	112.8 NE COA	20-d Not significantly toxic (25.4±17.1% mortality)	<i>Lepidocystus dytiscus</i> (amphipod)	JUV						5.8±1.27	43.6±1.13	50.7±0.212	Curba Creek, Baltimore, MD	McGee et al 1993
14.9	15.86 NE COA	Significantly toxic (mean E150, burrowing time 3.79±3.29 h)	<i>Mya arenaria</i> (clam)	1-2 cm									Chesapeake Bay, MD, VA, Delaware Bay, DE	Philips 1989
15.4	118.1 NE COA	Moderate abundance (72.6±6.8 NO 1 sq m)	<i>Arthropods</i>	VAR						49.4			Southern California	Ward and Means 1979
15.9	NE COA	High density (22 NO 1 sq m)	<i>Rhyssocoele</i>	VAR									Massachusetts Bay, MA	Gilbert et al 1976
16	NE COA	Significantly toxic (100% mortality)	<i>Corophium volutator</i> (amphipod)	ADT						93.9	0.5	3.1	Sidney Tar Pond, NS	Tay et al 1991
16	114.4 NE COA	High abundance (148±58 NO 1 sq m)	<i>Arthropods</i>	VAR						59.4			Southern California	Ward and Means 1979
16	SG COA	Significantly toxic (100% mortality)	<i>Rhyssocoele</i> (amphipod)	ADT						93.9	0.5	3.1	Sidney Tar Pond, NS	Tay et al 1991
16.8	NE COA	Significantly toxic (82.9% mortality)	<i>Lepidocystus dytiscus</i> (amphipod)	JUV	0.185	5.58				98.7	0.6	0.7	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
16.8	NE COA	Toxic (>20% emergence)	<i>Lepidocystus dytiscus</i> (amphipod)	JUV	0.185	5.58				98.7	0.6	0.7	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
16.8	NE COA	Toxic (>10% emergence)	<i>Hyalella setacea</i> (amphipod)	JUV	0.185	5.58				98.7	0.6	0.7	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
16.8	NE COA	Not significantly toxic (0.016 mg/day growth)	<i>Lepidocystus dytiscus</i> (amphipod)	JUV	0.185	5.58				98.7	0.6	0.7	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
16.9	10.283 NE COA	10-d Not significantly toxic (0.5±0.78% mortality)	<i>Amphiscia obelia</i> (amphipod)	ADT	1.24±0.948	8.51±4.76				17.5±3.49			Mobile Bay, AL	EMAP 1991
17.0	112.2 NE COA	Not significantly toxic (0% mortality)	<i>Myadopsis bahia</i> (mysid shrimp)	ADT	1.3±0.83	1.1±0.1				25.3±0.9			Mississippi River, MS, LA	EMAP 1991
17.8	NE SSBA	Not toxic (bivalve time, E150 - 0.32 h)	<i>Protothaca staminea</i> (littleneck clam)	15-25 mm	0.09								Laboratory	Philips et al 1983
17.8	NE SSBA	Not toxic (bivalve time, E150 - 0.16 h)	<i>Protothaca staminea</i> (littleneck clam)	15-25 mm	0.09								Laboratory	Philips et al 1983
17.8	NE SSBA	Not toxic (bivalve time, E150 - 0.4 h)	<i>Protothaca staminea</i> (littleneck clam)	25-35 mm	0.09								Laboratory	Philips et al 1983
17.8	NE SSBA	Not toxic (bivalve time, E150 - 0.2 h)	<i>Protothaca staminea</i> (littleneck clam)	25-35 mm	0.09								Laboratory	Philips et al 1983
18	NE COA	High abundance (208 NO 1 sq m)	<i>Echinoderm</i>	VAR			10			43.2			Palos Verdes, CA	Ferraro et al 1991
18.5	12.12 SG COA	10-d Significantly toxic (22.7±0.778% mortality)	<i>Amphipod</i>	ADT	0.248±0.132								Houston Ship Channel, TX	Crucker et al 1991
18.7	TEL													
18.8	116.5 NE COA	10-d Not significantly toxic (1.1±1.41% mortality)	<i>Crassostrea virginica</i> (oyster)	ADT	7.31±3.86					29±3.2			Pascagoula Naval Station, MS	Parrish et al 1990
18.8	116.5 NE COA	10-d Not significantly toxic (4.2±8.3% mortality)	<i>Penaeus duorarum</i> (pink shrimp)	ADT	7.31±3.86					29±3.2			Pascagoula Naval Station, MS	Parrish et al 1990
18.8	116.5 NE COA	10-d Not significantly toxic (5.1±4.1% mortality)	<i>Nereis virens</i> (polychaete)	ADT	7.31±3.86					29±3.2			Pascagoula Naval Station, MS	Parrish et al 1990
19.2	11.13 NE SSBA	48-d Not toxic (0% mortality)	<i>Protothaca staminea</i> (littleneck clam)	16-25 mm	0.09								Laboratory	Philips et al 1985
19.2	11.13 NE SSBA	48-d Not toxic (5% mortality)	<i>Protothaca staminea</i> (littleneck clam)	26-35 mm	0.09								Laboratory	Philips et al 1985
19.5	121.6 NE COA	Moderate abundance (75.6±12.7 NO 1 sq m)	<i>Benthic species</i>	VAR									Southern California	Ward and Means 1979
20.7	19.89 NE COA	48-h Significantly toxic (18.1±1.91% mortality)	<i>Alcicornia mercenaria</i> (clam clam)	1 AH		2.82±2.65							Tampa Bay, FL	Long 1993
20.8	136.6 NE COA	Low abundance (37.6±13.6 NO 1 sq m)	<i>Benthic species</i>	VAR						36.4±2.0	46.9±2.5	16.7±1.1	Southern California	Ward and Means 1979
21.9	122.4 NE COA	High abundance (61.1±14.0 NO 1 sq m)	<i>Amphipod</i>	VAR	0.955±0.629	7.21±2.2				10.5±1.94			Galveston Bay, TX	Carr 1992
21.9	116.7 SG COA	Significantly toxic (42.9±30.4% mortality)	<i>Myadopsis bahia</i> (mysid shrimp)	ADT	1.07±0.924	1.41±1.93							Mississippi River, MS, LA	EMAP 1991
23	NE COA	10-d Not significantly toxic (4% mortality)	<i>Corophium volutator</i> (amphipod)	ADT						48.6	34.7	16.6	Sidney Tar Pond, NS	Tay et al 1991

Appendix IIb. Summary of the available biological effects and related physicochemical data for

sediment-associated copper (ng/kg⁻¹ dry weight) in marine and estuarine systems.

Copper (mg/kg ⁻¹)	Analysis Int Type Test	Endpoint Measured	Species	Life Stage	TOC (%)	AVS (μmole ⁻¹)	Total Sulphide (mg/kg ⁻¹)	TFS (mg/L)	Unfiltered Ammonia (mg/L)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Area	Reference
23.4	SSBA	Toxic (sublethal time, E150 - 63 h)	<i>Protolotheca stannica</i> (filter-feeding clam)	15-25 mm	0.09								Laboratory	Philips et al. 1983
23.4	SSBA	Toxic (sublethal, E150 - 60 h)	<i>Protolotheca stannica</i> (filter-feeding clam)	25-35 mm	0.09								Laboratory	Philips et al. 1983
23.4	NE SSBA	Not toxic (sublethal time, E150 - 185 h)	<i>Protolotheca stannica</i> (filter-feeding clam)	15-25 mm	0.09								Laboratory	Philips et al. 1983
23.4	NE SSBA	Not toxic (sublethal, E150 - 148 h)	<i>Protolotheca stannica</i> (filter-feeding clam)	25-35 mm	0.09								Laboratory	Philips et al. 1983
27.5	115.7	NE COA	Sediments populated by local clams		0.45								Fraser River Estuary, BC	McGee 1992
30	15.30	NE COA	Significantly toxic (15.9% 65% mortality)	<i>Amphipoda</i>	VAR	1.22±0.717	0.235±0.276			28.1±1.7			Mississippi River, MS, LA	EMAP 1991
30	117	NE COA	High abundance (54 615 09 100 1 sq m)	<i>Amphipods</i>	VAR			55.5±64.3		29.5±19.4			Palos Verdes, CA	Ferraro et al. 1991
30	117	NE COA	High abundance (30 720 99 100 1 sq m)	<i>Phaeocephalus</i>	VAR			55.5±64.3		29.5±19.4			Palos Verdes, CA	Ferraro et al. 1991
30.8	160.0	NE COA	High species richness (96.3±22.3 S/D 1 sq m)	Benthic species									Southern California	Ward and Morgan 1990
32.4	SSBA	Toxic (sublethal time, E150 - 75 h)	<i>Protolotheca stannica</i> (filter-feeding clam)	15-25 mm	0.09								Laboratory	Philips et al. 1983
32.4	SSBA	Toxic (sublethal time, E150 - 97 h)	<i>Protolotheca stannica</i> (filter-feeding clam)	15-25 mm	0.09								Laboratory	Philips et al. 1983
32.4	SSBA	Toxic (sublethal, E150 - 101 h)	<i>Protolotheca stannica</i> (filter-feeding clam)	25-35 mm	0.09								Laboratory	Philips et al. 1983
32.4	SSBA	Toxic (sublethal, E150 - 300 h)	<i>Protolotheca stannica</i> (filter-feeding clam)	25-35 mm	0.09								Laboratory	Philips et al. 1983
34	EPA	EPA Chronic Marine EP Threshold	Aquatic biota		1								United States	Eymann et al. 1987
34	EPA	Chronic Marine EP Threshold	Aquatic biota		1								United States	Bulow et al. 1985
34.5	116.8	NE COA	Least toxic (23.3±7.3% abnormal)	Bivalve	LAR								San Francisco Bay, CA	Long and Morgan 1990
35.2	130.2	NE COA	Not significantly toxic (15.1±7.1% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	JUV					7.9±13.2	41.1±13.19	50.9±0.665	Curtis Creek, Baltimore, MD	McGee et al. 1993
37.3	110.0	NE COA	Significantly toxic (25.9±5.0% mortality)	<i>Amphipoda</i>	SUBADT	1.21±0.444	2.41±2.32			42.9±29.8	40.3±21.4	16.1±9.54	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
37.6	147	NE COA	Not significantly toxic (46.7±11.4% mortality)	<i>Nereis virens</i> (polychaete)	ADT								Bayou La Batre, AB	Parrish 1987a
37.6	147	NE COA	Not significantly toxic (5.3±2.3% mortality)	<i>Crassostrea virginica</i> (oyster)	ADT								Bayou La Batre, AB	Parrish 1987a
37.6	147	NE COA	Not significantly toxic (14.9±1.7% mortality)	<i>Paranus duranensis</i> (pink shrimp)	ADT								Bayou La Batre, AB	Parrish 1987a
38.2	12.97	SSBA	Toxic (25% mortality)	<i>Protolotheca stannica</i> (filter-feeding clam)	16-25 mm	0.09							Laboratory	Philips et al. 1985
38.2	12.97	SSBA	Toxic (15% mortality)	<i>Protolotheca stannica</i> (filter-feeding clam)	26-35 mm	0.09							Laboratory	Philips et al. 1985
39.7	125.2	NE COA	Not toxic (4.5±0.2% emergence)	<i>Rhiposynus abronius</i> (amphipod)	ADT	2.68±2.15				25.7±14.3	39.1±10.7	52.6±25.5	Burand Inlet, BC	McLay et al. 1991
40.2	112	NE COA	Not significantly toxic (EC50, 0.125±0.084 mg dry wt/mL)	<i>Microtox</i> (Photobacterium phosphoreum)		1.25±0.468	1.98±2.25			32.6±30.5	48.5±21.2	19.8±10.9	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
40.2	197.3	NE COA	Not significantly toxic (mean E150, burrow time 0.76±0.266 h)	<i>Mya arenaria</i> (clam)	1-2 cm								Chesapeake Bay, MD, VA, Delaware Bay, DE	Philips 1990
41.9	128.0	NE COA	Not toxic (5.21±3.61% emergence)	<i>Corophium volutator</i> (amphipod)	ADT	3.18±2.1				27.6±17.4	24.8±21.6	46.7±35.3	Burand Inlet, BC	McLay et al. 1991
42.3	16.24	NE COA	Not significantly toxic (EC50, 0.283±0.168 extract)	<i>Microtox</i> (Photobacterium phosphoreum)		1.39±0.37	47.3±8.22			43±13			Puget Sound, WA	Parkash and Becker 1990
42.8	16.0	NE COA	Not toxic (0-10% mortality)	<i>Palaemonetes pugio</i> (shrimp)									Duwamish River, WA	Lee and Mann 1977
43	COA	20 d	Significantly toxic (52% mortality)	<i>Nereis</i> sp. (polychaete)	JUV					82.8	0.6	3.7	Sidney Tar Pond, NS	Lay et al. 1991
43	19.63	NE COA	Not significantly toxic (5.6±2.2% mortality)	<i>Arenicola cristata</i> (lugworm)	ADT								Pascagoula Mississippi Channel, MS	Parrish 1987c
43	19.63	NE COA	Not significantly toxic (6.5±1.4% mortality)	<i>Paranus duranensis</i> (pink shrimp)	ADT								Pascagoula Mississippi Channel, MS	Parrish 1987c
43	19.63	NE COA	Not significantly toxic (7.0±0.82% mortality)	<i>Crassostrea virginica</i> (oyster)	ADT								Pascagoula Mississippi Channel, MS	Parrish 1987c
43.8	154.2	NE COA	Most toxic (1.96±3.19% fertilization)	<i>Arbacia punctulata</i> (sea urchin)	GAM		3.95±5.94						Tampa Bay, FL	Long 1993
44.3	118.5	NE COA	Not significantly toxic (6.48±10.1% mortality)	<i>Mytilus lateralis</i> (bivalve)	LAR	1.46±0.733	4.2±6.27			36.7±29.4	44.1±20.4	18.4±10.3	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
44.3	118.5	NE COA	Not significantly toxic (99.0±82% normal development)	<i>Mytilus lateralis</i> (bivalve)	LAR	1.46±0.733	4.2±6.27			36.7±29.4	44.1±20.4	18.4±10.3	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
44.4	19.04	NE COA	Moderately toxic (57.1±13.6% mortality)	Mussel	LAR	1.14±0.33				23.3	32.6	44	San Francisco Bay, CA	Chapman et al. 1987
45	NE COA	High density (93.4±10.1 sq m)	<i>Echinoderm</i>		1.3±0.77		226						Palos Verdes, CA	Swartz et al. 1986
45.3	11.7	NE COA	Not toxic (12.3±2.87% mortality)	<i>Rhiposynus abronius</i> (amphipod)	ADT	2.08±0.66	0.02±0.01% dry wt						Jetty Island Pier, Everett Marine, WA	Hart-Crowser & Assoc., Inc. 1980
46.9	125.9	NE COA	Not significantly toxic (31.9±15.5% abnormal)	Bivalve	LAR								San Francisco Bay, CA	Long and Morgan 1990
47	116.5	NE COA	Least toxic (116±3.3 young produced)	<i>Tigra californicus</i> (copepod)	ADT	1.23±0.09				15.2	36.2	48.7	San Francisco Bay, CA	Chapman et al. 1987
48.4	111.5	NE COA	Least toxic (18±0.01% abnormal)	Mussel	LAR	1.2±0.38				20.5	34.4	45.1	San Francisco Bay, CA	Chapman et al. 1987
49	NE COA	Least toxic (17.3% mortality)	Mussel	LAR	1.25					18.6	37.7	43.8	San Francisco Bay, CA	Chapman et al. 1987
51.4	SSBA	Significantly toxic (E150, inhibition of burrowing 1.21 h)	<i>Mya arenaria</i> (clam)	17-25 mm									Laboratory	Philips 1989
51.9	14.01	NE COA	Not significantly toxic (17.2±7.99% mortality)	<i>Amphipoda</i>	SUBADT	1.14±0.352	6.09±5.38			34.3±29.7	31.2±6.5	32.9±1.7	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
52	113.9	NE COA	Moderately toxic (25.1±6.61% abnormal)	Mussel	LAR	1.26±0.17				14.7	36.3	49	San Francisco Bay, CA	Chapman et al. 1987
52	NE COA	Significantly toxic (50% mortality)	<i>Paranus duranensis</i> (pink shrimp)	JUV	2.1		93			31			Puget Sound, WA	Parkash and Becker 1990
52	NE COA	High density (4.4±10.1 sq m)	<i>Echinoderm</i>		0.9		0.33	0.015		38	53.7	8.3	Palos Verdes, CA	Swartz et al. 1985a
52	NE COA	High density (88±10.1 sq m)	<i>Foraminifera</i> (sponge)		0.8		0.33	0.015		38	53.7	8.3	Palos Verdes, CA	Swartz et al. 1985a
52	NE COA	High density (132±10.1 sq m)	<i>Ophiuroidea</i> (brittle star)		0.9		0.33	0.015		38	53.7	8.3	Palos Verdes, CA	Swartz et al. 1985a
52.7	121.4	NE COA	Least toxic (13.6±7.6% mortality)	<i>Amphipod</i>	ADT	1.41±0.79				20.1	40.4	39.4	San Francisco Bay, CA	Chapman et al. 1987
54	EPA	EPA Acute Marine EP Threshold	Aquatic biota		1								United States	Eymann et al. 1987
54	141.5	NE COA	Not toxic (8.9±2.99% mortality)	<i>Corophium volutator</i> (amphipod)	ADT	2.6±1.96				23.3±1.5	40.3±16.4	51.2±22.3	Burand Inlet, BC	McLay et al. 1991
54	141.5	NE COA	Not toxic (87.2±8.4% sublethal)	<i>Rhiposynus abronius</i> (amphipod)	ADT	2.6±1.96				23.3±1.5	40.3±16.4	51.2±22.3	Burand Inlet, BC	McLay et al. 1991
54.6	120.5	NE COA	Least toxic (4.6±2.91% avoidance)	<i>Amphipod</i>	ADT	1.44±0.74				18.7	40.3	41	San Francisco Bay, CA	Chapman et al. 1987
56.7	115.3	NE COA	High density (20.9±0.23±10.1 sq m)	<i>Amphipod</i>		1.7±0.61	318±222						Palos Verdes, CA	Swartz et al. 1986
56.7	115.3	NE COA	High density (11.2±1.84±10.1 sq m)	<i>Phaeocephalus</i>		1.7±0.61	318±222						Palos Verdes, CA	Swartz et al. 1986
58.3	144.8	NE COA	Not toxic (7.9±5.12% mortality)	<i>Rhiposynus abronius</i> (amphipod)	ADT	2.64±2.14				27.5±10.1	46.9±8.02	42.7±13.2	Burand Inlet, BC	McLay et al. 1991
58.7	136.8	SG COA	Significantly toxic (EC50, 0.008±0.001 mg dry wt/mL)	<i>Microtox</i> (Photobacterium phosphoreum)		2.19±1.27	12±11.3			50.3±29.8	35.8±21.1	13.6±8.13	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
62.3	176.4	NE COA	Not significantly toxic (23.2% mortality)	<i>Gammarus pulex</i> (amphipod)	JUV								Southern California	Anderson et al. 1988
63.9	110.2	NE COA	Not significantly toxic (8±2% mortality)	<i>Crassostrea virginica</i> (oyster)	ADT	6.7±2.04							Gulfport Mississippi Channel, MS	Parrish 1987b
63.9	110.2	NE COA	Not significantly toxic (22±5.29% mortality)	<i>Arenicola cristata</i> (lugworm)	ADT	6.7±2.04							Gulfport Mississippi Channel, MS	Parrish 1987b
63.9	110.2	NE COA	Not significantly toxic (33.3±3.06% mortality)	<i>Paranus duranensis</i> (pink shrimp)	ADT	6.7±2.04							Gulfport Mississippi Channel, MS	Parrish 1987b
64	140	NE COA	Moderately toxic (33.8±14.7% mortality)	<i>Rhiposynus abronius</i> (amphipod)	ADT								San Francisco Bay, CA	Long and Morgan 1990
64.6	149.4	NE COA	Not significantly toxic (EC50, 0.167±0.198 mg dry wt/mL)	<i>Microtox</i> (Photobacterium phosphoreum)		1.59±1.09	4.67±6.99			30.3±35.6	41.5±23.7	26.1±13.6	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
66	AETA	California AET Values	<i>Mytilus edulis</i> (bivalve)	LAR									California	Becker et al. 1990
66	AETA	Northern California AET Values	Benthic species										Northern California	Becker et al. 1990
67	COA	Significant increase in burrowing time	<i>Mytilus edulis</i> (bivalve)		1.13								Strait of Georgia, BC	McGee 1992
68	NE SBA	EPA/ACU/Puget Sound Interim Criteria	Aquatic biota										Puget Sound, WA	USACE 1992
68.2	148.1	NE COA	Significantly toxic (55.7±22.7% abnormal)	Bivalve	LAR								San Francisco Bay, CA	Long and Morgan 1990
68.7	127.6	NE COA	Not significantly toxic (21.5±10.3% mortality)	<i>Amphipoda</i>	SUBADT	2.35±1.05	10.5±11.4			15.2±1.1	37.7±19.8	26.9±10.7	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993

Appendix IIb. Summary of the available biological effects and related physicochemical data for

sediment-associated copper (mgkg⁻¹ dry weight) in marine and estuarine systems.

Copper (mgkg ⁻¹)	Analysis Hit Type Test	Endpoint Measured	Species	Life Stage	TOC (%)	AVS (μmol/L)	Total Sulphide (mgkg ⁻¹)	IFS (mgL ⁻¹)	Unfiltered Ammonia (mgL ⁻¹)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Area	Reference
69.8	123.1	NE COA	Not significantly toxic (EC50, 0.061±0.038 mg dry wt/mL)	<i>Microtox (Photobacterium phosphoreum)</i>		1.8±0.477	6.52±0.7			29±13.1	48±10.3	30±3.96	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
70	147	SG COA	Significantly toxic (42.9±19.2% mortality)	<i>Rhoposynus abronius</i> (amphipod)	ADT								San Francisco Bay, CA	Long and Morgan 1990
71	155	* COA	Low abundance (35.3±15.8 NO 1 sq m)	<i>Arthropoda</i>						41.3			Southern California	Ward and Mearns 1979
72	164.2	* COA	Significantly toxic (EC50, 0.021±0.012 mg dry wt/mL)	<i>Microtox (Photobacterium phosphoreum)</i>			8.13±0.06						Tampa Bay, FL	Long 1993
72.2	140.6	NE COA	Low toxic (18±6.0% mortality)	<i>Rhoposynus abronius</i> (amphipod)	ADT								San Francisco Bay, CA	Long and Morgan 1990
72.4	135.1	NE COA	Not significantly toxic (17.2±6.0% mortality)	<i>Ampelisca abdita</i> (amphipod)	SUBADT	1.7±0.9	15.3±2.2			31±23.5	37±12.6	30±6.13.6	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
72.6	174.7	NE COA	Low toxic (15.1±3.1% abnormality)	<i>Oyster</i>	LAR								Commencement Bay, WA	Extra Tech 1985
73	122.5	SG COA	Moderately toxic (20.3±7.5% mortality)	<i>Ampelisca</i>	ADT	2.0±0.98				7.47	5.18	30.7	San Francisco Bay, CA	Chapman et al. 1987
73.2	156	* COA	Low species richness (51.2±8.6 NO 1 sq m)	<i>Benthic species</i>									Southern California	Ward and Mearns 1979
73.4	127.7	NE COA	Not significantly toxic (19.3±15.8% mortality)	<i>Ampelisca abdita</i> (amphipod)	SUBADT	1.82±0.225	6.3±6.2			23±19.7	48±14.9	28±4.5.2	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
73.7	178.4	NE COA	Not toxic (10.5±4.0% mortality)	<i>Rhoposynus abronius</i> (amphipod)	ADT	3.4±4.39				39.9±51.5	34.6±8.34	51.3±27.5	Howe Sound, BC	McLay et al. 1991
73.7	178.4	NE COA	Not toxic (96.3±4.1% abnormality)	<i>Rhoposynus abronius</i> (amphipod)	ADT	3.4±4.39				39.9±51.5	34.6±8.34	51.3±27.5	Howe Sound, BC	McLay et al. 1991
73.7	178.4	NE COA	Not toxic (96.3±4.1% abnormality)	<i>Rhoposynus abronius</i> (amphipod)	ADT	3.4±4.39				39.9±51.5	34.6±8.34	51.3±27.5	Howe Sound, BC	McLay et al. 1991
74.6	143.3	NE COA	Not significantly toxic (18.4±6.0% mortality)	<i>Rhoposynus abronius</i> (amphipod)	ADT								San Francisco Bay, CA	Long and Morgan 1990
74.9	166.2	NE COA	Not significantly toxic (38.5±2.9% mortality)	<i>Mulinia lateralis</i> (bivalve)	LAR		2.6±1.04						Taniguchi Bay, HI	Long 1993
75	132.6	NE COA	High species richness (70.9±16.9 NO 1 sq m)	<i>Benthic species</i>				180±145		20.8±12.5			Palos Verdes, CA	Ferraro et al. 1991
76	150.8	* COA	Moderately toxic (59.1±11.3% abnormality)	<i>Bivalve</i>	LAR								San Francisco Bay, CA	Long and Morgan 1990
76		NC COA	Significantly toxic (3.8% abnormal chromosome)	<i>Dendroseta excentricus</i> (echinoderm)	EMB	1.6		77		32			Puget Sound, WA	Pastorik and Becker 1990
76.8	184.5	NE COA	Not significantly toxic (8.8±7.3% mortality)	<i>Rhoposynus abronius</i> (amphipod)	ADT					39±32	40.8±20.5	19.3±12.3	Hallifax Harbour, NS	Tay et al. 1991
76.8	182.8	NE COA	Not significantly toxic (8.5±6.0% mortality)	<i>Corophium volutator</i> (amphipod)	ADT					30.8±16.2	46.5±7.85	21.8±9.23	Hallifax Harbour, NS	Tay et al. 1991
76.8	184.5	NE COA	Not significantly toxic (10.7±1.6% mortality)	<i>Nereis</i> sp. (polychaete)	JUV					39±32	40.8±20.5	19.3±12.3	Hallifax Harbour, NS	Tay et al. 1991
76.9	172	SG COA	Significantly toxic (39.5±18.2% mortality)	<i>Ampelisca abdita</i> (amphipod)	SUBADT	2.06±0.523	20.1±13.9			22.3±9.32	39.9±11.2	26.3±5.50	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
81		NE AET	PSUDA Screening level concentration	<i>Aquatic biota</i>									Puget Sound, WA	USAF 1988
81.2	140.3	NE COA	Not significantly toxic (5.28±3.04% mortality)	<i>Ampelisca abdita</i> (amphipod)	ADT					50.2±34.3	23.6±17.2	26.2±20.5	Narragansett Bay, RI	Mums et al. 1991
84.5	136.1	SG COA	Toxic (19.5±10.707% mortality)	<i>Rhoposynus abronius</i> (amphipod)	ADT	2.15±0.071		0.015±0.001 dry wt					Jolly Island Pier, Everett Marina, WA	Hall Crowder & Assoc. Inc. 1986
84.6	162.5	* COA	Highly toxic (67.1±11.8% mortality)	<i>Rhoposynus abronius</i> (amphipod)	ADT								San Francisco Bay, CA	Long and Morgan 1990
84.6	176.3	NE COA	Not significantly toxic (EC50, 0.096±0.101 mg dry wt/mL)	<i>Microtox (Photobacterium phosphoreum)</i>		1.37±0.759	6.93±6.83			47±30.3	30.6±1.2	20.3±14.7	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
84.8	124.6	NE COA	Not significantly toxic (88.3±2.22% normal development)	<i>Mulinia lateralis</i> (bivalve)	LAR	2.18±0.531	10.1±12.5			19.8±10.4	43.1±11.6	28.8±6.03	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
85.1	169.2	NE COA	Low toxic (12.5±4.5% mortality)	<i>Rhoposynus abronius</i> (amphipod)	ADT								Commencement Bay, WA	Extra Tech 1985
86	11	NE COA	High abundance (344±101 NO 1 sq m)	<i>Benthic species</i>	VAR					145±77.8			Palos Verdes, CA	Ferraro et al. 1991
86.1	127.8	NE COA	Not significantly toxic (15.2±19.2% mortality)	<i>Mulinia lateralis</i> (bivalve)	LAR	2.17±0.663	18.4±19.9			18.2±12	40.8±19.29	31.6±4.65	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
86.1	121.8	NG COA	Significantly toxic (88.5±11.4% mortality)	<i>Mulinia lateralis</i> (bivalve)	LAR	2.33±0.364	26.8±19.42			23.9±10.2	33.5±9.38	23.7±4.83	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
87.7	145.6	NE COA	Not significantly toxic (23.3±6.14% mortality)	<i>Rhoposynus abronius</i> (amphipod)	ADT	1.65±0.738		182±135		22.2±21.8	33.5±9.38	43.2±13.4	Oakland Harbor, CA	Ward et al. 1986
87.8	133.4	* COA	Highly toxic (92.4±4.5% abnormality)	<i>Bivalve</i>	LAR								San Francisco Bay, CA	Long and Morgan 1990
90	149.9	NE COA	Not significantly toxic (10.4±6.3% mortality)	<i>Nephtys caecoides</i> (polychaete)		1.63±0.657		196±131		23.4±19.5	33.1±8.9	43.4±12	Oakland Harbor, CA	Ward et al. 1986
90	145.9	NE COA	Not significantly toxic (10.2±6.0% mortality)	<i>Macoma nasuta</i> (clam)		1.63±0.657		196±131		23.4±19.5	33.1±8.9	43.4±12	Oakland Harbor, CA	Ward et al. 1986
94.3	170.1	NE COA	Not significantly toxic (12.3±4.4% mortality)	<i>Mulinia lateralis</i> (bivalve)	LAR	1.53±0.743	15.7±23.2			38.6±28.5	41.8±20.4	24.1±4.1	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
94.8	135.5	SG COA	Significantly toxic (50.1±6.0% normal development)	<i>Mulinia lateralis</i> (bivalve)	LAR	2.52±0.997	35±42.9			42.4±22.6	40.8±15.6	30.6±7.42	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
95.1	166.5	NE COA	Not significantly toxic (EC50, 0.074±0.043 mg dry wt/mL)	<i>Microtox (Photobacterium phosphoreum)</i>		1.27±0.626	6.21±5.41			49.8±30.2	27.4±20.3	20.4±15.8	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
95.3	178.2	NE COA	Not significantly toxic (39.3±10.827% normal development)	<i>Mulinia lateralis</i> (bivalve)	LAR	1.43±0.738	14.7±24			43.8±31.1	31.2±21	22.5±15.1	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
95.5	178.8	NE COA	Not significantly toxic (6.67±8.07% abnormal development)	<i>Dendroseta excentricus</i> (echinoderm)	EMB	1.51±0.33		73.2±32		33.5±15.3			Puget Sound, WA	Pastorik and Becker 1990
96.7	177	* COA	Low abundance (6.1±7.2 NO 1 sq m)	<i>Echinoderm</i>						57.4			Southern California	Ward and Mearns 1979
97	120.9	SG COA	Significantly toxic (EC50, 0.014±0.006 mg dry wt/mL)	<i>Microtox (Photobacterium phosphoreum)</i>		2.51±0.45	29.6±15.7			20.2±11	40.4±12	28.1±7.08	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
97.9	171.4	NE COA	Not significantly toxic (11.9±5.36% mortality)	<i>Rhoposynus abronius</i> (amphipod)	VAR			308±371		19.5±12.1			Palos Verdes, CA	Ferraro et al. 1991
98		* AET	Northern California AET Values	<i>Rhoposynus abronius</i> (amphipod)	ADT								Northern California	Bricker et al. 1990
98.7	131	* COA	Highly toxic (92.3±5.5% mortality)	<i>Mussel</i>	LAR	2.87±1.32				5.8	70.1	24	San Francisco Bay, CA	Chapman et al. 1987
98.7	162.1	NE COA	Not significantly toxic (17.1±16.1% mortality)	<i>Mulinia lateralis</i> (bivalve)	LAR	1.99±1	21.6±24.5			34.3±26.5	37.6±18.2	25.8±13.6	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
98.7	131	SG COA	Moderately toxic (84.9±10.1 young produced)	<i>Tigraus californicus</i> (copepod)	ADT	2.87±1.07				5.8±2.5	70.1±26.4	24.1±24.3	San Francisco Bay, CA	Chapman et al. 1987
99.3	152.2	SG COA	Significantly toxic (35.3±2.5% mortality)	<i>Rhoposynus abronius</i> (amphipod)	ADT	1.56±0.738		249±112		24.1±6.74	31.6±6.75	44.3±3.09	Oakland Harbor, CA	Ward et al. 1986
100		NE SQO	Sediment Quality Objectives	<i>Aquatic biota</i>									Burned Inlet, BC	Swain and Hyman 1991
103	158.9	* COA	Significantly toxic (32.1±16.9% mortality)	<i>Ampelisca abdita</i> (amphipod)	SUBADT		7.63±9.44						Tampa Bay, FL	Long 1993
105	193.5	SG COA	Low abundance (415±194.4 NO 1 sq m)	<i>Benthic species</i>	VAR			407±456		17.3±14.8			Palos Verdes, CA	Ferraro et al. 1991
106	193	* COA	Moderately toxic (23±2.3% abnormality)	<i>Oyster</i>	LAR								Commencement Bay, WA	Extra Tech 1985
106	176	NE COA	Not significantly toxic (23.1±24% mortality)	<i>Ampelisca abdita</i> (amphipod)	SUBADT	2.46±1.22	40±55.1			3.7±4.1	59.8±19.7	30.4±2.83	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
108		PEL												
108	167.9	NE COA	Not significantly toxic (98.1±2.78% normal development)	<i>Mulinia lateralis</i> (bivalve)	LAR	2.12±1.04	22.9±23.7			34.2±6.6	35.3±17.3	25.9±13.2	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
109	168.8	* COA	Low abundance (2.4±5.65 NO 1 sq m)	<i>Echinoderm</i>	VAR			351±379		16.1±8.02			Palos Verdes, CA	Ferraro et al. 1991
110		* AET	San Francisco Bay AET	<i>Oyster, mussel</i>	LAR								San Francisco Bay, CA	Long and Morgan 1990
111	172.7	NE COA	Not significantly toxic (13.8±4.0% mortality)	<i>Rhoposynus abronius</i> (amphipod)	ADT	1.47±0.308		71±32.8		38.4±16.3			Puget Sound, WA	Pastorik and Becker 1990
114		* COA	Highly toxic (66.8% abnormality)	<i>Mussel</i>	LAR	3.59				4.6	85.3	10.1	San Francisco Bay, CA	Chapman et al. 1987
117	183.1	* COA	Significantly toxic (30.5±16.4% mortality)	<i>Ampelisca abdita</i> (amphipod)	SUBADT	1.62±0.777	17.7±26.3			42.8±30.1	34.4±19.2	19.4±12.8	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
118	194.1	* COA	Moderately toxic (26±5.2% mortality)	<i>Rhoposynus abronius</i> (amphipod)	ADT								Commencement Bay, WA	Extra Tech 1985
120	158.2	NE COA	Not significantly toxic (29.8±13.9% mortality)	<i>Mulinia lateralis</i> (bivalve)	LAR	2.65±1.07	32.1±28.4			24.2±21.5	40.8±14.9	32.1±11.7	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
121	168	* COA	Low abundance (13.8±11.4 NO 1 sq m)	<i>Ampelisca</i>	VAR			393±397		16.2±8.78			Palos Verdes, CA	Ferraro et al. 1991
121	168.0	* COA	Low abundance (5.8±7.06 NO 1 sq m)	<i>Phanerocephala</i>	VAR			393±397		16.2±8.78			Palos Verdes, CA	Ferraro et al. 1991
122	176.7	SG COA	Significantly toxic (34.9±15.7% mortality)	<i>Ampelisca abdita</i> (amphipod)	SUBADT	2.23±1.04	25.4±25.5			34.2±6.2	36.1±16.6	24.4±12.7	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
124	1160	* COA	Significantly toxic (82.8±22.2% mortality)	<i>Leptochelus plumulosus</i> (amphipod)	JUV					12.9±18.13	35.6±19.26	51.6±1.38	Curtis Creek, Baltimore, MD	McLay et al. 1991
125		* COA	Highly toxic (22% emergence)	<i>Corophium volutator</i> (amphipod)	ADT	3.5				8.5	44.9	45.6	Burned Inlet, BC	McLay et al. 1991
125		* COA	Highly toxic (30.5% emergence)	<i>Rhoposynus abronius</i> (amphipod)	ADT	3.5				9.5	44.9	45.6	Burned Inlet, BC	McLay et al. 1991
129	1109	NE COA	Not significantly toxic (51.3±6.0% mortality)	<i>Nereis alienacanthata</i> (polychaete)	EMB	1.46±0.26		71.3±32.6		41.7±12.8			Puget Sound, WA	Pastorik and Becker 1990
130		* COA	Most toxic (50% mortality)	<i>Amphipod</i>	ADT	4.04				3.8	80.5	8.1	San Francisco Bay, CA	Chapman et al. 1987

Copper (mg/kg ⁻¹)	Analysis			Endpoint Measured	Species	Life Stage	TOC	AVS (μmole l ⁻¹)	Total Sulphide (mg/kg ⁻¹)	TFS (mg l ⁻¹)	Unionized Ammonia (mg l ⁻¹)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Area	Reference
	Int	Type	Test													
130		COA	10 d	Highly toxic (37% avoidance)	Annelid	ADT	4.03					33	88.5	8.1	San Francisco Bay, CA	Chapman et al. 1987
131	186.1	SG COA		Significantly toxic (EC50, 0.016±0.007 mg dry wt/d)	<i>Microtis (Photobacterium phosphoreum)</i>		2.26±0.936	43.6±35.6				20.8±21	49.9±16.3	27.6±19.62	Long Island Sound, NY, CT	Bickler et al. 1993
133	1106	NE COA	10 d	Not toxic (18.6±7.27% mortality)	<i>Paraneis atezicus atezicus</i> (brown shrimp)	ADT									Miami River, FL	ENCO 1985
133	1106	NE COA	10 d	Not toxic (1.2±0.837% mortality)	<i>Mercenaria mercenaria</i> (atlantic quahog)	ADT									Miami River, FL	ENCO 1985
133	1106	NE COA	10 d	Not toxic (3.6±1.67% mortality)	<i>Nereis virens</i> (sandworm)	ADT									Miami River, FL	ENCO 1985
133	159.1	SG COA		Significantly toxic (EC50, 0.013±0.006 mg dry wt/d)	<i>Microtis (Photobacterium phosphoreum)</i>		2.79±0.744	37.6±25.3				21.7±14.8	41.5±12.6	30.3±9.23	Long Island Sound, NY, CT	Bickler et al. 1993
135	157.4	COA		Sediments derived from fetal clams	<i>Macoma balthica</i> (bivalve)		1.95								Friest River, Liberty, BC	McGreen 1982
141	159.0	NE COA	48 h	Not significantly toxic (96.6±3.79% normal development)	<i>Aldona lateralis</i> (bivalve)	LAH	2.87±0.94	35.1±25.9				22±17.7	39.2±13.1	32.9±9.51	Long Island Sound, NY, CT	Bickler et al. 1993
144	159	SG COA	10 d	Significantly toxic (38±13% mortality)	<i>Amphipoda abdita</i> (amphipod)	SUBADT	2.92±0.937	34.6±23.9				23.9±17.5	37.1±11.6	32.5±9.93	Long Island Sound, NY, CT	Bickler et al. 1993
147	19.8	COA	96 h	Highly toxic (>50% mortality)	<i>Palaemonetes pugio</i> (shrimp)										Los Angeles, CA	Lee and Munari 1977
147	232	NE COA		High abundance (88.9±35.4 N/O 1 sq m)	Benthic species										Southern California	Ward and Means 1979
147	176	NE COA	20 d	Not significantly toxic (1±2% mortality)	<i>Neanthes sp.</i> (polychaete)	JUV						35.4±14.9	35.5±29.4	27.8±21.5	Halifax Harbour, NS	Tay et al. 1991
150	COA		24 h	Significantly toxic (avoidance)	<i>Macoma balthica</i> (bivalve)		3.09								Strait of Georgia, BC	McGreen 1979
150	1173	NE COA	10 d	Not significantly toxic (5±3.5% mortality)	<i>Corophium volutator</i> (amphipod)	ADT									Halifax Harbour, NS	Tay et al. 1991
151	1062	SG COA	48 h	Significantly toxic (91.5±7.28% normal development)	<i>Aldona lateralis</i> (bivalve)	LAH	2.61±0.899	36.8±34.9				23.1±7.4	44.1±10.7	31.4±16.3	Long Island Sound, NY, CT	Bickler et al. 1993
152	1147	NE COA		High species richness (80.8±13.7 S/O 1 sq m)	<i>Macris lucifera</i>		2.1±1.15		196±219	0.40±0.167	0.01±0.005	26.6±10.2	61.4±11.1	12.6±8.8	Palos Verdes, CA	Swartz et al. 1985a
152	1137	NE COA		High density (54.5±9.91 N/O 1 sq m)	Annelid		2.1±1.15		196±219	0.40±0.167	0.01±0.005	26.6±10.2	61.4±11.1	12.6±8.8	Palos Verdes, CA	Swartz et al. 1985a
152	1137	NE COA		High density (34.3±5.67 N/O 1 sq m)	Phlebobranch		2.1±1.15		196±219	0.40±0.167	0.01±0.005	26.6±10.2	61.4±11.1	12.6±8.8	Palos Verdes, CA	Swartz et al. 1985a
152	1137	NE COA		High density (111±32 N/O 1 sq m)	Crustacea		2.1±1.15		196±219	0.40±0.167	0.01±0.005	26.6±10.2	61.4±11.1	12.6±8.8	Palos Verdes, CA	Swartz et al. 1985a
153	163.5	SG COA	48 h	Significantly toxic (68.1±13.3% mortality)	<i>Aldona lateralis</i> (bivalve)	LAH	2.68±0.955	31.8±24.4				28.5±25.1	33.7±15.5	26.1±0.7	Long Island Sound, NY, CT	Bickler et al. 1993
157	178	COA	20 d	Significantly toxic (84.6±9.35% mortality)	<i>Leptochlois plumosus</i> (amphipod)	JUV						14.9±0.59	33.1±9.68	51.9±1.45	Curtis Creek, Baltimore, MD	McGee et al. 1993
158	178	NE COA	48 h	Low toxic, 11 m	<i>Fundulus heteroclitus</i> (mummichog)										Baltimore Harbor, MD	Tan et al. 1979
158	178	NE COA	48 h	Low toxic, 11 m	<i>Leptochlois plumosus</i> (amphipod)										Baltimore Harbor, MD	Tan et al. 1979
164	194	COA		Significantly toxic (EC50, 0.011±0.006 mg dry wt/d)	<i>Microtis (Photobacterium phosphoreum)</i>		3.28±0.363	45.3±21.4				19.4±0.9	38.5±0.7	35±1.5	Long Island Sound, NY, CT	Bickler et al. 1993
164	122	NE COA	10 d	Not significantly toxic (9.5±5.45% mortality)	<i>Rhipidogaster abronus</i> (amphipod)	ADT	2.42±0.88		916±719						Palos Verdes, CA	Swartz et al. 1985b
178	222	NE COA	10 d	Not significantly toxic (4.43±2.1% mortality)	<i>Parapogon genivittatus</i> (gobiodid)	JUV	1.51±0.261		80.4±36.3			40.6±14			Puget Sound, WA	Pastorik and Becker 1990
180		AET A	10 d	San Francisco Bay AET	<i>Rhipidogaster abronus</i> (amphipod)	ADT									San Francisco Bay, CA	Long and Morgan 1990
181	173	COA	10 d	Significantly toxic (51.7% mortality)	<i>Grandidierella japonica</i> (amphipod)	JUV									Southern California	Anderson et al. 1988
182	138.2	SG COA	48 h	Significantly toxic (75.1±10.6% mortality)	<i>Aldona lateralis</i> (bivalve)	LAH	3.32±0.317	42.3±19.2				17.5±0.03	36.4±8.55	34.3±1.53	Long Island Sound, NY, CT	Bickler et al. 1993
187	120	COA		Low density (0.2±0.14 N/O 1 sq m)	<i>Echinoderm</i>		2.6±0.77		1090±700						Palos Verdes, CA	Swartz et al. 1985b
188	122	SG COA	48 h	Significantly toxic (88.5±8.39% normal development)	<i>Aldona lateralis</i> (bivalve)	LAH	2.65±1.05	38.1±38.9				20.6±18.3	56.6±10.8	22.7±9.8	Long Island Sound, NY, CT	Bickler et al. 1993
192	105	COA	10 d	Significantly toxic (61.7±12.5% mortality)	<i>Rhipidogaster abronus</i> (amphipod)	ADT						14.5±4.16	47.3±21.6	36.4±15.9	Halifax Harbour, NS	Tay et al. 1991
194	1218	NE COA	2 d	Not significantly toxic (2.0±1.17% abnormal chromatinism)	<i>Dendrobaea venusta</i> (echinoderm)	EMB	1.56±0.329		87.3±37.7			39.3±14.4			Puget Sound, WA	Pastorik and Becker 1990
196	103	COA	48 h	Significantly toxic (51.3±8.95% mortality)	<i>Aldona lateralis</i> (bivalve)	LAH	1.8±1.71	29.8±46.3				61.7±45.4	27.7±34.6	10.5±11.2	Long Island Sound, NY, CT	Bickler et al. 1993
202	232	COA	15-min	Significantly toxic (EC50, 0.065±0.043% extract)	<i>Microtis (Photobacterium phosphoreum)</i>		1.58±0.255		89.6±36.8			39.2±13.8			Puget Sound, WA	Pastorik and Becker 1990
210	NE COA	96 h		Not significantly toxic (4% mortality)	<i>Catharichthys stigmatus</i> (sanddab)										San Diego Bay, CA	Salazar and Salazar 1985
210	NE COA	10 d		Not significantly toxic (14% mortality)	<i>Acanthomyxus sculptus</i> (mysid)										San Diego Bay, CA	Salazar and Salazar 1985
210	NE COA	20 d		Not significantly toxic (13% mortality)	<i>Neardalis arenaeundulata</i> (polychaete)										San Diego Bay, CA	Salazar and Salazar 1985
210	NE COA	20 d		Not significantly toxic (11% mortality)	<i>Macoma nasuta</i> (clam)										San Diego Bay, CA	Salazar and Salazar 1985
210	NE COA	96 h		Not significantly toxic (0% mortality)	<i>Acanthomyxus sculptus</i> (mysid)										San Diego Bay, CA	Salazar and Salazar 1985
210	NE COA	96 h		Not significantly toxic (18% mortality)	<i>Acetia loma</i> (ciguatera)										San Diego Bay, CA	Salazar and Salazar 1985
218	233.6	NE COA	96 h	Not toxic (10% mortality)	<i>Palaemonetes pugio</i> (shrimp)										Stamford, CT	Lee and Munari 1977
220	267	COA	2 d	Significantly toxic (60.4±6.5% abnormal development)	<i>Dendrobaea venusta</i> (echinoderm)	EMB	1.57±0.287		86.7±41			44.2±11.5			Puget Sound, WA	Pastorik and Becker 1990
224	16	NE COA	96 h	Not toxic (0% mortality)	<i>Palaemonetes pugio</i> (shrimp)										Netawik River, CT	Lee and Munari 1977
251	232	NE COA	14 d	Not toxic (increased growth rate)	<i>Chromadoris germanica</i> (nematode)										Hudson River, NY	Tietjen and Lee 1984
251	227	NE COA		High density (594±88 N/O 1 sq m)	<i>Macrusca</i>		2.53±1.27		275±858	0.47±0.137	0.009±0.002	22.5±11.7	63.3±9.75	14.2±7.21	Palos Verdes, CA	Swartz et al. 1985a
251	227	NE COA	10 d	Not significantly toxic (8±5.7% mortality)	<i>Rhipidogaster abronus</i> (amphipod)	ADT	2.53±1.27		275±858	0.47±0.137	0.009±0.002	22.5±11.7	63.3±9.75	14.2±7.21	Palos Verdes, CA	Swartz et al. 1985a
258	COA			Low species richness (19.2 S/O 1 sq m)	Benthic species	VAH			1164			10.6			Palos Verdes, CA	Ferraro et al. 1991
259	227	COA	10 d	Significantly toxic (80.8±30.6% mortality)	<i>Rhipidogaster abronus</i> (amphipod)	ADT	1.65±0.266		96.7±40.5			42.2±19.72			Puget Sound, WA	Pastorik and Becker 1990
270	150.4	COA		Low density (0.3±0.7 N/O 1 sq m)	Annelid		3.13±0.15		157±3247						Palos Verdes, CA	Swartz et al. 1985b
270	150.4	COA		Low density (0.3±0.7 N/O 1 sq m)	Phlebobranch		3.13±0.15		157±3247						Palos Verdes, CA	Swartz et al. 1985b
309	NE COA			High density (2177 N/O 1 sq m)	Polychaeta		32		443	0.65	0.006	23.6	56.5	19.9	Palos Verdes, CA	Swartz et al. 1985a
310	COA			1986 Puget Sound AET	Benthic species		15								Puget Sound, WA	Becker et al. 1990
310	COA			1986 Puget Sound AET	Benthic species										California	Becker et al. 1990
310	COA			1986 Puget Sound AET	Benthic species										Southern California	Becker et al. 1990
312	NE COA			Not toxic (<3% mortality)	<i>M. elongata</i> (tityid)										San Diego Bay, CA	Salazar et al. 1980
337	1344	COA	20 d	Significantly toxic (37.3±22% mortality)	<i>Neardalis arenaeundulata</i> (polychaete)	EMB	1.67±0.208		121±28.5			33±18.1			Puget Sound, WA	Pastorik and Becker 1990
361	COA		10 d	Significantly toxic (55% mortality)	<i>Hyalella atezica</i> (amphipod)	JUV						24.5	22.1	53.4	Curtis Creek, Baltimore, MD	McGee et al. 1993
390	COA		15-min	1988 Puget Sound AET	<i>Microtis (Photobacterium phosphoreum)</i>										Puget Sound, WA	Pitt 1988
390	COA		48 h	1988 Puget Sound AET	<i>Crassostrea gigas</i> (oyster)	LAH									Puget Sound, WA	Pitt 1988
390	COA		15-min	1986 Puget Sound AET	<i>Microtis (Photobacterium phosphoreum)</i>		15								Puget Sound, WA	Becker et al. 1990
390	COA		48 h	1986 Puget Sound AET	<i>Crassostrea gigas</i> (oyster)	LAH	15								Puget Sound, WA	Becker et al. 1990
390	COA			Chemical Criteria	Benthic community		1								Puget Sound, WA	WHE 1989
412	274	COA		Low density (365±178 N/O 1 sq m)	Polychaeta		3.15±1.22		1381±1098	6.99±0.97	0.002±0.004	21.1±9.96	64.4±7.44	14.6±5.43	Palos Verdes, CA	Swartz et al. 1985a
453	1311	SG COA	14 d	Significantly toxic (reduced growth rate)	<i>Chromadoris germanica</i> (nematode)										Hudson River, NY	Tietjen and Lee 1984
455	222	COA		Low density (0.83±0.08 N/O 1 sq m)	Echinoderm		3.53±0.742		1451±1003	7.04±0.92	0.008±0.006	18.7±6.03	64.9±6.89	16.5±4.79	Palos Verdes, CA	Swartz et al. 1985a
455	222	COA		Low density (0.23±0.367 N/O 1 sq m)	Foraminifera (sponge)		3.53±0.742		1451±1003	7.04±0.92	0.008±0.006	18.7±6.03	64.9±6.89	16.5±4.79	Palos Verdes, CA	Swartz et al. 1985a
455	222	COA		Low density (0.3±0.8 N/O 1 sq m)	Ophiuridea (brittle star)		3.53±0.742		1451±1003	7.04±0.92	0.008±0.006	18.7±6.03	64.9±6.89	16.5±4.79	Palos Verdes, CA	Swartz et al. 1985a
530	COA			1988 Puget Sound AET	Benthic community										Puget Sound, WA	Pitt 1988
581	1105	COA														

Appendix IIb. Summary of the available biological effects and related physicochemical data for

sediment-associated copper (mgkg⁻¹ dry weight) in marine and estuarine systems.

Copper (mgkg ⁻¹)	Analysis Hit Type Test	Endpoint Measured	Species	Life Stage	TOC (%)	AVS (µmolg ⁻¹)	Total Sulphide (mgkg ⁻¹)	TFS (mgL ⁻¹)	Unionized Ammonia (mgL ⁻¹)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Area	Reference
501 ±105	* COA	Low density (0 FOU 1 sq m)	<i>Paracuphalia</i>		3.95±0.238		2035±542	10.3±9.5	0.008±0.005	17.6±1.12	64.6±1.77	17.8±2.48	Palos Verdes, CA	Swartz et al. 1985a
501 ±105	* COA	Low density (8 FOU 01 FOU 1 sq m)	<i>Crustacea</i>		3.95±0.238		2035±542	10.3±9.5	0.008±0.005	17.6±1.12	64.6±1.77	17.8±2.48	Palos Verdes, CA	Swartz et al. 1985a
592 ±126	* COA	Low density (21.5±11.8 FOU 1 sq m)	<i>Malacostraca</i>		4±0.265		2277±301	13.6±8.45	0.009±0.003	20±6.32	63.2±1.74	16.8±1.59	Palos Verdes, CA	Swartz et al. 1985a
592 ±126	* COA 10-d	Significantly toxic (21±6.3% mortality)	<i>Rhiposynus abronius</i> (amphipod)	ADT	4±0.265		2277±301	13.6±8.45	0.009±0.003	20±6.32	63.2±1.74	16.8±1.59	Palos Verdes, CA	Swartz et al. 1985a
612	* COA 14-d	Significantly toxic (100% mortality)	<i>Nereis virens</i> (sandworm)										Black Rock Harbor, CT	Swenson et al. 1984
800	* AE 1A 10-d	1986 Puget Sound AET	<i>Rhiposynus abronius</i> (amphipod)	ADT	15								Puget Sound, WA	Buller et al. 1986
810	* AE 1A	PS(XIA) Maximum Level Criteria	<i>Aquatic Insects</i>										Puget Sound, WA	USACE 1988
618 ±2750	* COA 48 h	Highly toxic (44.5±19% abnormality)	<i>Oysters</i>	LAR									Commencement Bay, WA	Tetra Tech 1985
955	NE COA	Not toxic (<3% mortality)	<i>Protellina staminea</i> (clam)										San Diego Bay, CA	Salazar et al. 1980
955	NE COA	Not toxic (<3% mortality)	<i>Callinectes sapidus</i> (crab)										San Diego Bay, CA	Salazar et al. 1980
955	NE COA	Not toxic (<3% mortality)	<i>Neanthes acuminatoides</i> (polychaete)										San Diego Bay, CA	Salazar et al. 1980
955	NE COA	Not toxic (<3% mortality)	<i>M. elongata</i> (mysid)										San Diego Bay, CA	Salazar et al. 1980
1071 ±946	* COA 48 h	Most toxic; TLm	<i>Fundulus heteroclitus</i> (mummichog)										Baltimore Harbor, MD	Tsai et al. 1979
1071 ±946	* COA 48 h	Most toxic; TLm	<i>Leiostomus xanthurus</i> (spot)										Baltimore Harbor, MD	Tsai et al. 1979
1300	* AE 1A 10-d	1988 Puget Sound AET	<i>Rhiposynus abronius</i> (amphipod)	ADT									Puget Sound, WA	PTI 1988
2820 ±4881	* COA 10-d	Highly toxic (18.5±19.5% mortality)	<i>Rhiposynus abronius</i> (amphipod)	ADT									Commencement Bay, WA	Tetra Tech 1985

Appendix XIX. Summary of the available biological effects and related physicochemical data for

sediment-associated benzo(a)pyrene (pg/kg¹ dry weight) in freshwater systems.

Benzo(a)pyrene (pg/kg ¹)	Hit	Analyst	Test Type	Endpoint Measured	Species	Life Stage	TOC (%)	AVS (μmol/g ¹)	Unionized Ammonia (mg/L ¹)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Area	Reference
0.13		HC	COA	Low species (0 S/D 044 sq m)	Benthic species		0.316	0.13		5.5			Mississippi River, LA, MS	EMAP 1991
1.82	11.79	HC	COA	High species (18 S/D 07 S/D 044 sq m)	Benthic species		0.4310.345	0.410.226		33.3130.7			Lake Pontchartrain, LA	EMAP 1991
4.61	14.7	HC	COA	Low abundance (2951146 N/D 044 sq m)	Benthic invertebrate		1.2410.979	1.0811.77		28.818			Lake Pontchartrain, LA	EMAP 1991
5		NC	COA	Toxic (11 S/D 12% mature males)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	<2 mm	2.5510.17	2521258 μg/g	0.0210.003	46.519.19	3517.07	18.512.12	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al. 1992b
5		NC	COA	Significantly toxic (53% mortality)	<i>Chironomus riparius</i> (nudge)	<24 h	2.67	69.5 μg/g	0.003	40	40	20	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al. 1992b
5		NC	COA	Significantly toxic (14.3 offspring/brood, reproduction)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	<24 h	2.67	69.5 μg/g	0.003	40	40	20	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al. 1992b
5		NC	COA	Low abundance (1421139 N/sq m)	Chironomidae		1.4710.665	4151548 μg/g		62115.6	24.5110.6	14.514.95	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al. 1992b
5		NC	COA	Moderate abundance (17071271 N/sq m)	Chironomidae		2.7610.39	3311228 μg/g		49.718.5	33.315.77	16.713.51	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al. 1992b
5		NC	COA	Low abundance (9.810.1 N/sq m)	Hemiptera		1.8611.01	4511277 μg/g		57.418.91	28.416.5	14.412.97	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al. 1992b
5		NC	COA	Low abundance (1233912051 N/sq m)	Benthic invertebrates		2.210.95	34711368 μg/g		55113.7	29.819.5	15.514.2	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al. 1992b
5		NC	COA	Low abundance (38127.6 N/sq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		1.9111.21	27.31760 μg/g		55.8113.5	30.919.63	14.813.5	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al. 1992b
5		NC	COA	Significantly toxic (33.3% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	<24 h	1.3110.141	197167.9 μg/g	0.00610.003	7815.66	914.24	1311.41	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al. 1992b
5		NC	COA	Low abundance (5331162 N/sq m)	Chironomidae		3.0512.77	2871122 μg/g		70.7111	16.7110.5	12.710.577	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al. 1992b
5		NC	COA	Low abundance (7839 N/sq m)	Benthic invertebrates		1.41	149 μg/g		74	12	14	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al. 1992b
5		NE	COA	High abundance (116158.5 N/sq m)	Gastropoda		2.610.628	4541368 μg/g		49.819	34.529	17.13.61	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al. 1992b
5		NE	COA	High abundance (27 N/sq m)	Amphipoda		2.3110.516	4361518 μg/g		45.517.78	3615.68	19.11.41	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al. 1992b
5		NE	COA	Not significantly toxic (26 S/D 38% mature males)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	<2 mm	3.0912.53	2521121 μg/g	0.00710.001	71.519.15	15.518.89	13.018.10	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al. 1992b
5		NE	COA	High abundance (405168.6 N/sq m)	Hemiptera	VAR	2.2511.18	2871194 μg/g		67.919	19.5110.6	13.510.707	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al. 1992b
5		NE	COA	High abundance (1484 N/sq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		1.41	149 μg/g		74	12	14	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al. 1992b
5.25	13.25	HC	COA	Low diversity (0.49210.073, Shannon Weaver Index)	Benthic species		1.5710.85	0.54310.325		25.718.22			Lake Pontchartrain, LA	EMAP 1991
5.59		*	COA	Low species (5 S/D 044 sq m)	Benthic species		3.02	0.26		26.4			Lake Pontchartrain, LA	EMAP 1991
5.71	16.86	NE	COA	High diversity (0.79710.067, Shannon Weaver Index)	Benthic species		0.67210.485	1.0312.48		29.4126.8			Lake Pontchartrain, LA	EMAP 1991
6.57	14.69	*	COA	Moderate species (10.711.63 S/D 044 sq m)	Benthic species		1.2610.469	1.2811.7		24.918.36			Lake Pontchartrain, LA	EMAP 1991
6.98	13.59	NE	COA	High abundance (9501222 N/D 044 sq m)	Benthic invertebrate		1.3310.662	0.75310.332		23.117.62			Lake Pontchartrain, LA	EMAP 1991
7	14.47	NE	COA	Not significantly toxic (12.817.22% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	<2 mm	2.8112.28	3111168 μg/g	0.01110.018	72.218.07	14.817.85	1310.707	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al. 1992b
7	14.47	HC	COA	Not significantly toxic (212.09% mortality)	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (rainbow trout)	5 d	2.8112.28	3111168 μg/g	0.00910.007	72.218.07	14.817.85	1310.707	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al. 1992b
7.03	15.52	HC	COA	Low diversity (0.510.07, Shannon Weaver Index)	Benthic species		1.3310.95	0.32710.196		21.518.61			Vermillion Bay, LA	EMAP 1991
7.05	14.5	NC	COA	Low abundance (51.5115 N/D 044 sq m)	Benthic invertebrate		2.512.56	0.63510.637		26.417.99			Vermillion Bay, LA	EMAP 1991
7.05	14.5	NC	COA	Low species (6.512.65 S/D 044 sq m)	Benthic species		2.512.56	0.63510.637		26.417.99			Vermillion Bay, LA	EMAP 1991
8.33	15.77	NC	COA	Moderate abundance (2891613965 N/sq m)	Benthic invertebrates		3.1513.02	3281192 μg/g		75.716.03	11.715.51	12.710.58	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al. 1992b
10	17.07	NC	COA	Moderate abundance (13201107 N/sq m)	Chironomidae		1.9610.205	3481281 μg/g		74.510.707	12	13.510.707	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al. 1992b
10	17.07	NE	COA	High abundance (71125.5 N/sq m)	Gastropoda		1.5610.205	3481281 μg/g		74.510.707	12	13.511	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al. 1992b
11.1	16.3	NE	COA	Not toxic (9.2918.64% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	<2 mm	1.910.914	3371300 μg/g	0.01310.011	55.6110.1	29.617.14	1513.32	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al. 1992b
12.2	17.6	NE	COA	Not significantly toxic (19.516.6% mortality)	<i>Chironomus riparius</i> (nudge)	<24 h	1.7710.929	3811302 μg/g	0.01510.013	58.218.18	27.815.98	14.212.71	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al. 1992b
12.2	17.6	NE	COA	Not toxic (0% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	<24 h	2.0910.836	3091318 μg/g	0.05510.069	55.811.1	2917.84	15.313.5	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al. 1992b
12.2	17.6	NE	COA	Not toxic (10.911.14 offspring/brood, reproduction)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	<24 h	2.0910.836	3091318 μg/g	0.05510.069	55.811.1	2917.84	15.313.5	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al. 1992b
12.2	17.6	NE	COA	Not toxic (21.313.41 offspring/brood, reproduction)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	<24 h	2.0910.836	3091318 μg/g	0.05510.069	55.811.1	2917.84	15.313.5	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al. 1992b
12.2	17.6	NE	COA	Not toxic (2.112.92% mortality)	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (rainbow trout)	5 d	2.0910.836	3091318 μg/g	0.01810.017	55.811.1	2917.84	15.313.5	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al. 1992b
13.6	19.2	*	COA	Low abundance (1.814.02 N/sq m)	Amphipoda		1.7411.03	2971246 μg/g		59.618.26	2716.28	13.412.19	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al. 1992b
13.6	19.2	NE	COA	Not toxic (34110.4% mature males)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	<2 mm	1.6410.974	3711336 μg/g	0.110.004	59.218.7	27.416.58	13.612.61	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al. 1992b
13.6	19.2	NE	COA	Not significantly toxic (23.212.65 offspring/brood, reproduction)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	<24 h	1.9710.879	3571330 μg/g	0.01510.012	59.818.66	26.816.66	14.412.97	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al. 1992b
15		NE	COA	High abundance (169 N/sq m)	Amphipoda		1.7	547 μg/g		75	12	13	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al. 1992b
15.8	121.5	*	COA	Low abundance (0 N/sq m)	Gastropoda		1.3710.739	2491256 μg/g		60.519.26	26.316.99	13.512.52	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al. 1992b
16.2	121.3	HC	COA	Low abundance (21.5127.8 N/D 044 sq m)	Benthic invertebrate		0.4910.3	0.04110.061		6.315.79			Mississippi River, LA, MS	EMAP 1991
17.3		NE	COA	High species (8 S/D 044 sq m)	Benthic species		1.35	0.11		20.5			Mississippi River, LA, MS	EMAP 1991
17.8	124.6	NC	COA	Low diversity (0.110.085, Shannon Weaver Index)	Benthic species		0.93610.87	0.3		12.1114.6			Mississippi River, LA, MS	EMAP 1991
17.8	115.2	NE	COA	High diversity (0.83510.106, Shannon Weaver Index)	Benthic species		4.4512.48	3.0112.05		35.815.35			Vermillion Bay, LA	EMAP 1991
18.5		NE	COA	Not significantly toxic (645% increase in number)	<i>Lumbriculus variegatus</i> (oligochaete)	AUT	4.37			2.8	39.1	58.1	Lower Fox River & Green Bay, WI	Call et al. 1991
19.3	124.8	NE	COA	High abundance (88865116330 N/sq m)	Benthic invertebrates		1.510.852	3231256 μg/g		56.314.93	29.314.04	14.312.31	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al. 1992b
19.3	124.8	NE	COA	High abundance (3331189 N/sq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		1.8910.567	4221388 μg/g		55.315.86	29.116.1	1612.65	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al. 1992b
19.8	131.7	NE	COA	Not toxic (22.819.95% mortality)	<i>Chironomus riparius</i> (nudge)	<24 h	3.512.63	2611195 μg/g	0.03910.06	68.811.1	1718.85	14.212.93	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al. 1992b
19.8	131.7	NE	COA	Not toxic (10.511.37 offspring/brood, reproduction)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	<24 h	3.512.63	2611195 μg/g	0.03810.065	68.811.1	1718.85	14.212.93	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al. 1992b
19.8	131.7	NE	COA	Not toxic (20.412.88 offspring/brood, reproduction)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	<24 h	3.512.63	2611195 μg/g	0.03810.065	68.811.1	1718.85	14.212.93	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al. 1992b
19.8	131.7	NE	COA	Not toxic (33.413.21 offspring/brood, reproduction)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	<24 h	3.512.63	2611195 μg/g	0.03810.065	68.811.1	1718.85	14.212.93	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al. 1992b
20.8	135.3	SG	COA	Low abundance (5.418.05 N/sq m)	Amphipoda		3.8512.77	2031152 μg/g		67.6111.8	1819.51	14.413.21	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al. 1992b
22.1	120.8	SG	COA	Moderate species (2.8310.753 S/D 044 sq m)	Benthic species		0.69510.508	0.08310.145		9.1218.71			Mississippi River, LA, MS	EMAP 1991
22.8	134.5	*	COA	Low abundance (55.2132.3 N/sq m)	Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera		3.9112.71	2811209 μg/g		67.8111.9	1819.51	14.213.27	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al. 1992b
22.8	119.6	NE	COA	High diversity (0.34810.057, Shannon Weaver Index)	Benthic species		0.72910.457	0.03610.052		10.218.27			Mississippi River, LA, MS	EMAP 1991
24.8	139.5	*	COA	Low abundance (11.318.62 N/sq m)	Gastropoda		4.4712.79	2711172 μg/g		66113	19.5110.3	14.513.7	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al. 1992b
26.2	112.6	NE	COA	High abundance (2771179.2 N/D 044 sq m)	Benthic invertebrate		1.4510.145	0.20510.114		21.511.31			Mississippi River, LA, MS	EMAP 1991
26.5	130.4	NE	COA	High abundance (3343165.1 N/sq m)	Chironomidae		1.0310.4	2681136 μg/g		5815.7	2915.7	13	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al. 1992b
26.5	130.4	NE	COA	High abundance (130119.8 N/sq m)	Hemiptera		1.9310.969	50127.6 μg/g		51115.6	32.5110.6	16.514.95	Milltown Reservoir, MI	Ingersoll et al. 1992b
27.3	138.1	*	COA	Low abundance (18116.4 N/sq m)	Hemiptera		4.1213.09	2481224 μg/g		69.8112.8	15.819.3	14.513.7	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al. 1992b
27.3	138.1	NE	COA	Not significantly toxic (0% mortality)	<i>Daphnia magna</i> (water flea)	<24 h	4.5912.6	2921241 μg/g	0.05410.078	64.3110.3	2117.79	14.813.5	Upper Clark Fork River, MI	Ingersoll et al. 1992b
28.5		HC	COA	High abundance (645 N/D 044 sq m)	Benthic invertebrate		2.7	4.46		39.5			Vermillion Bay, LA	EMAP 1991
28.5		HC	COA	High species (26 S/D 044 sq m)	Benthic species		2.7	4.46		39.5			Vermillion Bay, LA	EMAP 1991
31.8		TEL												

Benzo(a)pyrene ($\mu\text{g/kg}^1$)	Analysis Hit	Type	Test Type	Endpoint Measured	Species	Life Stage	TOC (%)	AVS ($\mu\text{mol/L}^1$)	Ammonia (mg/L^1)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Area	Reference	
36.7	126.7	NE	COA	28 d	Not significantly toxic (6.4318 89% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	0.4710 266			42.7118.3	23.7121.6	33.7118.71	Tomb River, TX	Ingersoll 1992	
40		NE	COA		Low abundance (2917 N/sq m)	Benthic species	5.03						St. Mary's River, OH	Pope 1990	
40		NE	COA		High abundance (1835 N/sq m)	Chironomidae	5.03						St. Mary's River, OH	Pope 1990	
44	178.4	NE	COA		Low species (11.21 94 S/O 00203 sq m)	Benthic species	0.64210 356	13.418.65		24.5111.8	43.3116.8	32.218.31	Galveston Bay, TX	Carr 1992	
44.5	155.9	NE	COA		High abundance (5773215882 N/sq m)	Benthic invertebrates	4.9912.7	2161295 $\mu\text{g/g}$		5615.66	27.510.707	16.514.95	Upper Clark Fork River, MT	Ingersoll et al. 1992b	
49.5	148.8		COA	28 d FT	Significantly toxic (11.514 95% mature males)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	<2 mm	4.313.68	2771382 $\mu\text{g/g}$	0.06410 054	61.5116.3	20111.3	16.514.95	Upper Clark Fork River, MT	Ingersoll et al. 1992b
50.1	199	NE	COA		High abundance (154130.7 N/O 00203 sq m)	Benthic invertebrates	0.4710 27	9.0712.94		32.815.56	35.6113	31.719.67	Galveston Bay, TX	Carr 1992	
73.2	1119	NE	COA		Low abundance (14941533 N/sq m)	Benthic invertebrates	2.3141	7.617.17		61.5112.2	7.1712.11	26.1111.2	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a	
80		NE	COA	10 d ST	Significantly toxic (100% mortality)	<i>Chironomus tentans</i> (midge)	LAR	0.2	1.2	0.846	98.2	15	2.3	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
84			COA	28 d FT	Significantly toxic (52% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	<2 mm	6.9	7.4 $\mu\text{g/g}$	0.102	52	28	20	Upper Clark Fork River, MT	Ingersoll et al. 1992b
84			COA	28 d FT	Significantly toxic (77.5% mortality)	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (rainbow trout)	5 d	8.9	7.4 $\mu\text{g/g}$	0.03	52	28	20	Upper Clark Fork River, MT	Ingersoll et al. 1992b
84		NE	COA		High abundance (2071 N/sq m)	Chironomidae	6.9	7.4 $\mu\text{g/g}$		52	28	20	Upper Clark Fork River, MT	Ingersoll et al. 1992b	
101	1131	NE	COA	96 h	Not significantly toxic (9.6913 12% mortality)	<i>Daphnia pulex</i> (water flea)	0.78810 943						Lower Columbia River, WA	Johnson and Horton 1988	
107	1146	NE	COA		Not significantly toxic (314 24% deformities)	Chironomidae	1.5510.78	8.519.9	0.04310 03	68.610.919	5.9510.071	19.610.293	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a	
108	1144	NE	COA		High abundance (301188.4 N/sq m)	Chironomidae	3.4810.46	5.2310.813		32.7120.9	9.8510.353	55.2122.9	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a	
153	158	NE	COA		Moderate abundance (33041588 N/sq m)	Benthic invertebrates	1.8710.896	3.410.265	0.05310 007	66.1117.5	9.6113.41	22.6114.1	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a	
176	128	NE	COA	14 d FT	Significantly toxic (90% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	LAR	2.0511.34	4.212.57	0.0510 03	57.3126.5	9.6714.38	31.4123.7	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
176	128	NE	COA	28 d FT	Not significantly toxic (5.0313 41% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	LAR	2.0511.34	4.212.57	0.0510 03	57.3126.5	9.6714.38	31.4123.7	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
176	128	NE	COA	14 d FT	Not significantly toxic (11.518 37% mortality)	<i>Chironomus riparius</i> (midge)	24 h	2.0511.34	4.212.57	0.0510 03	57.3126.5	9.6714.38	31.4123.7	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
176	128	NE	COA	28 d FT	Not significantly toxic (82.2111 3% sexual maturity)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	LAR	2.0511.34	4.212.57	0.0510 03	57.3126.5	9.6714.38	31.4123.7	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
180	1133	NE	COA	14 d FT	Not significantly toxic (13.115 95% sexual maturity)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	LAR	2.1811.54	4.4812.96	0.05510 034	60.9124.9	10.315.24	28118.7	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
184	1134	NE	COA		Significantly toxic (19.214 45% deformities)	Chironomidae	2.2311.49	4.3512.67	0.05910 031	63.2125.2	9.7215.01	25.8119.2	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a	
184	1134	NE	COA		Low abundance (1761163 N/sq m)	Chironomidae	2.2311.49	4.3512.67	0.0610 03	63.2125.2	9.7215.04	25.8119.2	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a	
198		NE	COA		Not significantly toxic (2% deformities)	Chironomidae	1.05		0.024	57.4	13.2	29.2	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a	
198		NE	COA		High abundance (2204 N/sq m)	Chironomidae	1.05		0.024	57.4	13.2	29.2	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a	
198		NE	COA		High abundance (7152 N/sq m)	Benthic invertebrates	1.05		0.024	57.4	13.2	29.2	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a	
202	1261	NE	COA	10 d ST	Not significantly toxic (19.2112.4% mortality)	<i>Hesargenia limbalis</i> (mayfly)	LAR	4.3512.42		35.4129	33115	31.6118.8	Lower Fox River & Green Bay, WI	Call et al. 1991	
204	1124	NE	COA	10 d ST	Not significantly toxic (43.3122.5% mortality)	<i>Chironomus tentans</i> (midge)	LAR	2.3811.29	4.9812.43	0.3310.29	56.4118.4	11.713.12	30.3115.4	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
210		SG	COA	14 d FT	Significantly toxic (90% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	LAR	2.1	15.5	0.064	69.2	6	19.8	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
210		SG	COA	28 d FT	Significantly toxic (90% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	LAR	2.1	15.5	0.064	69.2	6	19.8	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
210		SG	COA	14 d FT	Significantly toxic (85.5% mortality)	<i>Chironomus riparius</i> (midge)	24 h	2.1	15.5	0.064	69.2	6	19.8	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
213	1121		COA		Significantly toxic (16.614 83% deformities)	Chironomidae	3.1110.436	5.1311		22.6115.6	9.5810.39	64.9117.4	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a	
213	1123	SG	COA		Low abundance (65141.1 N/sq m)	Chironomidae	2.310.84	6.415.37		31.219.1	811.91	50.711.0	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a	
215	1196	SG	COA		Low abundance (8061134 N/sq m)	Benthic invertebrates	2.612.09	5.313.87	0.06510 047	60.4135.4	9.817.2	29126.3	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a	
216	1440	NE	COA	96 h	Not toxic (2.513.1% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	0.62710 837						Lower Columbia River, WA	Johnson and Horton 1988	
220		SG	COA	14 d FT	Significantly toxic (2.8% sexual maturity)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	LAR	1.4	3.7	0.049	71.2	9.9	18.4	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a
224	1262	NE	COA	10 d ST	Not significantly toxic (3.0813 84% mortality)	<i>Limnocalanus macrurus</i> (amphipod)	ADT	4.5312.41		33.4128.7	35.3116.7	31.3118	Lower Fox River & Green Bay, WI	Call et al. 1991	
224	1262	NE	COA	10 d ST	Not significantly toxic (6.1517 40% mortality)	<i>Chironomus riparius</i> (midge)	LAR	4.5312.41		33.4128.7	35.3116.7	31.3118	Lower Fox River & Green Bay, WI	Call et al. 1991	
224	1262	NE	COA	10 d ST	Not significantly toxic (5.7716 07% mortality)	<i>Pimephales promelas</i> (fathead minnow)	FRY	4.5312.41		33.4128.7	35.3116.7	31.3118	Lower Fox River & Green Bay, WI	Call et al. 1991	
224	1262	NE	COA	30 d	Not significantly toxic (18.815 05% mortality)	<i>Pimephales promelas</i> (fathead minnow)	FRY	4.5312.41		33.4128.7	35.3116.7	31.3118	Lower Fox River & Green Bay, WI	Call et al. 1991	
241	1266		COA	30 d	Significantly toxic (402140 6% increase in number)	<i>Limnocalanus macrurus</i> (amphipod)	ADT	4.5412.52		36128.4	35117.4	29116.8	Lower Fox River & Green Bay, WI	Call et al. 1991	
260		NE	COA		Moderate abundance (3686 N/sq m)	Benthic invertebrates	2.6	5.8		27.3	9	55.6	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a	
267	151.3	NE	COA		High abundance (86161538 N/sq m)	Benthic invertebrates	3.0510.09	4.7511.2		12.814.58	9.7710.29	76.714.56	Saginaw River, MI	Ingersoll et al. 1992a	
350		NE	COA	28 d FT	Not significantly toxic (7.5% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	LAR	1.7	2.6	0.072	10	95	74.3	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a
460		NE	COA		High abundance (2771 N/sq m)	Chironomidae	1.9	13.5		31.6	7.9	55.8	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a	
470		NE	COA	14 d FT	Toxic (36.2% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	LAR	2	5.8	0.052	34.6	7	54	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a
470		NE	COA	14 d FT	Not significantly toxic (4.2% sexual maturity)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	LAR	2	5.8	0.052	34.6	7	54	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a
480			COA	10 d ST	Significantly toxic (50% mortality)	<i>Hesargenia limbalis</i> (mayfly)	LAR	6.7			9.2	63.6	27.2	Lower Fox River & Green Bay, WI	Call et al. 1991
500		SLCA			Sediment Quality Criteria - Minimal Effects Threshold								St. Lawrence River	EC/MH/VLCQ 1992	
515	1672	NE	COA		Low diversity (2.2210.064, Shannon Weaver Index)	Benthic species	5.3910.509						St. Mary's River, OH	Pope 1990	
515	1672	NE	COA		Low taxa (5.510.707 S/sq m)	Benthic species	5.3910.509						St. Mary's River, OH	Pope 1990	
524	1845		COA	48 h	Significantly toxic (24.212 89% mortality)	<i>Daphnia pulex</i> (water flea)	0.281.1						Lower Columbia River, WA	Johnson and Horton 1988	
530	1127	NE	COA		Significantly toxic (15.512 12% deformities)	Chironomidae	1.9510.353	5.410.424	0.09510 03	1419.83	7.5513.46	76.713.7	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a	
600		NE	COA		High abundance (378 N/sq m)	Gastropoda	1.8	4.2		7.5	3.7	92	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a	
700		SLCA			Sediment Quality Criteria - Toxic Effects Threshold								St. Lawrence River	EC/MH/VLCQ 1992	
757	1490	NE	COA		High abundance (1686512383 N/sq m)	Benthic invertebrates	1.8510.26	6.2814.01		7.4712.34	6.6712.46	83.317.88	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a	
782		PEL													
1.184	11778	SG	COA		Low abundance (20.8127 N/sq m)	Gastropoda	2.512.47	24.7151.4		31128	6.4112.94	58.1126.6	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a	
1.199	11772		COA		Low abundance (1541102 N/sq m)	Chironomidae	2.4912.47	23.7151.7		28.1129	5.9713.01	62.1128.8	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a	
1.274	11878	NE	COA		Not significantly toxic (5.512 56% deformities)	Chironomidae	2.5512.63	27124.4		32.4129.6	5.8112.9	57.7129.1	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a	
1.283	12022	SG	COA		Low abundance (605012588 N/sq m)	Benthic invertebrates	2.6812.82	29.7158.2		37.8128.3	5.9413.23	52.1127.5	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a	
1.516	12386	NE	COA	28 d FT	Not significantly toxic (99.710 716% sexual maturity)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	LAR	3.313.14	36109.9	0.07610 024	22.9115.3	7.8411.98	65.1116.8	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a
1.516	12386	NE	COA	10 d ST	Not significantly toxic (5.3613% mortality)	<i>Chironomus tentans</i> (midge)	LAR	3.313.14	36109.9	0.21410.203	22.9115.3	7.8411.98	65.1116.8	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a
1.803	12687		COA	14 d FT	Significantly toxic (0.3510 7% sexual maturity)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	LAR	3.613.52	43.617.8	0.0810.02	20115.9	8.0512.22	67.9118	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a
1.803	12667	NE	COA	14 d FT	Not toxic (20.9111 5% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	LAR	3.613.52	43.617.8	0.0810.02	20115.9	8.0512.22	67.9118	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a
1.833	12646		COA	28 d FT	Significantly toxic (2015.1% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	LAR	3.713.47	44.417.7	0.07710.028	20.2115.5	7.4312.02	62.8118.4	Buffalo River, NY	Ingersoll et al. 1992a
2.090	1803		COA		Low abundance (0 N/sq m)	Chironomidae	812.83						St. Mary		

Appendix XIX. Summary of the available biological effects and related physicochemical data for

sediment-associated benzo(a)pyrene ($\mu\text{g kg}^{-1}$ dry weight) in freshwater systems.

Benzo(a)pyrene ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Hit	Analysis Type	Test Type	Endpoint Measured	Species	Life Stage	TOC (%)	AVS ($\mu\text{mol g}^{-1}$)	Un-ionized Ammonia (mg L^{-1})	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Area	Reference
2 090	1803	NE	COA	High abundance (1110612956 N/sq m.)	Benthic species		612 83						St Mary's River, ON	Pope 1990
2 457	1402	NE	COA	High diversity (2 8710 035, Shannon Weaver Index)	Benthic species		6 7512 93						St Mary's River, ON	Pope 1990
2 457	1402	NE	COA	High taxa (9 3310 577 S/sq m.)	Benthic species		6 7512 93						St Mary's River, ON	Pope 1990
2 876		NE	SSBA	19 d	Daphnia sp. (amphipod)	AD1	110 2						Laboratory	Landrum et al. 1991
2 876		NE	SSBA	19 d	Daphnia sp. (amphipod)	AD1	110 2						Laboratory	Landrum et al. 1991
8 099		*	SSBA	26 d	Daphnia sp. (amphipod)	AD1	110 2						Laboratory	Landrum et al. 1991
8 099		*	SSBA	26 d	Daphnia sp. (amphipod)	AD1	110 2						Laboratory	Landrum et al. 1991
8 099		NE	SSBA	3-d	Daphnia sp. (amphipod)	AD1	110 2						Laboratory	Landrum et al. 1991
8 099		NE	SSBA	6-d	Daphnia sp. (amphipod)	AD1	110 2						Laboratory	Landrum et al. 1991
8 099		NE	SSBA	12-d	Daphnia sp. (amphipod)	AD1	110 2						Laboratory	Landrum et al. 1991
8 099		NE	SSBA	19 d	Daphnia sp. (amphipod)	AD1	110 2						Laboratory	Landrum et al. 1991
8 099		NE	SSBA	26 d	Daphnia sp. (amphipod)	AD1	110 2						Laboratory	Landrum et al. 1991
8 099		NE	SSBA	3 d	Daphnia sp. (amphipod)	AD1	110 2						Laboratory	Landrum et al. 1991
8 099		NE	SSBA	6 d	Daphnia sp. (amphipod)	AD1	110 2						Laboratory	Landrum et al. 1991
8 099		NE	SSBA	12-d	Daphnia sp. (amphipod)	AD1	110 2						Laboratory	Landrum et al. 1991
9 200		NE	COA	High abundance (493917 N/sq m.)	Benthic invertebrates		12 3	31.7		14 2	89	72 1	Indiana Harbor, IN	Ingersoll et al. 1992a
10 600		*	EqPA	Interim Freshwater Sediment Quality Criteria (FCV)			1						United States	USEPA 1988
17 950	111621	SG	COA	Low abundance (335712112 N/sq m.)	Benthic invertebrates		9 212 29	41 5121 4		23 914 3	5910 636	66 1115 1	Indiana Harbor, IN	Ingersoll et al. 1992a
450 000		*	EqPA	Chronic Marine EqP Threshold	Aquatic biota		1						United States	Bullitt et al. 1985

Benzo(a)pyrene ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Hit	Analysis Type	Test Type	Endpoint Measured	Species	Life Stage	Total Sulphide					Area	Reference
							TOC (%)	AVS ($\mu\text{mol g}^{-1}$)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)		
0.02	NC	COA		Significantly toxic (10% mortality)	<i>Mynduspis bahia</i> (mysid shrimp)		0.009	0.004	94.8			Mobile Bay, AL	EMAP 1991
0.14	10 057	NE	COA	Not significantly toxic (3.3 ± 2.5% mortality)	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)		0.0430 455	0.3910 41	62.7 ± 28.3			Apalachicola Bay, FL	EMAP 1991
0.17	10 063	NE	COA	Not significantly toxic (0.7 ± 1.5% mortality)	<i>Mynduspis bahia</i> (mysid shrimp)		0.5410 385	0.40510 417	51.6 ± 25.1			Apalachicola Bay, FL	EMAP 1991
0.2	10 071	SG	COA	Significantly toxic (15.6% mortality)	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)		0.43810 442	0.42110 593	40.5 ± 24.2			Apalachicola Bay, FL	EMAP 1991
0.215	10 212	NE	COA	Not significantly toxic (1.0 ± 2.05% mortality)	<i>Mynduspis bahia</i> (mysid shrimp)		0.82410 915	1.6910 92	8.8 ± 7.13			Chandeleur Sound, LA	EMAP 1991
0.263	10 183	NC	COA	Significantly toxic (11.5 ± 8.6% mortality)	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)		0.81110 711	1.8710 973	7.38 ± 5.97			Chandeleur Sound, LA	EMAP 1991
0.315	10 375	NC	COA	Significantly toxic (11.6 ± 3.9% mortality)	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)		0.11110 045	0.03	87.9 ± 3.46			Mississippi Sound, MS	EMAP 1991
0.466	10 247	•	COA	Significantly toxic (7.6 ± 3.2% mortality)	<i>Mynduspis bahia</i> (mysid shrimp)		0.62410 197	2.0711 19	11.3 ± 17.1			Chandeleur Sound, LA	EMAP 1991
0.517	10 317	NE	COA	Not significantly toxic (2.87 ± 0.5% mortality)	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)		0.51710 166	2.0211 38	15.8 ± 22.5			Chandeleur Sound, LA	EMAP 1991
0.77	10 622	NE	COA	High abundance (155 ± 49.5 N/0.00203 sq m)	<i>Onychochaeta</i>		1.21 ± 27	4.27 ± 3.85	48.6 ± 14.1	30.7 ± 5.06	21.2 ± 19.2	Galveston Bay, TX	Carr 1992
1.71	11 12	NE	COA	High abundance (27.3 ± 10.0 N/0.00203 sq m)	<i>Mollusca</i>		1.64 ± 4	1.39 ± 0.17	57.4 ± 5.75	34.7 ± 5.09	7.9 ± 0.68	Galveston Bay, TX	Carr 1992
2.98	12 69	NE	COA	High species richness (24.5 ± 3.7 N/0.00203 sq m)	<i>Benthic species</i>		1.36 ± 0.66	1.2 ± 0.39	52.4 ± 11	38.6 ± 8.89	8.98 ± 2.16	Galveston Bay, TX	Carr 1992
2.98	12 69	NE	COA	High abundance (359 ± 92.8 N/0.00203 sq m)	<i>Benthic species</i>		1.36 ± 0.66	1.2 ± 0.39	52.4 ± 11	38.6 ± 8.89	8.98 ± 2.16	Galveston Bay, TX	Carr 1992
3.43	14.54	NE	COA	High abundance (16.2 ± 1.9 N/0.00203 sq m)	<i>Copepoda</i>		0.84410 524	4.73 ± 3.1	33.3 ± 17.8	48.2 ± 15.9	18.5 ± 9.96	Galveston Bay, TX	Carr 1992
3.88	11.39	NC	COA	Significantly toxic (12.2 ± 4.2% mortality)	<i>Mynduspis bahia</i> (mysid shrimp)		0.93910 335	2.63 ± 2.3	9.68 ± 5.01			Mississippi Sound, MS	EMAP 1991
3.9	13.48	NE	COA	Not significantly toxic (1.58 ± 1.82% mortality)	<i>Mynduspis bahia</i> (mysid shrimp)		0.94410 54	1.93 ± 1.58	20.9 ± 22			Malayanga Bay, TX	EMAP 1991
3.9	13.48	NE	COA	Not significantly toxic (2.31 ± 1.65% mortality)	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)		0.94410 51	1.93 ± 1.58	20.9 ± 22			Malayanga Bay, TX	EMAP 1991
4.09	15.76	NE	COA	Not toxic (98.1 ± 1.7% normal development)	<i>Arbacia punctulata</i> (sea urchin)	EMB	0.74810 476	4.16 ± 3.45	35.2 ± 18.4	46.9 ± 16.4	17.8 ± 16	Galveston Bay, TX	Carr 1992
4.17	12.33	NE	COA	High abundance (156 ± 22.9 N/0.00203 sq m)	<i>Polychaeta</i>		0.91610 661	2.94 ± 2.3	46.7 ± 11	40.7 ± 6.3	12.6 ± 3.7	Galveston Bay, TX	Carr 1992
4.36	15.4	NE	COA	Not significantly toxic (0.789 ± 1.59% mortality)	<i>Mynduspis bahia</i> (mysid shrimp)		0.82710 757	1.46 ± 1.58	24.4 ± 36.1			Mississippi Sound, MS	EMAP 1991
4.5	NE	COA	10-d	Not significantly toxic (3% mortality)	<i>Rhipidomys brunneus</i> (amphipod)	AUT			98	0.3	2	Hahira Harbour, NS	Jay et al 1991
4.5	NE	COA	10-d	Not significantly toxic (4% mortality)	<i>Corophium volutator</i> (amphipod)	AUT			98	0.3	2	Sydney Tar Pond, NS	Jay et al 1991
4.5	NE	COA	10-d	Not significantly toxic (3% mortality)	<i>Rhipidomys brunneus</i> (amphipod)	AUT			98	0.3	2	Sydney Tar Pond, NS	Jay et al 1991
5.08	14.49	NE	COA	Not significantly toxic (1.4 ± 1.73% mortality)	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)		0.99810 602	2.01 ± 1.82	7.47 ± 3.87			Mississippi Sound, MS	EMAP 1991
5.54	17.83	NE	COA	Significantly toxic (46 ± 19.3% mortality)	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)		0.7210 298	3.84 ± 3.43	59.6 ± 49.8			Mobile Bay, AL	EMAP 1991
6.25	110.4	NE	COA	Not toxic (92.5 ± 6.9% fertilization)	<i>Arbacia punctulata</i> (sea urchin)	EMB	0.77210 448	6.37 ± 6.58	31.7 ± 18.8	49.2 ± 16	19.1 ± 19	Galveston Bay, TX	Carr 1992
7.6	NE	COA	10-d	Not significantly toxic (0.33 ± 0.16% mortality)	<i>Palaeomonetes pugio</i> (grass shrimp)		0.49310 448	2.32 ± 2.25	91.1 ± 11.5	6.5 ± 9.51	2.42 ± 2.16	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Not significantly toxic (2.33 ± 0.3% mortality)	<i>Palaeomonetes pugio</i> (grass shrimp)		0.49310 448	2.32 ± 2.25	91.1 ± 11.5	6.5 ± 9.51	2.42 ± 2.16	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	10-d	Not significantly toxic (15.3 ± 11.0% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	JUV	0.64810 641	1.74 ± 1.39	87.4 ± 16.6	9.77 ± 13.7	2.8 ± 3.02	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	10-d	Not significantly toxic (1% mortality)	<i>Streblospio benedicti</i> (polychaete worm)		1.38	3.25	68.6	25.4	6	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Not significantly toxic (16.5 ± 18% mortality)	<i>Streblospio benedicti</i> (polychaete worm)		0.78310 645	4.83 ± 2.23	83.7 ± 21.4	13.1 ± 17.4	3.2 ± 3.96	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Not toxic (0.367 ± 0.085 mg/day growth)	<i>Palaeomonetes pugio</i> (grass shrimp)		0.49310 448	2.32 ± 2.25	91.1 ± 11.5	6.5 ± 9.51	2.42 ± 2.16	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Not toxic (0.00210 0005 mg/day growth)	<i>Streblospio benedicti</i> (polychaete worm)		0.49310 448	2.32 ± 2.25	91.1 ± 11.5	6.5 ± 9.51	2.42 ± 2.16	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Not significantly toxic (0.00310 002 mg/day growth)	<i>Lepidactylus dybowskyi</i> (amphipod)		0.31610 12	2.13 ± 2.46	95.5 ± 3.71	2.76 ± 2.48	1.7 ± 1.4	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	10-d	Not significantly toxic (7.2 ± 1.92% mortality)	<i>Lepidactylus dybowskyi</i> (amphipod)		0.5410 47	1.5 ± 1.13	89.5 ± 12.1	7.68 ± 10.2	2.82 ± 2.14	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	10-d	Not significantly toxic (99.6 ± 0.55% rebound)	<i>Lepidactylus dybowskyi</i> (amphipod)		0.5410 47	1.5 ± 1.13	89.5 ± 12.1	7.68 ± 10.2	2.82 ± 2.14	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Not significantly toxic (<10% emergence)	<i>Lepidactylus dybowskyi</i> (amphipod)		0.5410 47	1.5 ± 1.13	89.5 ± 12.1	7.68 ± 10.2	2.82 ± 2.14	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Not significantly toxic (<10% emergence)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	JUV	0.5610 47	1.5 ± 1.13	89.5 ± 12.1	7.68 ± 10.2	2.82 ± 2.14	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Not significantly toxic (0.001 ± 0.001 mg/day growth)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	JUV	0.55510 471	2.68 ± 2.3	89.3 ± 11.9	7.84 ± 10.2	2.92 ± 0.1	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	10-d	Not significantly toxic (1.83 ± 1.6% mortality)	<i>Palaeomonetes pugio</i> (grass shrimp)		0.55310 622	2.31 ± 2.04	87.9 ± 13.7	7.28 ± 10	4.85 ± 2.8	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Not significantly toxic (3.5 ± 1.87% mortality)	<i>Palaeomonetes pugio</i> (grass shrimp)		0.55310 622	2.31 ± 2.04	87.9 ± 13.7	7.28 ± 10	4.85 ± 2.8	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	10-d	Not significantly toxic (9.25 ± 3.2% mortality)	<i>Lepidactylus dybowskyi</i> (amphipod)		0.63810 768	1.65 ± 1.62	85.1 ± 13.9	9.58 ± 11.96	5.41 ± 8.2	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	10-d	Not significantly toxic (22.3 ± 3.7% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	JUV	0.78810 866	2.04 ± 1.75	80.15 ± 7	12.81 ± 2.4	7.23 ± 3.89	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	10-d	Not significantly toxic (8.8 ± 1.2% mortality)	<i>Streblospio benedicti</i> (polychaete worm)		0.62610 666	2.67 ± 2.05	85.4 ± 13.9	8.74 ± 10.5	5.82 ± 3.98	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Not significantly toxic (14 ± 9.22% mortality)	<i>Streblospio benedicti</i> (polychaete worm)		0.62610 666	2.67 ± 2.05	85.4 ± 13.9	8.74 ± 10.5	5.82 ± 3.98	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	10-d	Not significantly toxic (99.1 ± 0.865% rebound)	<i>Lepidactylus dybowskyi</i> (amphipod)		0.62610 666	1.65 ± 1.4	85.7 ± 14.2	8.62 ± 10.6	5.68 ± 4.21	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Not toxic (<20% emergence)	<i>Lepidactylus dybowskyi</i> (amphipod)		0.62610 666	1.65 ± 1.4	85.7 ± 14.2	8.62 ± 10.6	5.68 ± 4.21	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Not toxic (<10% emergence)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	JUV	0.62610 666	1.65 ± 1.4	85.7 ± 14.2	8.62 ± 10.6	5.68 ± 4.21	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Not toxic (0.057 ± 0.04 mg/day growth)	<i>Palaeomonetes pugio</i> (grass shrimp)		0.55310 622	2.31 ± 2.04	87.9 ± 13.7	7.28 ± 10	4.85 ± 2.8	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Not toxic (0.00210 001 mg/day growth)	<i>Streblospio benedicti</i> (polychaete worm)		0.55310 622	2.31 ± 2.04	87.9 ± 13.7	7.28 ± 10	4.85 ± 2.8	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Not significantly toxic (0.016 mg/day growth)	<i>Lepidactylus dybowskyi</i> (amphipod)		0.185	5.58	98.7	0.6	0.7	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Not significantly toxic (0.00510 0004 mg/day growth)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	JUV	0.62610 666	2.67 ± 2.05	85.4 ± 13.9	8.74 ± 10.5	5.82 ± 3.98	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	10-d	Significantly toxic (55 ± 22.6% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	JUV	0.33810 133	2.9 ± 3.1	94.7 ± 3.84	3.3 ± 2.72	2.03 ± 1.44	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	10-d	Significantly toxic (29.8 ± 11.1% mortality)	<i>Streblospio benedicti</i> (polychaete worm)		0.31610 12	2.13 ± 2.46	95.5 ± 3.71	2.76 ± 2.48	1.7 ± 1.4	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Significantly toxic (55 ± 19.5% mortality)	<i>Streblospio benedicti</i> (polychaete worm)		0.34910 11	1.07 ± 0.66	94.7 ± 3.73	3.25 ± 2.57	2.03 ± 1.38	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Significantly toxic (0.003 mg/day growth)	<i>Lepidactylus dybowskyi</i> (amphipod)		1.38	3.25	68.6	25.4	6	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	10-d	Significantly toxic (29% mortality)	<i>Lepidactylus dybowskyi</i> (amphipod)		0.185	6.41	98.8	0.8	0.4	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	10-d	Significantly toxic (89.7% rebound)	<i>Lepidactylus dybowskyi</i> (amphipod)		0.185	6.41	98.8	0.8	0.4	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Significantly toxic (>10% emergence)	<i>Lepidactylus dybowskyi</i> (amphipod)		0.185	6.41	98.8	0.8	0.4	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Significantly toxic (>10% emergence)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	JUV	0.185	6.41	98.8	0.8	0.4	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Significantly toxic (0.004 mg/day growth)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	JUV	0.185	0.5	100			Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	10-d	Significantly toxic (45 ± 12% mortality)	<i>Lepidactylus dybowskyi</i> (amphipod)		0.38110 279	3.61 ± 2.79	93.6 ± 7.21	2.7 ± 2.97	3.7 ± 4.24	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	10-d	Significantly toxic (83 ± 24.3% mortality)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	JUV	0.31710 228	2.57 ± 2.67	95.7 ± 6.3	1.8 ± 2.62	2.47 ± 3.68	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Significantly toxic (22% mortality)	<i>Streblospio benedicti</i> (polychaete worm)		0.185	0.5	100			Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Significantly toxic (29% mortality)	<i>Streblospio benedicti</i> (polychaete worm)		0.185	0.5	100			Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	10-d	Significantly toxic (82.9% rebound)	<i>Lepidactylus dybowskyi</i> (amphipod)		0.185	5.58	98.7	0.6	0.7	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Toxic (>20% emergence)	<i>Lepidactylus dybowskyi</i> (amphipod)		0.185	5.58	98.7	0.6	0.7	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Toxic (>10% emergence)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	JUV	0.185	5.58	98.7	0.6	0.7	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Significantly toxic (0.00610 002 mg/day growth)	<i>Lepidactylus dybowskyi</i> (amphipod)		0.62610 666	1.65 ± 1.4	85.7 ± 14.2	8.62 ± 10.6	5.68 ± 4.21	Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992
7.6	NE	COA	20-d	Significantly toxic (0.003 mg/day growth)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipod)	JUV	0.185	0.5	100			Chesapeake Bay, VA, MD	Hall et al 1992

Appendix XII. Summary of the available biological effects and related physicochemical data for

sediment-associated benzo(a)pyrene ($\mu\text{g/kg}^{-1}$ dry weight) in marine and estuarine systems.

Benzo(a)pyrene ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	III	Analysis Type	Test Type	Endpoint Measured	Species	Life Stage	TOC (%)	AVS ($\mu\text{mol g}^{-1}$)	Total Sulphide ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Area	Reference
7.61	±11.3	•	COA	Low abundance (4 21±5.66 NO 00203 sq m)	<i>Onychaula</i>		0.895±0.453	7.85±8.8	25.9±20.4	57.6±17.3	16.6±5.67		Galveston Bay, TX	Carr 1992
10		•	COA	LC50	<i>Rhopilema eboracum</i> (amphipod)	ADT			75.5	19.5	5		English Harbor, WA	Swartz et al. 1989
11	±15.2	NE	COA	10-d	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)		0.647±0.066	0.16±0.184	18.3±1.77				Galveston Bay, TX	EMAP 1991
11	10.9±1	NE	COA	Not significantly toxic (1.07±1.85% mortality)	<i>Myaduspis balia</i> (mysid shrimp)		0.968±0.815	8.23±3.4	19.8±1.69				Mobile Bay, AL	EMAP 1991
11	±1.32	NE	COA	10-d	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)		1.24±0.948	8.51±4.76	17.5±1.49				Mobile Bay, AL	EMAP 1991
11.4	±12.6	NE	COA	Not significantly toxic (0% mortality)	<i>Myaduspis balia</i> (mysid shrimp)		1.31±0.83	1.14±1	25.3±20.9				Mississippi River, MS, LA	EMAP 1991
12.1	±10.8	NE	COA	Not significantly toxic (0% mortality)	<i>Myaduspis balia</i> (mysid shrimp)		0.934±0.657	0.457±0.53	16.1±4.68				Galveston Bay, TX	EMAP 1991
12.2	±13.8	NE	COA	10-d	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)		1.22±0.717	0.235±0.276	28.1±17				Mississippi River, MS, LA	EMAP 1991
12.6	±36.4	NE	COA	Low abundance (0.3±0.851 NO 00203 sq m)	<i>Amphipoda</i>		0.859±0.487	7.67±8.12	28.1±19.5	54.3±17.7	17.6±7.44		Galveston Bay, TX	Carr 1992
12.8	±16.8	NE	COA	High Abundance (6±1.41 NO 00203 sq m)	<i>Amphipoda</i>		0.955±0.629	7.21±8.2	36.4±20.8	46.9±9.5	16.7±11.3		Galveston Bay, TX	Carr 1992
13.7	±37	•	COA	Low abundance (1.86±2.59 NO 00203 sq m)	Mollusca		0.784±0.421	8.29±8.13	25.7±17.7	55.8±16.9	18.5±7.13		Galveston Bay, TX	Carr 1992
14	±37.7	•	COA	Low species richness (10±3.73 NO 00203 sq m)	Benthic species		0.795±0.425	8.56±8.14	25.3±17.9	56.1±7.2	18.7±7.17		Galveston Bay, TX	Carr 1992
14	±37.7	•	COA	Low abundance (89±60.7 NO 00203 sq m)	Benthic species		0.795±0.425	8.56±8.14	25.3±17.9	56.1±7.2	18.7±7.17		Galveston Bay, TX	Carr 1992
14.8	±17.8	NE	COA	10-d	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)		0.961±0.517	1.17±0.64	20.6±7.7				Galveston Bay, TX	EMAP 1991
15	±7.47	NE	COA	10-d	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)		1.15±1.04	2.31±0.651	7.7±4.05				Mississippi River, MS, LA	EMAP 1991
15	±21.7	SG	COA	Significantly toxic (13.4±9.11% mortality)	<i>Myaduspis balia</i> (mysid shrimp)		0.778±0.482	1.21±0.778	22.8±8.31				Galveston Bay, TX	EMAP 1991
15.3	±40.7	•	COA	Low abundance (41.7±21.8 NO 00203 sq m)	Polychaeta		0.848±0.427	9.21±8.61	22.6±17.7	58.2±17.4	19.1±7.64		Galveston Bay, TX	Carr 1992
15.8	±6.67	SG	COA	Significantly toxic (32.9±36.4% mortality)	<i>Myaduspis balia</i> (mysid shrimp)		1.07±0.924	1.41±1.93	10.5±7.94				Mississippi River, MS, LA	EMAP 1991
16.9	±45.1	•	COA	Low abundance (2.05±1.58 NO 00203 sq m)	Copepoda		0.879±0.47	9.63±9.65	25.5±20.1	57.7±17.5	16.8±5.37		Galveston Bay, TX	Carr 1992
27.1	±55.8	•	COA	48 h	<i>Arbacia punctulata</i> (sea urchin)	EMB	1.06±0.449	14.5±9.2	15.9±12.9	64.1±13.4	20.1±7.68		Galveston Bay, TX	Carr 1992
28.1	±25.8	NE	COA	10-d	<i>Rhopilema eboracum</i> (amphipod)		2.83±0.459	16.3±9.58	51.6±31.4	20.2±15	28.2±17.4		Wilmington Harbor, NC	Ward et al. 1992
28.1	±25.8	NE	COA	10-d	<i>Nereis virens</i> (polychaete)		2.83±0.459	16.3±9.58	51.6±31.4	20.2±15	28.2±17.4		Wilmington Harbor, NC	Ward et al. 1992
28.1	±25.8	NE	COA	28-d	<i>Nereis virens</i> (polychaete)		2.83±0.459	16.3±9.58	51.6±31.4	20.2±15	28.2±17.4		Wilmington Harbor, NC	Ward et al. 1992
28.1	±25.8	NE	COA	28-d	<i>Macoma nasuta</i> (clam)		2.83±0.459	16.3±9.58	51.6±31.4	20.2±15	28.2±17.4		Wilmington Harbor, NC	Ward et al. 1992
30		NE	COA	10-d	<i>Rhopilema eboracum</i> (amphipod)	ADT	2.08±0.66		0.02±0.01 dw				Jetty Island Pier, Everett Marina, WA	Hall Crowmer & Assoc. Inc. 1986
32	±29.4	NE	COA	Low abundance (53±33.9 NO 00203 sq m)	Benthic invertebrates		0.985±0.247	22±11.2	8.03±6.42	58.6±14.3	33.4±7.83		Galveston Bay, TX	Carr 1992
36.5	±79.5	•	COA	Moderate abundance (58.3±16.2 NO 00203 sq m)	Clitellaria		0.632±0.214	1.93±5.6	33.2±11.8	46.8±10.9	20±10.4		Galveston Bay, TX	Carr 1992
39.9	±78	•	COA	1-h	<i>Arbacia punctulata</i> (sea urchin)	EMB	1.26±0.47	14.6±10.1	13±11.1	70.5±11.6	16.4±5.2		Galveston Bay, TX	Carr 1992
41		NE	COA	Not toxic (10% prevalence of adipogenic degeneration/necrosis)	<i>Paraplysia velutina</i> (English sole)								Puget Sound, WA	Mahony et al. 1985b
41		NE	COA	Not toxic (17.5% prevalence of steatosis and hemosiderosis)	<i>Paraplysia velutina</i> (English sole)								Puget Sound, WA	Mahony et al. 1985b
41		NE	COA	Not toxic (0% occurrence of hepatic cellular alterations)	<i>Paraplysia velutina</i> (English sole)								Puget Sound, WA	Mahony et al. 1985b
41		NE	COA	Not toxic (5% prevalence of hepatocellular regenerative foci)	<i>Paraplysia velutina</i> (English sole)								Puget Sound, WA	Mahony et al. 1985b
41		NE	COA	Not toxic (0% prevalence of hepatic cellular alterations)	<i>Paraplysia velutina</i> (English sole)								Puget Sound, WA	Mahony et al. 1985b
41		NE	COA	Not toxic (32.5% prevalence of hepatic adipogenic lesions)	<i>Paraplysia velutina</i> (English sole)								Puget Sound, WA	Mahony et al. 1985b
44	±78.4	NE	COA	Low species (11.2±1.94 NO 00203 sq m)	Benthic species		0.642±0.356	13.4±8.65	24.5±13.8	43.3±16.8	32.2±8.31		Galveston Bay, TX	Carr 1992
49.3	±7.04	NE	COA	15 min	<i>Microtox</i> (<i>Photobacterium phosphoreum</i>)		1.39±0.37		47.3±8.22	41±11			Puget Sound, WA	Pastorik and Becker 1990
50.1	±99	NE	COA	High abundance (154±30.2 NO 00203 sq m)	Benthic invertebrates		0.47±0.27	9.07±2.94	32.8±5.56	35.6±13	31.7±9.67		Galveston Bay, TX	Carr 1992
60		NE	COA	10-d	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)		0.028	9 $\mu\text{g/g}$					Savannah River Entrance Channel, GA	Windom 1995
60		NE	COA	48-h	<i>Arbacia punctulata</i> (sea urchin)		0.03	18 $\mu\text{g/g}$					Savannah River Entrance Channel, GA	Windom 1995
63.1	±96.4	NE	COA	10-d	<i>Grandidierella japonica</i> (amphipod)	JUV							Southern California	Anderson et al. 1988
67.5	±2.89	NE	COA	48-h	<i>Arbacia punctulata</i> (sea urchin)		0.18±0.162	182±208 $\mu\text{g/g}$					Brunswick Harbor Entrance, GA	Windom 1995
68.3	±2.89	NE	COA	10-d	<i>Myaduspis balia</i> (mysid)		0.246±0.051	127±24 $\mu\text{g/g}$					Savannah River Entrance Channel, GA	Windom 1995
70	±9.57	NE	COA	48-h	<i>Arbacia punctulata</i> (sea urchin)		0.299±0.251	114±68.4 $\mu\text{g/g}$					Savannah River Entrance Channel, GA	Windom 1995
70.6	±10.4	NE	COA	96-h	<i>Myaduspis balia</i> (mysid)		0.24±0.247	91.9±73.4 $\mu\text{g/g}$					Savannah River Entrance Channel, GA	Windom 1995
70.6	±11.2	NE	COA	96-h	<i>Alvinia beryllina</i> (silverside)		0.24±0.264	90.5±78.4 $\mu\text{g/g}$					Savannah River Entrance Channel, GA	Windom 1995
71.7	±12.9	NE	COA	10-d	<i>Myaduspis balia</i> (mysid)		0.237±0.311	74.6±85.5 $\mu\text{g/g}$					Savannah River Entrance Channel, GA	Windom 1995
71.7	±9.31	SG	COA	48-h	<i>Arbacia punctulata</i> (sea urchin)		0.344±0.242	129.5±59.3 $\mu\text{g/g}$					Savannah River Entrance Channel, GA	Windom 1995
71.9	±10.3	NE	COA	10-d	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)		0.267±0.25	102±71.1 $\mu\text{g/g}$					Savannah River Entrance Channel, GA	Windom 1995
80.8		TEL												
90.6	±24.3	NE	COA	10-d	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)		1.19±1.04	786±1197.3 $\mu\text{g/g}$					Brunswick Harbor Entrance, GA	Windom 1995
90.6	±24.3	NE	COA	10-d	<i>Myaduspis balia</i> (mysid)		1.19±1.04	786±1197.3 $\mu\text{g/g}$					Brunswick Harbor Entrance, GA	Windom 1995
92.9	±25.6	NE	COA	96-h	<i>Myaduspis balia</i> (mysid)		1.21±1.13	809±1337.8 $\mu\text{g/g}$					Brunswick Harbor Entrance, GA	Windom 1995
92.9	±25.6	NE	COA	96-h	<i>Alvinia beryllina</i> (silverside)		1.22±1.13	917±1336.3 $\mu\text{g/g}$					Brunswick Harbor Entrance, GA	Windom 1995
100		SG	COA	96-h	<i>Myaduspis balia</i> (mysid)		1.8	7095 $\mu\text{g/g}$					Brunswick Harbor Entrance, GA	Windom 1995
100		SG	COA	96-h	<i>Monaca beryllina</i> (silverside)		1.71	6562 $\mu\text{g/g}$					Brunswick Harbor Entrance, GA	Windom 1995
107		AETA	15-min	1986 Puget Sound AET	<i>Microtox</i> (<i>Photobacterium phosphoreum</i>)		1						Puget Sound, WA	Beffert et al. 1986
107		AETA	48-h	1986 Puget Sound AET	<i>Crassostrea gigas</i> (oyster)	LAR	1						Puget Sound, WA	Beffert et al. 1986
109	±14.7	SG	COA	48-h	<i>Arbacia punctulata</i> (sea urchin)		1.99±0.562	1400±134.34 $\mu\text{g/g}$					Brunswick Harbor Entrance, GA	Windom 1995
129	±61.4	NE	COA	48-h	Bivalve	LAR							San Francisco Bay, CA	Long and Morgan 1990
144	±23.9	NE	COA	10-d	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)	SUBADT	1.14±0.352	6.09±5.38	34.3±29.2	31.7±6.5	32.9±17		Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
154	±17.3	NE	COA	10-d	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)	ADT			50.2±34.3	23.6±17.2	26.2±20.5		Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
160		AETA	10-d	1986 Puget Sound AET	<i>Rhopilema eboracum</i> (amphipod)	ADT	1						Puget Sound, WA	Beffert et al. 1986
160		NE	SGO	Sediment Quality Objectives	Aquatic biota								Burford Inlet, BC	Swain and Neman 1991
167	±18.1	NE	COA	48 h	<i>Mulinia lateralis</i> (Bivalve)	LAR	2.33±0.364	26.8±9.42	23.9±10.2	33.5±9.38	23.7±4.83		Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
170		NE	COA	10-d	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)	SUBADT	1.63±0.596						Tampa Bay, FL	Long 1993
170		NE	COA	1-h	<i>Arbacia punctulata</i> (sea urchin)	GAM	1.45±0.587						Tampa Bay, FL	Long 1993
171	±38.5	NE	COA	Not significantly toxic (EC50, 0.061±0.038 mg dry wt/L)	<i>Microtox</i> (<i>Photobacterium phosphoreum</i>)		1.81±0.477	8.52±10.7	20±11.1	48.3±10.3	30.3±3.98		Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
174	±30.8	NE	COA	10-d	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)	SUBADT	2.06±0.523	20.1±13.9	22.3±9.32	39.6±11.2	26.3±5.56		Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993
177	±147	NE	COA	10-d	<i>Rhopilema eboracum</i> (amphipod)	ADT	2.66±2.15		25.7±14.3	39.1±18.7	52.8±25.5		Burford Inlet, BC	McLay et al. 1991
177	±147	NE	COA	10-d	<i>Curculionina velutaria</i> (amphipod)	ADT	3.18±2.1		27.6±17.4	24.8±21.6	40.7±35.3		Burford Inlet, BC	McLay et al. 1991

Appendix XII. Summary of the available biological effects and related physicochemical data for

sediment-associated benzo(a)pyrene (μgkg^{-1} dry weight) in marine and estuarine systems.

Benzo(a)pyrene (μgkg^{-1})	Hlt	Analysis Type	Test Type	Endpoint Measured	Species	Life Stage	Total					Area	Reference		
							TOC (%)	AVS (μmolg^{-1})	Sulphide (mgkg^{-1})	Sand (%)	Silt (%)			Clay (%)	
179	130.2	NE	COA	48 h	Not significantly toxic (98.3 ± 2.22% normal development)	<i>Mulinia lateralis</i> (bivalve)	LAR	2.18 ± 0.531	19.1 ± 2.5	19.8 ± 0.4	43.1 ± 1.6	28.8 ± 0.3	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993	
180	157	NE	COA	10-d	Not significantly toxic (10.3 ± 5.86% mortality)	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)	SUBADT	1.82 ± 0.225	8.3 ± 0.2	23.1 ± 0.7	48.1 ± 0.9	28.4 ± 0.2	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993	
210	198.7	NE	COA	48 h	Not significantly toxic (15.2 ± 9.21% mortality)	<i>Mulinia lateralis</i> (bivalve)	LAR	2.17 ± 0.663	18.4 ± 1.9	18.2 ± 1.2	48.6 ± 0.29	31.6 ± 0.5	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993	
212	1101	SG	COA		Significantly toxic (EC50: 0.014 ± 0.006 mg dry wt/mL)	<i>Microtox</i> (<i>Photobacterium phosphoreum</i>)		2.51 ± 0.45	29.6 ± 1.7	20.2 ± 1.1	40.4 ± 1.2	28.1 ± 0.8	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993	
217	181	SG	COA	1-h	Moderately toxic (15.3 ± 10.6% fertilization)	<i>Arbacia punctulata</i> (sea urchin)	GAM	1.94 ± 0.908					Tampa Bay, FL	Long 1993	
220	1209	*	COA	10-d	Toxic (19.5 ± 0.707% mortality)	<i>Rhiposynus abronius</i> (amphipod)	ADT	2.15 ± 0.071		0.015 ± 0.001% dw			Jetty Island Pier, Everett Marina, WA	Bricker et al. 1993	
220	1110	NE	COA		Not significantly toxic (EC50: 0.066 ± 0.033 mg dry wt/mL)	<i>Microtox</i> (<i>Photobacterium phosphoreum</i>)		1.89 ± 0.902					Tampa Bay, FL	Long 1993	
223	152	NE	COA		Not significantly toxic (EC50: 0.125 ± 0.084 mg dry wt/mL)	<i>Microtox</i> (<i>Photobacterium phosphoreum</i>)		1.25 ± 0.468	1.98 ± 0.25	32.8 ± 0.5	46.5 ± 0.2	19.8 ± 0.9	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993	
255	179.4	NC	COA	10-d	Significantly toxic (25.9 ± 5.01% mortality)	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)	SUBADT	1.21 ± 0.444	2.41 ± 0.32	42.9 ± 0.8	40.3 ± 0.4	16.9 ± 0.4	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993	
260		NC	COA	2-d	Significantly toxic (3.8% abnormal chromosome)	<i>Dendroster excentricus</i> (echinoderm)	EMB	1.5		32			Puget Sound, WA	Pasturak and Becker 1990	
260	1232	NE	COA		Not significantly toxic (EC50: 0.167 ± 0.198 mg dry wt/mL)	<i>Microtox</i> (<i>Photobacterium phosphoreum</i>)		1.59 ± 0.09	4.67 ± 0.99	30.3 ± 0.6	41.5 ± 0.3	26.1 ± 0.8	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993	
268	1219	NE	COA		Not significantly toxic (EC50: 0.096 ± 0.101 mg dry wt/mL)	<i>Microtox</i> (<i>Photobacterium phosphoreum</i>)		1.37 ± 0.759	6.93 ± 0.83	47.3 ± 0.3	30.6 ± 0.2	20.3 ± 0.4	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993	
268	1405	NE	COA	10-d	Not significantly toxic (7.2 ± 1.89% mortality)	<i>Euchaetis ornatus</i> (amphipod)	ADT	1.93 ± 1.94	10.3 ± 1.2				Oahu, Hawaii	Landerson et al. 1993	
268	1405	NE	COA	10-d	Not significantly toxic (10.1 ± 4.01% mortality)	<i>Coryphopterus heterocercus</i> (amphipod)	ADT	1.93 ± 1.94	10.3 ± 1.2				Oahu, Hawaii	Landerson et al. 1993	
280	1241	NE	COA		Not significantly toxic (EC50: 0.074 ± 0.043 mg dry wt/mL)	<i>Microtox</i> (<i>Photobacterium phosphoreum</i>)		1.27 ± 0.626	6.21 ± 0.41	49.8 ± 0.2	27.4 ± 0.3	20.4 ± 0.5	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993	
290	1244	NE	COA	48 h	Not significantly toxic (12.3 ± 14.5% mortality)	<i>Mulinia lateralis</i> (bivalve)	LAR	1.53 ± 0.743	15.7 ± 2.2	38.6 ± 0.5	34.8 ± 0.4	24.1 ± 0.4	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993	
298	1276	NE	COA	48 h	Not significantly toxic (59.3 ± 0.827% normal development)	<i>Mulinia lateralis</i> (bivalve)	LAR	1.43 ± 0.738	14.7 ± 2.4	43.8 ± 0.1	31.2 ± 0.1	22.5 ± 0.1	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993	
298	1245	SG	COA	48 h	Significantly toxic (96.1 ± 66% normal development)	<i>Mulinia lateralis</i> (bivalve)	LAR	2.52 ± 0.897	35 ± 4.2	22.4 ± 0.2	48.8 ± 0.6	30.6 ± 0.2	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993	
<300	1328	NE	COA	10-d	Not significantly toxic (6.8 ± 7.31% mortality)	<i>Rhiposynus abronius</i> (amphipod)	ADT			39 ± 0.2	40.8 ± 0.5	19.3 ± 0.3	Hallifax Harbour, NS	Lay et al. 1991	
<300	1328	NE	COA	10-d	Not significantly toxic (8.5 ± 6.06% mortality)	<i>Coryphopterus vulvulator</i> (amphipod)	ADT			30.8 ± 0.2	46.5 ± 0.5	21.8 ± 0.3	Hallifax Harbour, NS	Lay et al. 1991	
<300	1328	NE	COA	20-d	Not significantly toxic (0.7 ± 1.63% mortality)	<i>Nematostella sp.</i> (polychaete)	JUV			39 ± 0.2	40.8 ± 0.5	19.3 ± 0.3	Hallifax Harbour, NS	Lay et al. 1991	
329	1385	NE	COA	48 h	Least toxic (15.1 ± 1.1% abnormality)	Oyster							Commencement Bay, WA	Tetra Tech 1985	
341	1297	NE	COA	48 h	Not significantly toxic (6.4 ± 10.1% mortality)	<i>Mulinia lateralis</i> (bivalve)	LAR	1.46 ± 0.733	4.2 ± 0.27	36.7 ± 0.4	44.1 ± 0.4	18.4 ± 0.3	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993	
341	1297	NE	COA	48 h	Not significantly toxic (99.0 ± 0.627% normal development)	<i>Mulinia lateralis</i> (bivalve)	LAR	1.46 ± 0.733	4.2 ± 0.27	36.7 ± 0.4	44.1 ± 0.4	18.4 ± 0.3	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993	
365	1449	NE	COA	10-d	Not significantly toxic (17.2 ± 6.07% mortality)	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)	SUBADT	1.71 ± 0.8	15.3 ± 2.2	31 ± 0.3	37.1 ± 0.8	30.6 ± 0.8	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993	
366	1423	NE	COA	2-d	Not significantly toxic (6.67 ± 8.07% abnormal development)	<i>Dendroster excentricus</i> (echinoderm)	EMB	1.51 ± 0.33		33.5 ± 0.3			Puget Sound, WA	Pasturak and Becker 1990	
368	1294	*	COA	10-d	Significantly toxic (30.5 ± 16.4% mortality)	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)	SUBADT	1.62 ± 0.777	17.7 ± 2.6	43.6 ± 0.1	34.4 ± 0.2	19.4 ± 0.2	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993	
372	1343	NE	COA	10-d	Not significantly toxic (13.8 ± 4.09% mortality)	<i>Rhiposynus abronius</i> (amphipod)	ADT	1.47 ± 0.306		71 ± 0.2			Puget Sound, WA	Pasturak and Becker 1990	
397		*	SICA		National Screening Level Concentration Marine	Benthic species							United States	Neil et al. 1987	
399	1400	NE	COA	48 h	Not significantly toxic (17.1 ± 16.1% mortality)	<i>Mulinia lateralis</i> (bivalve)	LAR	1.99 ± 1	21.6 ± 2.5	34.3 ± 0.5	37.6 ± 0.2	25.8 ± 0.6	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993	
400	1447	NE	COA	10-d	Least toxic (18.6 ± 6% mortality)	<i>Rhiposynus abronius</i> (amphipod)	ADT						San Francisco Bay, CA	Long and Morgan 1990	
404	1428	*	COA	48 h	Moderately toxic (59.4 ± 11.3% abnormal)	Bivalve	LAR						San Francisco Bay, CA	Long and Morgan 1990	
423	1465	NE	COA	10-d	Not significantly toxic (18.4 ± 6.8% mortality)	<i>Rhiposynus abronius</i> (amphipod)	ADT						San Francisco Bay, CA	Long and Morgan 1990	
429	1382	SG	COA	10-d	Significantly toxic (42.9 ± 19.2% mortality)	<i>Rhiposynus abronius</i> (amphipod)	ADT						San Francisco Bay, CA	Long and Morgan 1990	
430		*	AETA	48 h	California AET Values	<i>Mytilus edulis</i> (bivalve)	LAR						California	Becker et al. 1990	
430		*	AETA		Northern California AET Values	Benthic species							Northern California	Becker et al. 1990	
432	1344	SG	COA	10-d	Moderately toxic (33.8 ± 7.7% mortality)	<i>Rhiposynus abronius</i> (amphipod)	ADT						San Francisco Bay, CA	Long and Morgan 1990	
449	1446	NE	COA	48 h	Not significantly toxic (98.1 ± 2.78% normal development)	<i>Mulinia lateralis</i> (bivalve)	LAR	2.12 ± 0.04	22.9 ± 2.7	34 ± 0.6	35.3 ± 0.3	25.9 ± 0.2	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993	
453		*	AETA		1986 Puget Sound AET	Benthic species							Puget Sound, WA	Bellar et al. 1986	
465	1471	*	COA	48 h	Significantly toxic (56.7 ± 22.7% abnormal)	Bivalve	LAR						San Francisco Bay, CA	Long and Morgan 1990	
466	1435	SG	COA		Significantly toxic (EC50: 0.016 ± 0.007 mg dry wt/mL)	<i>Microtox</i> (<i>Photobacterium phosphoreum</i>)		2.28 ± 0.936	43.4 ± 3.6	20.8 ± 0.1	49.9 ± 0.3	27.8 ± 0.2	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993	
486	1484	SG	COA	10-d	Highly toxic (67.1 ± 11.8% mortality)	<i>Rhiposynus abronius</i> (amphipod)	ADT						San Francisco Bay, CA	Long and Morgan 1990	
500	1457	SG	COA	10-d	Significantly toxic (34.9 ± 15.7% mortality)	<i>Amphiscia abdita</i> (amphipod)	SUBADT	2.23 ± 0.04	25.4 ± 2.5	34 ± 0.2	36.1 ± 0.6	24.4 ± 0.2	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993	
501	1418	SG	COA	48 h	Significantly toxic (91.5 ± 7.28% normal development)	<i>Mulinia lateralis</i> (bivalve)	LAR	2.6 ± 0.899	36.8 ± 3.9	21.3 ± 0.2	52.7 ± 0.2	25.8 ± 0.8	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993	
509	1354	*	COA	10-d	Significantly toxic (51.7% mortality)	<i>Gammarus locusta japonicus</i> (amphipod)	JUV						Southern California	Anderson et al. 1988	
511	1459	NE	COA	10-d	Not significantly toxic (23.3 ± 16.14% mortality)	<i>Rhiposynus abronius</i> (amphipod)	ADT	1.65 ± 0.738		182 ± 135	23.2 ± 0.8	31.5 ± 0.8	43.2 ± 0.4	Oakland Harbor, CA	Ward et al. 1988
553	1454	NE	COA	10-d	Not significantly toxic (10.4 ± 6.3% mortality)	<i>Nephtys caecoides</i> (polychaete)		1.63 ± 0.657		190 ± 131	23.4 ± 0.5	31.8 ± 0.9	43.4 ± 0.2	Oakland Harbor, CA	Ward et al. 1988
553	1454	NE	COA	10-d	Not significantly toxic (10.2 ± 6.5% mortality)	<i>Macoma nasuta</i> (clam)		1.63 ± 0.657		190 ± 131	23.4 ± 0.5	31.8 ± 0.9	43.4 ± 0.2	Oakland Harbor, CA	Ward et al. 1988
596	1593	NE	COA	10-d	Least toxic (12.5 ± 4.5% mortality)	<i>Rhiposynus abronius</i> (amphipod)	ADT						Commencement Bay, WA	Tetra Tech 1985	
600	1515	*	COA		Significantly toxic (EC50: 0.013 ± 0.005 mg dry wt/mL)	<i>Microtox</i> (<i>Photobacterium phosphoreum</i>)		2.79 ± 0.744	37.6 ± 2.5	21.7 ± 0.4	41.5 ± 0.2	30.3 ± 0.3	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993	
622	1570	NE	COA	48 h	Not significantly toxic (28.8 ± 13.9% mortality)	<i>Mulinia lateralis</i> (bivalve)	LAR	2.65 ± 0.07	32.1 ± 2.8	24.2 ± 0.5	40.6 ± 0.4	32.1 ± 0.1	Long Island Sound, NY, CT	Bricker et al. 1993	
625	1531	SG	COA	48 h	Significantly toxic (68.1 ± 13.3% mortality)	<i>Mulinia lateralis</i> (bivalve)	L								

Appendix XII. Summary of the available biological effects and related physicochemical data for

sediment-associated benzo(a)pyrene ($\mu\text{g kg}^{-1}$ dry weight) in marine and estuarine systems.

Benzo(a)pyrene ($\mu\text{g kg}^{-1}$)					Species	Life Stage	TOC (%)	AVS ($\mu\text{mol g}^{-1}$)	Total Sulphide (mg kg^{-1})	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Area	Reference
H/L	Analysis Type	Test Type	Endpoint Measured											
867	±559	•	COA	Significantly toxic (EC50: 0.011±0.006 mg dry wt/mL)	<i>Microtox</i> (<i>Photobacterium phosphoreum</i>)		3.28±0.363	45.3±21.4		19.4±6.9	38.5±8.7	35.7±15	Long Island Sound, NY, CT	Becker et al. 1993
890	±1322	•	COA	Moderately toxic (26±5.2% mortality)	<i>Rhepoxinus abronius</i> (amphipod)	ADT							Commencement Bay, WA	Tela Tech 1985
921	±505	SG	COA	Significantly toxic (75.1±10.6% mortality)	<i>Mulinia lateralis</i> (bivalve)	LAR	3.32±0.317	42.3±19.2		17.5±3.03	36.4±8.55	34.3±1.53	Long Island Sound, NY, CT	Becker et al. 1993
990		•	SGQ	Chemical Criteria	Benthic community		1						Puget Sound, WA	WDE 1989
1091	±338	•	COA	Highly toxic (92.4±4.5% abnormal)	Bivalve	LAR							San Francisco Bay, CA	Long and Morgan 1990
1097	±353	•	COA	Significantly toxic (61.7±12.5% mortality)	<i>Rhepoxinus abronius</i> (amphipod)	ADT				14.5±4.18	47.3±21.6	36.4±15.9	Halifax Harbour, NS	Tay et al. 1991
1140	±955	•	COA	Significantly toxic (35.2±17.5% mortality)	<i>Ampelisca abdita</i> (amphipod)	SUBADT	3.53±1.35						Tampa Bay, FL	Long 1993
1181	±1872	NE	COA	Not significantly toxic (4.43±2.1% mortality)	<i>Parape generosa</i> (geoduck)	JUV	1.51±0.261		80.4±38.3	40.6±14			Puget Sound, WA	Pastorok and Becker 1990
1192	±1643	•	COA	Highly toxic (78.5±19.5% mortality)	<i>Rhepoxinus abronius</i> (amphipod)	ADT							Commencement Bay, WA	Tela Tech 1985
1210	±1020	•	COA	Significantly toxic (EC50: 0.017±0.012 mg dry wt/mL)	<i>Microtox</i> (<i>Photobacterium phosphoreum</i>)		3.47±1.49						Tampa Bay, FL	Long 1993
1261	±1620	•	COA	Highly toxic (44.5±19% abnormality)	Oyster	LAR							Commencement Bay, WA	Tela Tech 1985
1264	±898	NC	COA	Significantly toxic (50.7±39% mortality)	<i>Palaeomonetes pugio</i> (grass shrimp)	ADT							Elizabeth River, VA	Alden and Butt 1987
1300		•	AETA	San Francisco Bay AET	<i>Rhepoxinus abronius</i> (amphipod)	ADT							San Francisco Bay, CA	Long and Morgan 1990
1383	±2415	NE	COA	Not toxic (8.9±2.99% mortality)	<i>Corophium volutator</i> (amphipod)	ADT	2.8±1.96			23±37.5	40.3±16.4	51.2±22.3	Burrard Inlet, BC	McLeay et al. 1991
1383	±2415	NE	COA	Not toxic (97.2±2.84% rebound)	<i>Rhepoxinus abronius</i> (amphipod)	ADT	2.8±1.96			23±37.5	40.3±16.4	51.2±22.3	Burrard Inlet, BC	McLeay et al. 1991
1481	±1170	NC	COA	Significant decrease in respiration rates	<i>Palaeomonetes pugio</i> (grass shrimp)	ADT							Elizabeth River, VA	Alden and Butt 1987
1579	±1121	•	COA	Toxic (71.6±14.6% prevalence of idiopathic degeneration/necrosis)	<i>Parophrys vetulus</i> (English sole)								Puget Sound, WA	Mahns et al. 1985b
1579	±1121	•	COA	Toxic (51.4±21.1% prevalence of steatosis and hemosiderosis)	<i>Parophrys vetulus</i> (English sole)								Puget Sound, WA	Mahns et al. 1985b
1579	±1121	•	COA	Toxic (19±6.15% prevalence of hepatocellular regenerative foci)	<i>Parophrys vetulus</i> (English sole)								Puget Sound, WA	Mahns et al. 1985b
1579	±1121	•	COA	Toxic (26.7±6.43% prevalence of hepatic neoplasms)	<i>Parophrys vetulus</i> (English sole)								Puget Sound, WA	Mahns et al. 1985b
1579	±1121	•	COA	Toxic (88±3.65% prevalence of hepatic idiopathic lesions)	<i>Parophrys vetulus</i> (English sole)								Puget Sound, WA	Mahns et al. 1985b
1579	±1121	•	COA	Toxic (44.2±8.5% prevalence of hepatic cellular alterations)	<i>Parophrys vetulus</i> (English sole)								Puget Sound, WA	Mahns et al. 1985b
1600		•	AETA	1988 Puget Sound AET	<i>Microtox</i> (<i>Photobacterium phosphoreum</i>)	LAR							Puget Sound, WA	P-II 1988
1600		•	AETA	1988 Puget Sound AET	<i>Crassostrea gigas</i> (oyster)	LAR							Puget Sound, WA	P-II 1988
1791	±2438	NE	COA	Not significantly toxic (2.09±1.73% abnormal chromosome)	<i>Dendroaster excentricus</i> (echinoderm)	EMB	1.56±0.329		87.3±37.7	39.3±14.4			Puget Sound, WA	Pastorok and Becker 1990
1800		•	AETA	San Francisco Bay AET	Oyster, mussel	LAR							San Francisco Bay, CA	Long and Morgan 1990
1840	±2737	NE	COA	Not toxic (7.9±5.12% mortality)	<i>Rhepoxinus abronius</i> (amphipod)	ADT	2.64±2.14			27.5±40.1	46.9±8.02	42.7±13.2	Burrard Inlet, BC	McLeay et al. 1991
1891	±2371	•	COA	Significantly toxic (EC50: 0.065±0.043% extract)	<i>Microtox</i> (<i>Photobacterium phosphoreum</i>)		1.58±0.255		89.8±36.6	39.2±13.8			Puget Sound, WA	Pastorok and Becker 1990
1959	±1993	NE	COA	Least toxic (13±7% mortality)	<i>Rhepoxinus abronius</i> (amphipod)	ADT							Eagle Harbor, WA	C12M H8 1989
2293	±2640	•	COA	Significantly toxic (60.4±46.5% abnormal development)	<i>Dendroaster excentricus</i> (echinoderm)	EMB	1.57±0.287		88.7±41	44.2±11.5			Puget Sound, WA	Pastorok and Becker 1990
2764	±4982	NE	COA	Not significantly toxic (4.5±3.24% mortality)	<i>Palaeomonetes pugio</i> (grass shrimp)	ADT							Elizabeth River, VA	Alden and Butt 1987
3000		•	AETA	1988 Puget Sound AET	<i>Rhepoxinus abronius</i> (amphipod)	ADT							Puget Sound, WA	P-II 1988
3248	±2803	•	COA	Significantly toxic (80.8±30.6% mortality)	<i>Rhepoxinus abronius</i> (amphipod)	ADT	1.65±0.266		96.7±40.5	42.2±9.72			Puget Sound, WA	Pastorok and Becker 1990
3485	±2475	NC	COA	Highly toxic (95.5±8.5% mortality)	<i>Rhepoxinus abronius</i> (amphipod)	ADT							Eagle Harbor, WA	C12M H8 1989
3600		•	AETA	1988 Puget Sound AET	Benthic community								Puget Sound, WA	P-II 1988
3917	±7113	NE	COA	No significant change in respiration rate	<i>Palaeomonetes pugio</i> (grass shrimp)	ADT							Elizabeth River, VA	Alden and Butt 1987
4100	±600	•	SSBA	Significant mortality	<i>Rhepoxinus abronius</i> (amphipod)	ADT	0.9			54	45	1	Laboratory	Plesha et al. 1988
4800	±3315	•	COA	Significantly toxic (37.3±22% mortality)	<i>Neanthes arenaceodentata</i> (polychaete)	EMB	1.87±0.208		121±28.5	33±18.1			Puget Sound, WA	Pastorok and Becker 1990
5000		•	COA	Highly toxic (23% emergence)	<i>Corophium volutator</i> (amphipod)	ADT	3.5			9.5	44.9	45.6	Burrard Inlet, BC	McLeay et al. 1991
5000		•	COA	Highly toxic (30.5% emergence)	<i>Rhepoxinus abronius</i> (amphipod)	ADT	3.5			9.5	44.9	45.6	Burrard Inlet, BC	McLeay et al. 1991
5335	±6488	•	COA	Moderately toxic (41±9% mortality)	<i>Rhepoxinus abronius</i> (amphipod)	ADT							Eagle Harbor, WA	C12M H8 1989
6300		•	COA	Significantly toxic (56% mortality)	<i>Parope generosa</i> (geoduck)	JUV	2.1		93	31			Puget Sound, WA	Pastorok and Becker 1990
6800		•	AETA	PSDDA Maximum Level Criteria	Aquatic biota								Puget Sound, WA	USACOE 1988
10853	±15341	NE	COA	Not significantly toxic (8±5.66% mortality)	<i>Neanthes</i> sp. (polychaete)	JUV			96±2.8	0.4±0.14	2.55±0.778		Sydney Tar Pond, NS	Tay et al. 1991
18000		•	EqPA	99% Chronic Marine Criteria	Aquatic organisms		1						United States	Pavlov et al. 1987
21700		•	COA	Significantly toxic (100% mortality)	<i>Corophium volutator</i> (amphipod)	ADT			93.9	0.5	3.1		Sydney Tar Pond, NS	Tay et al. 1991
21700		•	COA	Significantly toxic (100% mortality)	<i>Rhepoxinus abronius</i> (amphipod)	ADT			93.9	0.5	3.1		Sydney Tar Pond, NS	Tay et al. 1991
45000		•	EqPA	95% Chronic Marine Criteria	Aquatic organisms		1						United States	Pavlov et al. 1987
116000		•	COA	Significantly toxic (52% mortality)	<i>Neanthes</i> sp. (polychaete)	JUV			82.8	0.6	3.7		Sydney Tar Pond, NS	Tay et al. 1991
450000		•	EqPA	EPA Acute Marine EP Threshold	Aquatic biota		1						United States	Lyman et al. 1987
450000		•	EqPA	Chronic Marine EqP Threshold	Aquatic biota		1						United States	Bulan et al. 1985

ANNEXE 2

Personnes consultées

PERSONNES CONSULTÉES

KATHIE ADARE, Environnement Canada.

JACQUES BÉRUBÉ, CJB Environnement inc.

CHARLES GOBEIL, Institut Maurice-Lamontagne, Ministère des Pêches et Océans.

ISABELLE GUAY, Ministère de l'Environnement du Québec

REIN, JAGGUMAGI, Ministère de l'Environnement de l'Ontario

ROBERT HAMELIN, Robert Hamelin et associés

YVES LAVERGNE, Travaux publics et Services gouvernementaux Canada

DON MACDONALD, MacDonald Environmental Services.

M. MARFERLANE, Ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique.

PIERRE MICHON, Ministère de l'Environnement du Québec

MARC PELLETIER, Procéan

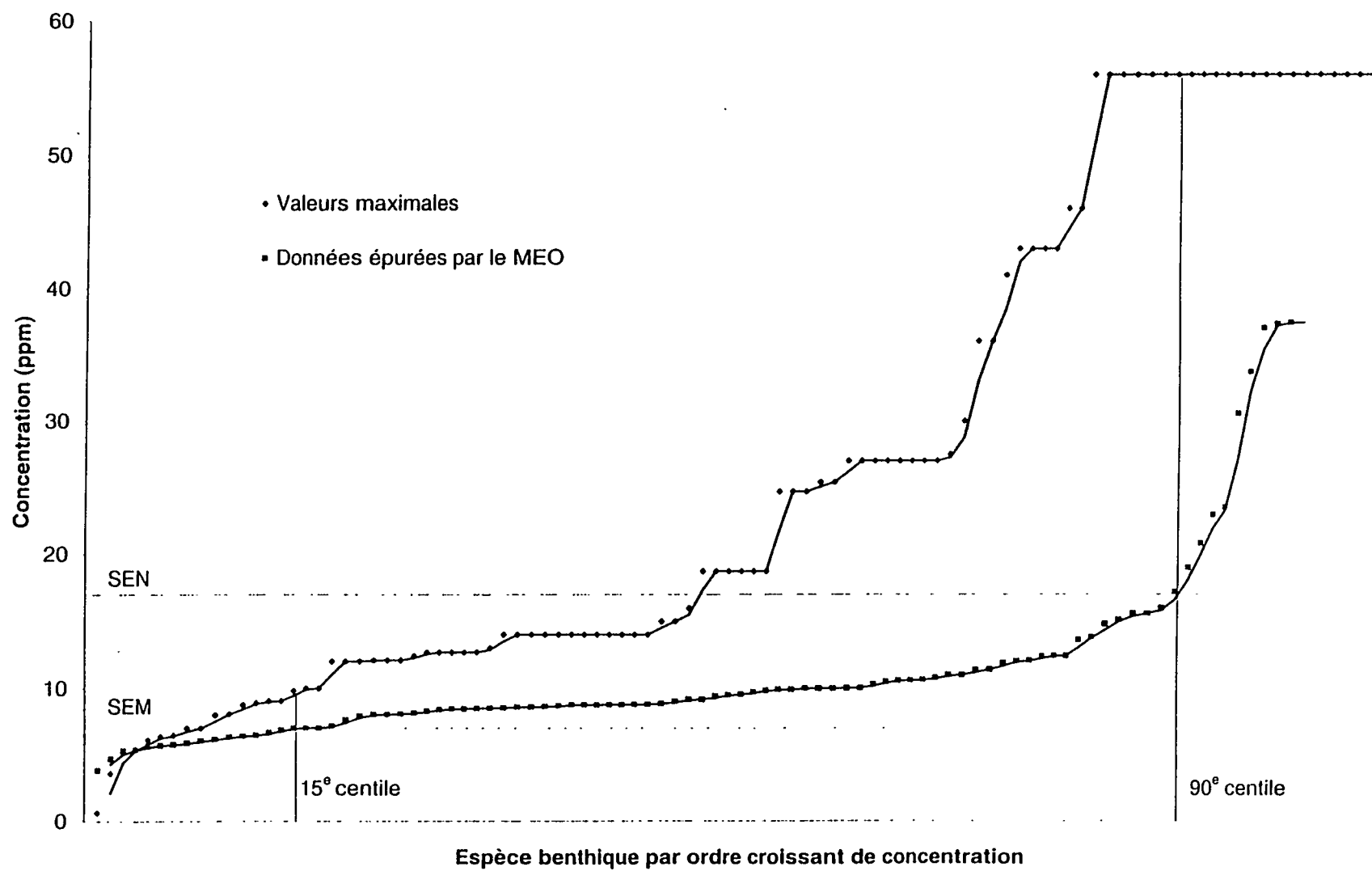
FRANCINE RICHARD, Garde côtière canadienne, ministère des Pêches et Océans

CLAUDE VÉZINA, Roche Itée Groupe-conseil

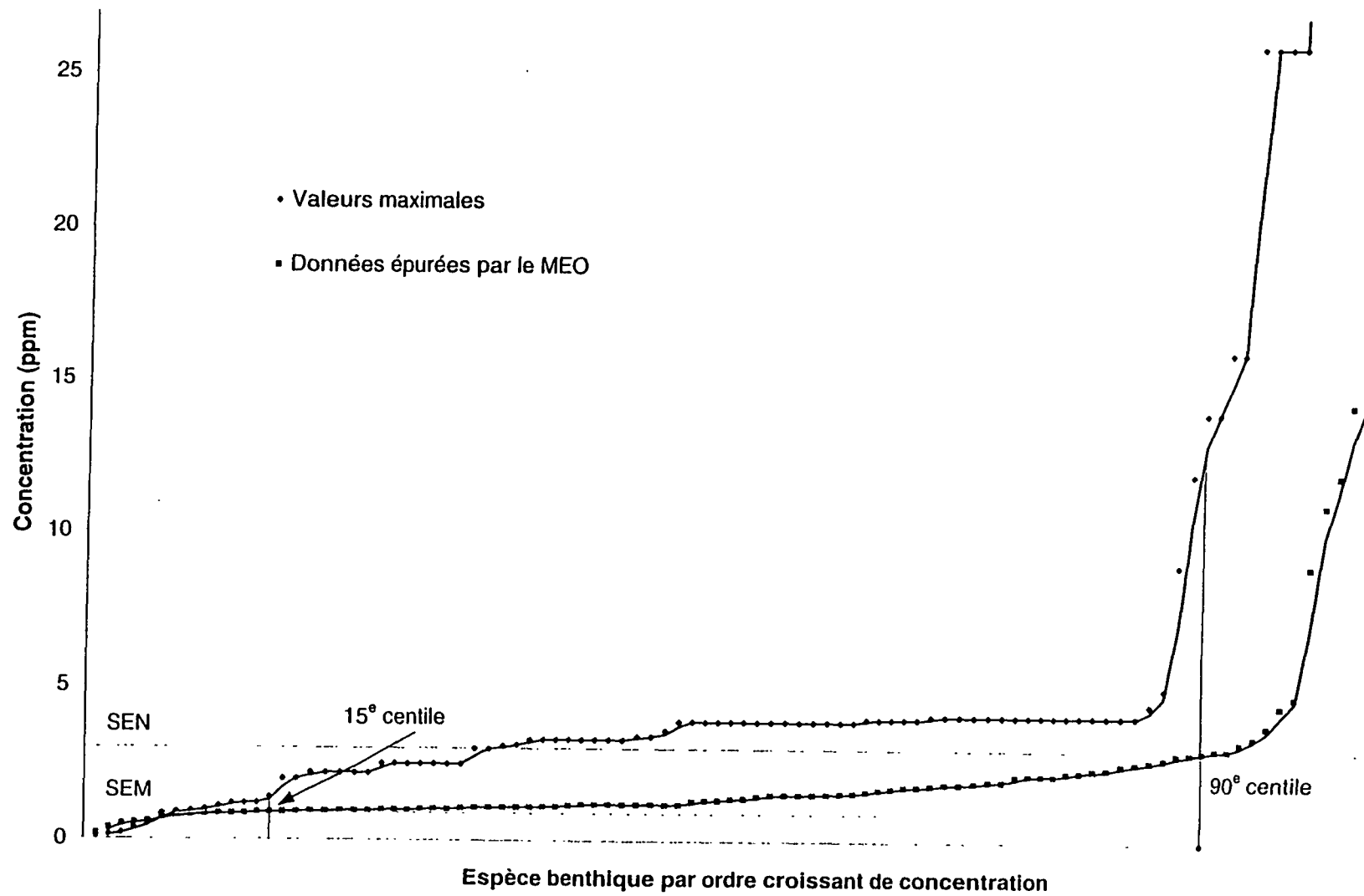
ANNEXE 3

Courbes SSLC obtenues à partir des valeurs retenues
par le MEO ainsi qu'à partir des valeurs maximales

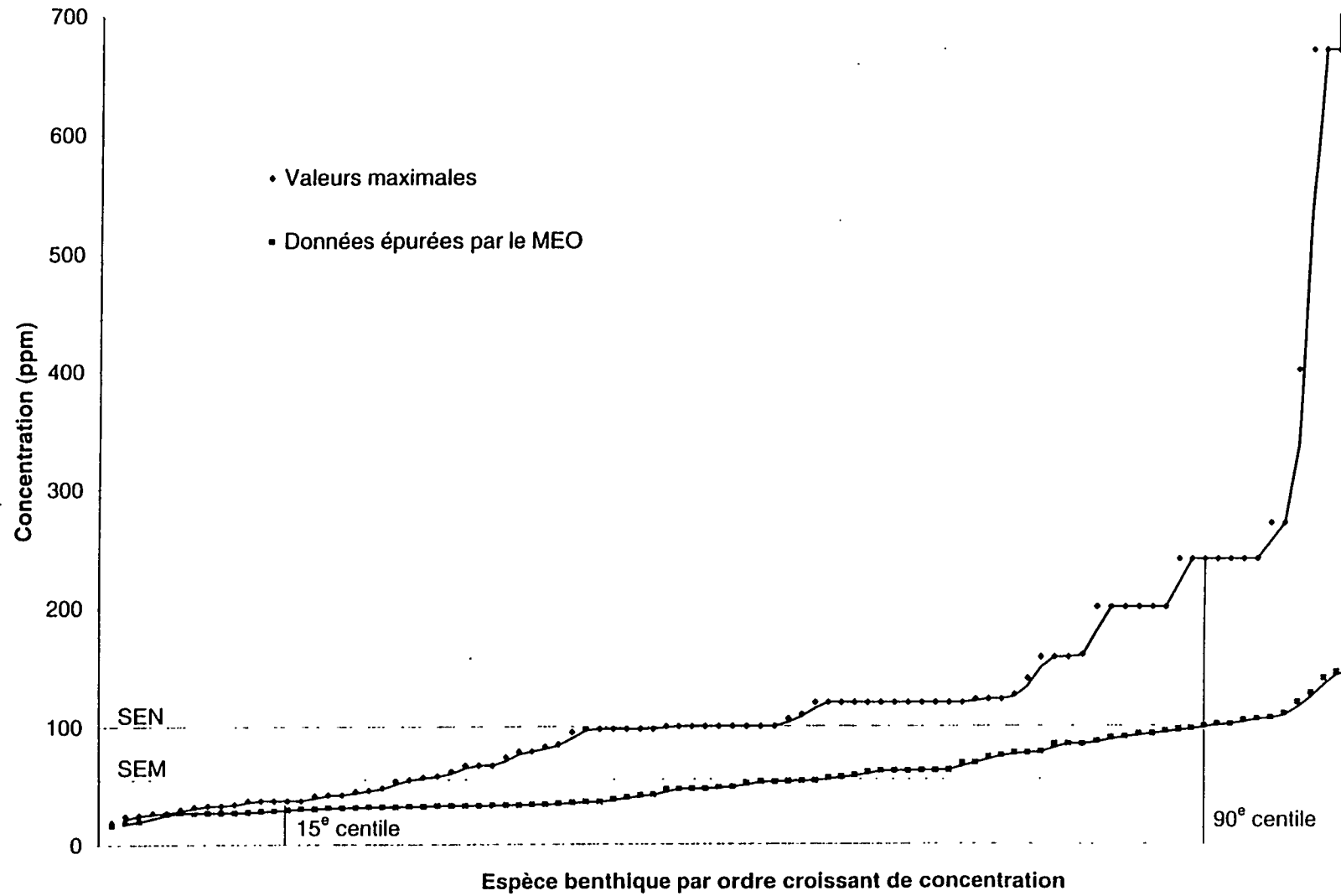
Arsenic



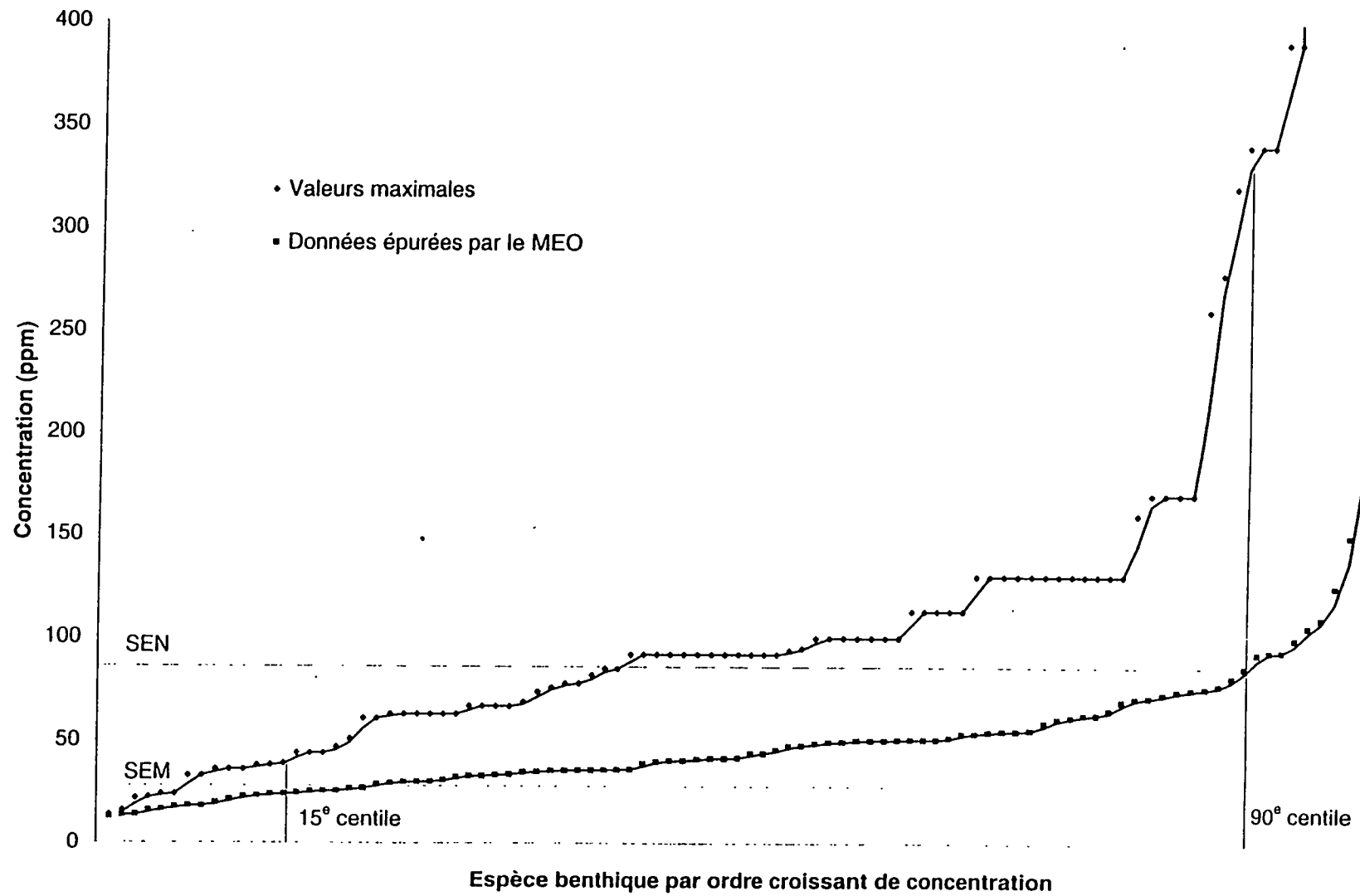
Cadmium



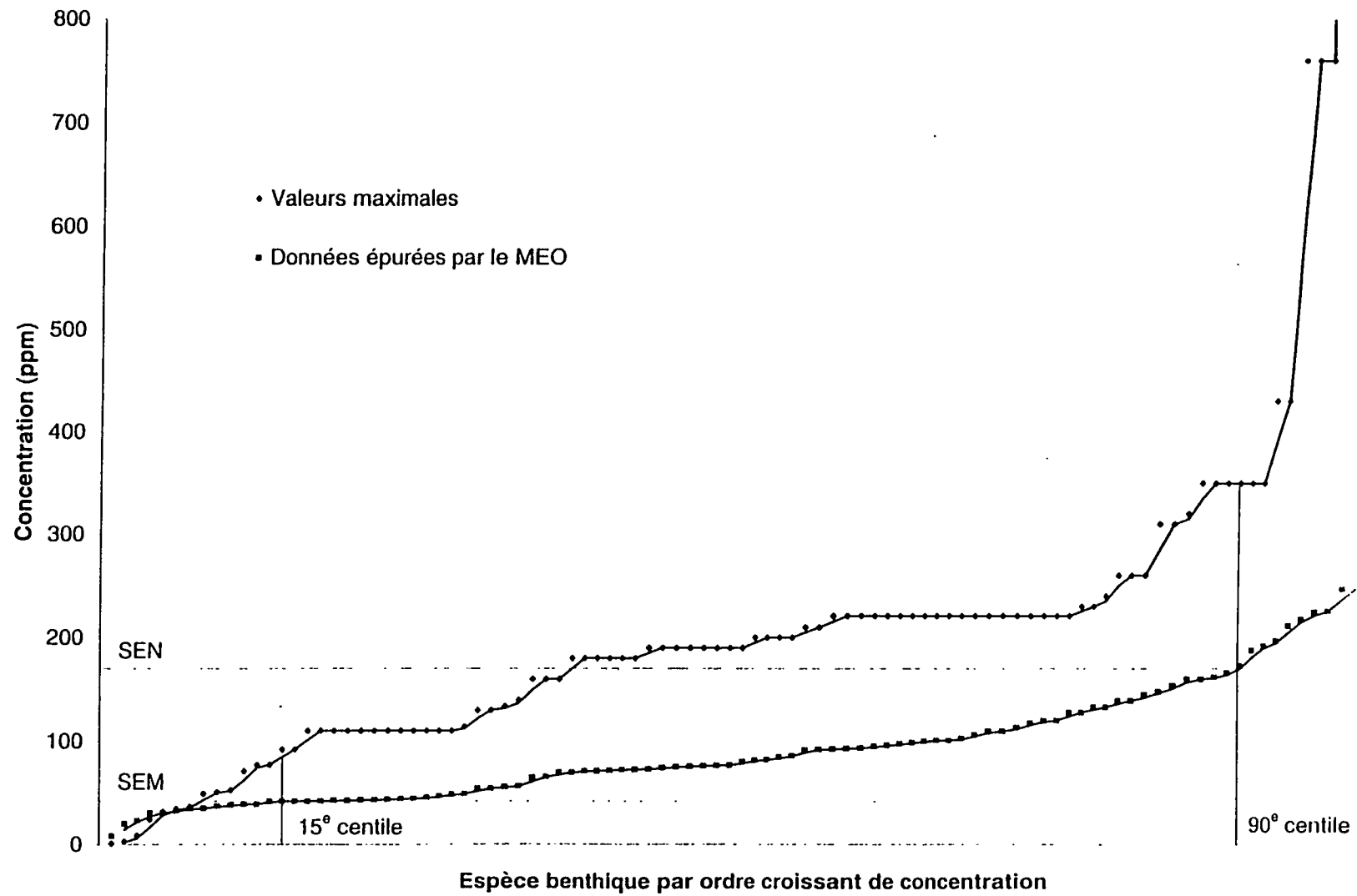
Chrome



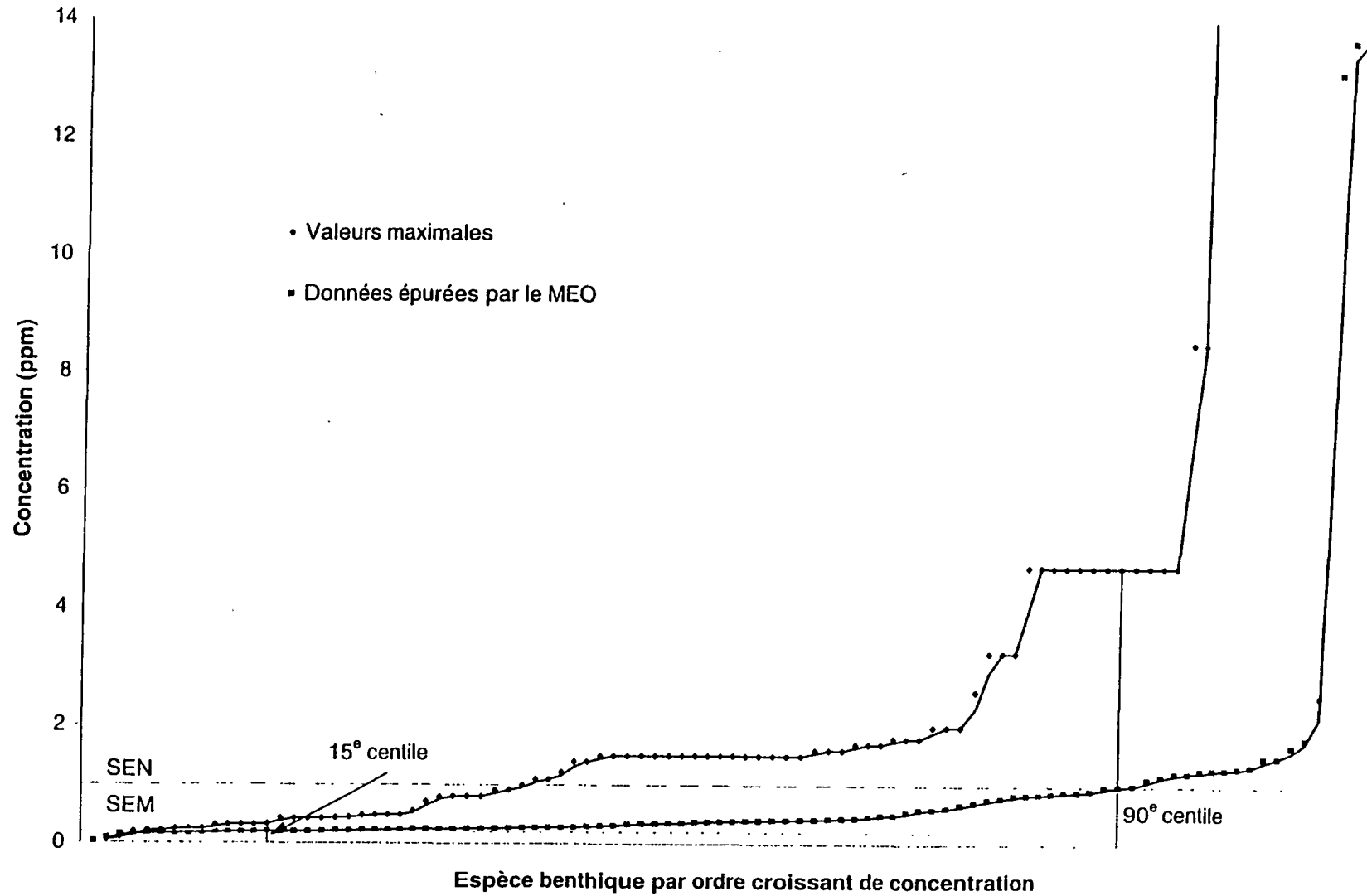
Cuivre



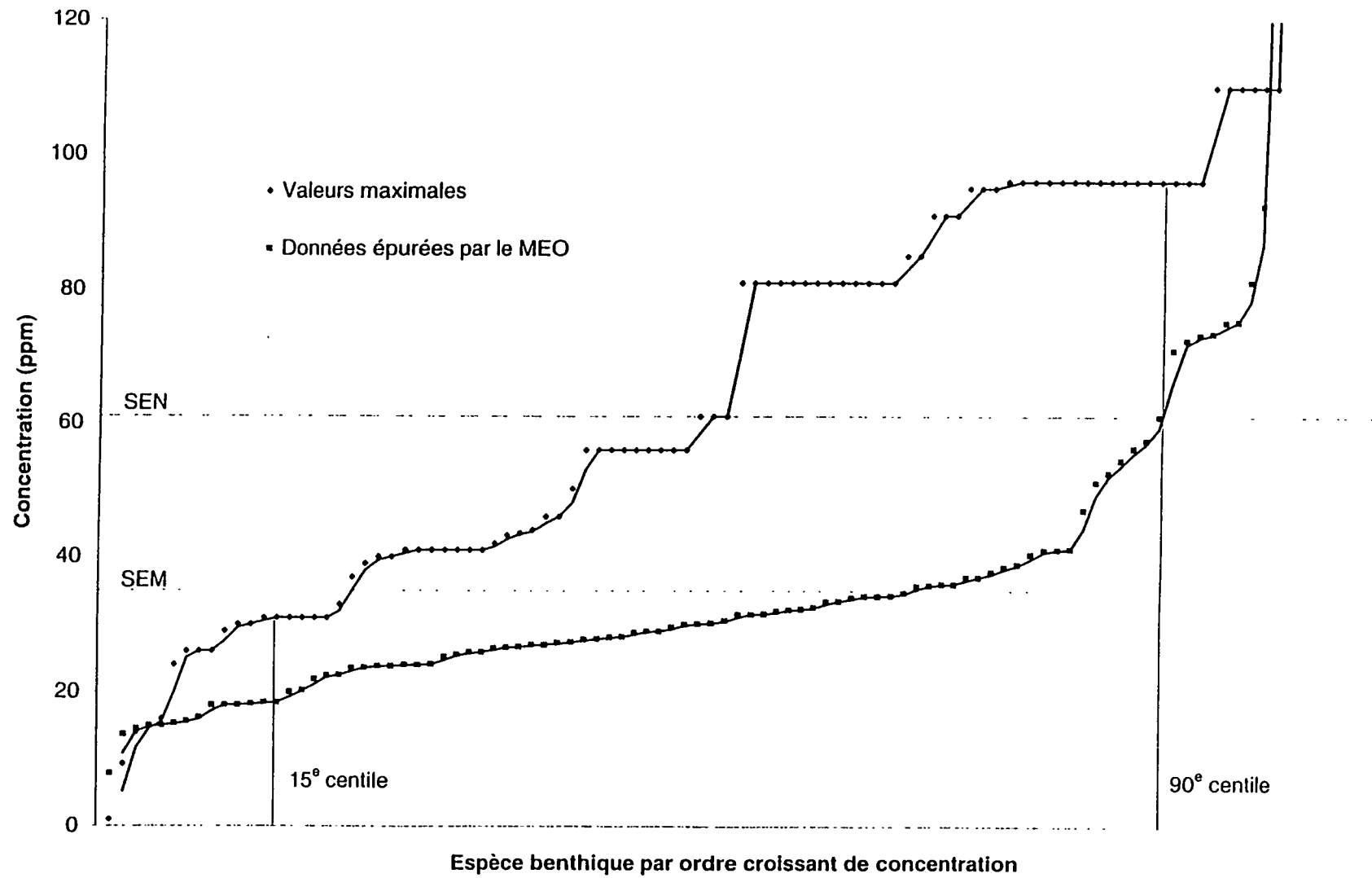
Plomb



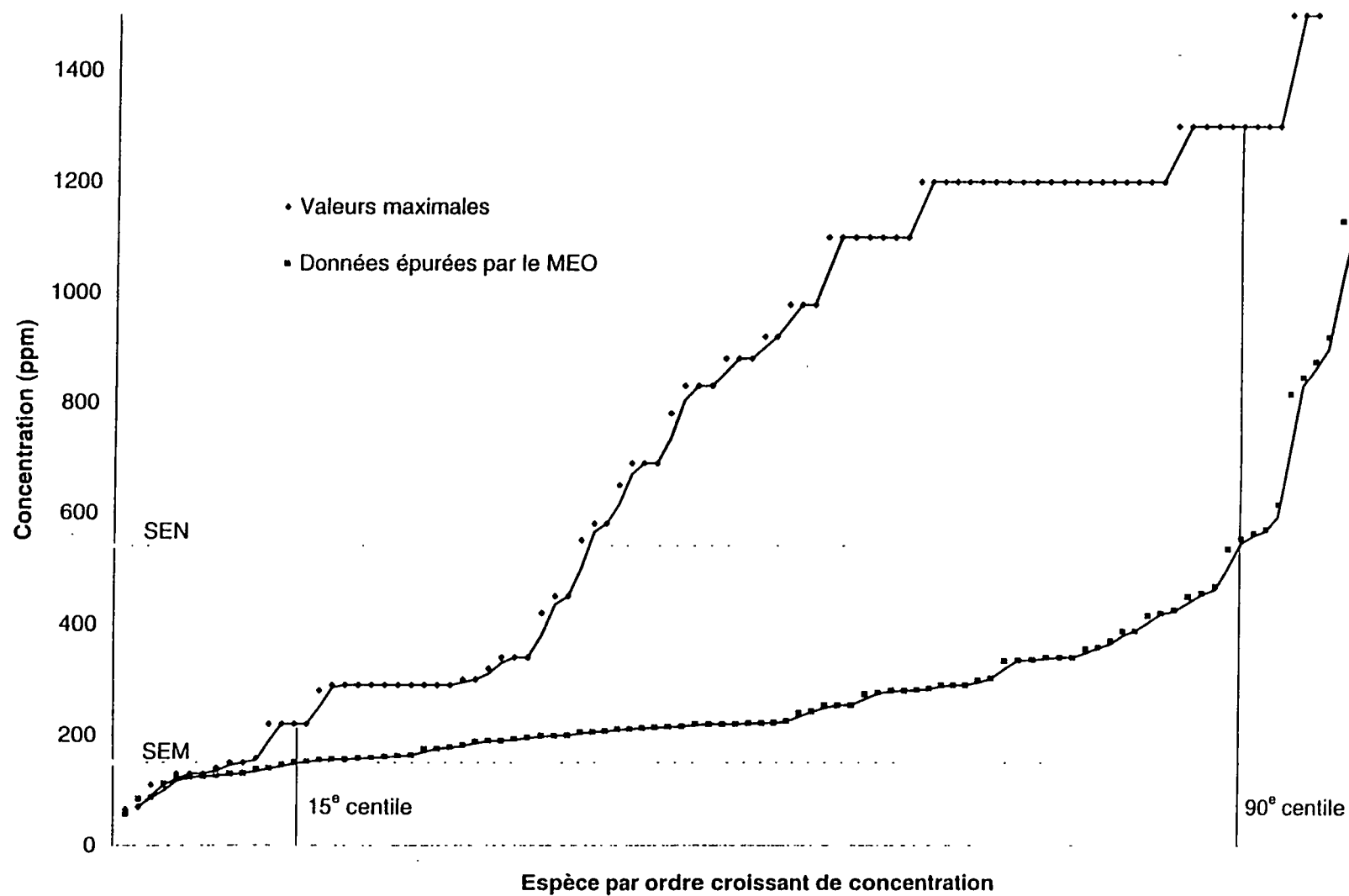
Mercure



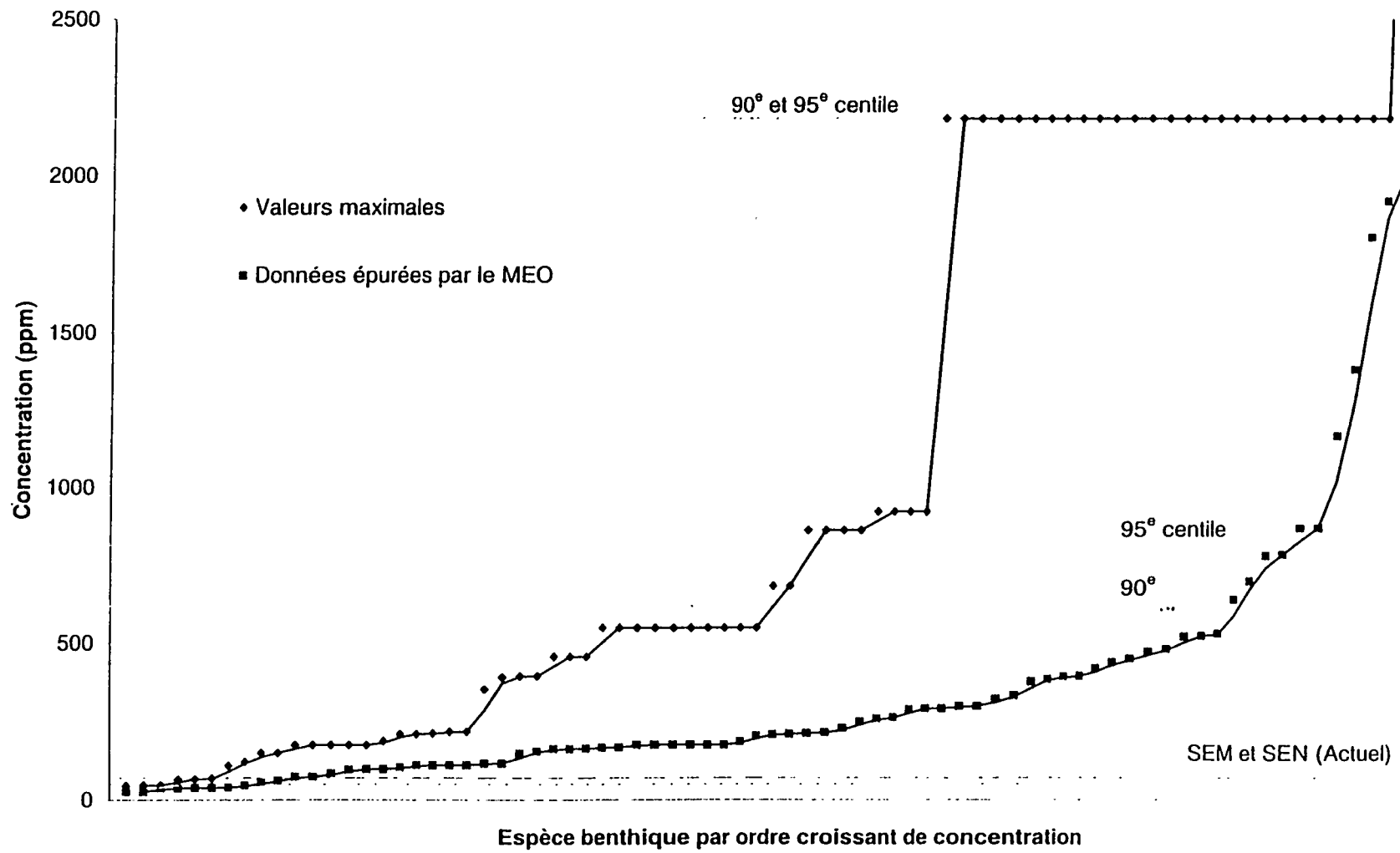
Nickel



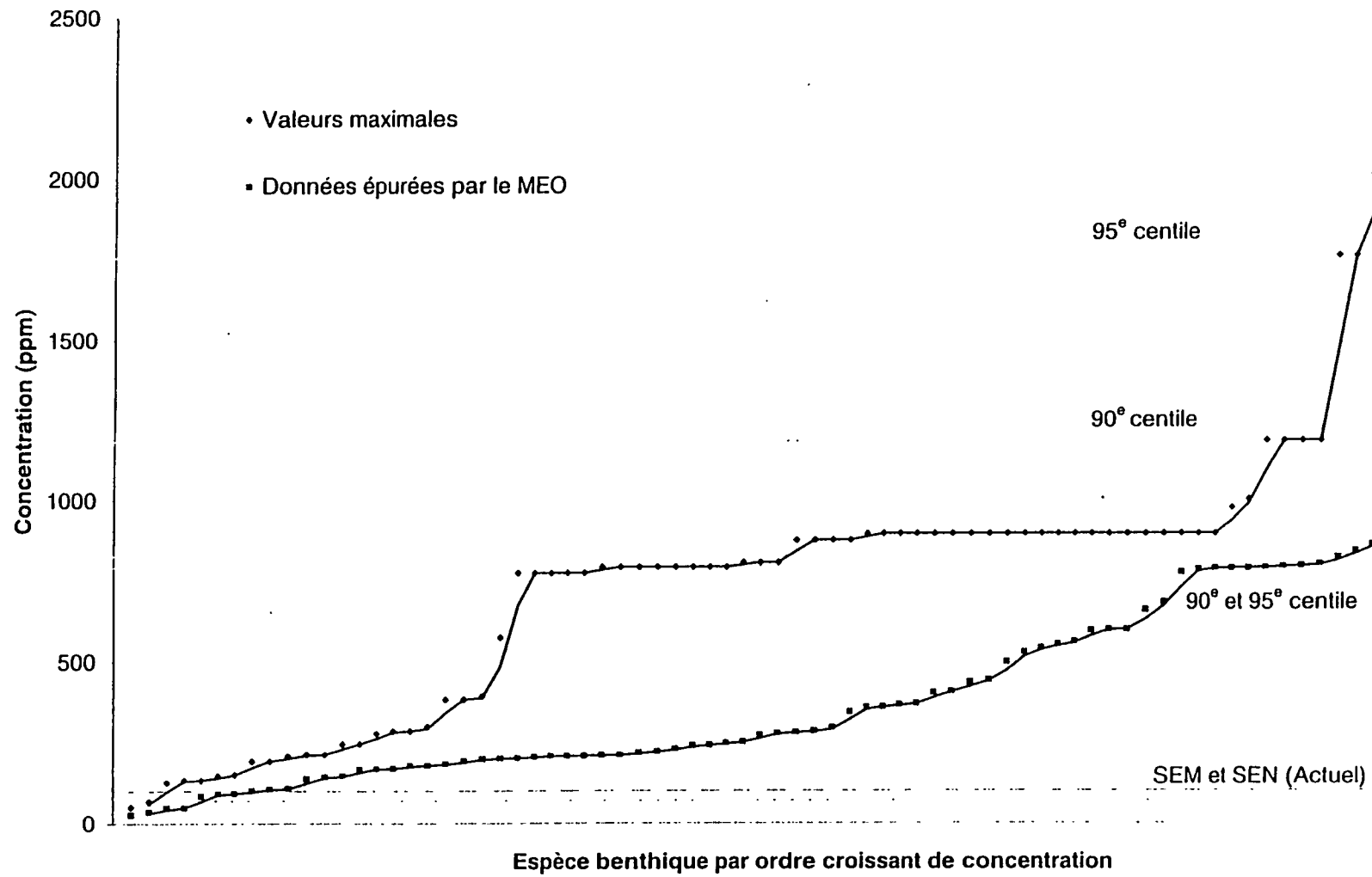
Zinc



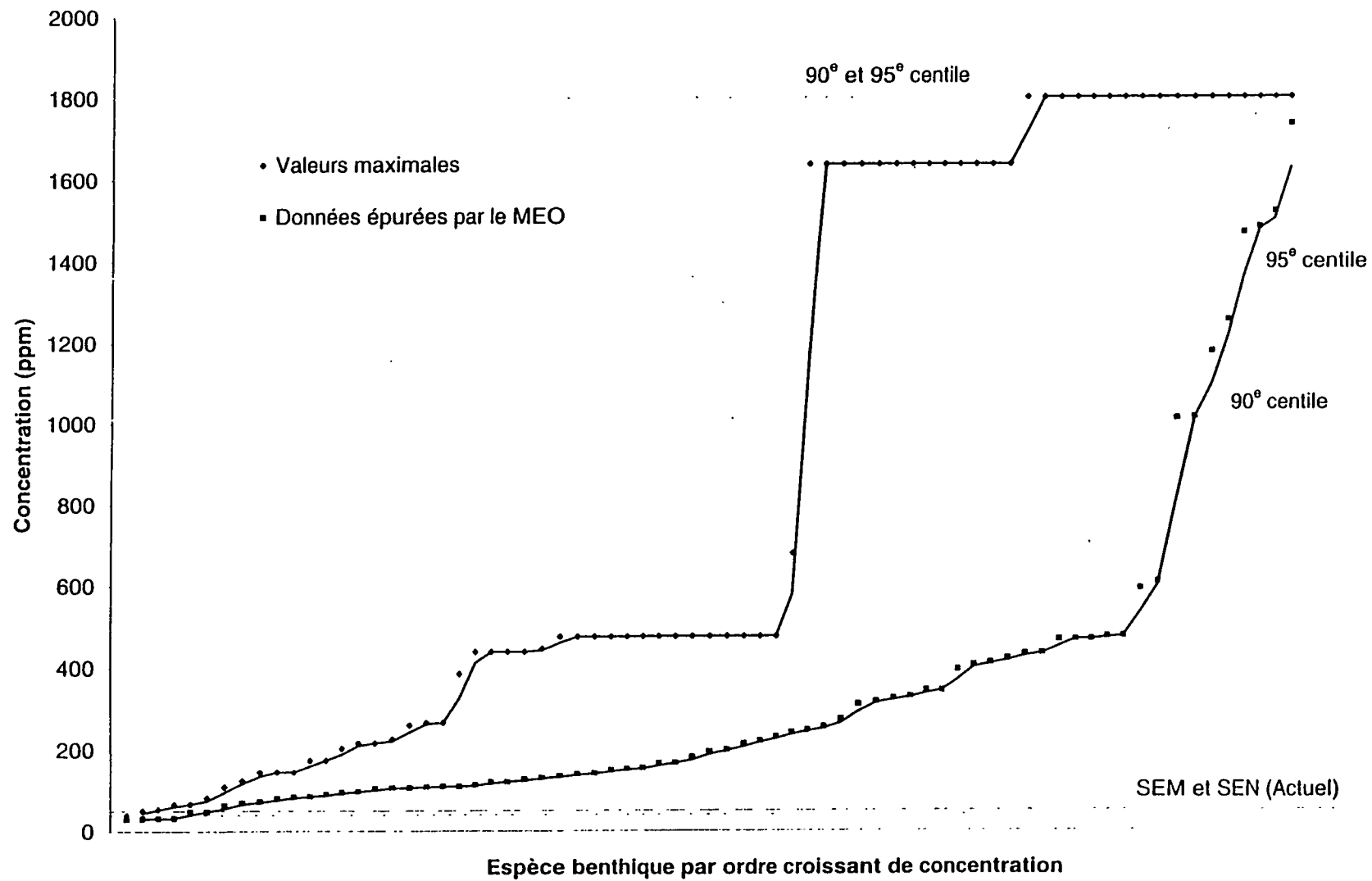
Benzo[a]pyrène



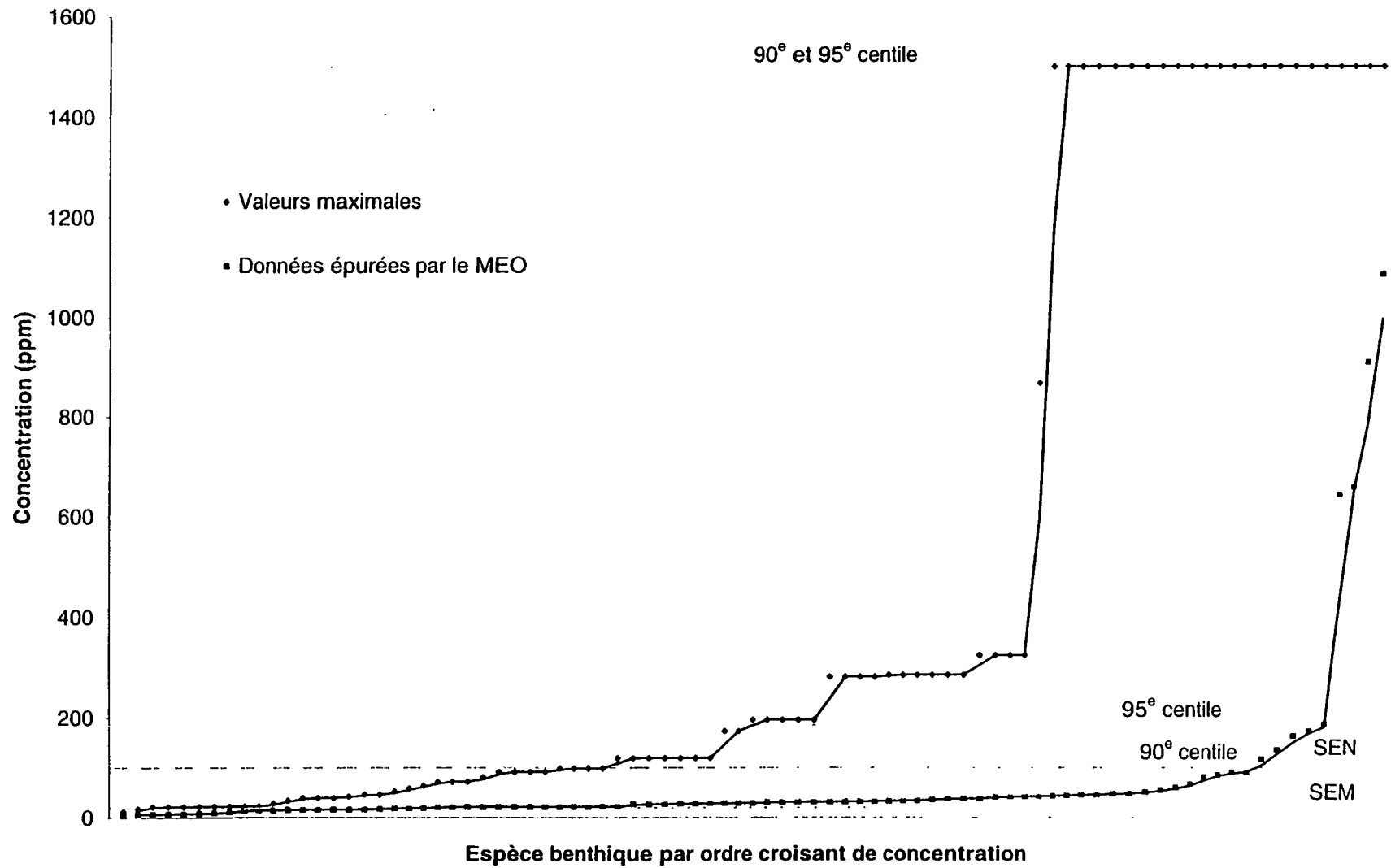
Pyrène



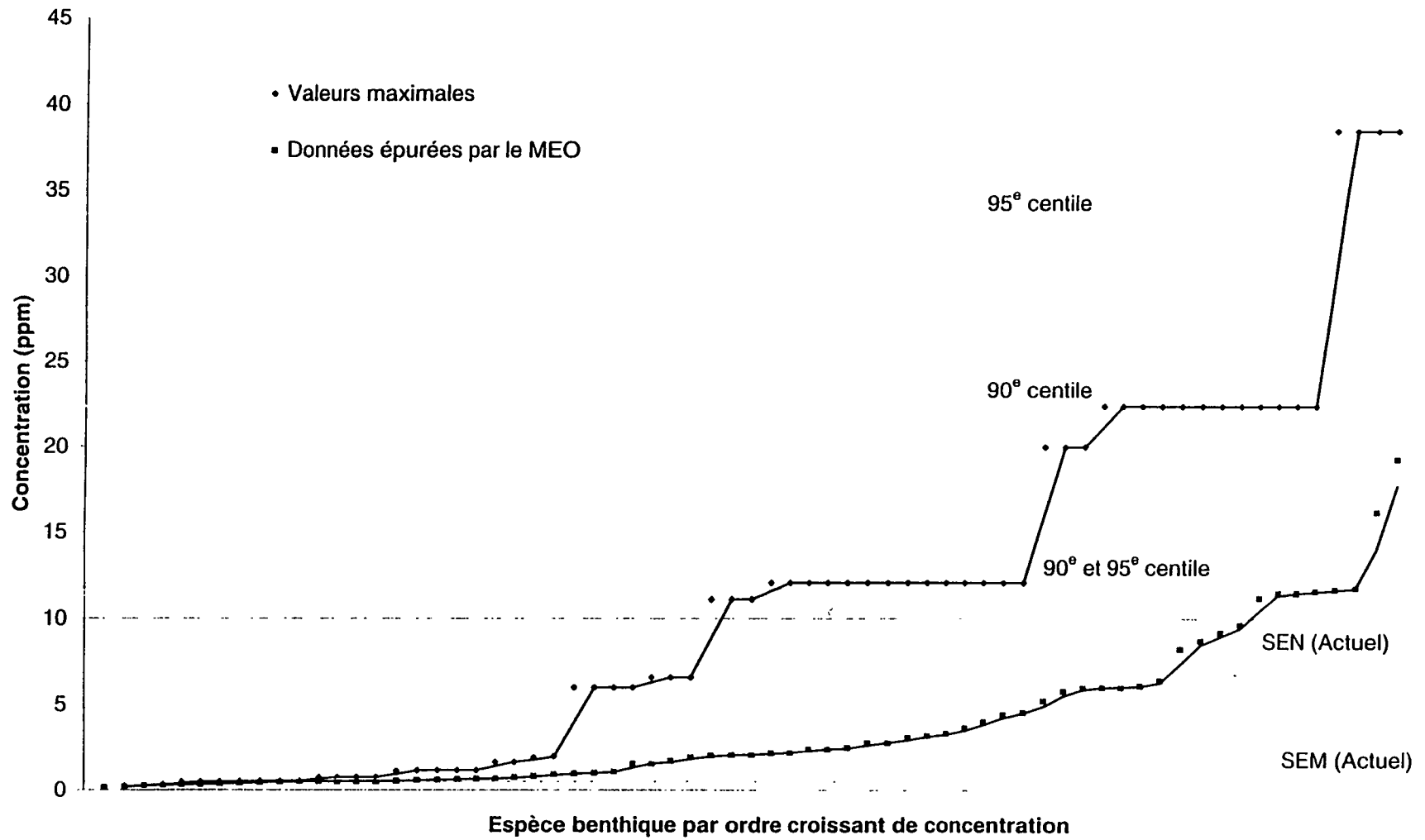
Benz[a]anthracène



BPC totaux



BHC



Aldrin

